



HAL
open science

Méthodes d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux

Joséphine Peigné

► **To cite this version:**

Joséphine Peigné. Méthodes d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux. Sciences du Vivant [q-bio]. Ecole Nationale Supérieure Agronomique, 2003. Français. NNT : . tel-02826418

HAL Id: tel-02826418

<https://hal.inrae.fr/tel-02826418>

Submitted on 7 Jun 2020

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.

**Ecole Nationale Supérieure
d'Agronomie de Rennes**

**Institut National de la Recherche
Agronomique**

**UMR ENSAIA (INPL) – INRA
Département Environnement -
Agronomie
Equipe Agriculture Durable**

THESE

présentée à l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes
pour l'obtention du titre de

DOCTEUR de l'ENSA de Rennes

Spécialité : Biologie et Agronomie

Par

Joséphine PEIGNE

*Méthode d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité
de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux*

Soutenue publiquement le 11 avril 2003 devant la commission d'examen :

Membres du jury

J.-P. Deléage : Professeur à l'Université d'Orléans (Yvry-sur-Seine)

M. Benoît : Directeur de Recherche à l'INRA (Mirecourt)

J. Martinez : Directeur de Recherche au CEMAGREF (Rennes)

P. Girardin : Directeur de Recherche à l'INRA (Colmar)

R. Barré : Directeur d'ECOCERT (L'Isle Jourdain)

P. Leterme : Professeur à l'ENSAR (Rennes)

Président

Rapporteur

Rapporteur

Directeur de thèse

Examineur

Examineur

Remerciements

Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Philippe Girardin pour m'avoir accueilli dans son équipe et encadré durant mes trois années de thèse. Pour son appui, ses conseils et le temps qu'il m'a consacré, mais aussi pour les responsabilités qu'il m'a données, je l'assure de ma profonde reconnaissance.

Je remercie vivement M. Leterme pour m'avoir prodigué de nombreux conseils, apporté de la rigueur que ce soit lors des comités de thèse, et plus largement durant les trois années de thèse.

Je tiens à remercier la société ECOCERT dont j'ai fait partie durant ces trois années, et plus particulièrement M. Barré, pour sa participation à mon travail ainsi que M. Berst, pour l'appui technique et amical qu'il m'a prodigué durant ces trois années.

Je remercie de même M. Gaillard et M. Godden pour le temps qu'ils m'ont consacré et les nombreux conseils qu'ils m'ont donnés lors des comités de thèse.

Mes remerciements s'adressent également à M. Benoît, M. Martinez, M. Deléage pour avoir accepté de juger ce travail.

Je tiens à remercier profondément l'ensemble de mes collègues et amis de la station d'agronomie de Colmar que ce soit pour les conseils et services qu'ils m'ont apportés et plus généralement pour l'amitié qu'ils m'ont témoignée durant ces trois années.

Enfin, je ne saurais terminer cette liste, sans adresser un remerciement particulier à mon amie et collègue Marie Thiollet pour ces trois années passées ensemble dans la bonne humeur et le rire.

RESUME

Méthode d'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux.

En raison d'une forte demande sociétale, les professionnels de l'agriculture biologique s'interrogent de plus en plus sur l'impact environnemental de leurs pratiques. Dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA et la société ECOCERT, l'objectif de notre travail est de proposer un outil d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air. Ce dernier établit un diagnostic de l'exploitation afin de servir d'aide à la décision. L'interdiction d'utilisation de produits de synthèse en agriculture biologique nous a conduit à nous intéresser à l'impact de la gestion des matières organiques sur l'environnement et plus précisément sur la qualité de l'air, jusque là négligée dans l'évaluation environnementale. La qualité de l'air a été caractérisée à travers l'étude des émissions d'ammoniac (NH_3), de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O). Nous avons construit trois indicateurs (NH_3 , CH_4 et N_2O) évaluant l'impact sur l'air de trois étapes de la gestion des déjections animales : bâtiments d'élevage, stockage (et compostage) et épandage. Chaque indicateur a été élaboré en caractérisant l'impact d'une pratique sur l'émission de gaz, puis en agrégeant l'information pour obtenir un risque global à l'échelle de l'exploitation. Au final, notre méthode évalue l'émission de NH_3 en attribuant une note de 0 (émission forte) à 10 (émission nulle) à l'ensemble des pratiques. Les indicateurs CH_4 et N_2O , associé à un indicateur CO_2 déjà développé à l'INRA, ont été agrégés pour former un indicateur gaz à effet de serre. Ce travail a permis de compléter les modes d'évaluation des impacts des pratiques sur l'environnement en tenant compte, d'une part, de l'impact de pratiques peu étudiées, comme le compostage, et d'autre part, des pollutions atmosphériques les plus souvent sous-estimées.

ABSTRACT

Assessment method of the impact of organic farming practices on air quality by means of agro-environmental indicators

Because of social pressure, organic farmers wonder if their practices are free of pollution. The aim of this study is to elaborate an assessment method of the impacts of organic practices on air quality. The method gives an environmental diagnosis, which helps to take a decision. Because of no use of synthetic products in organic farming, we focused on the environmental impact of organic matter and especially on the air quality, which was underestimated in environmental assessment. Air quality is defined by analyse of ammonia (NH_3), methane and nitrous oxide emissions. We elaborated 3 Indicators (NH_3 , CH_4 and N_2O) which assess impacts of farm management of animal organic matter on air quality during housing, storage (and composting) and manure spreading. Each of them is elaborated by calculating individual practice impact on gaz emission and, thereafter, by aggregating the results to obtain a global risk at farm level. At the end, our method gives a mark between 0 (high risks) and 10 (low risks) to assess NH_3 emission of all the agricultural practices. CH_4 and N_2O indicators are aggregated with CO_2 indicator (elaborated by INRA) in a general greenhouse effect indicator. This work has improved environmental assessment thanks to the introduction of the impacts of original practices as composting and air pollution, often neglected in assessment process.

Discipline : Biologie et Agronomie

Mots clés : agriculture biologique, évaluation, indicateur, qualité de l'air, ammoniac, méthane et protoxyde d'azote.

Laboratoire Agriculture Durable, UMR INPL(ENSAIA)-INRA Nancy Colmar, 28 rue de herrlisheim, 68000 Colmar

Sommaire

INTRODUCTION..... 1

PARTIE 1 : MÉTHODOLOGIE DE CONSTRUCTION DES INDICATEURS AGRI-ENVIRONNEMENTAUX..... 5

CHAPITRE .1 : COMMENT ÉVALUER L'IMPACT DES PRATIQUES AGRI-BIOLOGIQUES SUR L'AIR ? 5

A LA QUALITÉ DE L' AIR 5

B L'IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES RETENUES SUR LA QUALITÉ DE L' AIR..... 12

C QUELLE MÉTHODE D'ÉVALUATION CHOISIR ? 17

D LA MÉTHODE INDIGO..... 19

E CONCLUSION 21

CHAPITRE .2 : LES CONDITIONS GÉNÉRALES D'ÉMISSION DU NH₃, CH₄ ET N₂O..... 22

A LA DÉGRADATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE 22

B L'ÉMISSION DE NH₃ 22

C L'ÉMISSION DE N₂O 28

D L'ÉMISSION DE CH₄ 31

PARTIE 2 : LES INDICATEURS GAZ À EFFET DE SERRE..... 33

CHAPITRE .1 : L'INDICATEUR CH₄..... 33

A PRÉSENTATION GÉNÉRALE DE LA CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR CH₄ 33

B ALIMENTATION ANIMALE ET FERMENTATION ENTÉRIQUE 33

C BÂTIMENTS D'ÉLEVAGE ET STOCKAGE 36

D AGRÉGATION DES MODULES D'ÉVALUATION 42

E DÉTERMINATION DE LA RÉFÉRENCE 42

F SENSIBILITÉ 43

G DISCUSSION : COMPARAISON DES RÉSULTATS OBTENUS 44

CHAPITRE .2 : L'INDICATEUR N₂O..... 45

A PRÉSENTATION GÉNÉRALE DE LA CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR N₂O 45

B BÂTIMENT D'ÉLEVAGE ET STOCKAGE 45

C ÉPANDAGE SUR TERRES CULTIVÉES ET PRAIRIES 52

D AGRÉGATION DES MODULES D'ÉVALUATION 58

E DÉTERMINATION DE LA RÉFÉRENCE..... 58

F SENSIBILITÉ 59

G RÉSULTATS 59

H DISCUSSION : LE PROBLÈME DE L'INCERTITUDE..... 60

CHAPITRE .3 : L'INDICATEUR GAZ À EFFET DE SERRE..... 61

PARTIE 3 : L'INDICATEUR NH₃..... 62

CHAPITRE .1 : PRÉSENTATION GÉNÉRALE DE L'INDICATEUR NH₃ 62

A L'ÉMISSION DE NH₃ DES DÉJECTIONS SOUS FORME SOLIDE 62

B L'ÉMISSION DE NH₃ DES DÉJECTIONS SOUS FORME LIQUIDE..... 63

C L'ÉMISSION DE NH₃ DES DÉJECTIONS DE VOLAILLE 63

D CONCLUSION..... 64

CHAPITRE .2 : LES MODULES D'INDICATEUR.....	64
A BÂTIMENTS D'ÉLEVAGE	64
B STOCKAGE ET TRAITEMENT	83
C EPANDAGE	92
CHAPITRE .3 : AGRÉGATION ET RÉFÉRENCE.....	97
A AGRÉGATION DES MODULES D'ÉVALUATION	97
B DÉTERMINATION DE LA RÉFÉRENCE	97
CHAPITRE .4 : SENSIBILITÉ.....	100
A SENSIBILITÉ SYSTÈMES BOVINS	100
B SENSIBILITÉ SYSTÈMES PORCINS	100
C SENSIBILITÉ SYSTÈMES VOLAILLES	101
D SYNTHÈSE.....	101
CHAPITRE .5 : CONCLUSION DE L'INDICATEUR NH₃.....	101
<u>PARTIE 4 : VALIDATION ET DISCUSSION.....</u>	<u>102</u>
CHAPITRE .1 : VALIDATION	102
A INTRODUCTION	102
B VALIDATION DE LA CONSTRUCTION	103
C VRAISEMBLANCE DES SORTIES DE L'INDICATEUR.....	103
D VALIDATION D'USAGE	118
E CONCLUSION	121
CHAPITRE .2 : DISCUSSION.....	122
A INNOVATION	122
B LES LIMITES DE L'OUTIL	124
C LES AMÉLIORATIONS DE L'OUTIL	127
<u>CONCLUSION GÉNÉRALE.....</u>	<u>129</u>
<u>BIBLIOGRAPHIE.....</u>	<u>132</u>
<u>LISTES DES ILLUSTRATIONS</u>	<u>147</u>
<u>GLOSSAIRE.....</u>	<u>153</u>
<u>ANNEXES.....</u>	<u>155</u>

Introduction

L'agriculture biologique et l'environnement...

L'agriculture biologique est le seul mode de production agricole réglementé au niveau européen (CEE 1991) obligeant les producteurs d'une part à suivre des recommandations inscrites dans un cahier des charges et d'autre part à se faire contrôler pour garantir le respect de la réglementation. Cette volonté de transparence permet d'assurer le bon fonctionnement de la filière agri-biologique et la confiance des consommateurs. L'agriculture biologique impose donc une obligation de moyens (pratiques culturales) et non de résultats, que ce soit en terme de respect de l'environnement ou bien de qualité gustative et sanitaire des produits. Ceci soulève de nombreuses questions : l'agriculture biologique est-elle systématiquement synonyme de respect de l'environnement ? L'agriculture biologique est-elle durable ou plus durable que d'autres modes de production (Girardin, in press) ?

Ces interrogations sont reprises dans l'article de Rigby et Caceres (2001). Ces derniers passent en revue les opinions des détracteurs comme des partisans du postulat qui fait de l'agriculture biologique un modèle d'agriculture durable *a priori*. Le respect de l'environnement, l'autonomie de production sont les principaux arguments de l'évidence de la durabilité de ce mode de production. A ces affirmations, certains opposent le manque de productivité, le passéisme de ce mode de production pour conclure que l'agriculture biologique ne peut pas être durable. A cette dissension Rigby et Caceres (2001) répondent : *'Rather than asserting, or denying, whether certain agricultural movements are the approach to sustainable agriculture, the question must be : are producers moving in the right direction ?'*. En effet, la question est de savoir si les producteurs biologiques tendent vers un meilleur respect de l'environnement ? La réponse à cette question nécessite une évaluation en particulier en ce qui concerne les impacts environnementaux des pratiques agri-biologiques réellement mises en place sur l'exploitation.

En France, cette préoccupation a été soulevée par la société ECOCERT, un des organismes de contrôle des exploitations et transformateurs biologiques. En collaboration avec l'INRA de Colmar, elle a lancé un programme de recherche à fin de clarifier le rôle de l'agriculture biologique dans la protection de l'environnement.

Le programme de recherche de l'INRA de Colmar : la méthode INDIGO....

Le laboratoire Agronomie et Environnement de Colmar travaille depuis une dizaine d'année sur l'évaluation de systèmes de culture dans le cadre d'une agriculture durable. L'adjectif 'Durable' peut être défini de multiples façons (Pervanchon et Blouet, 2003). L'équipe Agronomie et Environnement s'est restreinte à une approche environnementale de la durabilité de l'agriculture : faire évoluer les systèmes de culture vers un meilleur respect de l'environnement afin de concilier production agricole et préservation des ressources naturelles.

Dans le cadre de ce programme de recherche, l'équipe s'est penchée sur le développement d'outils d'évaluation devant être à la fois cohérents scientifiquement et pertinent pour les utilisateurs. La prise en considération des utilisateurs a nécessité de réfléchir à des outils simples d'utilisation, dont l'objectif est de faire un diagnostic environnemental de l'exploitation agricole mais aussi de suivre l'évolution des pratiques, afin de servir d'outils d'aide à la décision.

Bien que l'état d'un système soit généralement caractérisé par des mesures directes sur le milieu ou estimé par simulation à l'aide d'un modèle, le choix de l'équipe Agronomie et Environnement de Colmar s'est porté sur un autre type d'outils d'évaluation : les indicateurs. D'après Le Germes (1981) in (Girardin et Bockstaller 1996), les indicateurs apparaissent comme *'une voie privilégiée, à la fois modeste et souple, pragmatique mais fondée sur des connaissances scientifiques quand elles sont disponibles, pour éclairer et contrôler l'action'*. Ainsi, les indicateurs permettent d'évaluer les systèmes suivant les deux objectifs recherchés : le diagnostic de l'impact des pratiques sur le milieu et l'aide à la décision pour *progresser dans la bonne direction* à savoir vers une durabilité accrue des systèmes.

Depuis une dizaine d'années, l'équipe Agronomie et Environnement de l'INRA de Colmar a développé une batterie d'une dizaine d'indicateurs agro-écologiques évaluant l'impact des pratiques agricoles sur les différents compartiments de l'environnement, comme la fertilisation azotée, les traitements phytosanitaires etc. (Bockstaller et Girardin 2000). Ces indicateurs ont été regroupés pour former une méthode d'évaluation : la méthode INDIGO.

L'évaluation du mode de production biologique avec la méthode INDIGO...

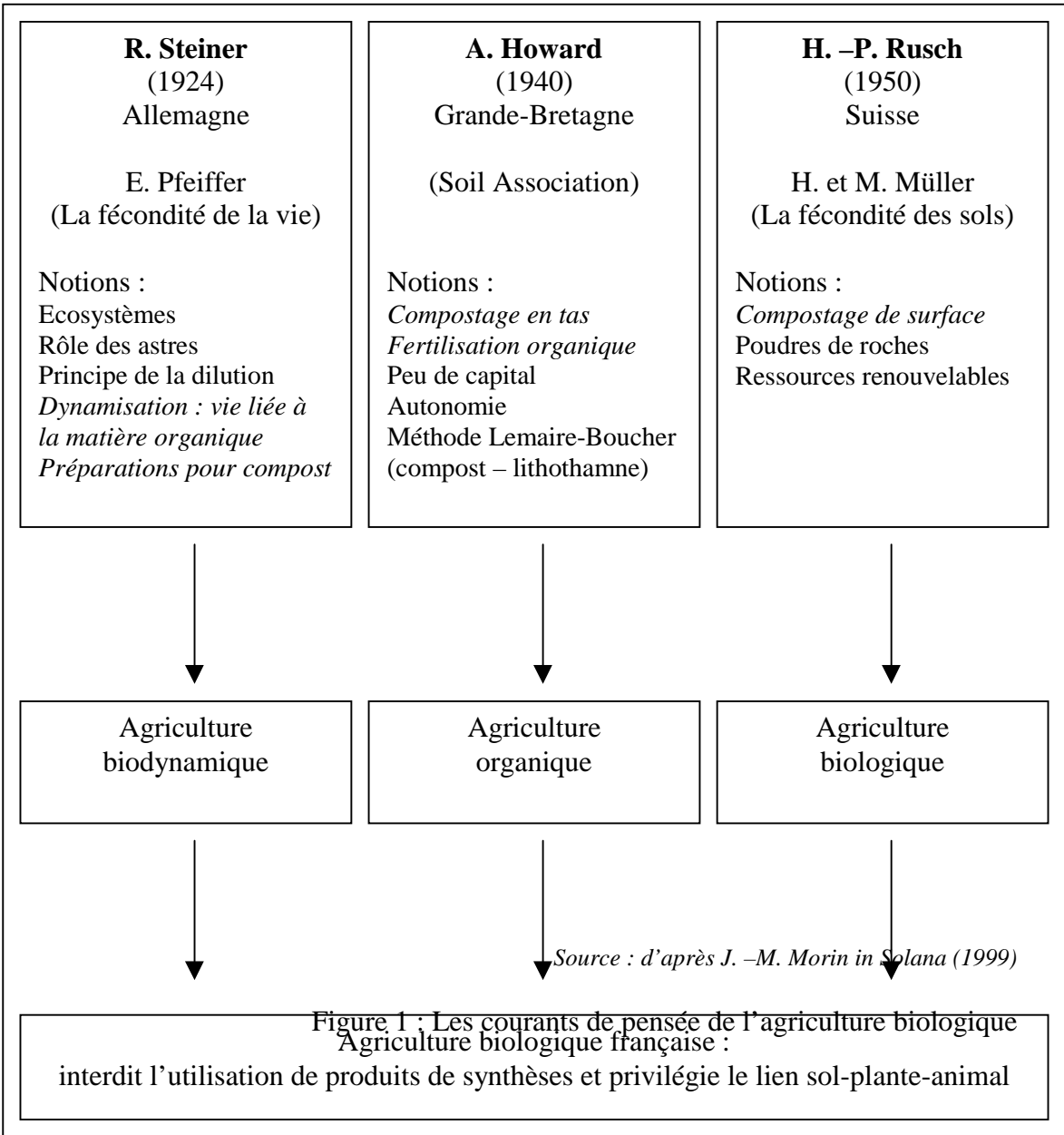
Suite à la comparaison des exploitations en agriculture biologique et conventionnelle en utilisant la méthode INDIGO, Mac (1999) conclue que les indicateurs ne prennent pas assez en compte la gestion de la matière organique comme base de la fertilisation azotée pour l'agriculture biologique. Ainsi, ils ne permettent pas d'évaluer correctement l'impact environnemental du mode de production biologique, qui plus est de le comparer au mode conventionnel. Ce problème a été le moteur de la collaboration entre l'INRA et ECOCERT qui a débouché sur la mise en place d'un programme de recherche dont l'objectif est de fournir un élément de réponse à la question : l'agriculture biologique respecte-t-elle l'environnement ?

Notre travail de thèse s'inscrit donc dans cette volonté d'évaluer l'agriculture biologique d'un point de vue environnemental. Il consiste à fournir un outil d'évaluation permettant de répondre à la question posée.

Dans un premier temps, nous avons réfléchi à la 'spécificité' de l'agriculture biologique. Bien entendu, il n'y a pas 'une' définition mais des définitions de l'agriculture biologique (figure 1). Cependant, en se rapprochant de la théorie, et bien qu'il y ait de plus en plus d'exploitations spécialisées dans le végétal, l'agriculture biologique est fondée sur le lien sol – plante – animal.

En réaction à l'introduction de la chimie dans l'agriculture, Rudolf Steiner, fondateur de l'agriculture biologique, a soutenu l'idée que le paysan doit produire au maximum ce dont son bétail, source d'engrais adaptés à son sol, a besoin et limiter l'apport d'éléments extérieurs (Solana 1999). Le respect de cet équilibre a donc conduit les partisans de l'agriculture biologique à exclure tous les intrants de synthèses de leur système de production, soit les pesticides et les engrais de synthèses principalement (Solana 1999).

Ainsi, la gestion des matières organiques en agriculture biologique, seule source d'apport azoté, devient un élément essentiel du système.



Par exemple, le compostage, pratique peu développée en mode conventionnel, est une des techniques ‘phares’ du mode de production biologique. Elle est même obligatoire dans le cas d’importation dans une exploitation biologique de matières organiques issues de systèmes non biologiques (CEE 1991).

Par ailleurs, la méthode INDIGO a été élaborée pour les systèmes grandes cultures, l’élevage n’étant pas pris en compte. L’agriculture biologique est avant tout un mode de production fondé sur le lien sol-plante-animal, le système dominant est celui de la polyculture associée à l’élevage. Pour évaluer l’impact sur l’environnement de ce mode de production, il est donc nécessaire d’étendre le domaine d’étude à l’élevage.

D’après la bibliographie, les impacts de la gestion des matières organiques sur l’environnement sont nombreux :

- des risques de lessivage de nitrates après apport au champ,
- la pollution des eaux par écoulement accidentel lors du stockage des effluents d’élevages,
- un apport d’éléments toxiques au sol (métaux lourds) et la dégradation globale de la qualité du sol (chimique, physique et biologique) si la restitution de la matière organique n’est pas assurée,
- les émissions gazeuses lors de la dégradation de la matière organique le long de la chaîne de gestion des déjections animales.

Les impacts sur l’eau et le sol ont déjà été abordés dans la méthode INDIGO à travers les indicateurs Fertilisation azotée et Amendements organiques (Bockstaller et Girardin 2000). Ces derniers, à l’aide de modèles simples évaluent l’impact de la fertilisation azotée sur les risques de lessivage de nitrates et l’impact de l’apport de matière organique sur la qualité du sol. Leur utilisation pour évaluer l’agriculture biologique demande quelques améliorations mais globalement les résultats obtenus sont suffisants pour estimer les risques de pollutions liées à ces pratiques.

Les pollutions liées au problème de stockage des effluents étant d’une part évaluées et d’autre part réglementées en France, nous estimons qu’il n’y a pas lieu d’élaborer de nouveaux outils d’évaluation.

Finalement, la principale défaillance de la méthode INDIGO appliqué à l’agriculture biologique provient de la non prise en compte des émissions gazeuses. Or, leur impact n’est pas négligeable tant d’un point de vue environnemental qu’agronomique. En reprenant l’exemple du compostage, la littérature donne des chiffres de l’ordre de 70 % de pertes d’azote par volatilisation lors de compostage intensif. Ne pas tenir compte de ces pertes impliquent, d’une part de négliger un risque environnemental fort, et d’autre part de conclure systématiquement que l’agriculture biologique respecte l’environnement alors que des problèmes environnementaux ne sont pas soulevés. Ceci est d’autant plus important en agriculture biologique que l’azote est rare dans ce mode de production.

Evaluer les pratiques biologiques sur la qualité de l'air...

Pour mettre au point un outil d'évaluation complet, nous avons donc décidé de nous focaliser sur l'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agro-écologiques. Etant donné le partenariat entre l'INRA et la société ECOCERT, l'outil développé doit être simple d'utilisation tout en restant scientifiquement fondé. Par conséquent, la problématique de notre étude est, d'une part de déterminer scientifiquement les relations de causes à effets des pratiques sur la qualité de l'air et, d'autre part, de 'quantifier' ces relations dans le but de fournir une information compréhensible et lisible par tous.

Cette étude nécessite en premier lieu de déterminer clairement la méthodologie utilisée pour construire l'outil d'évaluation, ce qui implique de justifier le choix des pratiques agricoles à évaluer et de préciser quels impacts sur l'air sont pris en compte.

Suite à ce travail, nous devons élaborer les différents indicateurs constituant la méthode d'évaluation de la qualité de l'air en respectant la démarche utilisée dans la méthode INDIGO. Cette étape nécessite de déterminer : les variables d'entrées ainsi que le mode de calcul des indicateurs.

La dernière partie répond aux exigences formulées dans la démarche d'élaboration de l'outil, à savoir de valider la construction des indicateurs de façon à obtenir un outil lisible et facilement utilisable tenant compte des connaissances scientifiques disponibles.

Partie 1 : Méthodologie de
construction des indicateurs
agri-environnementaux

Chapitre .1 : Comment évaluer l'impact des pratiques agri-biologiques sur l'air ?

Comme nous l'avons évoqué dans l'introduction, il existe différents types d'évaluation de l'impact de pratiques agricoles sur l'environnement ou l'un de ses compartiments. Ainsi, l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles requiert au préalable de répondre à un ensemble de questions : Quels sont les gaz concernés ? Quel sont les pratiques à prendre en compte ? Quel est l'outil le mieux adapté pour répondre à ces objectifs ?

A La qualité de l'air

Evaluer les pratiques agricoles sur la qualité de l'air nécessite de définir les principales pollutions atmosphériques liées à l'activité agricole. Ces dernières sont nombreuses et diverses. Dans une note du courrier de l'environnement de l'INRA, Thiébaud (1999) les classe suivant leur portée et leur fonction :

- à courte et moyenne distances : les odeurs, poussières et gaz toxiques,
- à moyenne (urbaine) et grande (transfrontalière) distances : la pollution acide et photo-oxydante,
- au niveau des 'changements globaux' : déplétion de l'ozone stratosphérique et aggravation de l'effet de serre.

L'agriculture biologique n'utilisant que très peu de pesticides, nous avons écarté la pollution atmosphérique toxique liée aux problèmes de dérives lors de leur utilisation.

Bien que problématique et d'actualité, les pollutions toxiques et les odeurs ne sont pas prises en compte dans cette étude. Nous avons écarté les pollutions concernant directement les organismes animaux (dont l'homme) à l'échelle de l'exploitation pour nous concentrer sur les pollutions touchant les grands compartiments de la biosphère.

Ainsi, seules les pollutions dont l'incidence dépasse l'échelle locale sont prises en compte. Au niveau agricole les deux grandes problématiques sont : l'**effet de serre** et l'émission **d'éléments acidifiants et responsables d'eutrophisation** (dégradation de l'eau et du sol). L'agriculture est peu mise en cause dans la déplétion de l'ozone stratosphérique (Thiébaud 1999). En effet, les principales émissions responsables de la déperdition en ozone stratosphérique sont des émissions de composés carbonés halogénés : les chlorofluorocarbones (CFC), halons, tétrachlorure de carbone, trichloroéthane, hydrochlorofluorocarbones (HCFC), hydrobromofluorocarbones (HBFC) et bromure de méthyle. Tous ces gaz sont d'origine industrielle (gaz propulseurs, réfrigérant etc.) et ne concernent pas la production agricole (excepté le bromure de méthyle comme pesticides) (IFEN 2000).

Flux de CO₂ à l'échelle mondiale en Gt (période 1989 – 1998)	
1) Emissions dues à l'utilisation des combustibles fossiles et à la production de ciment	6,3 +/- 0,6
2) Stockage dans l'atmosphère	3,3 +/- 0,2
3) Fixation par l'océan	2,3 +/- 0,8
4) Fixation terrestre nette = (1) – [(2)+(3)]	0,7 +/- 1,0
5) Emissions dues aux changements d'affectation des terres	1,6 +/- 0,8
6) Fixation terrestre résiduelle = (4)+(5)	2,3 +/- 1,3

Source : d'après (climat, 2000)

Tableau 1 : Bilan moyen annuel de CO₂ de 1989 à 1998 exprimé en Gt C/ an

1 L'effet de serre

Les gaz à effet de serre absorbent les radiations infrarouges émises par la surface de la terre dans la 'fenêtre atmosphérique' (8 à 12 μm) qui normalement devrait s'échapper dans l'espace. La 'capture' de ces radiations réchauffent l'atmosphère, provoquant une force radiative positive qui à son tour réchauffe la surface de la terre (Wuebbles et al. 1999). L'effet de serre est un phénomène naturel qui permet une augmentation de la surface de la terre de l'ordre de 33°C. A cet effet de serre naturel, s'ajoute un effet de serre lié aux activités de l'homme (industrielles et agricoles), ce dernier est responsable d'un excédent du bilan radiatif ou 'forçage radiatif'. On parle alors d'augmentation ou aggravation de l'effet de serre.

L'augmentation de l'effet de serre serait responsable de la perturbation du régime des pluies, de la hausse du niveau des mers, de la fonte des glaciers etc. (Ramos 2000). Bien qu'il n'y ait pas encore de consensus scientifique sur les impacts réels de l'effet de serre, il est admis aujourd'hui que son augmentation va perturber les climats mondiaux, faisant de ce problème un des sujets environnementaux le plus débattu au niveau mondial. Il a même fait l'objet d'un accord international de réduction d'émissions lors du protocole de Kyoto en 1992 (Ramos 2000).

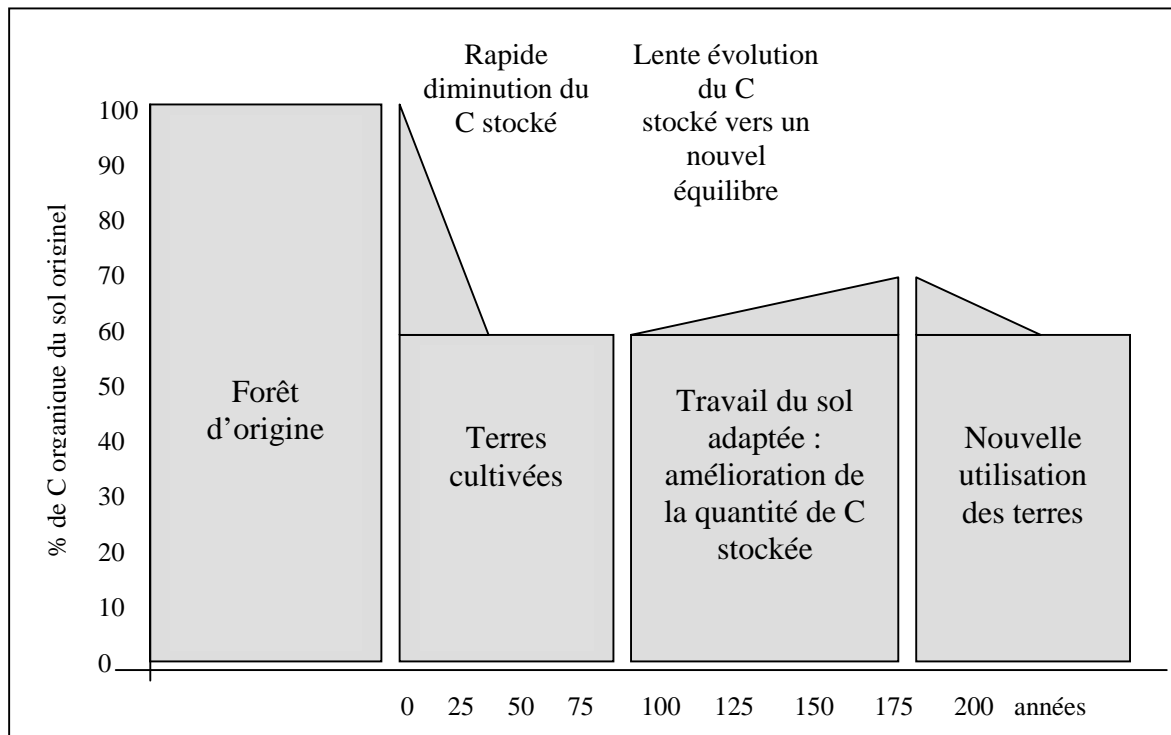
Plusieurs gaz sont impliqués dans l'effet de serre : la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O), les gaz fluorés, et l'ozone de la basse atmosphère formée suite aux émissions des composés organiques volatiles (COV), du N_2O et du monoxyde de carbone (CO). Le CO_2 , le CH_4 , l'ozone et le N_2O représentent les 4 principaux gaz à effet de serre (excepté H_2O) en tenant compte de leur pouvoir d'échauffement global (en eq CO_2) (Ramos 2000). Les gaz à l'origine de la formation de l'ozone étant principalement non agricoles, nous allons détailler l'importance du CO_2 , du CH_4 et du N_2O pour déterminer quels gaz nous semblent intéressant dans l'évaluation des pratiques agri-biologiques sur l'effet de serre.

Deux aspects sont à considérer lors de l'étude de ces trois gaz : quelles sont les principales sources d'émission et quels sont les principaux puits ? En effet, le CO_2 , le CH_4 et le N_2O font partie des grands cycles biogéochimiques de la terre, l'agro-écosystème pouvant être émetteur ou récepteur (et destructeur) de ces gaz.

1.1 CO_2

Jusque dans les années 1920, l'agriculture via le changement d'orientation des terres (déforestation, etc.) était la principale source d'émission de CO_2 (Paustian et Cole 1998). De nos jours, la consommation d'énergie fossile (industrie, ménage etc.) représente la principale source d'émission anthropique de CO_2 (Paustian et Cole 1998, Sauerbeck 2001).

Ainsi, durant la période 1850-1998, à peu près 67% du CO_2 produit provient de l'utilisation d'énergie fossile et de la production de ciment (oxydation du carbone fossile lors de la combustion) et 33 % des changements d'utilisation de terres agricoles (changements de systèmes et de pratiques) (Watson et al. 2000). Cependant, l'écosystème terrestre représente aussi un puits de CO_2 (immobilisation du CO_2 sous forme de carbone organique dans la biomasse), tout comme les océans (assimilation du CO_2 par le phytoplancton). Les différents flux et bilans du CO_2 à l'échelle mondiale sont présentés dans le tableau 1.



Source : d'après Freibauer and Kaltschmitt (2000)

Figure 2 : Variation des quantités de carbone stockées suivant les changements d'utilisation des terres et des pratiques agricoles.

A l'intérieur du secteur de l'agriculture les principales sources d'émissions de CO₂ sont :

- le changement d'utilisation des terres : déforestation, sols naturels mis en culture etc.
- les pratiques agricoles provoquant le déstockage du carbone de la matière organique du sol (travail du sol) ;
- l'utilisation directe ou indirecte (via les fertilisants et pesticides de synthèse) d'énergie fossile (Watson et al. 2000).

Les principales pratiques permettant de consommer le CO₂ sont liée au stockage du C dans la matière organique du sol et la production de plante énergétique. (Watson et al. 2000).

Les quantités de C 'stockées' grâce à ces pratiques varient suivant les études. En synthétisant les données, il semble que :

- la restauration des terres dégradées ou la reforestation pourrait stocker de l'ordre de 40 Gt à 50 Gt de C-CO₂ sur une période de 25 à 50 ans (Dixon et al. 1994, Paustian et Cole 1998, Lal 1999) ;
- l'adaptation des pratiques agricoles : réduction du labour, restitution systématique de la matière organique pourrait stocker de l'ordre de 5 à 10 Gt de C-CO₂ sur une période de 25 à 50 ans (Dixon et al. 1994, Paustian et Cole 1998, Lal 1999).

De plus, la production d'énergie à partir de la biomasse a un potentiel de réduction du CO₂ atmosphérique de l'ordre de 0,5 Gt / an.

Il semblerait que l'agriculture puisse contribuer à la réduction de l'effet de serre via le stockage accrue du C dans les sols. Une étude anglaise combinant les trois gaz (CO₂, CH₄ et N₂O) conclut que l'adaptation d'utilisation des terres agricoles en Europe pourrait permettre d'atteindre l'objectif de réduction de 8 % de l'effet de serre imposé par le protocole de Kyoto (Smith et al. 2001).

Cependant, la prise en compte du CO₂ en terme d'impact environnemental des pratiques agricoles ne semble pas pertinente dans cette étude. Ceci pour plusieurs raisons :

- D'une part nous évaluons l'impact des pratiques agricoles sur une exploitation donnée, en considérant que le producteur va continuer son activité et ne prévoit pas de transformer ses terres agricoles en zone forestière. Ainsi, la reforestation, l'impact le plus important de l'agriculture sur l'émission de CO₂, n'est pas pris en compte car nous n'examinons pas la transformation de l'espace agricole en espace forestier.
- D'autre part, nous nous intéressons aux pratiques dont l'impact sur l'effet de serre se situe sur le long terme. C'est à dire, que leur amélioration provoquera une réduction de l'effet de serre 'indéfiniment'. Or, les problèmes de stockage et déstockage du carbone interviennent sur une période allant de 25 à 100 ans (Cole et al. 1993, Cole et al. 1997, Sauerbeck 2001). Le pool de C d'un sol, après dégradation ou restauration, a tendance à revenir à un état d'équilibre. Le non-labour sera donc efficace pendant une trentaine d'années pour réduire la concentration de CO₂ atmosphérique, puis ne présentera plus aucun effet car le stock de C aura atteint un pallier au-delà duquel il n'y a plus d'augmentation du C du sol (figure 2).

Sources Anthropiques d'émissions de CH₄ en Tg CH₄ / an	
Charbon, exploitation minière, gaz naturel et industrie pétrochimique	70-120
Rizière	20-150
Fermentation entérique	65-100
Effluents d'élevage	10-30
Traitement des boues de stations d'épuration	25
Enfouissement des déchets	20-70
Brûlis	20-80

Source : d'après (Mosier et al., 1998)

Tableau 2 : Principales sources d'émissions anthropiques de méthane

Pour conclure, il semble que la principale voie de réduction du CO₂ atmosphérique dans le long terme passe par la réduction de l'utilisation d'énergie fossile (Cole et al. 1993, Cole et al. 1997, Sauerbeck 2001). D'ailleurs, généralement, les études dont l'objectif est de calculer les émissions de gaz à effet de serre à l'année pour une exploitation donnée ne tiennent compte que de l'utilisation d'énergie fossile pour estimer la production de CO₂ (Bakken et al. 1994, Kazenwadel et al. 1997, Flessa et al. 2002). Ils considèrent que le stock de carbone ne change pas à l'année (variation très faible en terme d'effet de serre). Cette assertion étant reprise par Cole et al. (1993) : *'les terres agricoles existantes ne sont ni source ni puits d'émission de CO₂'*. L'aspect augmentation ou diminution de matière organique d'un sol vis à vis des ces propriétés physiques, chimiques et biologiques n'est pas négligées pour autant dans l'évaluation globale (Bockstaller et Girardin 2002), mais ne rentre pas dans l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur l'air.

L'élevage comme source d'émission de CO₂ est toujours négligé car il rentre dans un cycle de très courte durée vis à vis du cycle biogéochimique du C, (Hartung 1997, Freibauer et Kaltschmitt 2000). Cependant, certains auteurs étudient les dégagements de CO₂ lors de la gestion de la matière organique issue de l'élevage (Kirchgessner et al. 1991, Patni et Clarke 1991, Kirchmann et Bernal 1997, Beck-Friis et al. 2001, Hao et al. 2001). Ces études sont utiles si l'on veut dresser l'inventaire des émissions de gaz mais il n'est pas pertinent de retenir les émissions de CO₂ comme impact de l'élevage sur l'effet de serre (Freibauer et Kaltschmitt 2000).

1.2 CH₄

L'agriculture représente au moins 2/3 des sources d'émissions anthropiques de méthane (tableau 2). La fermentation entérique des ruminants et les effluents animaux sont les principales sources d'émissions de méthane dans les pays européens.

Concernant la fixation du CH₄, il existe deux principaux puits de méthane :

- les réactions avec les radicaux hydroxyl (OH) dans la troposphère (75% du CH₄ émis) et dans la stratosphère (10% du CH₄ émis),
- l'oxydation du CH₄ dans les sols, à hauteur de 10 % des émissions (Mosier et al. 1998a).

Le méthane est donc un gaz d'origine agricole, et toute modification des pratiques d'élevage (alimentation) et de gestion des effluents animaux va modifier son émission et donc sa participation à l'effet de serre.

1.3 N₂O

Malgré de nombreuses incertitudes, environ la moitié des émissions anthropiques de N₂O sont liées à l'agriculture et plus particulièrement à la fertilisation azotée (Mosier et al. 1998b). En réalité les émissions agricoles de N₂O peuvent provenir :

- de la fertilisation minérale et organique ;
- du traitement des matières organiques ;
- des cultures fixant l'azote atmosphérique ;
- des dépôts atmosphériques d'azote ;
- de la minéralisation du sol (Mosier et al. 1998b).

Seuls les deux premiers aspects peuvent être évalués actuellement (Mosier et al. 1998b).

Importance des principales sources agricoles d'émissions de gaz à effet de serre (en % des émissions anthropiques)

Gaz	Fermentation entérique	Gestion de la matière organique	Emissions des sols liées aux pratiques	Utilisation des sols : % émissions anthropiques globales
CH₄	47 %	6 %	0 %	3,5 %
N₂O	0 %	65 %	4 %	7 %
CO₂	0 %	0 %	0 %	- 20 % ^(a)

(a) (Consommation du CO₂ via la variation des stocks forestiers)

Tableau 3 : Importance des différentes sources agricoles en % des émissions anthropiques globales de CO₂, CH₄ et N₂O.

Les deux grandes voies de fabrication de N_2O sont la nitrification et la dénitrification (Granli et Bockman 1994). Ces réactions se produisent dans les sols et à moindre degré lors du stockage et/ou traitement des matières organiques.

Le N_2O est très stable dans l'air. Un des seuls processus de 'destruction' du N_2O connue actuellement provient des réactions entre le N_2O et les processus contrôlant l'ozone atmosphérique. Ainsi, le N_2O réagit avec un atome d'oxygène excité (provenant de la photolyse de l'ozone) pour former du NO. Ce dernier va réagir avec l'ozone et d'autres molécules (Granli et Bockman 1994). Dans les bilans, 70 % du N_2O est 'détruit' dans l'atmosphère. Cependant, il semble que le sol puisse jouer un rôle dans la consommation de N_2O , son importance n'est pas encore déterminée (Mosier et al. 1998b).

1.4 Conclusion

Le N_2O et le CH_4 représentent les deux principaux gaz à effet de serre émis par le secteur agricole (excepté le H_2O). Le tableau 3 récapitule les estimations françaises d'émissions de CH_4 , N_2O et CO_2 des sources agricoles en pourcentage des émissions anthropiques globales (Fontanelle et al. 2000). Il ressort que l'agriculture française globalement a un impact fort sur l'émission de N_2O et CH_4 . L'émission de CO_2 liée à l'utilisation d'énergie fossile du secteur agricole n'est cependant pas répertoriée. Cet aspect n'est pas à négliger étant donné l'importance sur le long terme des émissions de CO_2 liées à l'utilisation d'énergie fossile.

2 L'acidification et l'eutrophisation par déposition atmosphérique

La pollution acide est due principalement aux émissions atmosphériques de dioxyde de soufre (SO_2), d'oxyde d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH_3). Les retombés de ces gaz, en partie à proximité des sources émettrices jusqu'à des centaines de kilomètres, sont responsables de la dégradation des forêts, de l'altération de la composition chimique des sols, des eaux superficiels, et des bâtiments (IFEN 2000). Les polluants retombent sous forme humide ou sèche. Pendant le transport, le SO_2 et les NO_x se transforment en sulfates (SO_4^{2-}) et en nitrates (NO_3^-) dans le cas où l'atmosphère est sèche, ainsi qu'en acide sulfurique (H_2SO_4) et en acide nitrique (HNO_3) dans le cas où l'atmosphère est humide.

Le NH_3 présente deux types de retombée : sous forme de déposition sèche de NH_3 ou de déposition humide de NH_4^+ (Asman et al. 1998, Ferm 1998, Mosier 2001, Portejoie et al. 2002). Selon sa localisation (près de source industrielle ou non), le NH_3 se combine aux acides émis, et va être transporté puis déposé sous forme de NH_4^+ principalement lors de déposition humide (pluie, neige etc.). Dans les zones où les émissions de NH_3 sont prédominantes par rapport aux acides, les retombées se feront essentiellement sous forme sèche de NH_3 , à courte distance (du m à la centaine de km) (Asman et al. 1998, Ferm 1998, Portejoie et al. 2002). Les dépositions humides ont une portée d'action plus grande, de l'ordre de la centaine au millier de kilomètres. Ces dépositions vont avoir de multiples impacts sur la végétation, le sol et l'eau de surface.

2.1 La dégradation de la végétation

Alors que les couverts agricoles sont peu sensibles aux dépositions de NH_3 , des écosystèmes tels les forêts sont plus fragiles. L'accumulation de NH_3 dans le milieu va provoquer un déséquilibre de leur alimentation suivie généralement d'une dégradation ou d'une modification de la végétation sensible (Grub et al. 1997, Portejoie et al. 2002).

2.2 Le phénomène d'acidification

2.2.1 Les sols

Bien que le NH_3 en se dissociant dans l'atmosphère ($\text{NH}_3 + \text{H}_3\text{O}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$) soit responsable de l'élévation du pH des dépôts atmosphériques (dans les régions fortement émettrices), une fois au sol :

- l'ion ammonium non absorbé par les végétaux est nitrifié, chaque molécule va donc produire deux ions H^+ en formant du NO_3^- . Si ces derniers sont lessivés, alors le sol s'acidifie.
- les ions NH_4^+ sont absorbés au niveau du feuillage ou des racines préférentiellement au NO_3^- dans les milieux forestiers. Cette absorption se traduit par l'excrétion de protons au niveau des racines. (CORPEN 2001)

L'acidification est sensible sur des sols déjà désaturés, comme les sols des Vosges, des Ardennes, de Bretagne, de Normandie et du Massif central (CORPEN 2001). La disponibilité des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} est réduite lors de l'apport d'éléments acidifiants, alors que la solubilité d'éléments toxiques comme le Al^{3+} augmente (Jarvis et Pain 1990).

2.2.2 L'eau

Les cours d'eau superficielle peuvent subir des problèmes d'acidification en raison des retombées atmosphérique de NH_4^+ mais aussi des apports d'ions via les sols. Cette acidification, plus ou moins régulée par la teneur en bicarbonate de l'eau va engendrer une expansion des macrophytes et un appauvrissement des plantes et animaux aquatiques (Portejoie et al. 2002).

2.3 Le phénomène d'eutrophisation

En raison des dépôts atmosphériques, les écosystèmes s'enrichissent en azote. Suivant le type d'écosystème, les quantités d'azote déposé peuvent être supérieures aux quantités stockées et utilisées. On parle alors de 'saturation en azote' du milieu. Le concept le plus utilisé pour qualifier et quantifier la redéposition de NH_3 et surtout son impact sur l'environnement est la notion de taux critique. Ce dernier représente une valeur seuil au-dessous de laquelle la déposition de NH_3 ne va pas présenter de problème d'eutrophisation. Ce taux critique est défini suivant deux méthodes :

- une approche empirique, qui relie la sensibilité de différents écosystèmes aux dépositions d'ammoniac ;
- un modèle sommant les apports d'azote et leur destruction (cycle de l'azote) qui va ainsi donner un taux d'azote dit de 'saturation' (Hartung 1992, Phillips et al. 1999).

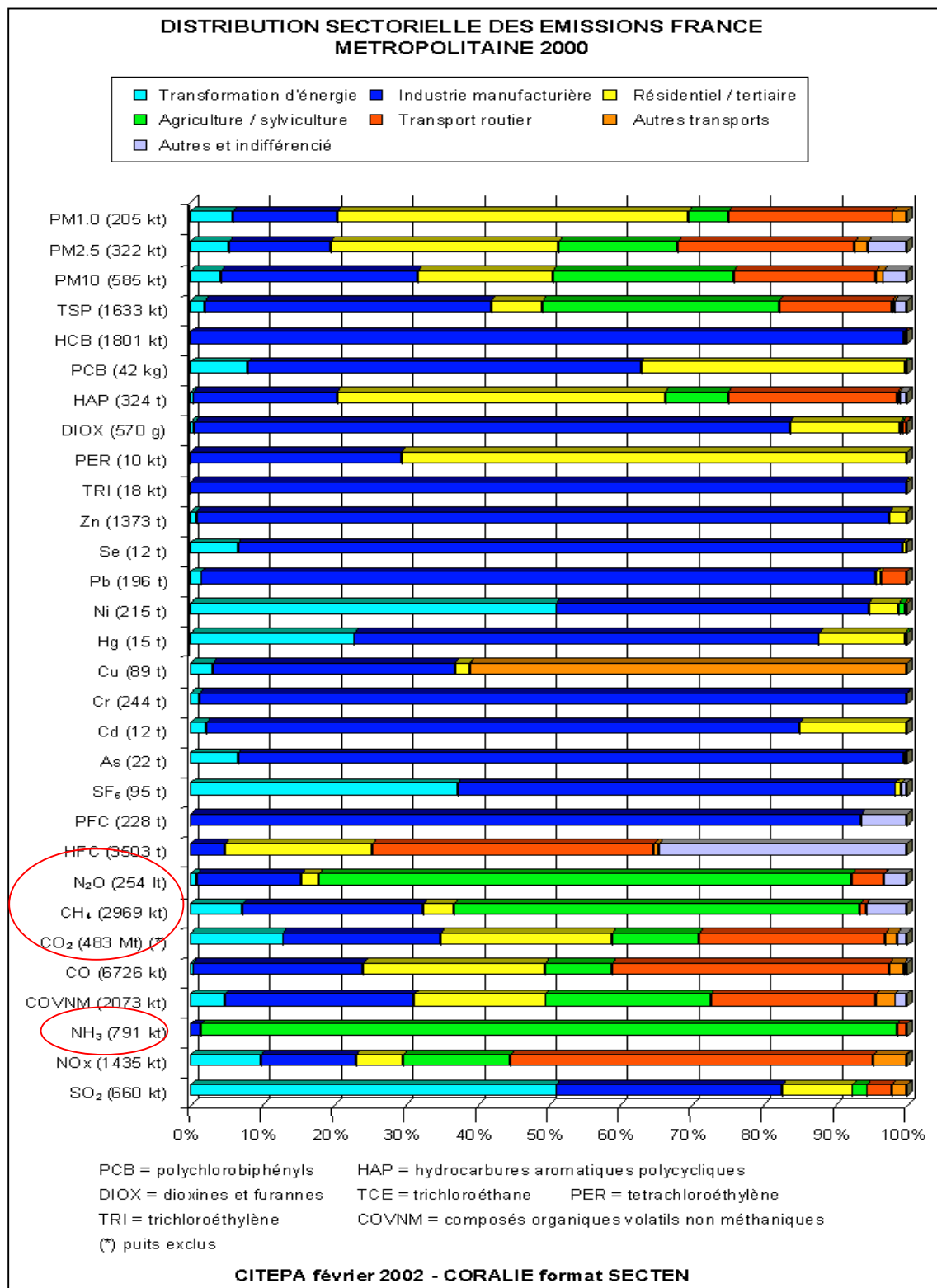


Figure 3 : Emissions de gaz en 2000 par secteur en France

Quelle que soit l'approche retenue, le taux critique va représenter une quantité d'azote 'maximum' que peut supporter un écosystème ou agro-écosystème sans présenter de dégradation. Ce taux va donc être différent suivant la végétation concernée. Dans les milieux semi-naturels, il varie généralement entre 5 et 35 kg / ha (Bobbink, 1996). Les principaux écosystèmes sensibles aux dépôts sont : les forêts, la flore forestière, les landes, prairies (de montagne), les tourbières, lichens et mousses ainsi que les eaux superficielles (essentiellement de montagne).

En dernier lieu, l'oxydation du NH_3 dans l'atmosphère est responsable de 5 % de la production de N_2O , gaz à effet de serre (Ferm 1998).

La pollution acide a fait l'objet de protocoles internationaux portant sur la réduction des émissions de gaz dès 1985 (protocole de Helsinki concernant le SO_2) dans le cadre de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance. En 1999, le protocole de Göteborg, dit protocole « multi-polluants / multi effets » introduit la prise en compte du NH_3 dans les réglementations déjà existantes de réduction d'émissions de SO_2 et NO_x (IFEN 2000). A ces accords internationaux s'ajoute une directive européenne, l'IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) fixant des plafonds d'émissions des différents gaz.

Les émissions de SO_2 et de NO_x sont principalement dues à l'industrie et aux transports (IFEN 2000). Il semble nécessaire de tenir compte de ces gaz pour mesurer et inventorier les différentes sources de pollution acides mais pas dans l'évaluation de l'impact de l'agriculture sur les pollutions acides. Inversement, la principale source d'émission d'ammoniac en France provient des effluents d'élevage, soit environ 80 % des émissions (Portejoie et al. 2002). Par conséquent, l'émission d'ammoniac, représente le principal impact des pratiques agricoles sur le problème d'acidification des sols via les dépôts atmosphériques (IFEN 2000).

2.4 Conclusion

L'inventaire des émissions de gaz polluants toutes catégories confondues en France (figure 3) montre bien la prédominance du secteur agricole quant aux émissions de trois gaz: le CH_4 , le N_2O et le NH_3 . Nous avons donc choisi d'évaluer l'impact en agrobiologie de ces trois gaz.

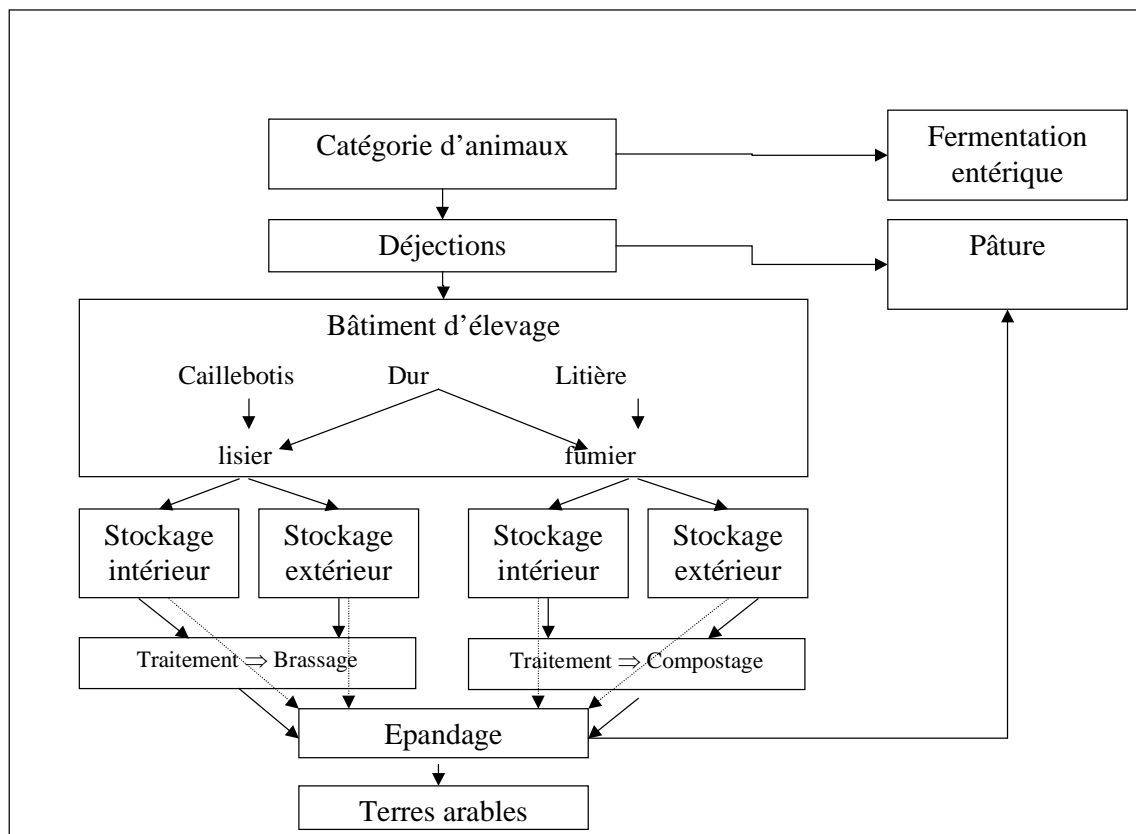


Figure 4 : Chaîne de gestion des déjections animales sur l'exploitation

B L'impact des pratiques agricoles retenues sur la qualité de l'air

La prise en compte de l'agriculture biologique a conduit à ajouter l'élevage et la gestion des matières organique aux pratiques retenues jusque là. Dans un premier temps, toutes les pratiques d'élevage ont été envisagées :

- les soins vétérinaires,
- les différentes pratiques liées à la reproduction (éponges etc.) et à la vie en claustration (écornage etc.),
- l'alimentation du bétail,
- la chaîne de gestion des effluents d'origine animale, pratiques résultantes de la présence d'ateliers animaux.

Les deux premiers points ne présentent aucun impact sur la qualité de l'air, leurs principaux effets concernent essentiellement le bien-être animal et la qualité des produits animaux. Seule l'alimentation et la chaîne des gestions des effluents sont à considérer.

1.1.1 L'alimentation animale

Sur l'exploitation agricole, le méthane provient essentiellement de deux sources : la fermentation entérique des ruminants et le stockage des effluents (Bakken et al. 1994, Day et al. 1995). Etant donné la part prépondérante des animaux (fermentation entérique) dans la production de méthane à l'échelle globale, environ 15%, il semble justifier que la fermentation entérique soit retenue comme source d'émission de méthane.

Les émissions de CH₄ lors de la fermentation entérique vont dépendre principalement du type d'animaux, de leur âge, et de la quantité et qualité des aliments ingérés (Vermorel 1995, Sauvart et al. 1999). L'alimentation animale va donc conditionner les pertes de CH₄ sur l'exploitation agricole.

1.1.2 La gestion des matières organiques d'origines animales

La figure 4 illustre les étapes de la chaîne de gestion des déjections animales. Il existe une grande variabilité suivant les systèmes d'élevage, que ce soit par l'espèce élevée ou par le choix initial d'un bâtiment. Nous allons voir étape par étape l'impact de la gestion de la matière organique d'origine animale sur l'émission de CH₄, N₂O et NH₃.

i. Les Bâtiments d'élevage

Il est possible de mesurer plus de 136 gaz dans l'atmosphère d'un bâtiment d'élevage (Hartung, 1997). Cependant, Hartung (1997), conformément à leur importance environnementale, ne retient, comme nous venons de le faire, que 3 gaz posant problèmes : le NH₃, le N₂O et le CH₄. En effet dans cette étude, il conclut que bien que le CO₂ représente le principal gaz émis quantitativement dans une porcherie, son émission est insignifiante comparée au cycle global du CO₂.

L'alimentation animale via la fermentation entérique constituant à elle seule une pratique à évaluer. Ainsi, lors de cette étape, seul le méthane émis en raison du stockage d'effluents d'élevage à l'intérieur du bâtiment est pris en compte. Au total, que cela soit à l'extérieur ou à l'intérieur à peu près 5% des émissions globales de méthane sont dues au stockage des effluents (Steed et Hashimoto, 1994).

Les estimations d'émission de N_2O dans les bâtiments d'élevage varient beaucoup d'une étude à l'autre. Ainsi, Velthof et Oenema (1997) ne prennent pratiquement pas en compte la production de N_2O lors du stockage du lisier dans les bâtiments. Berges et Crutzen (1996) étudient les émissions de N_2O dans des différents types de bâtiments d'élevage (3 espèces étudiées) et démontrent une grande variation d'émission suivant le type et le lieu de stockage des effluents. En conclusion, le N_2O ne doit pas être négligé dans ce module, il doit être pris en compte pour comparer les systèmes d'élevage où les effluents sont soit stockés à l'extérieur soit à l'intérieur.

Il existe de nombreuses études qui démontrent l'émission de NH_3 dans les bâtiments d'élevage (Hartung et Phillips 1994 ; Hartung 1997 ; Rom et Dahl 1997 ; Dolle 2000 ; Monteny et Erisman 1998 ; Braam et Swierstra 1999 ; Voorburg et Kroodsma 1992). Ces émissions proviennent de différentes sources :

- les sols recevant les déjections des animaux (caillebotis ou surface dur) (Rom et Dahl 1997 ; Braam et Swierstra 1999),
- les litières (Dewes 1996 ; Cabrera et Chiang 1994 ; Moller et al. 2000),
- le stockage des effluents liquides sous caillebotis (Monteny et Lamaker 1997).

Ainsi pour donner un ordre de grandeur, il semble que près de 40% des émissions de NH_3 soient dues aux bâtiments d'élevage au Royaume-Uni (Chadwick et al. 2000a).

ii. Le stockage

Les effluents liquides

Les stockages des effluents liquides ou lisiers s'effectuent dans des fosses, soit enterrées soit surélevées. Les effluents proviennent du bâtiment d'élevage (système de pompe ou gravité). Comme pour les bâtiments d'élevage, le stockage des lisiers est source d'émissions de méthane, d'ammoniac et de protoxyde d'azote.

Le méthane, gaz nécessitant des conditions anaérobies, peut être émis en quantité durant le stockage des lisiers (Day et al. 1995). Hütsch (1998a) a calculé que le stockage du lisier de vache laitière pouvait entraîner la perte de 144 kg de méthane/animal/an soit à peu près les pertes occasionnées par la fermentation entérique d'une vache laitière avec un fort niveau de production.

Le protoxyde d'azote est faiblement émis lors du stockage des effluents liquides (Chadwick et al. 1999). En effet, seule la couche supérieure du lisier (i.e. la surface) présente une zone micro-aérobie, où il existe à la fois des conditions permettant la dénitrification (anaérobie) et la nitrification (aérobie) (Berges et Crutzen 1996).

L'émission de NH_3 va fortement dépendre des conditions climatiques et de la formation d'une croûte ou non à la surface de la fosse. Si les conditions de température (forte), de pH (faible) et de vitesse du vent (forte) à la surface de la cuve sont réunies, le stockage du lisier peut présenter de fortes pertes de NH_3 , jusqu'à 20 % du N du lisier de vache

laitière (Bussink et Oenema 1998). L'approvisionnement de la cuve en lisier, suivant qu'il se fait par le bas ou par le haut va modifier les pertes de N sous forme de NH_3 lors du stockage des lisiers. Ainsi, si le lisier arrive par le haut, les pertes peuvent représenter jusqu'à 60 % du N (Muck et Steenhuis 1982).

Les effluents solides

Le stockage des effluents solides, les fumiers et fientes, s'effectue de différentes manières suivant le type de bâtiment d'élevage. Ils sont stockés en tas, à proximité du bâtiment ou non, sur une plate-forme bétonnée (avec récupération des jus) ou à même le sol. Ce stockage entraîne lui aussi l'émission de NH_3 , CH_4 et N_2O . Cependant, les proportions des différents gaz émis sont différentes.

Le méthane est émis lors du stockage de fumier, mais généralement en moindre proportion que lors du stockage de lisier (Steed et Hashimoto 1994). Inversement, plus de N_2O est émis lors du stockage du fumier (Berges et Crutzen 1996). Le type d'animaux et la gestion du fumier lors du stockage vont jouer sur son émission ou non (Sibbesen et Lind 1993).

Le stockage des effluents d'élevage solides est source d'émission de NH_3 . Les quantités émises varient beaucoup suivant les conditions de stockage. D'après une revue bibliographique, Bussink et Oenema (1998) donnent une gamme de variation de 0 à 66% du N du fumier de vache laitière.

iii. Le traitement

Dans le cahier des charges de l'agriculture biologique, la technique de compostage est obligatoire pour toutes utilisations de matières organiques non produites sur l'exploitation. Si celle-ci provient de l'exploitation, le compostage n'est plus obligatoire mais vivement recommandé (CEE 1991). Cette technique, souvent marginale dans les exploitations classiques, est donc une pratique agricole de base dans le mode de production biologique, c'est pourquoi nous l'avons retenue dans la matrice environnementale.

Il existe deux grands types de traitement :

- les traitements aérobies, c'est à dire le compostage pour les fumiers et le brassage pour les lisiers,
- les traitements anaérobies, par fermentation, dans le but de produire du méthane pour les effluents liquides.

Nous ne retiendrons que les premiers systèmes de traitement (compostage et brassage). En effet le traitement anaérobie est encore assez rare à la ferme, de plus le méthane, principal gaz, émis est récupéré dans un but énergétique. L'aspect anaérobie est en fait abordé dans le module stockage qui correspond aux effluents non traités donc où il n'y a pas d'oxygénation du tas.

Bien que nécessitant des conditions anoxiques, le méthane peut être émis lors du compostage si ce dernier n'est pas réalisé dans des conditions d'oxygénation idéale. Ainsi, Lopez-Real et Baptista (1996) montrent que, suivant le type de compostage effectué, du méthane sera émis en plus ou moindre grande quantité. Ce gaz est aussi retenu pour pouvoir comparer une exploitation qui compostera, avec une autre qui ne fera que stocker (conditions moins aérobies).

Comme pour le méthane, le protoxyde d'azote va être émis durant le compostage suivant la technique de compostage utilisée (Beck-Friis et al. 2000). De plus, plus la période de maturation du compost est longue, plus le N_2O est émis en raison de la formation de NO_2^- lors des réactions de dénitrification et nitrification.

Durant le compostage, la volatilisation du NH_3 varie suivant les conditions de management du tas de compost et le choix du matériel de départ. D'après une étude bibliographique de Kirchmann et Lundvall (1998), au moins 30 % du N est perdu lors du compostage d'effluents d'élevage, l'ammoniac représentant 95 % de cet azote perdu. De plus, selon Shepherd et al (2000) montrent que les pertes peuvent atteindre 77 % de l'azote total dans le cas de fumier de volaille composté intensivement (fréquemment retourné).

iv. L'épandage

L'épandage des déjections animales sur les terres cultivées et/ou sur les prairies, ou plus simplement leur restitution directe lors du pâturage est l'étape finale de la gestion des matières organiques sur l'exploitation.

La fertilisation minérale ou organique est source d'émission de NH_3 (Svensson 1994, Mosier 2001) et de N_2O (Bouwman 1996, Beauchamp 1997). Nous avons vu que les émissions de N_2O par les sols cultivés représentent jusqu'à 95 % des émissions agricoles du N_2O en France. Chadwick et al. (2000a) estiment à 30 % les pertes de NH_3 après épandage de matière organique d'origine animale au Royaume-Uni et à 13 % les pertes lors du pâturage.

Généralement le méthane est oxydé dans les sols, les quantités émises sont donc très faibles lors de l'épandage des effluents organiques (Chadwick et Pain 1996, Chadwick et al. 2000b). En milieu tempéré, les sols agricoles (non humides) sont dans la majorité des cas des puits de méthane. Les quantités de méthane oxydé sont supérieures dans les sols forestiers à celles des prairies elles-mêmes supérieure à celles des terres cultivées. L'utilisation de fertilisants azotés, la forme de l'azote de ces derniers, le changement d'affectation des terres (déforestation etc.) peut endommager cette fonction puits des sols (Mosier et Schimel 1991, Willison et al. 1995, Boeckx et Cleemput 1996, Powlson et al. 1997, Roger et al. 1999, Stepniewski et Rozej 2000). De plus, les propriétés intrinsèques du sol (texture, humidité, acidité etc.) vont fortement influencer le taux d'oxydation des sols (Boeckx et Cleemput 1996, Hütsch 1998b, Roger et al. 1999). D'après une expérimentation de longue durée (100 ans), le changement d'utilisation des terres a réduit le potentiel d'oxydation de méthane des sols anglais de l'ordre de 62 % (Powlson et al. 1997). Cependant, tout comme pour le CO_2 , l'évaluation des pratiques se fait à l'échelle de l'exploitation et implique que l'utilisation des terres agricoles est 'fixe' en terme de ratio forêt/prairies/terres cultivées. Cette pratique n'est donc pas retenue.

Il serait intéressant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la fonction puits de méthane d'une parcelle donnée. Toutefois, il est pour l'instant impossible de distinguer la part des pratiques vis à vis de la nature du sol quant à l'oxydation ou l'émission de CH_4 . L'altération de la fonction puits de méthane des sols cultivés n'est donc pas retenue comme pratique.

De plus, étant donné qu'en comparaison de la production de méthane par les animaux et par les effluents d'élevage, la capacité de destruction du méthane par les sols cultivés est négligeable, l'impact sur l'évaluation des exploitations sera minime (Kimpe 1999, Roger et al. 1999).

1.1.3 Energie

La consommation d'énergie sur l'exploitation a déjà été abordée dans la méthode INDIGO. Franch Pervanchon a mis au point un indicateur évaluant l'impact du machinisme et de l'utilisation d'intrants sur la consommation d'énergie fossile d'une exploitation agricole (Pervanchon et al. 2002). Cet indicateur donne une sortie en Méga Joules (MJ) / ha d'énergie consommée. En transformant cette valeur en kg de eq-CO₂ (Cf. Partie 2 – Chapitre 3), il est simple de tenir compte de la consommation d'énergie fossile sur l'exploitation.

1.1.4 Conclusion

Excepté énergie, nous avons retenus l'ensemble des pratiques de gestion des matières organiques sur l'exploitation, de l'alimentation à l'épandage des déjections pour évaluer l'impact des pratiques agri-biologiques sur l'émission de NH₃, CH₄, N₂O et CO₂

Il reste ainsi à déterminer de quelle façon nous allons caractériser les impacts et construire une méthode d'évaluation en agrégeant l'information obtenue pour caractériser l'impact de chaque pratique sur la qualité de l'air.

C Quelle méthode d'évaluation choisir ?

L'objectif de l'évaluation est double. Nous voulons fournir un outil de diagnostic environnemental de l'exploitation agricole qui permette aussi d'améliorer les pratiques des agriculteurs. Les utilisateurs sont soit des agriculteurs soit des contrôleurs d'ECOCERT. De ce fait les variables retenues pour le calcul doivent être facilement récupérables auprès des agriculteurs, sans recours à des mesures de terrain supplémentaires. Le choix d'une méthode d'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur l'air doit tenir compte de ces recommandations.

1 Les mesures directes

Généralement, la première méthode d'évaluation envisagée est de mesurer directement l'émission de gaz pour estimer la pollution engendrée par les pratiques agricoles. Cependant, choisir les mesures de terrains ne tient pas compte des principaux objectifs de l'étude :

- cette évaluation ne permet pas de déterminer le lien entre la pratique et les émissions étant donné la forte variabilité liée aux conditions climatiques par exemple ou aux méthodes de mesure ;
- elle ne permet pas d'anticiper l'impact d'un changement de pratique et donc ne fournit pas un outil d'aide à la décision ;
- elle est bien trop coûteuse et lourde pour être mise en place sur le terrain voire impossible.

Seule l'expérimentation pourrait permettre de faire le lien entre la pratique et les émissions. Cette solution n'est pas envisageable car bien trop difficile à mettre en œuvre voire elle aussi impossible. Rien que pour la technique de compostage, il faudrait tenir compte de l'ensemble des pratiques de compostage sachant que celles-ci sont spécifiques à chaque exploitant agricole. En effet, elles sont le résultat d'un type d'élevage, d'un choix de bâtiment, d'un choix d'organisation du temps de travail de l'exploitant etc. De plus, il semble improbable de 'mesurer' l'ensemble des émissions de NH_3 , CH_4 et N_2O sur l'exploitation agricole en générale. Il faudrait décomposer l'impact de ces émissions pratiques par pratiques ce qui accentue la complexité du travail. Les mesures directes ne sont pas adaptées au type d'évaluation que nous voulons mettre en place.

2 Les modèles

Il existe de nombreux modèles simulant les émissions de gaz de pratiques bien définies telles que l'émission de NH_3 lors du stockage du lisier (Ruxton 1995, Aarnink et Elzing 1998, Monteny et al. 1998) ou lors de son épandage (Olesen et Sommer 1993, Générmont 1996, Sommer et al. 2002). Ces modèles requièrent généralement de connaître de façon précise les conditions de milieu, comme la température ou le pH. Plus globalement, il existe quelques études sur la modélisation d'émission de NH_3 à l'échelle de l'exploitation agricole. Ces modèles concernent essentiellement les systèmes bovins laitiers (Hutchings et al. 1996, Putten et Ketelaars 1997). Ils proviennent principalement du nord de l'Europe où les élevages produisent du lisier en grande majorité. Les émissions de NH_3 lors de la gestion du fumier solide sont rarement étudiées.

Pour les gaz à effet de serre, à notre connaissance il n'existe pas de modèle d'émissions de N₂O et CH₄ à l'échelle de l'exploitation agricole. La majorité des études consiste en inventaire basé sur des indicateurs d'émissions (IPCC 1996, Velthof et Oenema 1997, Freibauer et Kaltschmitt 2000, Amon et al. 2001a). Pour le N₂O, il existe des modèles d'émissions de N₂O par les sols agricoles cependant leur fiabilité est remise en doute (Cellier et Laville 1999, Renault 1999).

La modélisation présente des avantages certains pour ce type d'évaluation, comme la prise en compte de la variabilité des pratiques, et permet d'estimer quantitativement l'impact des pratiques sur le milieu. Cependant, en raison de la complexité de l'objet à modéliser, un ensemble de pratiques à l'échelle de l'exploitation agricole, de la variabilité des systèmes (bovins, porcins etc.) et de l'accessibilité des données (à dire d'agriculteur sans mesure du milieu), la modélisation n'est pas utilisable pour ce type d'évaluation.

3 Les indicateurs

Utilisés depuis longtemps en économie, les indicateurs peuvent être utilisés lorsque la réalité est trop complexe pour être appréhendée par des mesures directes ou des modèles. Ainsi d'après Gras et al. (1989) in (Girardin et Bockstaller 1996) : *'Les indicateurs sont des variables [...] qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès [...] Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision'*. La variable indicatrice peut être une mesure directe ou une estimation par un modèle d'une variable intermédiaire. En fournissant une indication sur la variable recherchée, la valeur mesurée devient alors un indicateur simple. Par exemple, le reliquat azoté à l'entrée de l'hiver est un indicateur simple du risque de lessivage des nitrates durant l'hiver. L'indicateur peut être aussi l'agrégation de différentes variables mesurées ou estimée. On parle alors d'indicateur composite (Girardin et Bockstaller 1996).

Kerr (1990) in (Girardin et Bockstaller 1996) indique que : *'l'indicateur facilite l'interprétation et le jugement au sujet d'une situation, par rapport à un objectif et en relation avec une norme'*. Cette définition souligne la différence entre une variable et un indicateur. La variable devient un indicateur lorsqu'on lui donne du sens. Ce sens est obtenu en positionnant la valeur de la variable par rapport à une référence ou en donnant du sens à son évolution dans le temps (Girardin et Bockstaller 1996). L'indicateur est une **construction subjective** qui reflète les choix de ceux qui l'ont élaboré. Cette construction est le résultat d'un compromis entre des **résultats scientifiques** et le souci de synthèse de l'information. De ce fait, un **indicateur** fournit une information simplifiée du réel.

Les indicateurs nous semblent être la meilleure construction possible pour mettre au point un outil d'évaluation des pratiques en raison des objectifs fixés. En effet, outre sa simplicité et sa cohérence, l'indicateur doit être facile d'utilisation, refléter la réalité de terrain et être facilement calculable.

			Gestion des intrants					Gestion de l'espace				
			Traitement phytosanitaire	Amendement Organique	Fertilisation azotée grandes cultures	Fertilisation azotée prairies (et pâture)	Apport de phosphore	Consommation d'énergie fossile	Irrigation	Assolement	Couverture du sol	Eléments non productifs
MILIEU	EAU	Surface Qualité	★		★	★	(★)		(★)		★	(★)
		Profondeur Qualité	★		★	★	-		★			
	AIR	Qualité	★		(★)	(★)		★				
	SOL	Quantité							★		★	(★)
		Qualité physique		★					★			
		Qualité chimique	★	★			★					
		Faune / flore	★		-	(★)			★	★	★	★
		Paysage								★		★
		Ressources non renouvelables					★	★				

Figure 5 : Matrice agri-environnementale Grandes Cultures

(★) Module construit ; - impact mineure

D La méthode INDIGO

Girardin et al. (2000) ont mis au point une méthode d'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux : la méthode INDIGO. Les indicateurs se présentent sous forme d'indices variant de 0 à 10. Les données nécessaires à leur calcul sont fournies par l'agriculteur, aucune mesure de terrain n'est requise. Nous allons suivre cette méthode pour construire les indicateurs servant à évaluer l'impact des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air.

1 La matrice agri-environnementale

1.1 Définition

La caractérisation de l'impact des pratiques agricoles s'effectue en établissant un tableau à double entrée croisant les différents compartiments de l'environnement aux pratiques agricoles. Ce tableau est appelé la matrice agri-environnementale (Girardin et al. 2000). La figure 5 illustre la matrice agri-environnementale mise au point par l'INRA de Colmar pour le système grandes cultures.

Les pratiques agricoles, illustrées en colonne, regroupent deux thèmes principaux : la gestion des intrants (pesticide, eau, azote...) et la gestion de l'espace (assolement, couverture du sol...). L'environnement est décomposé en différents compartiments : les ressources biotiques (faune, flore et paysage), les ressources renouvelables (eau, sol, air) et les ressources non renouvelables (matières fossiles, matières premières).

Chaque case de la matrice ou 'module d'évaluation' correspond à l'impact environnemental potentiel d'une pratique sur un des compartiments de l'environnement. Dans le cas où une pratique agricole ne présenterait aucun impact sur le compartiment de l'environnement concerné, la case d'intersection reste vide. Dans le cas inverse, s'il est établi que la pratique peut être dommageable, alors une relation est établie, illustrée par une étoile dans la matrice (Girardin et al. 2000).

1.2 Construction de la matrice agri-environnementale adaptée à l'évaluation des pratiques agri-biologiques sur l'air

La première étape consiste à créer une matrice d'évaluation adaptée à notre sujet d'étude. Ainsi, nous avons introduit dans la matrice agri-environnementale les 4 gaz retenus pour évaluer la qualité de l'air : le NH_3 , le N_2O , le CH_4 ainsi que le CO_2 . Puis, nous avons repris les pratiques agricoles (en gras figure 6) présentant un impact sur l'émission des gaz afin de les intégrer en colonne. La figure 6 (au verso) illustre la matrice agri-environnementale adaptée à notre étude.

Chaque étoile de la matrice (☆), ou module d'évaluation, illustre l'impact d'une pratique sur l'émission des gaz retenus pour qualifier le compartiment air. L'agrégation de ces modules d'évaluation va conduire à la construction d'un indicateur.

			Gestion des intrants							Gestion de l'espace			Elevage			
			Traitement phytosanitaire	Amendement Organique	Fertilisation azotée grandes cultures	Fertilisation azotée prairies (et pâture)	Apport de phosphore	Consommation d'énergie fossile	Irrigation	Assolement	Couverture du sol	Eléments non productifs	Alimentation	Compostage	Stockage	Bâtiment d'élevage
MILIEU	EAU	Surface	†		†	†	(†)		(†)		†	(†)				
		Profondeur	†		†	†	-		†							
	AIR	NH ₃			†	†							†	†	†	Indicateur NH ₃
		N ₂ O			†	†							†	†	†	Indicateur N ₂ O
		CH ₄										†	†	†	†	Indicateur CH ₄
		CO ₂							†							
	SOL	Quantité							†		†	(†)				
		Q. physique		†					†							
		Q. chimique	†	†			†									
		Faune / flore	†			†			†	†	†	†				
		Paysage					†			†		†				
		RNR						†								

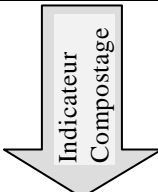


Figure 6 : Matrice agri-environnementale adaptée à l'agriculture biologique

(†) Module construit ; - impact mineure ; † Module à construire (ou adapter)

Indicateurs	Mode de construction	Type d'estimation de l'impact sur le milieu
Matière organique	Modèle simple	Quantitative , calcul par le modèle
Irrigation	Modèle simple	Quantitative , calcul par le modèle
Energie	Equations et coefficients énergétiques	Quantitatif
Azote	Modèle simple + système de bonus-malus	Estimation semi-quantitative
Phosphore	Modèle simple Système de bonus-malus	Estimation semi-quantitative
Assolement	Notation par mise en classes	Qualitative
Succession culturale	Notation par mise en classes	Qualitative
Pesticides	Système expert basé sur la logique floue	Qualitative

Source : d'après (Bockstaller and Girardin, 1997)

Tableau 4 : Mode de construction des indicateurs de la méthode INDIGO 'Grandes cultures' et type d'estimation de l'impact agronomique et environnemental

Deux types d'indicateurs peuvent être élaborés :

- un indicateur agri-environnemental qui évalue l'impact d'une pratique agricole sur l'ensemble des compartiments de l'environnement, il est représenté par un indicateur en « colonne », par exemple l'indicateur compostage sur la figure 6
- un indicateur d'impact environnemental qui évalue l'impact de plusieurs pratiques agricoles sur un seul compartiment de l'environnement, il est représenté par un indicateur « ligne », par exemple l'indicateur NH_3 sur la figure 6. (Girardin et al. 2000).

La méthode d'évaluation mise au point dans cette étude est constituée de trois indicateurs 'lignes' : Indicateur NH_3 , Indicateur CH_4 et Indicateur N_2O . Les deux derniers indicateurs pouvant être agrégés pour former un indicateur Gaz à Effet de serre.

2 Démarche d'élaboration d'un indicateur

La démarche d'élaboration d'un indicateur mise au point à l'INRA de Colmar comprends 6 étapes.

2.1 Définition des objectifs

Chaque indicateur est élaboré en fonction d'un objectif fixé préalablement. Cette première étape est illustrée par la matrice agri-environnementale figure 6.

2.2 Choix du type d'utilisateurs

Suivant le public cible (scientifiques, politiques, agriculteurs etc.), l'agrégation des données en vue de simplifier l'information devra être plus ou moins importante afin que sa lisibilité le rende attractif et utilisable.

2.3 Construction de l'indicateur

La construction de l'indicateur peut reprendre des parties de modèles ou être originale. Elle peut se faire à partir d'une ou plusieurs variables, qu'elles soient quantitatives, semi-quantitatives ou qualitatives. Une mise en classes des variables quantitatives sera quelques fois nécessaire. Différentes méthodes d'agrégation peuvent être utilisées suivant la disponibilité des informations. Par exemple, le tableau 4 reprend les différents modes de construction de quelques indicateurs.

2.4 Détermination des normes

Les indicateurs varient de 0 à 10. La valeur 7 a été choisie comme valeur de référence. Elle correspond à la valeur minimale acceptable en termes d'impact du point environnemental. L'intervalle entre la note 7 et la note 10 (impact faible à nul) correspond au domaine de tolérance. Cette référence peut revêtir différentes formes :

- un seuil quantifié (ou norme),
- un domaine de tolérance fixé par des experts,
- un domaine correspondant à un seuil de précision d'une mesure,
- un niveau correspondant à un mode de production particulier, comme la production intégrée, ou à une 'bonne' pratique agricole.

Elle assure une meilleure lisibilité de l'indicateur et permet de 'normer' les valeurs variant de 0 à 10.

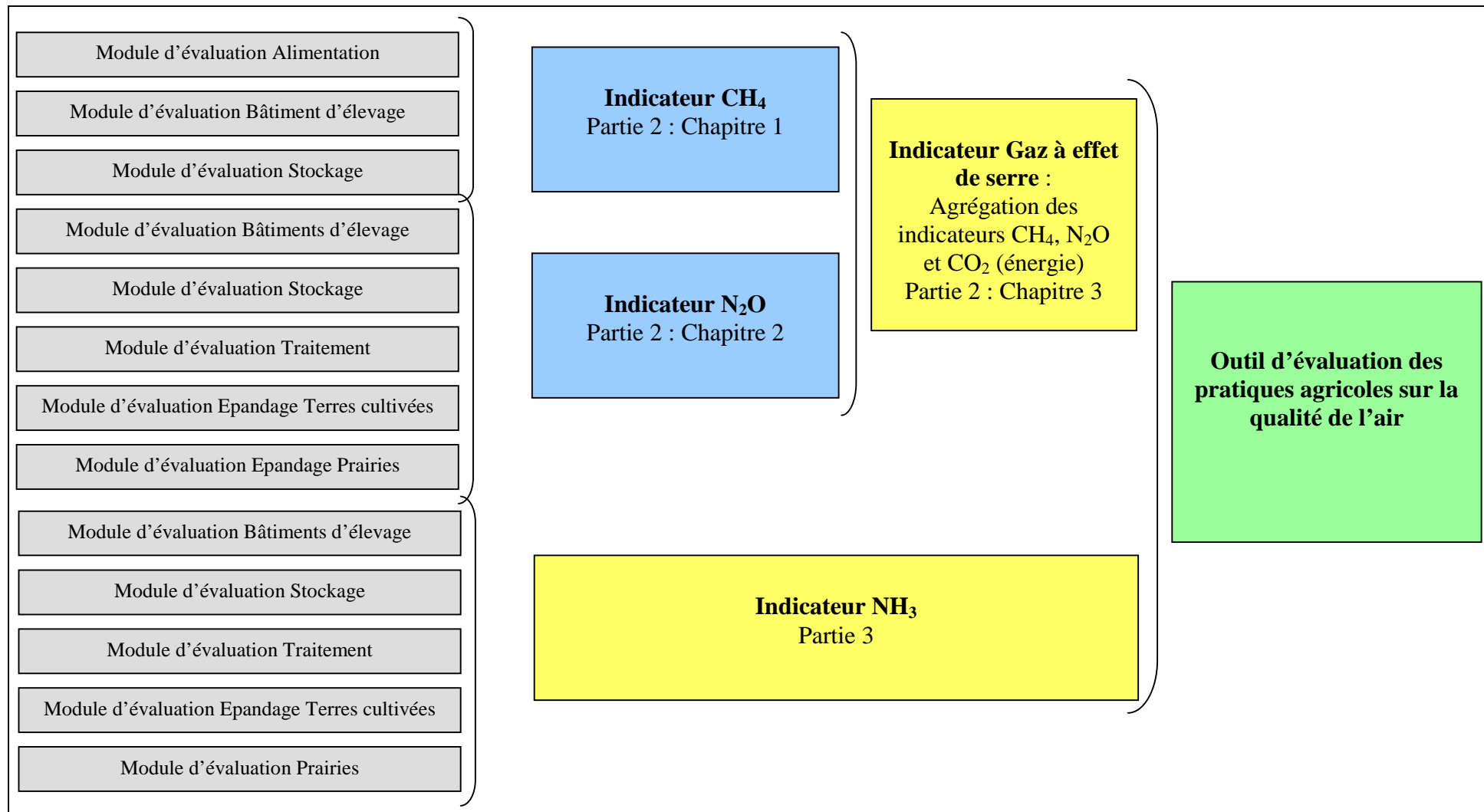


Figure 7 : Schéma de construction de l'outil d'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air

2.5 Test de sensibilité

Le test de sensibilité sert à estimer le poids d'une variable ou d'un paramètre dans le calcul de l'indicateur. Cette étape est réalisée en faisant varier une variable ou un paramètre et en observant l'impact de ces variations sur la valeur de l'indicateur final.

2.6 Validations

La validation sert à estimer si l'indicateur a atteint les objectifs qui lui avaient été fixés. Il doit rendre compte de l'état du système étudié (outil de diagnostic) et permettre une prise de décision (outil d'aide à la décision). La validation d'un indicateur comporte trois étapes.

- une validation scientifique de la construction de l'indicateur, qui peut être effectuée par des experts ou des comités de lecture de revues scientifiques,
- une validation des sorties (test de vraisemblance), cette validation se rapproche de celle mise en œuvre pour les modèles. Les valeurs de l'indicateur sont comparées à des valeurs de terrain.
- une validation dite 'test de valeur d'usage', qui cherche à estimer si l'indicateur est pertinent pour les utilisateurs finaux.

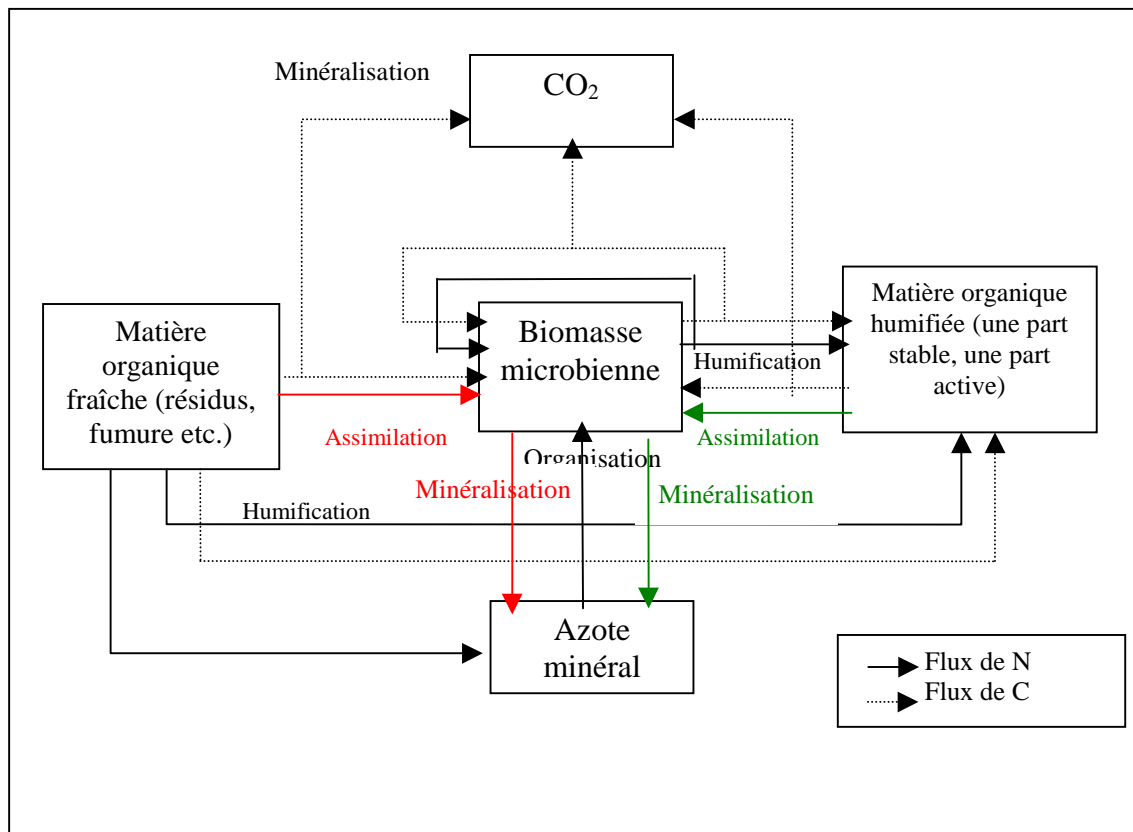
La validation des sorties de l'indicateur pose le plus de problèmes. Cette dernière est mise en œuvre soit par comparaison avec des données de terrain (peu disponible le plus souvent) ou des données provenant d'autres outils de diagnostic (modèle, indicateurs...), soit en consultant un panel d'experts qui juge de la qualité des résultats obtenus.

E Conclusion

L'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur l'air se présente donc sous la forme d'indicateurs agri-environnementaux. Ces derniers permettent d'une part de répondre aux objectifs des utilisateurs, à savoir un outil simple d'usage, et d'autre part de synthétiser l'information disponible sur l'impact des différentes pratiques sur la qualité de l'air.

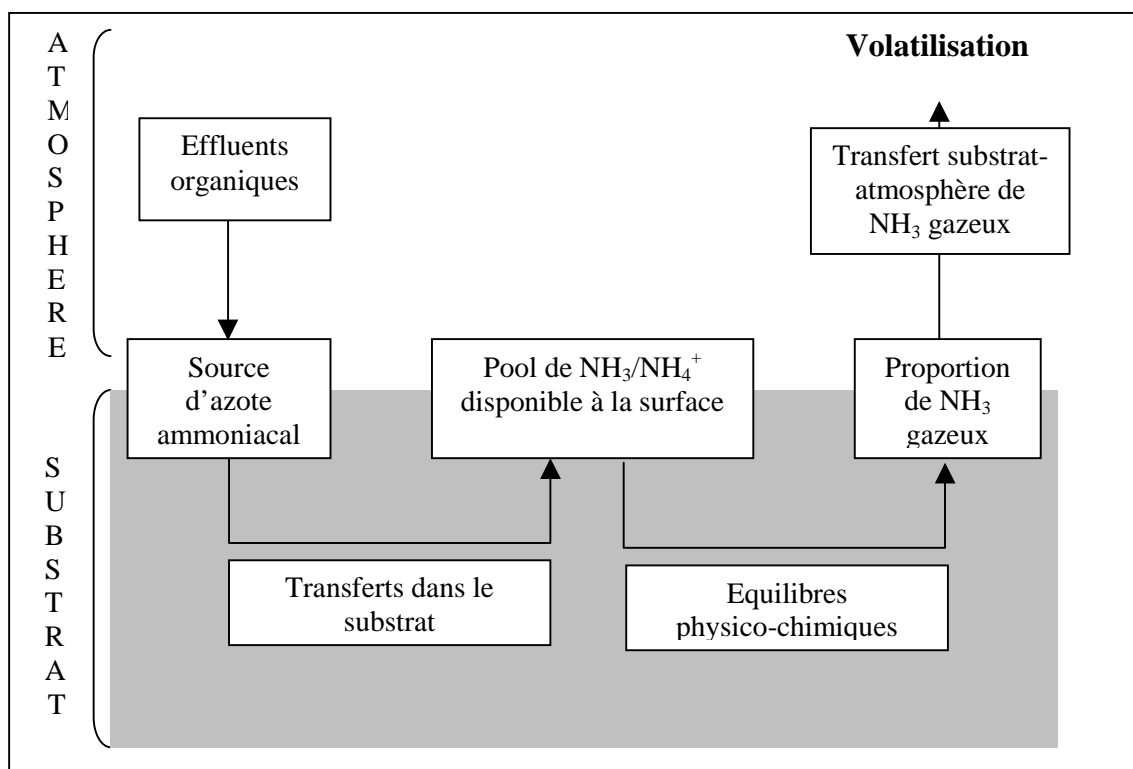
Nous avons recensé 6 pratiques agricoles et phénomènes biologiques intervenant dans une exploitation de poly-culture élevage biologique : la digestion des animaux, la gestion des bâtiments d'élevage, le stockage et le traitement des déjections, et l'épandage sur terres cultivées et sur prairies (direct par pâturage ou indirect) des déjections animales. Ces pratiques sont responsables de l'émission de trois gaz principalement, le NH₃, le CH₄ et le N₂O.

Cette première étape a permis de mettre au point les différents modules d'évaluation à construire, impact d'une pratique sur l'émission d'un gaz. Il reste ensuite à agréger ces différents modules pour créer un outil synthétique d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air. Le plan de construction de la méthode est illustré figure 7.



Source : d'après Nicolardot and Recous (2001)

Figure 8 : Flux de C et de N entre les différents pools de matière organique.



Source : d'après CORPEN (2001)

Figure 9 : Les mécanismes mis en jeu lors de la volatilisation d'ammoniac par la matière organique

Chapitre .2 : Les conditions générales d'émission du NH_3 , CH_4 et N_2O

En préambule à la construction des indicateurs, il est nécessaire de déterminer les mécanismes biochimiques de production et d'émissions du NH_3 , N_2O et CH_4 lors de la décomposition de la matière organique d'origine animale. Les différents facteurs déterminant leur émission conditionnent le choix des variables à retenir pour mettre au point ces 3 indicateurs.

A La dégradation de la matière organique

Il existe deux grands types de matière organique, une dite active et l'autre stable dans le sol. La première regroupe la matière organique fraîchement apportée au sol (fumure, résidus végétaux, exsudats racinaires), les organismes vivants du sol et la fraction labile de la matière organique humifiée. La deuxième est communément appelée l'humus et représente le pool de matière organique humifié du sol dont le taux de minéralisation est faible (1 à 2% / an).

Les flux de carbone et d'azote sont nombreux entre les différents pools de matière organique, les organismes vivants jouant un rôle central dans la gestion de ces flux (figure 8).

Les différents mécanismes de dégradation de la matière organique fraîche conduisent à la formation et/ou réorganisation d'azote minéral, illustrées sur la figure 8 par le pool d'azote minéral. Ce dernier subit donc des variations (qualitatives et quantitatives) dans le temps suivant la prédominance des réactions : il augmente quand la réaction de minéralisation est dominante vis à vis de l'immobilisation et inversement. On parle alors de minéralisation nette et d'immobilisation nette. C'est à l'intérieur de ce pool que vont être formés et émis le NH_3 et le N_2O . Leur production va donc dépendre en premier lieu de la constitution du pool d'azote minéral dans le sol et de son fonctionnement en temps que source ou puits d'azote.

Nous allons détailler séparément les facteurs de production et d'émission des deux gaz sachant qu'ils sont reliés dans le cycle global de l'azote.

B L'émission de NH_3

Comme il l'est illustré sur la figure 9, l'émission de NH_3 dépend principalement :

- de la disponibilité d'un pool d'azote ammoniacal volatilisable ;
- des conditions favorisant la formation de NH_3 gazeux à l'intérieur du substrat ;
- des conditions de transfert de cet ammoniac vers l'atmosphère et de sa dispersion (Jarvis et Pain 1990).

Le substrat peut être : un lisier ou un fumier stocké, un lisier ou un fumier épandu sur le sol ou le sol lui-même. Quel que soit le cas de figure, les mécanismes de base sont les mêmes, seuls les différents paramètres régulant les mécanismes vont changer suivant le substrat.

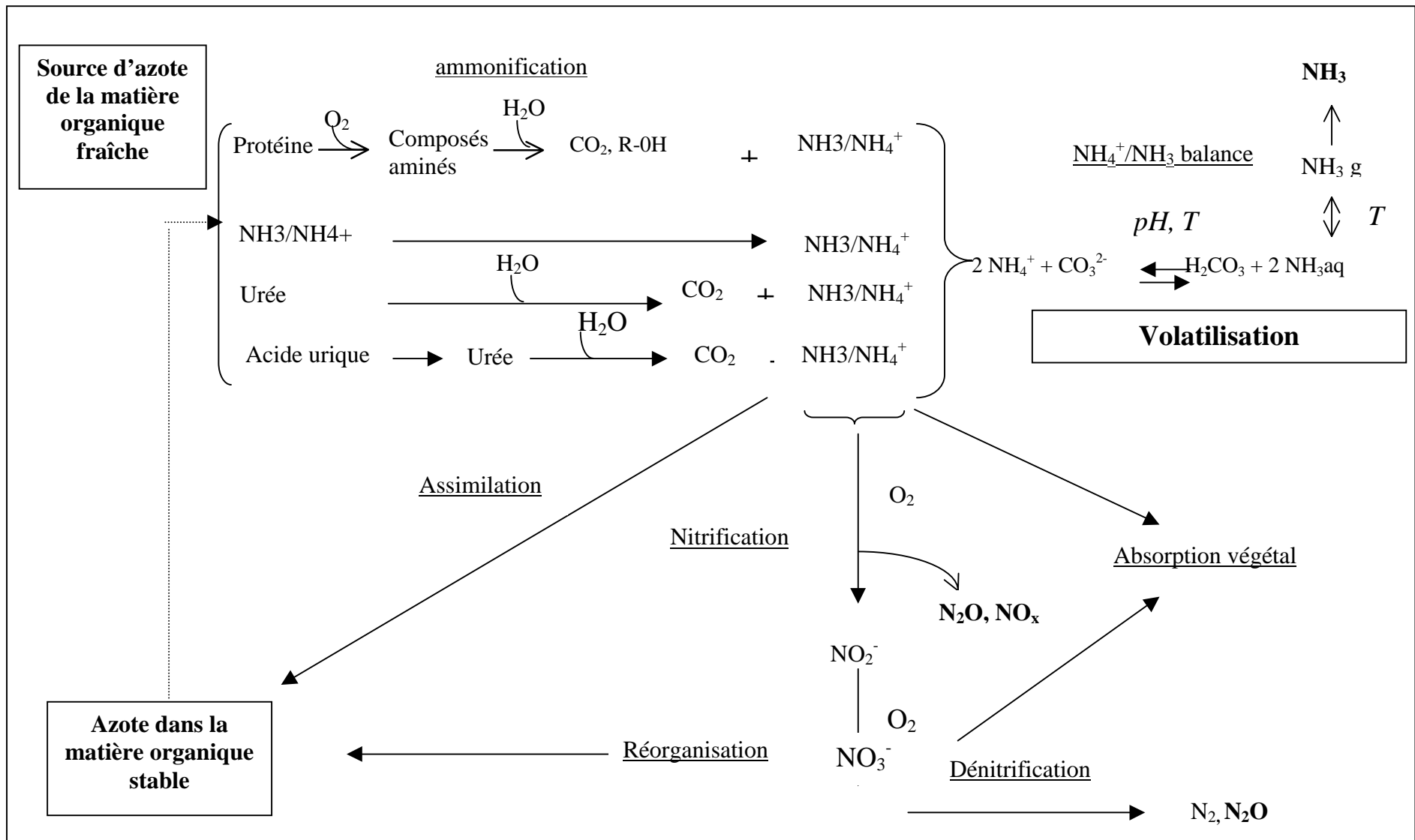


Figure 10 : Les grandes réactions bio-chimiques de l'azote dans la transformation de la matière organique

1.1 Le pool d'azote ammoniacal volatilisable

Le pool d'azote ammoniacal dépend des flux d'azote lors de la dégradation de la matière organique (figure 8) :

- les réactions de minéralisation (source),
- les réactions de rétention de l'azote (puits).

1.1.1 Les sources de NH₃

Le NH₃ provient de trois grandes sources :

- directement de l'azote minéral contenu dans la matière organique avant toute décomposition,
- des éléments rapidement décomposables de la matière organique (en rouge sur la figure 8),
- de la décomposition secondaire de la matière organique humifiée (en vert sur la figure 8).

Ces trois sources de NH₃ sont détaillées dans la figure 10. La formation de NH₃ par ces 3 voies n'est pas simultanée lors de la décomposition de la matière organique fraîche : les deux premières voies sont plus rapides dans le temps que la dernière. Ainsi, la disponibilité du NH₃ à la volatilisation sera corrélée essentiellement au pool d'azote facilement minéralisable, soit dans la littérature la concentration d'azote ammoniacal totale (TAN) (Webb 2001). Ce pool comprend l'urée ou l'acide urique dans le cas de matière organique provenant de déjection animale, une partie des protéines, facilement hydrolysable et des éléments azotés sous forme minérale déjà présents (figure 10). Dans le cas d'effluents organiques d'origine animaux, les deux principales molécules responsables de la formation du TAN sont l'urée (dominante chez les mammifères) et l'acide urique (dominante chez les volailles) (Sommer et Hutchings 2001).

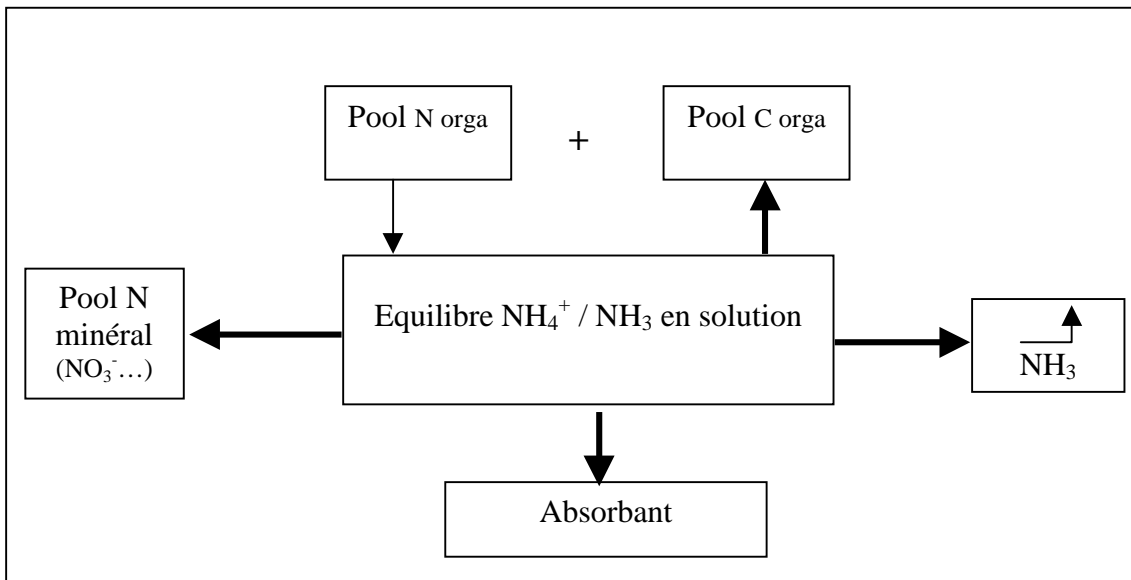
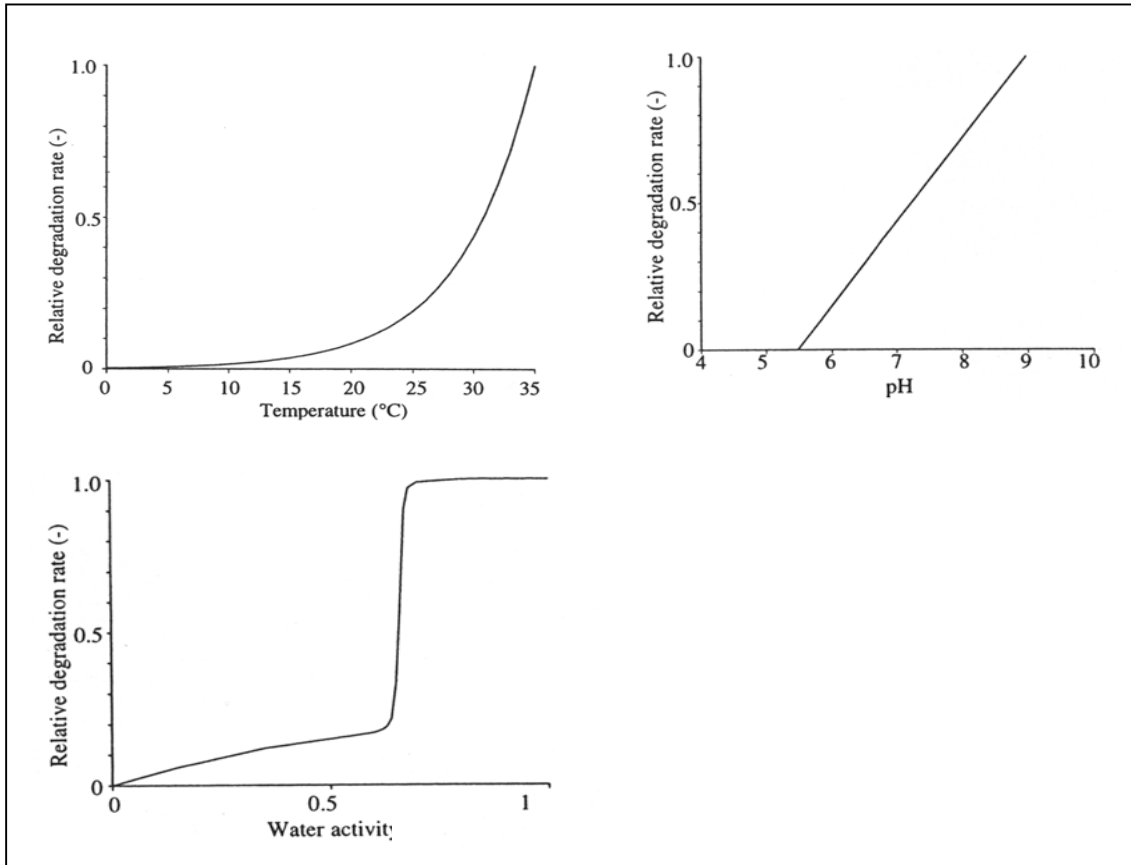
La formation de NH₃ provenant de la minéralisation d'éléments déjà humifiés est plus lente dans le temps, elle est donc négligeable quantitativement dans le processus de volatilisation de l'ammoniac comparée au pool d'azote facilement minéralisable (Webb 2001).

i. La décomposition de l'urée



L'équation 1 montre la réaction d'hydrolyse enzymatique de l'urée en N-NH₄⁺. L'enzyme responsable, l'uréase, se retrouve partout dans le monde vivant, principalement chez les micro-organismes. Son activité est essentiellement extra-cellulaire (après lyse des cellules) et se déroule dans une large gamme de milieux : du sol aux sols des bâtiments d'élevage (Jarvis et Pain 1990).

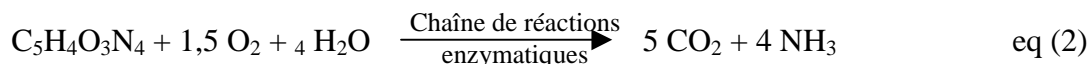
L'activité enzymatique augmente avec l'élévation de la température (gamme 10-40°C) et l'augmentation de la concentration en substrat (jusqu'à saturation de l'enzyme). Le processus est optimal à pH 6,5, et le fait augmenter localement (Cf. équation 1) (Jarvis et Pain 1990). La durée de l'uréolyse varie suivant le substrat. Ainsi dans des lisiers elle est généralement de courte durée (quelques heures) (Dewes 1999) alors que dans un sol, en milieu tempéré, il faut compter 24 h pour qu'elle soit significative et quelques jours pour qu'elle soit complète (Génermont 1996).



Source : d'après Kirchmann and Witter (1989)

Figure 12 : Les puits de NH₃

ii. La décomposition de l'acide urique



La décomposition aérobie de l'acide urique est faite de réactions enzymatiques successives aboutissant à la formation d'urée dégradée puis de NH_3 et de CO_2 (Cf. équation 2). Le long de la chaîne de réactions enzymatiques, l'enzyme spécifique de ce processus est l'uricase (Koerkamp 1994). Il existe aussi une décomposition anaérobie de l'acide urique (réaction beaucoup plus lente) (Koerkamp 1994).

La dégradation de l'acide urique est influencée par la température, le pH et l'humidité (figure 11). D'après Burnett et Dondero (1969) in (Koerkamp 1994), le taux de décomposition de l'acide urique varie de 8 % (fumier de volaille sec) à 40 % (fumier de volaille très humide) en une journée. Comparé à la dégradation de l'urée qui s'effectue en quelques heures, les premières étapes de la décomposition de l'acide urique sont plus longues (Koerkamp 1994) pour les déjections d'origine animale.

1.1.2 Puits de NH_3

L'azote ammoniacal, en dehors de la volatilisation, peut être incorporé dans le substrat organique ou alors adsorbé. La figure 12 synthétise les principaux mécanismes de rétention du NH_3 : des réactions biochimiques (nitrification, immobilisation) ou des processus physico-chimiques (adsorption).

i. La réaction de nitrification

La réaction de nitrification est un processus aérobie, effectuée par des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes, elle conduit à la formation d'ion nitrate (NO_3^-) suite à l'oxydation de NH_4^+ . La réaction de nitrification par des bactéries autotrophes est la plus connue, l'autre voie de nitrification (micro-organismes hétérotrophes), étant beaucoup plus lente et donc quantitativement négligeable dans le processus global (Granli et Bockman 1994).

Cette réaction présentée dans la figure 10 se fait en deux étapes :

- l'oxydation biologique du NH_4^+ en ion nitrite (NO_2^-) : la nitritation,
- l'oxydation biologique du NO_2^- en ion nitrate (NO_3^-) : la nitratisation.

La nitritation est assurée par des bactéries spécifiques du genre nitroso-, dont la plus connue est Nitrosomonas. La nitratisation est assurée par les bactéries du genre Nitro-, dont la plus connue est Nitrobacter (Granli et Bockman 1994).

La réaction est détaillée dans les mécanismes de production et d'émission de N_2O suite à cette partie. Ce qui est important, c'est que la nitrification se produit quelques jours après la volatilisation, elle ne présente donc pas un frein suffisant aux pertes de NH_3 lors de l'apport de déjections au sol ((Bernal et Kirchmann 1992)). De plus une forte concentration en NH_4^+ a tendance à inhiber cette réaction.

Cependant, lors de la décomposition de déjections animales à l'extérieur du sol, cette réaction, associée à des conditions de milieu peu propice à la volatilisation, peut devenir le principal puits de NH_3 volatilisable. Ainsi lors de traitement aérobie de lisier sans montée de température, l'essentiel de l'azote est nitrifié (Burton et al. 1993).

ii. Immobilisation ou réorganisation

L'azote sous forme ammoniacal ou dans une moindre mesure sous forme de nitrate peut être assimilé par les micro-organismes pour former de nouvelles substances organiques (figure 8). Suivant la disponibilité en carbone assimilable, une partie du pool d'azote volatilisable va être organisée par les micro-organismes du sol ou des déjections animales (Koerkamp 1994). Généralement, les micro-organismes ont besoin de 30 unités de carbone comme source d'énergie et la synthèse des constituants des cellules, pour 1 unité d'azote, pour la construction des protéines et la constitution de composés cellulaires. Ainsi, un rapport C/N supérieur à 30 de la matière organique fraîche limite les pertes de NH_3 par volatilisation en immobilisant l'azote dans la biomasse microbienne (Merillot 1995, Jeppsson 1999). Cependant, seule la teneur en carbone facilement assimilable par les micro-organismes (composés solubles et une partie de la cellulose) (Lineres et Djakovitch 1993) joue sur la fonction puits de NH_3 de cette réaction. En effet, les composés carbonés comme la lignine sont difficilement dégradables par les micro-organismes et donc leur utilisation comme source énergétique moins importante dans un premier temps.

iii. Adsorption dans le substrat

Dans le sol, l'ion ammonium NH_4^+ peut être fixé par le complexe argilo-humique du sol. Les minéraux d'argiles ont la capacité de fixer des ions NH_4^+ par remplacement d'ions Si^{4+} et Al^{3+} qui les constituent. Suivant leur position sur le minéral l'ion NH_4^+ est soit dans une position échangeable (extérieur de la structure du minéral), soit dans une position intermédiaire, soit totalement fixé (à l'intérieur de la structure minérale). Dans tous les cas, le NH_4^+ est adsorbé par le minéral (sa position détermine la vitesse à laquelle il peut être 'rendu' assimilable pour les plantes). Généralement, le pouvoir adsorbant du sol est défini par le calcul de la Capacité d'Echange Cationique (CEC) exprimée en méq / 100 g de sol. Celle-ci définit la quantité maximale de charges cationiques que 100 g de sol peuvent fixer (Gobat et al. 1998). De même la matière organique, ionisée sous forme $-\text{COO}^-$, est chargée négativement et va s'associer (force électrostatique) avec l'ion NH_4^+ , chargé positivement. L'ajout de substance adsorbante du NH_4^+ dans les déjections animales, comme la sphaigne ou des composés argileux, conduit à la rétention de l'ammoniac (McCrary et Hobbs 2001, Andersson 1994).

iv. Autres

Dans le sol ou les déjections animales, il existe d'autres processus concurrentiels du mécanisme de volatilisation : assimilation par les plantes, l'oxydoréduction chimique des formes $\text{NH}_3/\text{NO}_3^-$. Cependant, étant donné la vitesse de réaction de la volatilisation (quelques heures à quelques jours) après apport de matière organique au sol, ces réactions ne vont pas jouer sur le pool d'azote minéral volatilisable.

1.1.3 Synthèse

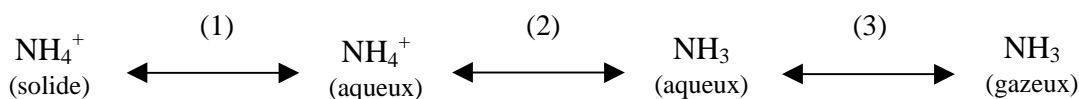
Le pool d'azote volatilisable dépend d'une part de la nature de la matière organique fraîche décomposée (teneur en TAN) et d'autre part des mécanismes concurrentiels à la volatilisation : l'immobilisation, déterminée par le carbone des matières organiques, la nitrification, déterminée par les conditions de milieu, la rétention physique par adsorption.

1.2 Les conditions d'émission

En suivant le schéma de la figure 9, la volatilisation du pool d'azote volatilisable va dépendre des conditions physico-chimiques du substrat. Ces dernières déterminent la formation de NH_3 sous forme gazeuse, propice à la volatilisation. Ensuite, les conditions du milieu interne et externe (atmosphère) vont influencer les pertes de NH_3 sous forme gazeuse dans l'atmosphère.

1.2.1 Les équilibres physico-chimiques responsables de la formation de NH_3 gazeux

Quel que soit le substrat, l'azote ammoniacal total est présent sous différentes formes dans les différentes phases du substrat (Jarvis et Pain 1990, Andersson 1994) :



La prédominance d'une forme par rapport à l'autre dépend d'équilibre physico-chimique. Tout déséquilibre 'tirant' les réactions vers la droite va favoriser la production de NH_3 gazeux et potentiellement la volatilisation du NH_3 vers l'atmosphère.

Nous avons déjà vu que le premier équilibre (1), équilibre d'adsorption, dépend de la capacité de rétention du NH_4^+ dans la phase solide via le pouvoir absorbant du substrat. Ce dernier est déterminé principalement dans le sol par la CEC ou dans le cas de déjections animales par l'ajout d'absorbant.

L'équilibre 2 est un équilibre acido-basique, le NH_3 est une base faible qui en solution est en équilibre avec son acide le NH_4^+ :



La constante d'acidité de l'équilibre est notée KAN. Dans une solution d'eau pure :

$$[\text{NH}_3 \text{ aq}] = \frac{([\text{NH}_3\text{aq}] + [\text{NH}_4^+ \text{ aq}])}{1 + ([\text{H}_3\text{O}^+ \text{ aq}]/\text{KAN})}$$

Avec $\text{KAN} = f(\text{Température})$ d'après Emerson et al (1975) et Beutier et Renon (1978) in (Génermont 1996).

Ces réactions démontrent que le pH de la solution, la concentration en azote ammoniacal totale et la température déterminent la forme de l'azote en solution aqueuse. Ainsi, plus le pH est basique, plus la forme NH_3 domine. En solution aqueuse si le $\text{pH} > 10$ alors la forme NH_3 domine. De même l'augmentation de la température augmente la constante d'acidité et ainsi la part de NH_3 aqueux dans la solution.

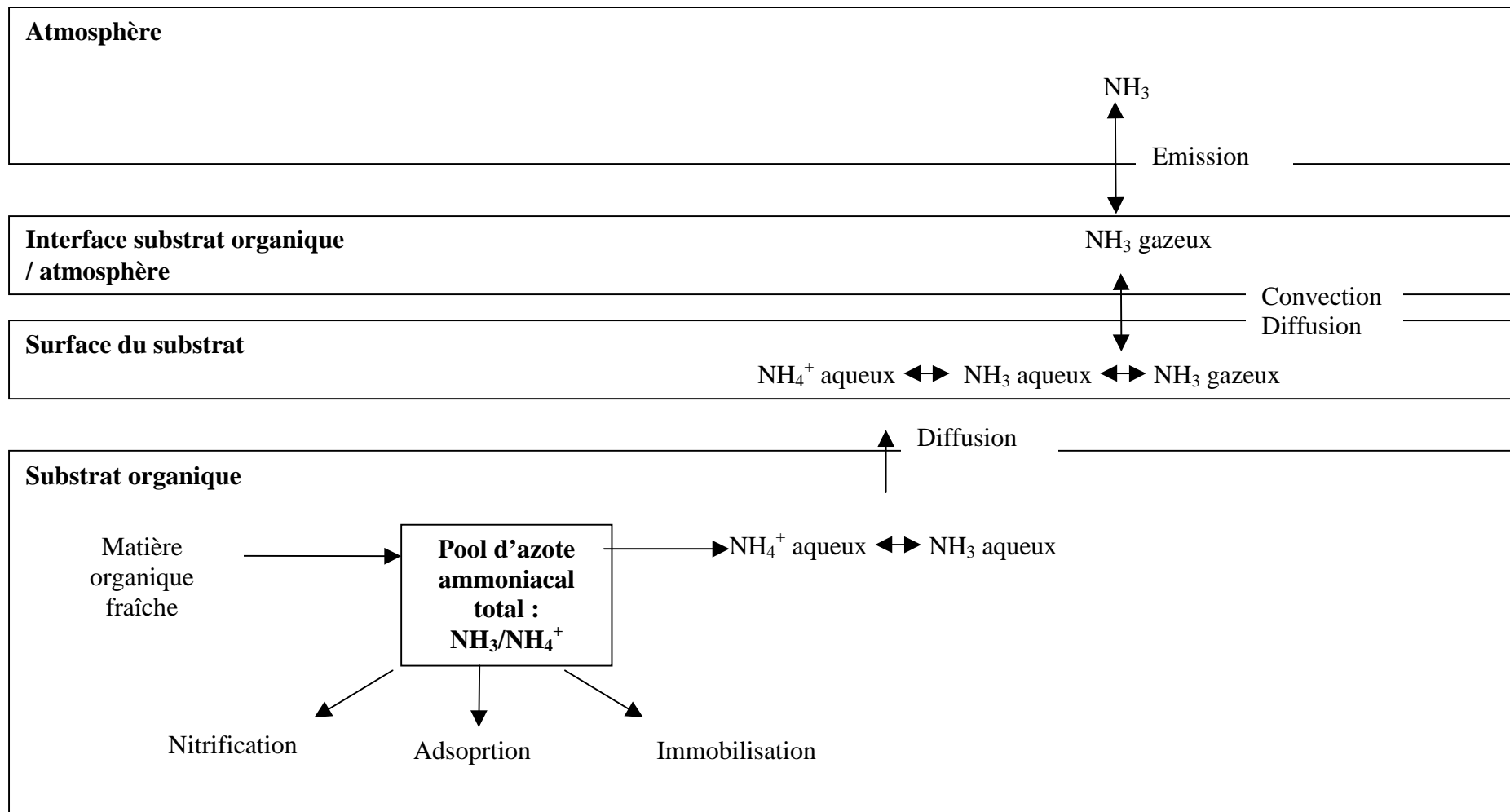


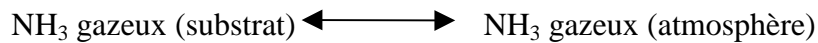
Figure 13 : Synthèse des mécanismes de volatilisation de l'ammoniac

Le dernier équilibre (3) représente l'équilibre entre la forme NH_3 aqueuse et la forme NH_3 gazeuse (solubilité). Il est régulé par la constante de Henry. Cette dernière est fonction de la température et de la concentration en NH_3 aqueux libre (Ni 1999). L'augmentation de la température implique une augmentation de la concentration en NH_3 gazeux (Monteny et Erisman 1998)

Pour résumer, le passage de la forme NH_4^+ à la forme NH_3 gazeuse dans le substrat dépend principalement du pH et de la température. Plus la température et le pH augmentent plus l'azote ammoniacal prendra une forme NH_3 gazeuse.

1.2.2 Le transfert du NH_3 gazeux du substrat vers l'atmosphère

La dernière étape conditionnant l'émission de NH_3 est la phase de volatilisation, c'est à dire le passage du NH_3 gazeux du substrat vers l'atmosphère.



Ce passage peut se faire par :

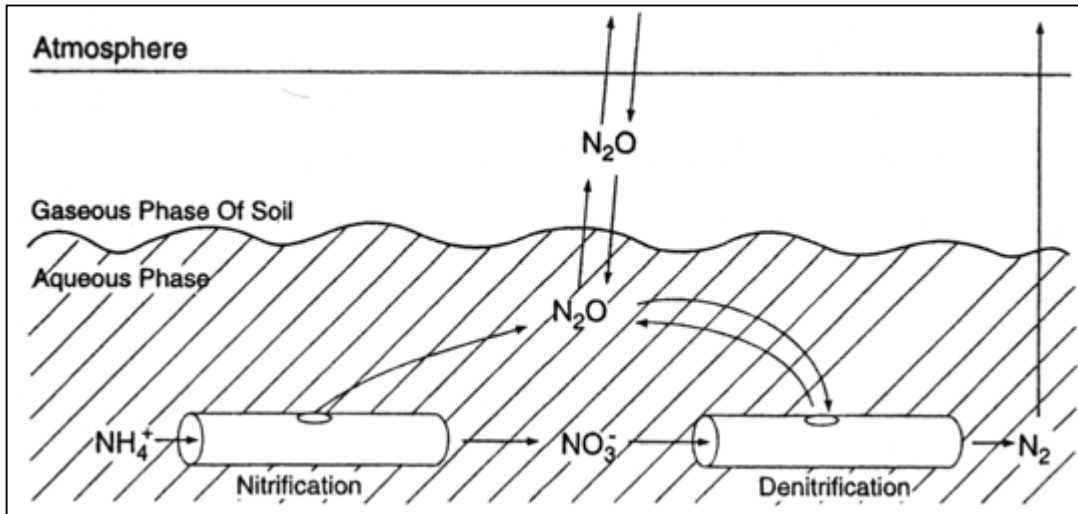
- diffusion due au gradient de température entre la concentration en NH_3 gazeux à la surface du sol ou des déjections et la concentration en NH_3 de l'atmosphère à la surface (coefficient de diffusion D).
- convection en raison de mouvement d'air à l'interface substrat/atmosphère.

Dans la pratique, la convection est modélisée en utilisant un coefficient de transfert de masse, dépendant principalement de la température (du substrat et de l'atmosphère) et de la vitesse de l'air à l'interface (Monteny et Erisman 1998, Arogo et al. 1999).

Ainsi, plus la vitesse de l'air est importante à l'interface, plus l'ammoniac est volatilisé car le gradient de concentration est entretenu.

1.3 Conclusion

La figure 13 synthétise les différents mécanismes régulant l'émission de NH_3 d'un substrat organique. Suivant le milieu (le sol, les déjections liquides, les déjections semi-solides ou solides) ou la nature du substrat (urine, fèces, carbone etc.) les différents facteurs de production et d'émission de NH_3 vont être plus ou moins importants. Toutefois, l'ensemble du processus doit être examiné dans chaque cas de figure pour déterminer les variables clé de la construction des différents modules de l'indicateur NH_3 .



Source : d'après Granli and Bockman (1994)

Figure 14 : Les réactions de productions et d'émissions de N_2O

C L'émission de N₂O

Les connaissances sur les mécanismes d'émission de N₂O due à la transformation des matières organiques sont moins nombreuses que pour le NH₃. Cependant les deux principales sources de sa production semblent être les réactions de nitrification et de dénitrification se déroulant dans un substrat organique (Granli et Bockman 1994).

La figure 14 schématise l'émission de N₂O. Cette représentation illustre une des principales caractéristiques de la production de N₂O, à savoir qu'il est rarement un des produits terminaux des deux réactions. Ainsi, l'émission de N₂O dépend :

- des quantités de substrat disponible pour les réactions de nitrification et dénitrification,
- du ratio de N₂O produit par rapport aux produits terminaux des deux réactions,
- de la diffusion (et consommation) du N₂O vers l'atmosphère (Beauchamp 1997).

1 Production de N₂O par la nitrification

La nitrification est décomposée en deux réactions d'oxydation biochimiques principales :



Ces réactions sont effectuées par des organismes autotrophes principalement : les bactéries du groupe Nitroso- pour la première et celle du groupe Nitro-. Elles se déroulent en condition aérobie.

Le mécanisme de formation de N₂O semble provenir de la première étape (équation (4)) :

- les bactéries peuvent utiliser NO₂⁻ comme accepteur d'électron si O₂ vient à devenir limitant et produire du N₂O,
- les molécules intermédiaires entre NH₄⁺ et NO₂⁻ (NH₂OH par exemple) peuvent être transformer chimiquement en N₂O (spécialement sous conditions acides) (Granli et Bockman 1994).

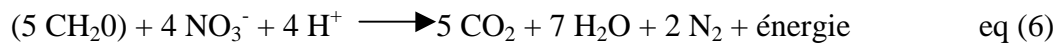
La production de N₂O due à la nitrification est encore mal connue quantitativement (Germon et al. 1999), suivant les conditions de milieu elle peut être importante (Pahl et al. 2001) voire supérieure aux émissions dues à la dénitrification (Renault 1999).

Les facteurs influençant la nitrification dans le sol sont :

- la présence de CO₂ ou de carbonates (accepteur de l'énergie libérée),
- la présence d'oxygène,
- la présence d'ions ammonium NH₄⁺ (de la phase liquide et ceux facilement échangeable de la phase solide),
- la teneur en eau du sol : le maximum d'activité se situe aux environs de 50 à 60 % de la capacité au champ, au-delà les bactéries nitrifiantes sont remplacées par des micro-organismes anaérobies,
- la température, l'optimum se situant vers 20-25°C (au-dessous de 5 °C suivant la nature des sols, le processus risque d'être bloqué), la réaction pouvant se produire jusqu'à une température de 40 °C dans un lisier (Willers et al. 1998),
- le pH : l'optimum est proche de la neutralité. (Morel 1988).

2 Production de N₂O par la dénitrification

Parallèlement à la production de N₂O lors de la nitrification, la réaction de dénitrification va être responsable de l'émission de N₂O. Les micro-organismes responsables de la dénitrification utilisent le NO₃⁻ comme accepteur d'électron dans des conditions anaérobies (Granli et Bockman 1994, Germon et al. 1999) :



Cette réaction se déroule en plusieurs étapes : NO₃⁻ → NO₂⁻ → NO → N₂O → N₂. Suivant les conditions du milieu, les produits intermédiaires, dont le N₂O, peuvent s'accumuler et être émis (Granli et Bockman 1994).

Les facteurs influençant la dénitrification sont :

- l'oxygène : pour que la réaction de dénitrification se produise, il doit y avoir absence d'oxygène. L'activité dénitrifiante du sol croît de façon exponentielle avec la part de porosité occupée par l'eau à partir d'un seuil situé généralement entre 60 et 65% de cette porosité.
- la disponibilité en substrat carboné : c'est le deuxième facteur après l'oxygène. Ainsi en condition favorable, la cinétique de dénitrification suit celle de minéralisation du carbone et permet ainsi de définir une quantité d'azote potentiellement dénitrifiable en relation avec le carbone minéralisable. (Germon et Couton 1999),
- la disponibilité en azote oxydé (NO₂⁻ et NO₃⁻). La réponse de la dénitrification à la concentration de NO₃⁻ est de type Michaelis-Menten. (Germon et Couton 1999),
- les facteurs pédo-climatiques : les micro-organismes dénitrifiants ont une large tolérance aux variations des facteurs du milieu, le pH optimum se situe autour de 7-8.6 et l'optimum de température entre 60 et 65 °C. (Morel 1988).

Le N₂O est émis régulièrement au cours de la dénitrification, sa fraction est extrêmement variable en fonction des conditions du milieu.

Variables affectants les ratios des produits formés durant la nitrification et la dénitrification dans les sols agricoles

Processus	Variables	
Nitrification	<i>Augmentation du ratio N_2O/NO_3^- si</i>	
	[O ₂]	Décroit
	[H ₂ O]	Augmente au delà de la capacité au champs
	[NH ₄ ⁺]	Faible
	pH	?
	Température	Augmente
Dénitrification	<i>Augmentation du ratio N_2O/N_2 si</i>	
	[NO ₃ ⁻] ou [NO ₂ ⁻]	Augmente
	[O ₂]	Croît
	Carbone	Faible dégradabilité
	pH	Décroit
	Température	Décroit
	Activité enzymatique	Faible
	[H ₂ O]	Décroit de 90 à 60 %

Source : d'après (Beauchamp, 1997)

Tableau 5 : Facteurs de variation des ratios N_2O/NO_3^- durant la nitrification et N_2O/N_2 durant la dénitrification

3 Le N₂O émis

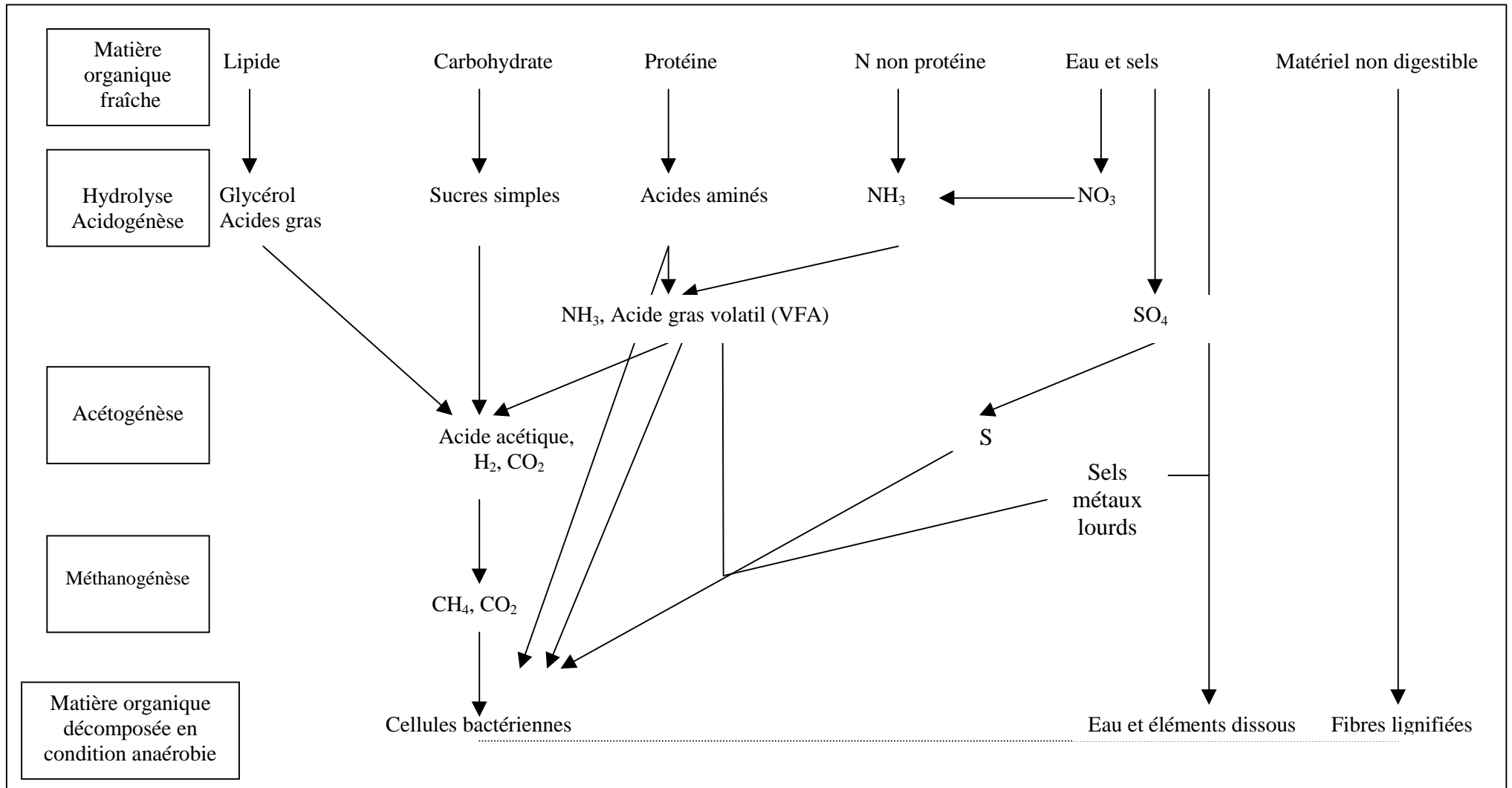
La détermination de la production nette de N₂O lors de la décomposition de la matière organique n'est pas évidente en raison :

- des conditions antagonistes des deux principales réactions,
- des nombreux facteurs intervenant lors de la régulation des ces processus,
- du fait que le N₂O est un produit intermédiaire des réactions.

Beauchamp (1997) considère que l'étude de l'émission de N₂O requiert de se pencher sur les facteurs affectant le ratio N₂O/NO₃⁻ lors de la nitrification et le ratio N₂O/N₂ lors de la dénitrification. Ces derniers sont résumés dans le tableau 5. Logiquement, le N₂O sera produit préférentiellement dans des conditions de milieu ne permettant pas d'aller jusqu'à la réaction totale. Ainsi, une baisse d'oxygénation du substrat provoque une augmentation de la production de N₂O lors de la nitrification par rapport au NO₃⁻ et inversement, une augmentation du O₂ provoque une augmentation de la production de N₂O par rapport au N₂ lors de la dénitrification.

En conclusion, l'émission de N₂O est corrélée à :

- la présence d'ion NH₄⁺ et NO₃⁻,
- des conditions favorables à la nitrification et à la dénitrification, mais non complètes dans les deux cas. Ce qui explique que le N₂O est produit dans des conditions d'oxygénations intermédiaires (non totalement anaérobie). Par exemple, le taux d'humidité relative optimale de la production de N₂O dans un sol se situe aux alentours de 60 % (Davidson 1991), ce qui correspond au 'passage' des conditions aérobies vers des conditions anaérobies du milieu.
- des températures n'excédant pas 40°C.



Source : Hobson et al. (1981)

Figure 15 : Principales étapes de la décomposition anaérobie de la matière organique fraîche

D L'émission de CH₄

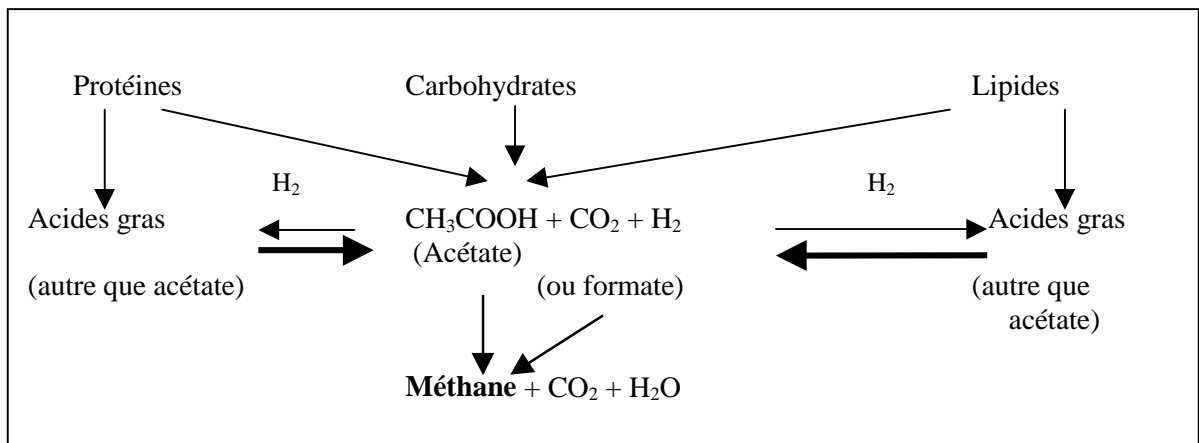
1 Le processus global

La figure 15 illustre les grandes étapes de la dégradation de la matière organique en conditions anaérobies. Elle se décompose en trois phases : l'hydrolyse et l'acidogénèse des composés de la matière organique fraîche, l'acétogénèse et la méthanogénèse (Martinez et al. 1999). La transformation est assurée par des bactéries appelées facultatives, dont les conditions de vie sont aérobies ou anaérobies, et par des bactéries strictement anaérobies.

La succession de réactions de décomposition des composés de la matière organique conduit à la formation d'acides organiques simples (dont l'acide acétique), d'hydrogène et de dioxyde de carbone entre autres (figure 15). C'est à ce moment qu'intervient la méthanogénèse, les bactéries méthanogènes transforment ces molécules en CH₄ et CO₂. Ces dernières sont strictement anaérobies et vont être sensibles aux conditions de milieu du substrat (Martinez et al. 1999). La lignine est le composé le plus réfractaire à cette décomposition (Hobson et al. 1981).

2 La biométhanogénèse

La production de CH₄ dépend d'une des dernières étapes de la décomposition anaérobie de la matière organique : la biométhanogénèse. Cette dernière est présentée en détail dans la figure 16. Les principaux substrats responsables de la formation sont l'acide acétique, le CO₂ et le H₂. Il existe d'autres substrats, cependant, dans la nature cette réaction de biométhanogénèse est la plus répandue (Chynoweth 1996).



Source : d'après Chynoweth (1996)

Figure 16 : La biométhanogénèse

Cette réaction peut se produire dans des milieux différents : les sédiments aquatiques, les intestins des ruminants et non ruminants, les déjections animales etc. (Chynoweth 1996). Elle se déroule dès qu'il y a présence de matière organique dégradable et des conditions de milieu strictement anaérobies.

3 Les facteurs influençant la production de CH₄

3.1 Le substrat

Dans le cas de la fermentation entérique, généralement la production de CH₄ est reliée à l'alimentation des animaux (Crutzen et al. 1986). La production de CH₄ est d'ailleurs reliée directement à la quantité d'aliments ingérés sous la forme de 'rendement en méthane', c'est à dire l'énergie perdue en méthane par rapport à l'énergie brute ingérée. Il dépend :

- du type d'animal et de son niveau de performance ;
- de la qualité des aliments ingérés ;
- de la quantité (Crutzen et al. 1986, Vermorel 1995, Sauvart et al. 1999).

Pour les déjections animales, le substrat en fonction de la biodégradabilité de la matière organique et de l'énergie contenue dans ces composés, va influencer fortement la production de méthane (Chandler et al. 1980).

3.2 L'oxygénation

Les bactéries méthanogènes se développent en conditions anaérobies strictes. Le méthane est donc produit dans des substrats où l'oxygène est limitant (Hobson et al. 1981). Les substrats liquides sont donc plus fortement émetteurs de CH₄ que les solides (Martinez et al. 1995).

3.3 Le pH et la température

Les conditions de pH proche de la neutralité sont optimum pour le développement des bactéries méthanogènes (Hobson et al. 1981). Cependant, il faut aussi tenir compte du pH optimal des bactéries fermentescibles. Ce dernier varie suivant les réactions concernées : lors de la formation des acides, le pH peut descendre en dessous de 6, pH limitant pour la décomposition de la cellulose. Il existe deux gammes de températures pour les bactéries concernées par la fermentation anaérobie : une gamme variant de 5 à 45 °C et l'autre de 55 à 70 °C. Dans les deux cas, plus la température est proche de la borne supérieure plus l'activité des bactéries est importante. (Hobson et al. 1981). L'augmentation de température joue sur la vitesse de production de CH₄. Ainsi, une même quantité de méthane peut être émise à une température 'basse' mais sur une période de fermentation plus longue (Ahlgrimm 2000).

4 Conclusion

La production de méthane est relativement mieux connue d'un point de vue expérimental que le détail des mécanismes et la nature des micro-organismes responsables de sa production. Lorsque l'on mesure l'émission de méthane il est important de tenir compte du phénomène inverse de la méthanogénèse : la consommation de méthane par les micro-organismes de substrat et son oxydation chimique en CO₂ en condition aérobie forte (Le Mer et Roger 2001). Ainsi, les facteurs favorables à sa production dans une zone du substrat peuvent devenir favorables à sa consommation lors de son transfert dans ce même substrat. Cette consommation est très difficilement quantifiable dans la matière organique fraîche stockée.

Partie 2 : Les Indicateurs Gaz à Effet de serre

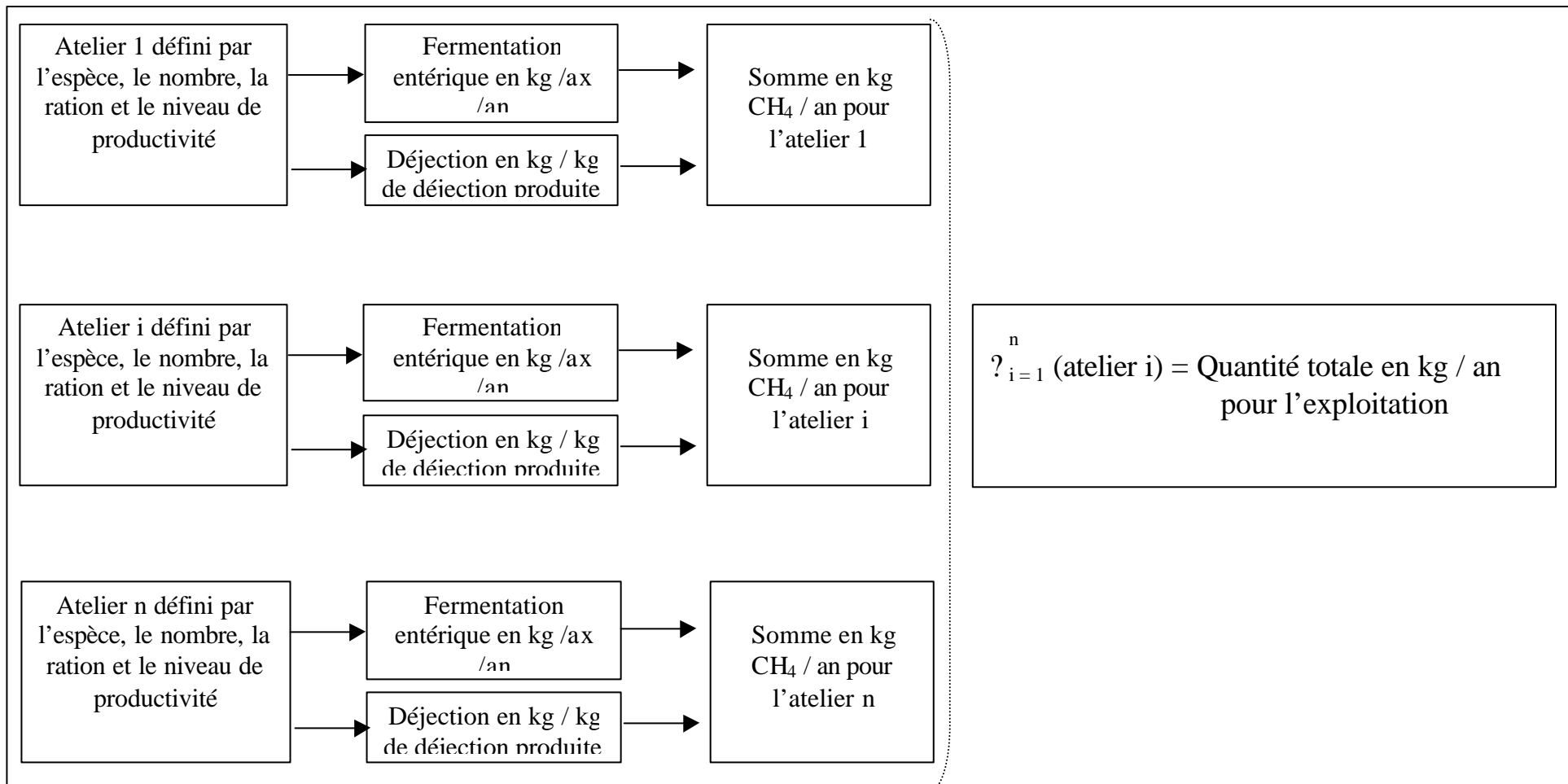


Figure 17 : Présentation du calcul global de l'indicateur CH₄

Chapitre .1 : L'indicateur CH₄

A Présentation générale de la construction de l'indicateur CH₄

Dans la matrice agri-environnementale (Cf. figure 6, page 20), l'indicateur CH₄ est composé de 4 modules d'évaluation : l'alimentation animale, le compostage, le stockage et les bâtiments d'élevage.

Lors de la première partie, nous avons vu que l'impact de l'alimentation animale sur la production de méthane est du à la fermentation entérique des animaux. Ce mécanisme constitue le premier module d'évaluation à calculer. Les trois autres pratiques liées à la gestion des déjections animales sont regroupées dans un seul module d'évaluation : la gestion des déjections. En effet, la production de méthane est liée au mode de stockage des déjections que ce soit à l'intérieur ou l'extérieur du bâtiment. Les variables et le mode de calcul retenus sont les mêmes. Cependant, au final, il est possible de différencier le méthane produit à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment.

Les deux modules d'évaluation sont calculés pour un atelier animal donné, par exemple des vaches laitières à 7000 kg de lait / an dont le régime alimentaire est le même. Cette division de l'exploitation en une somme d'ateliers permet de simplifier le calcul global dans le cas d'exploitation avec différents ateliers animaux (bovins et porcins par exemple). La valeur globale de l'indicateur est une somme de CH₄ produit en kg / an / par atelier. Cette valeur est ensuite ramenée à une note variant de 0 à 10, une fois que la référence 7 est déterminée.

La figure 17 représente le schéma de synthèse du mode de calcul de l'indicateur CH₄.

B Alimentation animale et fermentation entérique

Les animaux domestiques produisent du CH₄ lors de la fermentation entérique (Chynoweth 1996, Hütsch 1998a, Mosier et al. 1998b). Cette dernière est due à la fermentation anaérobie de la biomasse végétale ingérée par les animaux d'élevage (Cf. Partie 1 - Chapitre 2). Elle se déroule principalement dans certaines cavités du tube digestif (dont le rumen) et est assurée par les micro-organismes de la flore digestive (Sauvant 1992).

1 Les variables

La production de méthane lors de la fermentation entérique est calculée en % de l'énergie brute ingérée (% EB) ou en % de l'énergie digestible ingérée (% ED) pour un animal, une ration et un niveau d'alimentation (Vermorel 1995).

1.1 L'animal

La différence de production de méthane en % de EB entre espèces de ruminant, au même niveau d'alimentation et même composition de ration, n'est pas significative, de même pour les variations intra- et inter-individuelle (Vermorel 1995). Les différentes quantités de CH₄ émises sont dues à la quantité de biomasse ingérée par les différents ruminants.

Les monogastriques herbivores (exemple du cheval) présentent des pertes de CH₄ en % d'EB plus faibles que les polygastriques (de l'ordre de 2 à 3% contre 4 à 10%). Les pertes sont encore plus faibles pour les autres monogastriques (0,5 à 2% pour les porcs) voire négligeables (volailles) (Sauvant 1992).

L'âge de l'animal intervient en raison des changements de flore digestive. Ainsi un jeune bovin de 100 kg présente des pertes d'énergie sous forme de CH₄ de l'ordre de 2% de EB et à 350 kg ces pertes montent à 7% (Vermorel 1995).

1.2 L'alimentation

Les pertes de CH₄ augmentent avec la digestibilité du régime en raison de l'augmentation de l'activité de la fermentation. Cette relation est démontrée en corrélant différents types d'aliments caractérisés par leur valeur en parois végétales en % de MS et les pertes de CH₄. Plus le taux de parois est fort, moins la ration est digestible et moins le méthane est perdu (Sauvant et al. 1999). Cet accroissement dépend principalement de la composition physique et chimique du régime alimentaire (Vermorel 1995). Le traitement technologique des fourrages va ainsi jouer sur les pertes de CH₄ en rendant plus ou moins digestible les parois des aliments concernés (Vermorel 1995).

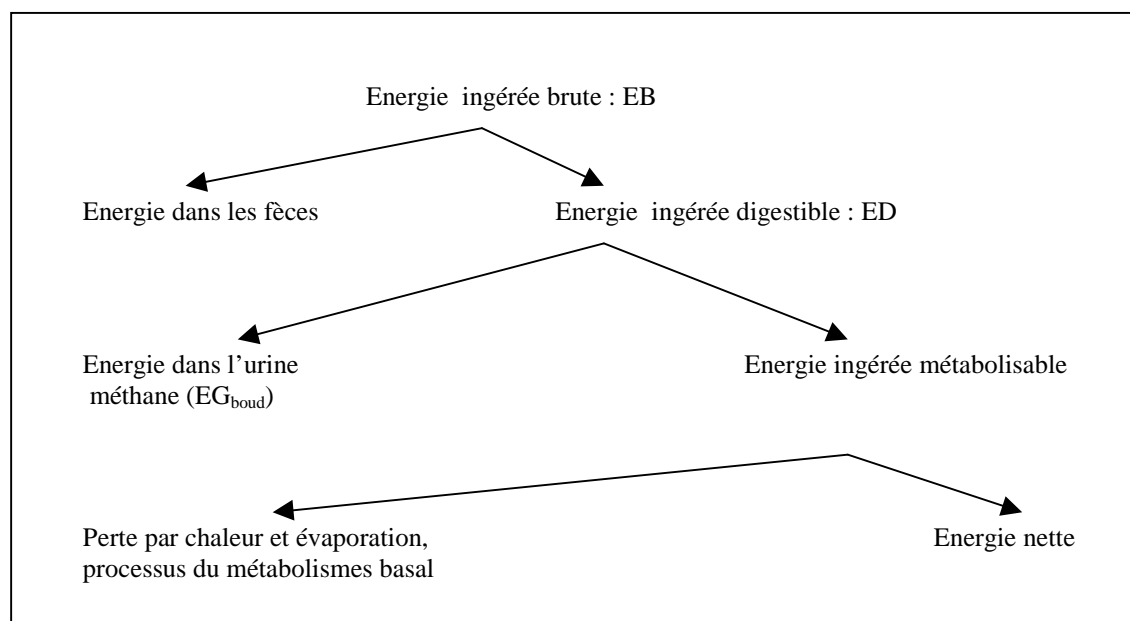
L'apport de concentré, en favorisant l'activité amylolytique au détriment de l'activité cellulolytique, diminue la digestibilité des parois et ainsi les pertes sous forme de CH₄. A partir de 50% dans la ration, le concentré fait chuter les pertes de CH₄ (Vermorel 1995).

L'apport de matière grasse et d'antibiotiques ionophores comme additifs alimentaires va diminuer les pertes de CH₄ (Vermorel 1995). Cependant, dans notre étude les additifs de synthèse ne sont pas retenus.

Le niveau d'alimentation (1 unité correspond au niveau d'entretien) va influencer les pertes de méthane. Ainsi plus ce dernier est élevé, plus le transit digestif est accéléré et la digestion réduite (Vermorel 1995).

1.3 La productivité

La productivité de l'animal est une variable indirecte. En fait, c'est l'interaction entre l'animal, la quantité et la qualité du régime alimentaire qui détermine la productivité. Ainsi, plus l'animal est productif (en litres de lait ou en kg), plus il va émettre du méthane. Cependant, proportionnellement à l'augmentation de rendement, l'augmentation d'émission de méthane est plus faible (Sauvant et al. 1999). Nous gardons cette variable, car le plus souvent, l'émission de méthane lui est corrélée à défaut des quantités ingérées.



Source : d'après Crutzen et al. (1986)

Figure 18 : Diagramme des flux d'énergie ingérée lors de la digestion chez l'animal

Animal	Situation	Poids (kg)	Production (g ou kg/j)	Régime	Méthane (l/j)	ECH ₄ (% EB)	ECH ₄ (% ED)
Agneau	Croissance	30	300 g/j	Herbe 20% F, 80% C	36	5,3	7,2
			300 g/j		12	2,8	3,7
Brebis	Tarie allaitante	60	0	Foin 70% F, 30% C	30	7,0	13,2
		65	2,2 kg/j		65	6,3	10,3
Chèvre	Laitière	60	4 kg/j	45% F, 55% C	60	6,2	9,3
Taurillon	Pie-Noir Charolais	250	1 200 g/j	40% F, 60% C	110	4,5	6,4
		500	1 400 g/j	60% F, 40% C	200	6,3	8,4
Vache	Allaitante	650	0	Foin	290	7,5	14,0
		650	7 kg/j	Foin	370	6,5	11,2
Vache	laitière	600	0	Foin	205	8,4	12,3
		600	20 kg/j	75% F, 25% C	550	6,7	10,5
		650	30 kg/j	65% E, 35% C	600	6,3	9,3
		700	40 kg/j	60% E, 40% C	700	6,0	8,6

Source : d'après Vermorel (1995)

F = foin, C = concentré, E = ensilage de maïs (MS)

Tableau 6 : Production de méthane et perte d'énergie sous forme de méthane des principaux types de ruminants domestiques

2 Le mode de calcul

La production de méthane lors de la fermentation entérique est relativement bien connue en France. Elle se calcule en fonction de deux coefficients suivant la relation suivante :

$$\text{CH}_4 \text{ émis (kg/j/tête)} = (\text{EG}_b * \text{EB}) \text{ ou } (\text{EG}_d * \text{ED}) / (55,665 \text{ MJ/kg CH}_4) \quad \text{eq (7)}$$

Ce calcul provient des flux énergétiques se déroulant chez l'animal (figure 18) (Crutzen et al. 1986).

Avec :

EB = énergie brute ingérée et ED = énergie digestible ingérée

EG_b = % d'énergie brute ingérée perdue en méthane et EG_d = % d'énergie digestible ingérée perdue en méthane (Jarrige 1988).

Une fois calculée la production de méthane par animal et par jour, nous calculons la production de CH₄ pour un atelier animal :

CH₄ émis en kg/j pour un atelier = NA * CH₄ émis (kg/j/tête) avec NA = Nombre d'animaux par atelier.

Le calcul final tient compte de la durée de chaque atelier animal sur une année en jour (nbj) et agrège les différents ateliers de l'exploitation :

$$\text{CH}_4 \text{ émis en kg/an} = \sum_{\text{atelier}} (\text{CH}_4 \text{ produit en kg/j} * \text{nbj}) \quad \text{eq (8)}$$

Les variables EB (ou ED) et EG_b (ou EG_d) doivent être calculées à partir des données récupérables sur l'exploitation.

2.1 Les coefficients *EG_b* ou *EG_d*

Ils vont dépendre essentiellement des principales variables citées dans le paragraphe précédent, à savoir le type d'animal (espèce, race et âge), la productivité et la nature de la ration. Ils sont déterminés en utilisant des données d'expérimentations.

Au niveau international, le Groupement International D'Etude du Changement Climatique (GIEC ou IPCC en anglais) a déterminé des facteurs moyens pour les différentes espèces animales (IPCC 1996). Cependant, des données françaises plus précises ont été mises au point par Vermorel (1997). Le tableau 6 donne quelques exemples pour les ruminants. Suite à un grand nombre de données expérimentales, Vermorel (1995) propose des régressions pour déterminer très précisément ce coefficient pour les vaches laitières et les ovins. Les régressions et les données précises de EG_b ou d par espèce et type d'animaux sont reportées en annexe 1A.

2.2 Les coefficients *EB* ou *ED*

Les données se rapportant à l'énergie brute ou digestible ingérée suivant l'alimentation sont détaillées, aliment par aliment dans l'ouvrage de référence de Jarrige (1988) (annexe 1B). Toutefois, ces données peuvent être calculées en se servant d'équations mises au point par l'IPCC (IPCC 1996, Watson et al. 2000). Toutes les équations sont fournies dans le document de l'IPCC (annexe 1C). Les valeurs énergétiques françaises (DI = digestibilité des aliments) se trouvent dans l'ouvrage de Jarrige (1988).

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation 'Alimentation animale'		
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires	
Nombre d'animaux		
Durée d'élevage en jour/an		
Espèce animale	Détermination du coefficient EG soit le pourcentage d'énergie digestible ou brute ingérée ⇒ Tableau 6 et Annexe 1A	
Age		
Productivité		
Nature de la ration		Détermination de l'énergie brute ou digestible ingérée EB ou ED ⇒ Annexe 1B et 1C
Quantités ingérées		

Tableau 7 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Alimentation animale de l'indicateur CH₄.

3 Conclusion

Les variables d'entrée du module d'évaluation 'Alimentation animale' de l'indicateur CH₄ sont résumées dans le tableau 7. La variable de sortie finale correspond à une quantité de méthane produite en kg par an pour l'ensemble de l'exploitation.

C Bâtiments d'élevage et Stockage

Nous avons vu les mécanismes de production de méthane dans la première partie du mémoire. Les facteurs les plus importants sont : la nature du substrat, les conditions anaérobies du milieu et la température.

1 Choix des variables

1.1 La nature des déjections

La nature des déjections influence la production de méthane (Husted 1994, Steed et Hashimoto 1994, Zeeman 1994). Celles-ci varient suivant le type d'animaux qui va les produire et le régime alimentaire. En premier lieu, les déjections sont caractérisées par la teneur en solide volatile des déjections. Elle représente la masse dans les déjections qui va être le substrat de la fermentation anaérobie si elle se produit. Une fois déterminée la quantité de substrat pouvant produire du méthane, les déjections sont définies suivant la qualité de ce substrat, c'est à dire son aptitude à fermenter et produire du méthane. Cet aspect est caractérisé expérimentalement par un coefficient (Bo) .

1.1.1 La teneur en solide volatil (VS)

Les déjections sont différenciées suivant leur teneur en solide volatil (VS) en % de matière sèche (MS) (Husted 1994, Steed et Hashimoto 1994, Zeeman 1994, IPCC 1996, Consulting 1999, EPA 1999). Cette teneur est directement liée à l'animal et à son régime alimentaire. S'il n'existe pas de données précises de VS pour les fumiers étudiés, l'IPCC (1996) propose une équation permettant de déterminer cette variable:

$$VS = EB * (1 \text{ kg-MS} / 18,45 \text{ MJ}) * (1 - DI / 100) * (1 - \text{Taux de cendre} / 100)$$

Avec : VS = Solides volatils excrétés par jour en % de Matière Sèche (MS).

EB = Energie brute ingérée quotidiennement en MJ/j

DI = Digestibilité des aliments en % de EB

Taux de cendre du fumier en %

Ou plus simplement : VS = Quantité d'aliments ingérés en kg / j * (1-DI/100)*(1-taux de cendre/100)

Les solides volatiles représentent concrètement la différence entre les solides totaux obtenus après passage à l'étuve à 105° et les matières minérales obtenues après passage au four à 550°. Il s'agit donc d'une estimation de la matière organique solide.

Espèce animale	Type de produit	VS en % de MS	Références	Pays
Bovins	-	92	IPCC (IPCC, 1996)	International
	excrété	85	USDA (Barth et al., 1999)	EU
	-	89	RVF report (1996) in (Dustan, 2002)	Suède
	Fumier	78		
	Fumier avec 2% de paille	81,5	Thyselius (1982) in (Dustan, 2002)	Suède
	Fumier avec 4% de paille	82,8		
	-	83,3	Edstiöm (2002) in (Dustan, 2002)	Suède
	Fumiers (AB)	83,3		
	Lisiers (AB)	83,8		
	Fumiers	87,3	Steineck et al (1999) in (Dustan, 2002)	Suède
	Lisiers	84,3		
	fumier	75	Callaghan et al (2002) in (Dustan, 2002)	UK
	Fumiers	76,2	(Husted, 1994)	DK
lisier	73,3			
Veaux	excrété	60	USDA (Barth et al., 1999)	EU
Porcins	-	98	IPCC (IPCC, 1996)	
	Excrété	85	USDA (Barth et al., 1999)	EU
	-	88	RVF report (1996) in (Dustan, 2002)	
	Fumier	84,1		
	Fumier avec 2% de paille	81,9	Thyselius (1982) in (Dustan, 2002)	Suède
	Fumiers	79,6		
	Lisiers	80,7	Steineck et al (1999) in (Dustan, 2002)	
	Fumiers	78,8	(Husted, 1994)	DK
Lisier	61			
Ovins	Excrété	83	USDA (Barth et al., 1999)	EU
Caprins	?	?	?	?
Lapins	Excrété	86		
Equins	Excrété	85		
Poules pondeuses	Excrété	71		
Poulettes	Excrété	85	USDA (Barth et al., 1999)	EU
Poulets de chair	Excrété	75		
Dindes	Excrété	89		
Canards	excrété	60		

Tableau 8 : Les valeurs de VS en % de MS des déjections animales : synthèse de la littérature.

L'IPCC propose des valeurs standards de VS pour les déjections des bovins et des porcins suivant les régions du monde (IPCC 1996). Dans un rapport suédois Dustan (2002), analyse les données de l'IPCC et les compare à des valeurs de la littérature. Les principaux résultats de cette synthèse, ainsi que des données complémentaires de la bibliographie, sont récapitulés dans le tableau 8. Globalement, la différence de valeur du taux de cendre des déjections est responsable de la différence de VS entre l'IPCC et les autres études (tableau 8). L'IPCC recommande de prendre des valeurs de l'ordre de 8% pour les bovins et 2% pour les porcins, alors que les mesures européennes sont de l'ordre de 10 à 14% (13% pour les Suédois).

Ainsi, dans des conditions françaises, en prenant une vache laitière produisant à peu près 6000 kg de lait / an, nourrit à l'ensilage de maïs, avec un taux de cendre de l'ordre de 14 % (valeur forte), le taux de VS sera de 4,5 kg / j / kg de MS excrétée soit de l'ordre de 85 % de VS / kg de MS excrétée. Ce qui correspond aux données américaines de l'USDA (en gras dans le tableau 8). Pour calculer la teneur du substrat en matières fermentescibles, nous pouvons soit retenir les valeurs de l'USDA dans le tableau 8 soit définir des données plus précises françaises en utilisant des valeurs standard françaises (annexe 2).

1.1.2 Le coefficient Bo

La teneur en VS des déjections représente la matière organique dans les déjections qui va être le substrat de la fermentation anaérobie si elle se produit. Cependant, nous avons vu dans la seconde partie, que la nature du substrat et sa dégradabilité joue un rôle important. Les scientifiques ont établi un coefficient, Bo, qui caractérise la nature du substrat vis à vis de la production de méthane.

Pour simplifier, Bo est la part 'maximale' de VS qui va former du méthane, il dépend principalement du type d'animal et de la composition du régime alimentaire (Ahlgrimm 2000). C'est le potentiel maximal de production de méthane, ou encore le rendement maximal d'une déjection animale en méthane, il est parfois appelé le potentiel biologique en méthane (BMP) (Steed et Hashimoto 1994). Pour l'obtenir, on mesure le méthane produit par un substrat placé en condition anaérobie pendant 90 jours dans une bouteille de sérum, inoculée avec des bactéries méthanogènes (un fermenteur). La quantité obtenue est divisée par la quantité de VS de l'échantillon. De ce fait, le Bo est défini en m³ de CH₄ produit / kg de VS (Steed et Hashimoto 1994).

Actuellement, il n'existe pas de données de Bo pour l'ensemble des types de déjections animales provenant d'élevage français. L'agence de protection de l'environnement américaine (EPA) et l'IPCC, dans leur manuel méthodologique pour dresser des inventaires d'émissions de gaz à effet de serre, fournissent ce coefficient pour un grand nombre d'animaux (EPA 1999, IPCC 1996). Ces valeurs proviennent de différentes études, le plus souvent américaines, les valeurs de Bo sont rapportées dans le tableau 9 (verso) (Consulting 1999).

A défaut de valeurs plus conformes à nos conditions d'élevage, nous allons retenir les valeurs en gras dans le tableau 9 (verso). Ces valeurs tiennent compte, quand cela est possible, des différences de régimes alimentaires. Dans les cas où ils existent une grande variabilité (porcs), nous avons choisi de garder des valeurs proches de l'EPA et de l'IPCC car elles sont le plus souvent déjà des valeurs médianes.

Espèce animale	Régime	Bo (m³ CH₄/kg VS)	Références
Veaux		0,17	(IPCC, 1996)
		0,17	(IPCC, 1996)
Bovin mâle	7% maïs ensilage, 87,6% de maïs	0,29	Hashimoto et al (1981) in (Consulting, 1999)
	Basé sur du maïs	0,33	
	91,5% de maïs ensilage	0,17	
		0,23	
		0,33	Chen et al (1980) in (Consulting, 1999)
Vache laitière		0,24	(IPCC, 1996)
	58-68% ensilage	0,24	Morris (1976) in (Consulting, 1999)
	72 % foin	0,17	Bryant et al (1976) in (Consulting, 1999)
		0,14	Hill (1984) in (Consulting, 1999)
	Foin (pauvre qualité)	0,10	Chen et al (1980) in (Consulting, 1999)
Equins		0,33	Ghosh (1984) in (Consulting, 1999)
Ovins	Enclos	0,19	USDA (Consulting, 1999)
	libre	0,17	
Volailles	Rations à base de graines	0,39	Hill (1982) in (Consulting, 1999)
		0,36	Hill (1984) in (Consulting, 1999)
		0,24	Webb and Hawkes (1985) in (Consulting, 1999)
		0,24	Hawkes and Young (1980) in (Consulting, 1999)
Pondeuses		0,34	
Poulets		0,30	USDA (Consulting, 1999)
Dinde		0,30	
Canard		0,32	
Porcelets		0,29	(IPCC, 1996)
Porc	Ration à base d'orge	0,36	Hashimoto (1984) in (Consulting, 1999)
	Ration énergétique à base de maïs	0,48	Hill (1984) in (Consulting, 1999)
		0,32	Kroeker et al (1984) in (Consulting, 1999)
	Ration énergétique à base de maïs	0,52	Stevens and Schulte (1979) in (Consulting, 1999)
	Ration énergétique à base de maïs	0,48	Chen (1983) in (Consulting, 1999)
	Ration énergétique à base de maïs	0,47	Iannotti et al (1979) in (Consulting, 1999)
	Ration énergétique à base de maïs	0,44	Fischer et al (1975) in (Consulting, 1999)
		0,45	(IPCC, 1996)

Tableau 9 : Coefficient Bo en m³ de CH₄ / kg de VS pour différentes déjections animales et différents régimes alimentaires

1.2 L'oxygénation des déjections

Le type d'effluent et les conditions de stockage à l'intérieur ou à l'extérieur du bâtiment déterminent les conditions d'oxygénations des déjections animales. Ainsi, Martinez et al. (1995) montrent que suivant le taux de MS du lisier, les émissions de méthane sont différentes : plus la teneur en MS est faible, plus il y a de CH₄ émis. Ces conclusions sont logiques car plus le milieu est liquide, plus il est anaérobie et plus l'activité des bactéries méthanogènes est élevée (Cf partie 2).

L'humidité des déjections va jouer un rôle important dans la production de méthane comme variable indicatrice d'oxygénation des déjections (Hüther et al. 1995).

Toute technique qui augmente la teneur en oxygène des déjections animales stockées, va réduire l'émission de CH₄. La production de méthane est diminuée si les déjections liquides sont traitées par aération (Martinez et al. 1999). De même dans le cas de déjections solides, si le tas est aéré par retournement, moins de méthane est émis (Beck-Friis et al. 2000). Inversement, si le tas est compacté, la production de CH₄ augmente (Amon et al. 2001b).

1.3 La température

Dans la synthèse bibliographique sur la production de méthane, nous avons vu que les bactéries méthanogènes peuvent exister dans différentes gammes de température. A l'intérieur de ces gammes, plus la température augmente, plus leur activité est importante (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Ainsi, la production de méthane va dépendre des conditions de température lors du stockage des déjections. Celle-ci peut être déterminée par la température ambiante ou bien dans certain cas par les réactions qui se produisent lors du stockage. Cet aspect est bien démontré par Husted (1994). Il compare la production de méthane sur une saison complète de 4 effluents différents : le lisier et le fumier de porc, le lisier et le fumier de vache. D'après nos conclusions sur le lien entre l'humidité et l'oxygénation des déjections, en toute logique les deux lisiers doivent présenter des pertes de méthane supérieures aux deux fumiers correspondants. Cependant Hüther et al. (1995) mesure des pertes de l'ordre de 8,9 kg par animal et par an pour le lisier de porc et de 27, 3 kg par animal et par an pour le fumier de porc. Les valeurs obtenues pour les vaches sont plus concordantes avec les hypothèses précédemment évoquées. Ces résultats sont expliqués par la température des déjections : la température du lisier est proche de la température ambiante (le long de l'année) alors que le fumier, en raison du compostage, présente des températures variant de 30 °C à 60 °C.

La température est donc un facteur dont il faut tenir compte pour estimer les pertes de méthane suivant les conditions de stockage.

1.4 Le temps de stockage

Plus le temps de stockage est long, plus les bactéries peuvent dégrader les déjections fraîches et augmenter la production de méthane. Celle-ci s'arrête, quand le substrat et/ou les conditions de vie deviennent limitants.

Système liquide

Type de management	MCF			Commentaires	Références
	10°C	20°C	30°C		
Lisier	39%	45%	72%	Dans un tank, plusieurs mois de suite (fonction de la température)	
Fosse sous caillebotis à l'intérieur du bâtiment < 1 mois	0	0	30%	Fonction de la température	(IPCC, 1996)
Fosse sous caillebotis à l'intérieur du bâtiment > 1 mois	39%	45%	72%		
Traitement aérobic	0,1%	0,1%	0,1%	lisier aéré	
Lisier (en système clos)	0,2%	55%	75%	En laboratoire	(Steed and Hashimoto, 1994)
Lisier (en système ouvert)	0,2%	51%	5%	En laboratoire	
Lisier (en système clos)		20%		Moyenne	Safley et al (1992) in (Steed and Hashimoto, 1994)
Lisier porc stocké 30 jours	0	0	30%		
Lisier porc stocké 100 jours	0	36%	57%		
Lisier porc stocké 180 jours	27%	45%	72%		
Lisier vache stocké 30 jours	0	2%	34%	Données de modèle	(Zeman et al., 2002)
Lisier vache stocké 100 jours	0	31%	63%		
Lisier vache stocké 180 jours	15%	41%	77%		
Lisier vache		8,1%		Condition danoise, longue durée, temp moyenne de 11,2°C	(Husted, 1994)
Lisier porc		32%			
Lisier vache		11%		Données de modèle, temp de l'ordre de 10°C	Sommer et al (2001b) in (Dustan, 2002)
Lisier porc		12%			

Tableau 10 : Coefficient MCF ou facteur de conversion réelle en méthane pour différents types de stockage des déjections animales liquides (à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment).

2 Le mode de calcul

2.1 L'équation

Nous avons retenu le calcul mis en œuvre par l'IPCC pour calculer ce module d'évaluation :

$$\text{CH}_4 \text{ produit en kg / an} = \text{VS (en kg/j)} * \text{Bo (en m}^3 \text{ CH}_4 \text{/kg V)} * \text{MCF (en \%)} * 0,67 \text{ kg/m}^3 * 365 \text{ j}$$

eq (9)

Avec :

VS : quantité de solides volatils en kg excrétés par jour par atelier animal

Bo : potentiel maximal de production de méthane en m³ de CH₄ par kg de VS

MCF (Methane Conversion Factor) : facteur de conversion en méthane, c'est à dire pourcentage réellement émis de méthane lors du stockage

0,67 kg/m³ : conversion en masse de CH₄ produit

365 : nombre de jours : calcul sur l'année.

La valeur de VS en kg / jour est calculée de la façon suivante :

$$\text{VS en kg / jour} = \text{NA} * \text{D} * \text{MS} * \text{VS}$$

Avec :

NA : Nombre d'animaux dans l'atelier concerné

D : kg de déjections produites par animal et par jour

MS : teneur en MS des déjections en % de déjections fraîches

VS : teneur en solides volatils en % de MS (tableau 8 ou annexe 2)

Les données nécessaires au calcul sont : le nombre d'animaux par atelier, le type d'animal, les quantités de déjections produites par jour, leur teneur en MS et la teneur en VS.

La quantité de VS excrétés en kg par jour multipliée par le coefficient Bo donne la quantité maximale potentielle de méthane en m³ produite par jour par atelier animal. Celle-ci est réellement produite si les conditions d'émissions de méthane sont 'totales'. Suivant le type de stockage des déjections animales, ces conditions sont plus ou moins réunies. Elles dépendent des variables citées précédemment : l'oxygénation, la température des déjections stockées et le temps de stockage. Dans le calcul, l'influence du stockage est caractérisée par le coefficient MCF ou facteur de conversion en méthane. Ce dernier correspond au pourcentage de méthane réellement produit par rapport à la production de méthane maximale potentielle calculée par le coefficient Bo.

2.2 Le coefficient MCF

Le coefficient MCF est estimé par expérimentation. Les tableaux 10 et 11 (verso) synthétisent les valeurs de MCF suivant les différents types de stockage à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments d'élevage.

Système solide					
Type de management	MCF			Commentaires	Références
	10°C	20°C	30°C		
Stockage solide	1%	1,5%	2%	Stocké à l'extérieur en tas sur une longue période	
Séchage des déjections	1%	1,5%	5%		
Bovin et porcin : litière accumulée < 1 mois	0	0	30%	Même données que pour le lisier	
Bovin et porcin : litière accumulée > 1 mois	39%	45%	72%	Fonction de la température	<i>(IPCC, 1996)</i>
Compostage intensif		0,5%		Aération forcée	
Compostage extensif		1,5%		Traditionnel	
Fumier de volaille avec litière		1,5%			
Fumier de volaille sans litière		1,5%			
Stockage solide (système ouvert)	0	0	2%	En laboratoire	<i>(Steed and Hashimoto, 1994)</i>
Stockage solide (système fermé)	0	45,7%	65,5%	En réacteur – condition anaérobie	
Stockage solide		10%		Moyenne	Safley et al (1992) in <i>(Steed and Hashimoto, 1994)</i>
Stockage solide – fumier bovin		2,2%		Conditions danoises (sur une longue période), temp. moyenne de 22°C	<i>(Husted, 1994)</i>
Stockage solide – fumier porcin		14,2%		Température de 49,2°C	
Stockage solide		1,6%		Pile condition anaérobie - hiver	<i>(Amon et al., 2001)</i>
Stockage solide		4%		Pile - été	
Stockage solide		<1%		En laboratoire	Gonzalez Avalos (2001) in <i>(Dustan, 2002)</i>

Tableau 11 : Coefficient MCF ou facteur de conversion réelle en méthane pour différents types de stockage des déjections animales solides (à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment).

2.2.1 Le système liquide

Aux vues des valeurs de MCF données par différents auteurs (tableau 10), nous avons retenu les données de Zeeman (1994) pour le stockage du lisier de porc et de bovin. En effet, elles tiennent compte des variations de température et du temps de stockage. Elles sont en accords avec la majorité des valeurs fournies par les autres auteurs. Pour les autres espèces, nous gardons les valeurs globales de l'IPCC. Cependant, il semble que le MCF de 39% à 10 ° C soit une valeur trop forte comparée aux autres données. Nous retenons donc une valeur de l'ordre de 15%. Le coefficient donné par l'IPCC pour le traitement aérobie du lisier est conservé.

Les différents coefficients utilisés pour calculer les systèmes liquides dans le module d'évaluation 'Bâtiment et Stockage' sont en gras dans le tableau 10.

Les coefficients rapportés dans la littérature ne tiennent pas compte de la couverture du lisier. Cette technique va jouer sur les émissions de méthane en réduisant son émission. Le méthane est oxydé en CO₂ dans l'interstice entre la couverture et la surface des déjections. Husted (1994) montre que la croûte naturelle qui se forme à la surface du lisier de vache réduit d'un facteur 11 à 12 les émissions de méthane. De même, Sommer et al. (2000) compare les émissions de méthane du stockage du lisier non couvert avec trois couvertures différentes : une croûte naturelle, de la paille et une couverture synthétique (leca®). Il semble que le recouvrement de la fosse à lisier permette de réduire de l'ordre de 38% les émissions de méthane, le meilleur système étant celui avec la paille. Nous retenons cette valeur car les conditions de mesure sont plus proches de la réalité que celles de Husted. Sommer tient compte de la surface totale d'émission et ainsi de l'hétérogénéité de la couverture (fissures etc.).

2.2.2 Le système solide

L'ajout de paille pose un problème pour déterminer les coefficients MCF. En effet, l'effet de la paille va modifier les conditions physico-chimiques des déjections en :

- augmentant le carbone, donc le substrat potentiellement fermentescible,
- augmentant la température (activation de la fermentation aérobie),
- augmentant l'oxygénation du tas (Dustan 2002).

Les deux premières modifications liées à l'ajout de paille vont dans le sens d'une augmentation de la production de méthane, alors qu'inversement la dernière est sensée freiner la fermentation anaérobie.

Le tableau 11 résume les différents coefficients MCF disponibles dans la littérature. Le MCF du stockage des déjections en tas à l'extérieur du bâtiment varie de 1% à 14,2%. Ces valeurs sont relativement faibles, excepté la borne supérieure obtenue dans de très fortes conditions de température dans le tas (49,2°C). Il semble donc que l'ajout de paille baisse globalement la production de méthane. L'émission de méthane lors du compostage des déjections se situe entre 0,5% et 1,5%, l'augmentation de température a donc un impact plus faible que l'amélioration des conditions aérobies du tas. Nous retenons les coefficients proposés par l'IPCC pour calculer l'indicateur CH₄, ces valeurs sont représentatives des différents résultats de la littérature.

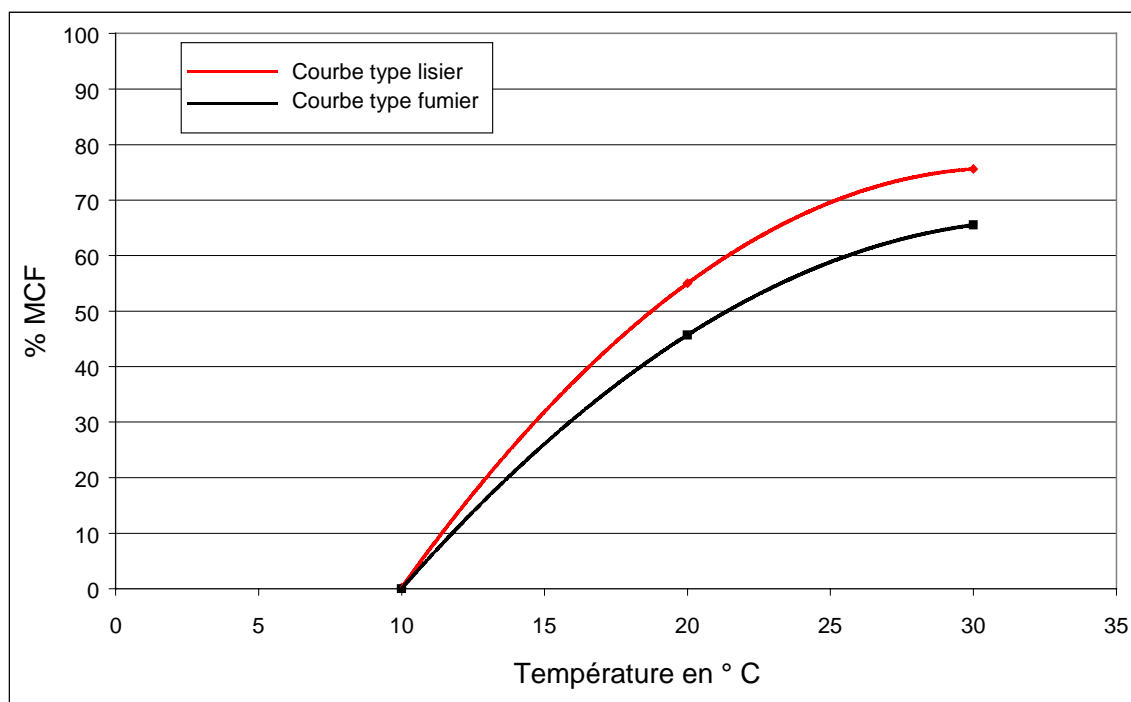


Figure 19 : Graphiques représentant la variation de MCF en fonction de la température.

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation 'Bâtiment et stockage'			
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)		Construction des variables intermédiaires	
Nombre d'animaux			
Espèce animale	Détermination des quantités de déjections produites et teneur en matière sèche ⇒ annexe 2	Détermination du coefficient VS ⇒ tableau 8	Détermination du coefficient Bo ⇒ tableau 9
Age			
Nature de la ration			
Type de bâtiment	Détermination de la température ⇒ annexe 3	Détermination du MCF ⇒ tableau 10 et 11	
Durée du stockage dans les bâtiments			
Type de stockage extérieur			
Période de stockage	Détermination de la température ⇒ annexe 3	Détermination du MCF ⇒ tableau 10 et 11	
Durée de stockage extérieur			
Traitement des déjections			

Tableau 12 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation 'Bâtiment et stockage' de l'indicateur CH₄.

Le coefficient MCF du stockage des déjections à l'intérieur des bâtiments d'élevage sous forme de litière accumulée varie de 0 à 72% suivant le temps de stockage et la température. Comparée aux données du stockage en tas, la litière accumulée semble émettre plus de méthane dans des conditions de température semblable. Deux explications peuvent justifier ce choix :

- la litière accumulée présente plus de zones anaérobies en raison du compactage (piétinement),
- la surface d'émission est plus grande.

Il n'existe pas de résultats provenant d'expérimentations pour corroborer cette gamme de valeur. Dustan (2002) garde la valeur de 39% (température de 10°C) comme référence pour le calcul des émissions de méthane en Suède à défaut de valeurs plus vraisemblables. Nous préférons retenir les valeurs de Steed et Hashimoto (1994) pour le stockage longue durée de la litière (en gras tableau 11). Ces dernières sont proches de celles de l'IPCC mais ne surestiment pas les émissions à très faible température.

2.2.3 Détermination des températures

Les coefficients MCF varient suivant la température ambiante et celle des déjections. Les variables retenues ne devant pas être calculées en utilisant des mesures de terrain, nous ne pouvons pas tenir compte de la température des déjections. Les conditions moyennes de température ambiante vont servir aux calculs. Ces dernières sont évaluées en se servant :

- des températures moyennes par grandes régions françaises suivant les saisons (annexe 3),
- des températures recommandées dans les bâtiments d'élevage où elle est contrôlée (annexe 3).

Pour déterminer le MCF pour des températures moyennes de l'ordre de 15°C, nous avons extrapolé les coefficients en nous servant des courbes d'évolution du MCF en fonction de la montée en température (figure 19). Elles sont décrites par Steed et Hashimoto (1994).

3 Conclusion

Les variables retenues et le mode de calcul sont résumées dans le tableau 12. Comme pour le module 'Alimentation animale', la variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une quantité de méthane produite en kg par an à l'échelle de l'exploitation. Le calcul de ce module permet de différencier la part de méthane émis dans les bâtiments d'élevage et celle lors du stockage à l'extérieur.

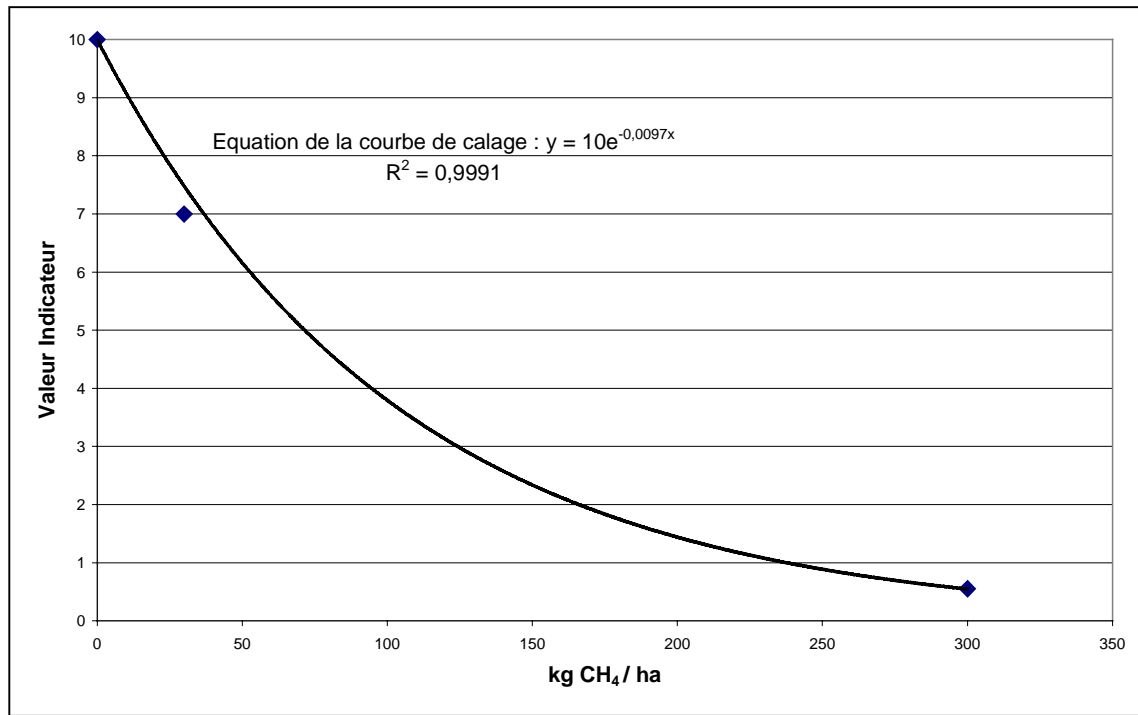


Figure 20 : Relation entre les émissions de CH₄ en kg / ha et les point d'indicateur CH₄

D Agrégation des modules d'évaluation

Le calcul des deux modules d'évaluation donne une quantité de méthane produite en kg/an. Nous sommes les deux valeurs pour obtenir une valeur globale pour l'indicateur CH₄. Il convient ensuite de traduire ces valeurs en notes d'indicateur et de déterminer la référence 7.

E Détermination de la référence

Généralement lors de la comparaison d'émission de méthane issue de la fermentation entérique, la production de méthane est ramenée au litre de lait ou au kilo de viande produite. Les résultats présentés sous cette forme montrent que l'augmentation de productivité des animaux baisse proportionnellement à la quantité de méthane produite. Cependant nous ne retenons pas ce mode de calcul pour déterminer la référence 7. Nous avons choisi de ramener la quantité de méthane émis à la surface de l'exploitation agricole. Ce calcul tient compte de la charge animale sur l'exploitation.

Dans la première partie nous avons vu que les sols représentent un puits de méthane dans le cycle global du CH₄. Le méthane est détruit à hauteur de 10% dans les sols. Nous considérons donc que si l'exploitation agricole émet une quantité de méthane dont 10% ne peut pas être oxydé par sa surface, alors cette exploitation produira une quantité de méthane qui va s'accumuler dans l'atmosphère et participer à l'accroissement de l'effet de serre. D'après la littérature, les sols cultivés oxydent jusqu'à 2 kg / ha de méthane et les prairies 3 kg / ha (Mosier et al. 1998b). Ces résultats sont des moyennes, les flux variant beaucoup (Roger et al. 1999, Le Mer et Roger 2001). Ainsi, nous avons choisi comme valeur de référence correspondante à la note de 7 à 10, une émission de l'ordre de 30 kg / ha maximum de méthane émis en moyenne sur une exploitation. Au-dessus de ces 30 kg/ha, le sol n'oxyde même plus 10% des quantités produites.

Ce calcul comporte beaucoup d'incertitude en raison de la forte variabilité des taux d'oxydation du méthane dans les sols agricoles (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Ainsi, nous avons délibérément choisi une valeur d'oxydation des sols élevée, celle des prairies, pour ne pas pénaliser trop fortement les exploitations sans justification scientifique précise. La note 10/10 correspond à une émission nulle.

Pour passer de la quantité de méthane produit en kg / ha / an à une note d'indicateur de 0 à 10, il est nécessaire de déterminer la courbe de calage. Nous avons choisi une courbe exponentielle décroissante pour établir la relation valeur d'indicateur / quantité de méthane émis, calée sur la valeur 30 kg/ha/an pour la valeur 7 (figure 20). D'après des données de Kazenwadel et al. (1997), des exploitations vaches laitières avec un chargement élevé (> 1,6UGB/ha) peuvent produire jusqu'à 300 kg / ha de méthane. Nous avons retenu cette valeur pour une note de 0,5 / 10.

Ainsi, tout en pénalisant assez fortement les exploitations agricoles produisant beaucoup de méthane, la note d'indicateur va remonter si les pratiques sont améliorées. Cette variation sera très faible dans des gammes d'émissions très importantes mais elle sera visible. Alors que si nous avons retenu une relation linéaire, dans de nombreux cas, la note serait restée nulle quoi que fasse l'exploitant.

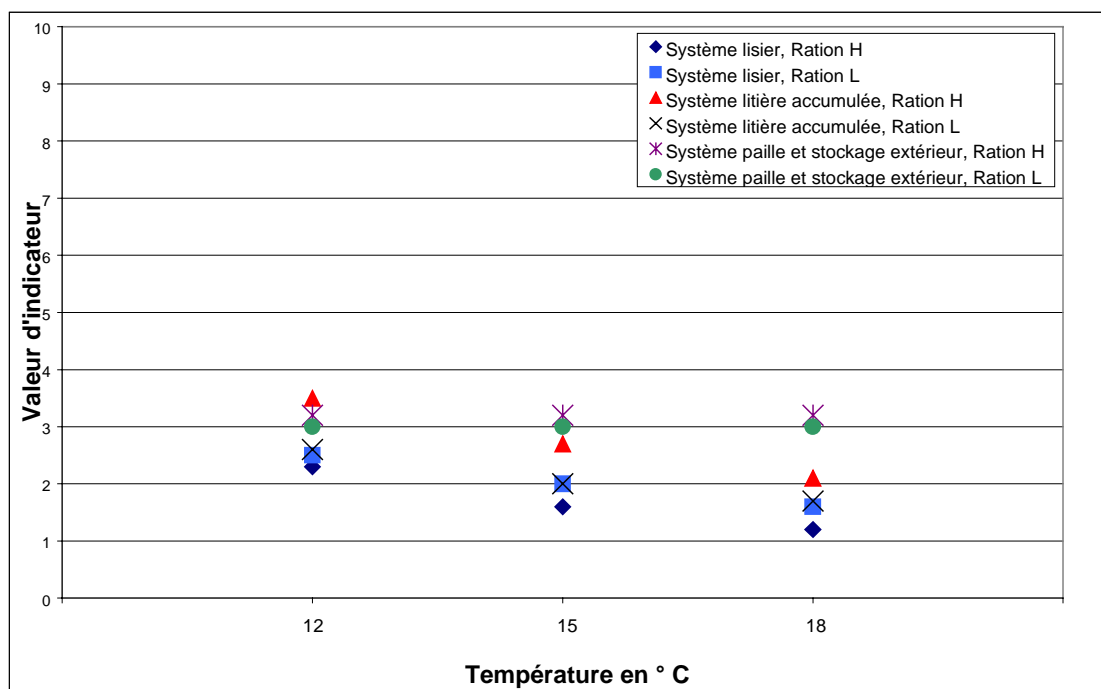


Figure 21 : Sensibilité de la valeur de l'indicateur CH₄ des systèmes vaches laitières en fonction de la température

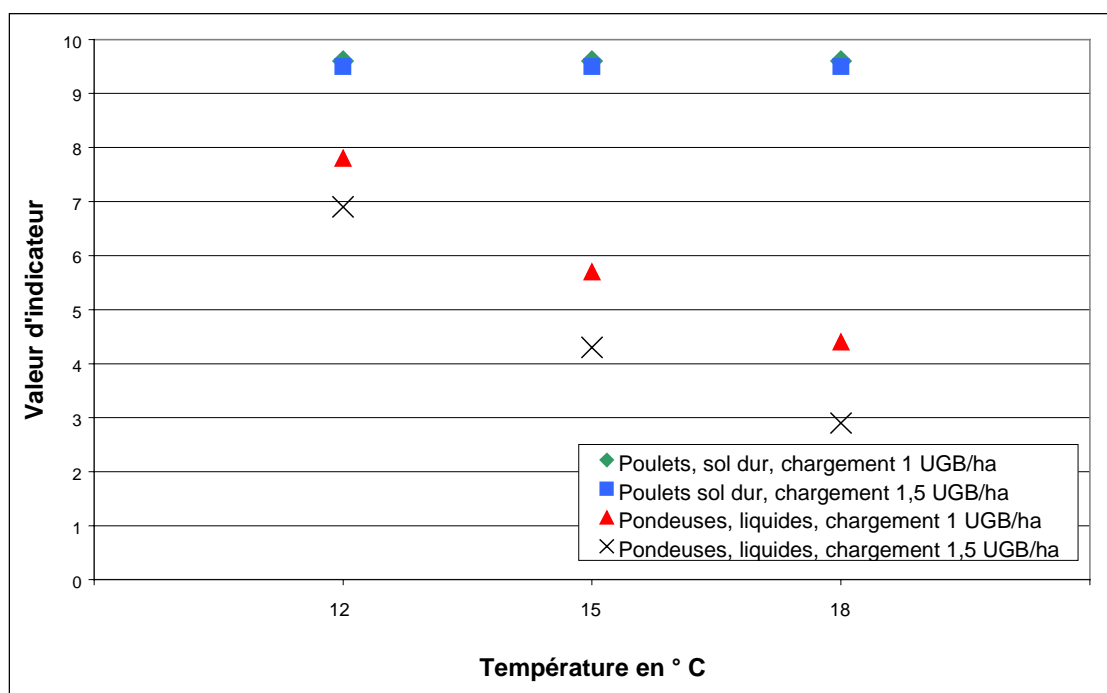


Figure 22 : Sensibilité de la valeur de l'indicateur CH₄ des systèmes volailles en fonction de la température

Ce mode de calcul permet d'apprécier la production de méthane d'une exploitation agricole par rapport à l'augmentation de l'effet de serre. Les principales critiques à apporter à ce choix sont :

- les fortes incertitudes, d'une part sur le potentiel d'oxydation des sols, d'autre part sur les mécanismes de régulation du méthane à l'échelle de la planète.
- l'absence de prise en compte de la dimension territoriale. En effet, les aliments achetés par une exploitation d'élevage hors-sol (faible note d'indicateur) proviennent d'une exploitation spécialisée en grandes cultures qui n'émet pas ou peu de méthane. Si les deux exploitations s'associent pour ne former qu'une exploitation en polyculture élevage, l'impact global sur l'effet de serre est le même alors que la note d'indicateur est plus forte (plus de surface).

Nous gardons ce calcul en considérant qu'un étalement de la charge animale sur un territoire est plus durable que sa concentration sur une partie de ce territoire. En effet, la concentration augmente d'autres risques environnementaux, par exemple la saturation en azote organique des milieux.

F Sensibilité

Le graphique de la figure 21 illustre le test de la sensibilité du système vaches laitières en faisant varier :

- les températures du bâtiment et du stockage à l'extérieur, à 12°C, 15°C et 18°C.
- le type de gestion des déjections, un système liquide, un système litière accumulée et un système paillé avec stockage en tas du fumier à l'extérieur des bâtiments.
- le régime alimentaire, la ration H correspond à un haut niveau énergétique (60% ensilage et 40% concentré) et la ration L correspond à un plus faible niveau énergétique (75% de foin et 25% de concentré).

Les deux dernières variables sont agrégées pour former des séries variant suivant la température (figure 21).

Nous avons réalisé une autre étude de sensibilité, sur le système volaille. Ce test permet d'étudier l'impact du chargement, de la température des bâtiments et du système solide (poulets) et liquides (pondeuses) (figure 22).

Les deux tests permettent d'analyser l'influence des variables sur une gamme de notes d'indicateur : de 1 à 3 pour les bovins et 3 à 9 pour les volailles.

Dans les systèmes laitiers, la montée en température (de 12°C à 18°C) dans les bâtiments (pour les litières accumulées) et à l'extérieur (pour le stockage du lisier), accroît la valeur de l'indicateur de 1 point. Cette différence est donc visible sur la valeur de l'indicateur mais relativement faible. Ce résultat est normal car la principale source de production de méthane dans ces systèmes est liée à la fermentation entérique des vaches. Le stockage des déjections est donc proportionnellement moins important et les variations de pratiques moins apparentes. Dans les systèmes liquides des volailles (où la fermentation entérique est négligée), le changement de température est beaucoup plus important sur la note d'indicateur, il varie de 3 à 7 pour 6°C de différence. Cette sensibilité à la température est logique d'après les études d'émissions de méthane, mais problématique si cette variable est mal connue.

Le changement de ration alimentaire (vers une ration plus riche en éléments énergétiques) des bovins augmente de 0,5 en moyenne la note d'indicateur. Ce changement n'est pas très visible sur la valeur de l'indicateur. Cette faible variation peut

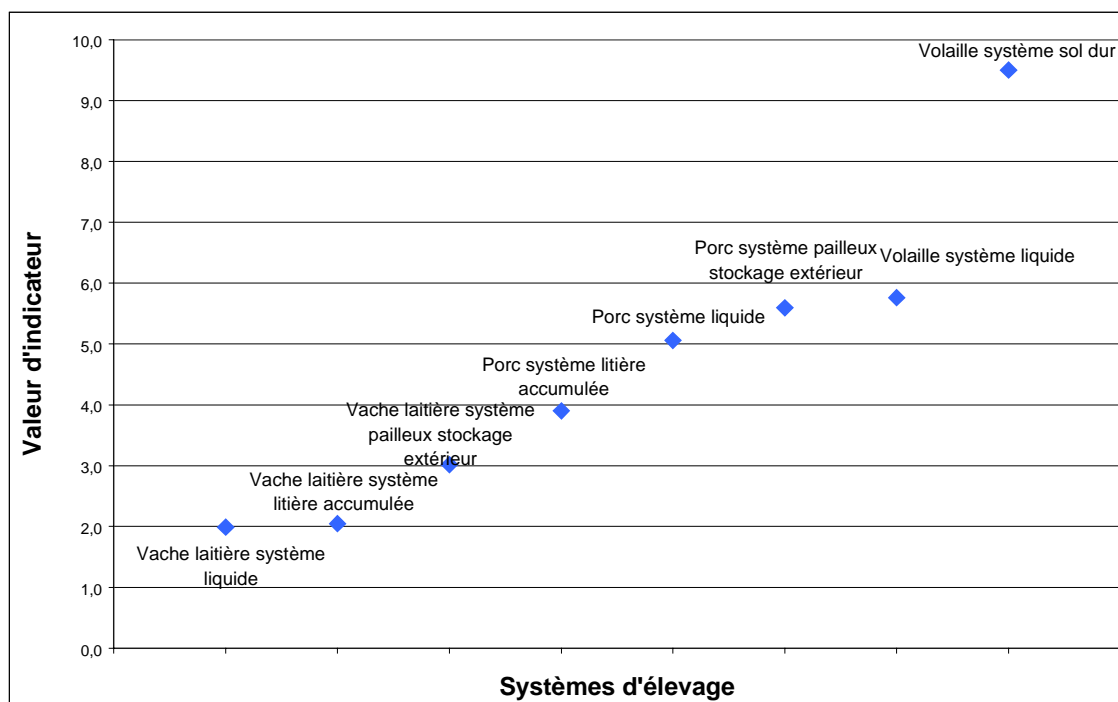


Figure 23 : Résultats pour différents systèmes d'élevage de l'indicateur CH₄.

Types d'animaux et système d'élevage	Valeur d'indicateur d'après les données bibliographiques	Références des résultats bibliographiques	Valeurs d'indicateur CH ₄
<i>Vaches laitières</i>			
A l'attache	3	Kinsman et al. (1995) in (Jungbluth et al., 2001)	3 (paillé, sorti)
A l'attache	5,1	Amon et al. (1998) in (Jungbluth et al., 2001)	
Système libre	3,3	Sneath et al. (1997) in (Jungbluth et al., 2001)	2 (litière accumulée)
Système libre	2,6	Seipelt et al. (1999) in (Jungbluth et al., 2001)	
<i>Porcs</i>			
Porcs en général	6,2	Groot Koerkamp (1997) in (Jungbluth et al., 2001)	4 à 5,5

Tableau 13 : Comparaison de valeurs d'indicateur CH₄ avec des données bibliographiques

s'expliquer par le choix de la courbe de calage de l'indicateur (Cf. figure 20 page 42). En effet, dans des gammes d'émission de méthane élevées comme pour les vaches laitières, l'indicateur est moins sensible aux variations de pratiques.

Le type de stockage des déjections, à l'intérieur ou l'extérieur, en tas ou sous forme liquide, influence fortement la valeur d'indicateur. Pour les bovins, la variation est de l'ordre de 1,5 points et pour les volailles la variation est de l'ordre de 5 points. Ce résultat est concordant avec les connaissances scientifiques :

- le mode de stockage va jouer sur les variables clé de la production de méthane,
- le système bovin est moins sensible car les quantités émises sont très importantes.

En conclusion, l'étude de sensibilité montre que notre indicateur correspond aux réalités de terrain, l'augmentation et la réduction de la note d'indicateur sont conformes à l'évolution des émissions de méthane. Cependant, deux aspects sont à souligner :

- les variations de pratiques sont minimisées dans des situations de forte émission de méthane en raison du choix de la référence (et de la courbe de calage), notre indicateur discrimine mieux les systèmes faiblement polluants.
- La température a beaucoup de poids dans la variation de la note d'indicateur, étant donné le manque de précision de cette donnée (valeur moyenne annuelle), cela pose problème.

G Discussion : comp a raison des résultats obtenus

La figure 23 illustre quelques résultats obtenus pour différents systèmes. Pour comparer les systèmes, nous avons choisi un chargement de 1 UGB/ha. Le chargement est généralement utilisé pour calculer la charge azotée animale à l'hectare. Il n'est pas très pertinent du point de vue du méthane, mais à défaut d'éléments de comparaison; il permet de se faire une idée de l'élevage.

Les résultats sont assez concordants avec les connaissances scientifiques sur les conditions de production et d'émission de méthane :

- les systèmes volailles obtiennent les meilleures notes, les déjections présentent des concentrations plus faibles en carbone,
- les systèmes bovins obtiennent les notes les plus faibles en raison des quantités de méthane émises pendant la fermentation entérique,
- les systèmes liquides obtiennent des notes faibles à l'intérieur des systèmes, le méthane étant produit dans des conditions anaérobies strictes.
- seul le système litière accumulée, dans le cas des porcs, obtient une note d'indicateur inférieure au système liquide. Il est tout à fait plausible que la litière accumulée produise plus de méthane en raison de nombreuses zones anaérobies (phénomène de compactage) et de températures plus élevées. Ces résultats sont dus aux choix des valeurs de coefficient de MCF.

Nous avons comparé nos valeurs d'indicateurs avec quelques données de la littérature synthétisées (non utilisées dans notre mode de calcul) par Jungbluth et al. (2001) (tableau 13). Nous nous sommes servis des coefficients d'émission rapportés dans l'article pour calculer des quantités de méthane émis. Puis nous avons transformé ces quantités de méthane en note d'indicateur. Nous n'avons pas les informations pour comparer nos résultats volailles à ceux de la bibliographie. Bien que le mode de calcul que nous avons adopté soit plus sévère que les valeurs issues de la bibliographie, nous pouvons conclure que les systèmes bovins et porcins sont classés dans le même ordre.

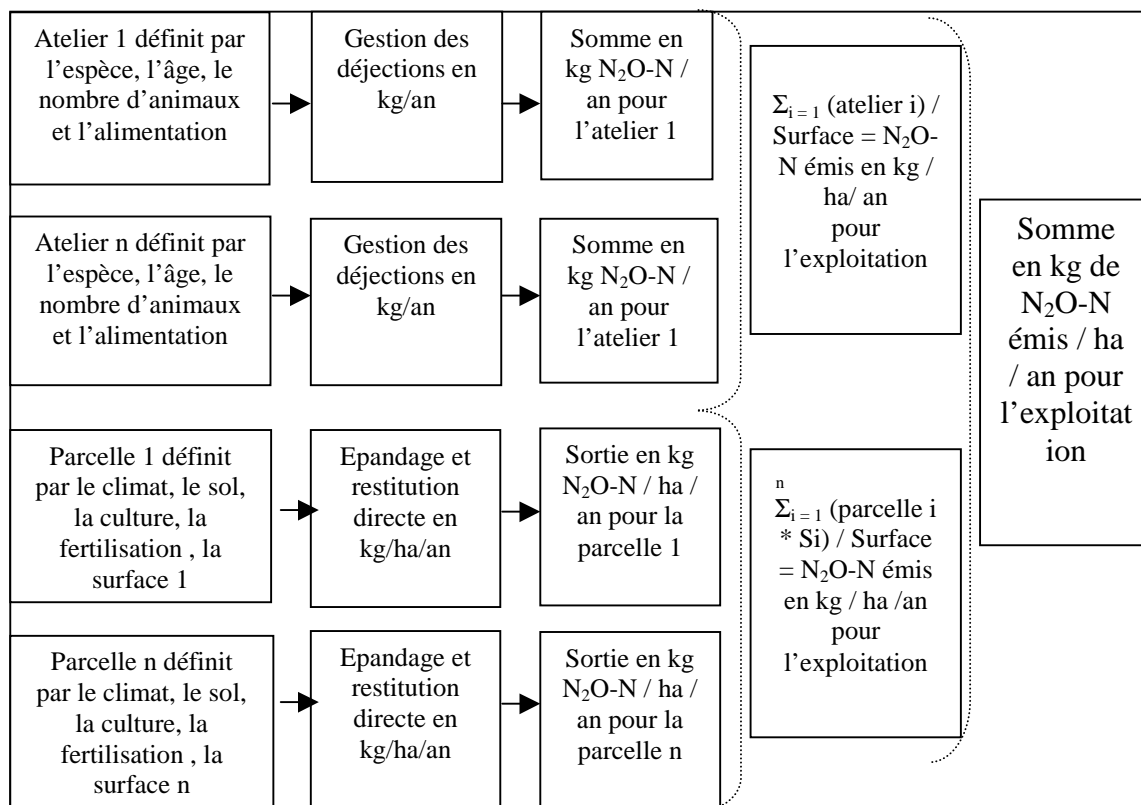
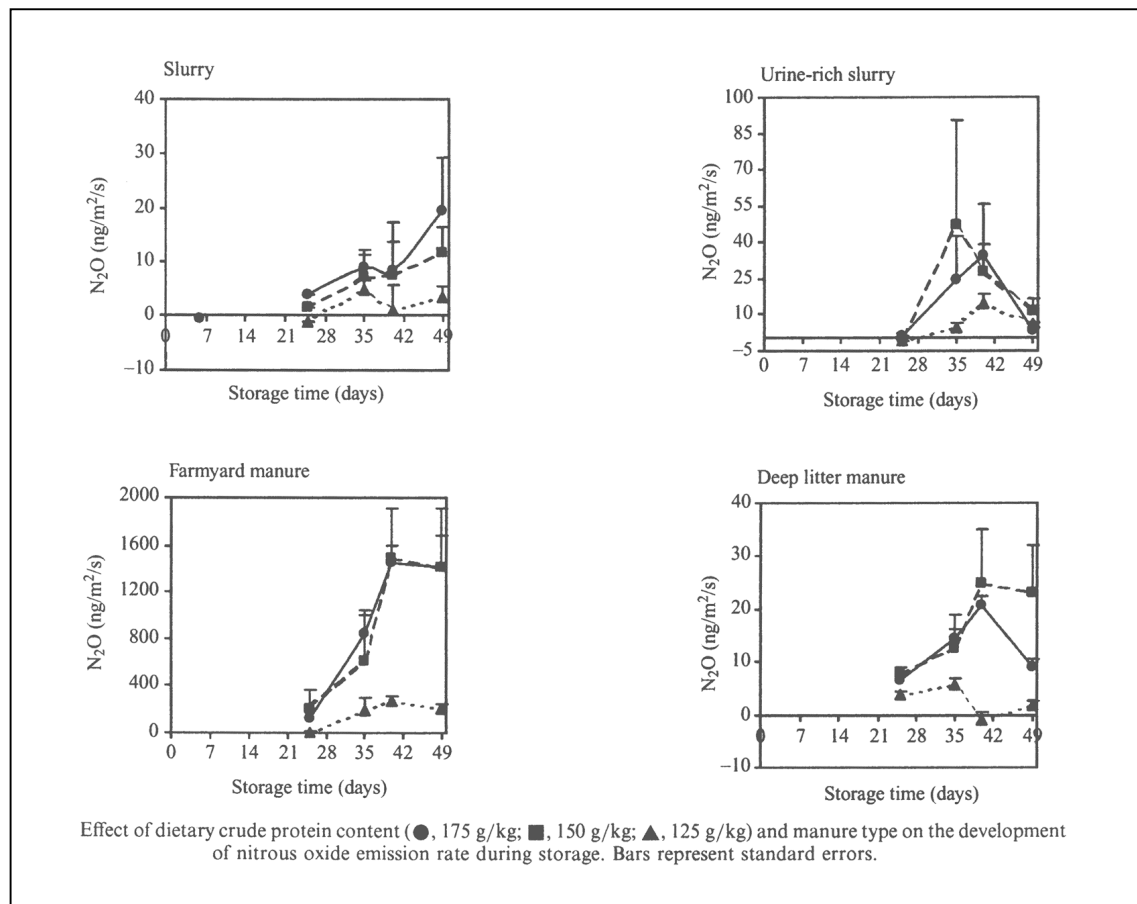


Figure 24 : Présentation du calcul global de l'indicateur N₂O



Source : Külling et al. (2001)

Figure 25 : Emissions de N₂O de différents types de déjections animales

Chapitre .2 : L'indicateur N₂O

A Présentation générale de la construction de l'indicateur N₂O

Dans la matrice environnementale, l'indicateur N₂O est composé de 5 modules d'évaluation (Cf. figure 7 page 21) : les bâtiments d'élevage, le stockage des déjections, le compostage et l'épandage sur terres cultivées et prairies.

Comme pour le CH₄, nous avons regroupé les trois premiers modules d'évaluation car la nature des variables impliquées dans le calcul et le mode de calcul sont les mêmes. Cependant, le calcul est effectué pour les bâtiments puis pour le stockage des déjections et le compostage. Ainsi il est possible de différencier l'émission de N₂O suivant les trois modules. Le calcul des émissions de N₂O après épandage sur les sols agricoles est le même pour les prairies et les terres cultivées. Les deux modules sont donc associés, les résultats pouvant être différenciés une fois le calcul effectué.

La figure 24 représente le schéma de synthèse du mode de calcul de l'indicateur N₂O. Le stockage des déjections animales est calculé par atelier animal puis sommé pour obtenir une note à l'échelle de l'exploitation. L'épandage des déjections (et autres fertilisants apportés) est calculé parcelle par parcelle.

B Bâtiment d'élevage et stockage

Le N₂O est formé lors des réactions de nitrification et de dénitrification. Dans la partie 2, nous avons vu que la production de N₂O va dépendre essentiellement :

- de la présence d'ions NH₄⁺ et NO₃⁻,
- de conditions d'oxygénation intermédiaires ou micro-aérobies,
- de températures comprises entre 5 et 40°C.

1 Choix des variables

Kulling et al. (2001) mettent en évidence la corrélation entre l'alimentation animale, l'azote excrété et les pertes de N₂O lors du stockage des déjections de vaches laitières sous forme de lisier, de litière accumulée et de fumier peu paillé. La figure 25, tirée de cette étude, illustre bien la différence d'émission de N₂O suivant la nature du substrat. Celle-ci peut être due aux conditions d'oxygénations du tas et à la quantité d'azote présente.

Les principales variables lors de la gestion des déjections pour contrôler l'émission de N₂O sont : les quantités d'azote dans les déjections et la nature du substrat. Cette dernière variable tient compte des facteurs précédemment cités : la forme de l'azote, le niveau d'oxygénation et la température.

Type d'animaux	Taux de protéines dans la ration alimentaire	N dans la litière
Volaille	21,5%	5,9%
	19,6%	4,9%
	16,5%	4,7%

Source : d'après (Ferguson et al., 1998)

Tableau 14 : Impact du taux de protéines brutes d'une ration alimentaire de volaille sur le taux de N excrété dans la litière.

Type d'animaux	N excrété (valeurs standards)	Adaptation du régime : biphasé	N excrété en fonction du taux de protéine (sur toute une période)	N excrété en fonction de la productivité
Truies	17,5 kg/animal/an	- 17%	De 17,5 kg à 23 kg / animal / an (de 12% à 17% de protéines)	De 18 kg à 17 kg (de 18 porcelets à 25 porcelets/truies) pour 12% de protéines
Porcelets	0,44 kg / animal	- 9%	De 0,85 kg à 1,15 kg / animal / an (de 12% à 17% de protéines)	De 1 kg à 0,65 kg (de 8 porcelets à 25 porcelets/truies) pour 12% de protéines
Porcs en croissance	3,25 kg/animal	- 17%	De 2,75 kg à 5 kg / animal / an (13,5% à 18,5% de protéines)	De 3 kg à 5 kg pour 16,5% de protéines

Source : d'après (Dourmad et al., 1992) ; (Bodet et al., 2001)

Tableau 15: Réduction de l'azote excrété chez les porcins suivant la productivité et le mode d'alimentation.

1.1 La quantité d'azote dans les déjections

L'alimentation du troupeau va jouer sur la teneur en azote des déjections animales. Elle représente l'un des principaux contrôles des pertes azotées sur l'exploitation, que ce soit sous forme de N_2O ou de NH_3 (Hartung 1992, Phillips et al. 1999).

La stratégie d'alimentation a été étudiée principalement sur 3 systèmes : porcin, bovin (principalement vaches laitières) et les volailles. Pour les autres espèces (chèvres, moutons etc.) nous prendrons par défaut les caractéristiques 'standards' françaises des déjections.

1.1.1 Les volailles

Le taux de protéines brutes ingérées par les volailles représente la principale variable liée à la teneur en N des déjections avicoles. Le tableau 14 présente des résultats qui peuvent servir de référence pour le calcul du N excrété suivant le taux de protéines brutes dans le régime alimentaire. Ferguson et al. (1997) donnent comme indication que pour 1 point de réduction de protéines dans la ration, l'azote dans la litière est diminué de 8% (dans la gamme 19-21% de protéines ingérées).

Les quantités d'azote dans la litière de ces études sont largement supérieures à celle données dans la littérature technique française comme référence des quantités de N dans les différents fumiers de volaille (de l'ordre de 3%) (Bodet et al. 2001). Cependant, il est mentionné que suivant l'alimentation une diminution de l'ordre de 10 à 20% du N peut être envisagée.

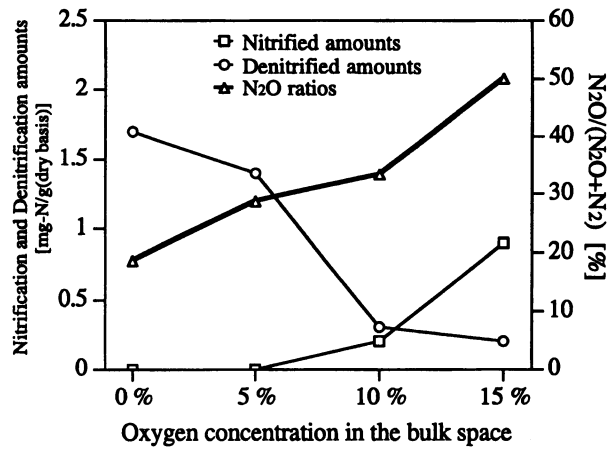
1.1.2 Les porcins

L'influence de l'alimentation sur les rejets azotés des porcs a été modélisée par Dourmad et al. (1992). Cependant, les données à récupérer, nécessaires au calcul, sont nombreuses. Nous allons retenir, dans un souci de simplification de la prise de données, les valeurs issues de simulations de ce modèle. Le tableau 15 résume les valeurs retenues. Suivant la précision recherchée, il est toutefois possible de se servir des équations du modèle.

1.1.3 Les bovins

Dans la littérature, nous avons trouvé deux approches pour caractériser les déjections bovines vis à vis du mode d'alimentation. En France a été mis au point un modèle basé sur l'équilibre azoté de la ration des vaches laitières dont les résultats de simulation peuvent servir de référence (Verite et Delaby 1998). L'ensemble de la littérature étrangère fait référence aux taux de protéines brutes ingérées pour prédire le N excrété chez la vache laitière (Tomlinson et al. 1996, Frank et al. *in press*). Les données (azote dans les fèces et dans l'urine) de simulation du modèle français permettent de tenir compte du niveau de production laitière annuel, de la durée de stabulation, la teneur en MAT du fourrage et de la teneur en MAT du concentré (Verite et Delaby 1998). Ces dernières sont données en annexe 4, nous les avons retenues pour calculer la quantité d'azote excrété.

Pour les autres catégories d'animaux (bovins viandes, ovins, caprins etc.), il existe des données standards françaises (Bodet et al. 2001).



Amounts of nitrification, denitrification, and ratios of N₂O in the denitrified gases when oxygen in the bulk space was 0%, 5%, 10% and 15%.

Source : d'après Hwang and Hanaki (2000)

Figure 26 : Impact de l'oxygénation sur les réactions de nitrification et dénitrification et le ratio N₂O / [N₂O+N₂] des émissions gazeuses

1.2 Les formes d'azote

Les pertes de N_2O sont corrélées aux teneurs en NH_4^+ (Freibauer et Kaltschmitt 2000), NO_2^- et NO_3^- dans les déjections (Tenuta et al. 2001). Toutefois, il n'existe pas de relation clairement définie entre le NH_4^+ excrété et l'émission de N_2O en raison des mécanismes concurrentiels, comme la volatilisation du NH_3 , ou bien en raison de l'effet inhibiteur du NH_4^+ (concentration trop importante) sur la nitrification. Pour le NO_3^- , seule l'analyse du fumier lors du stockage peut caractériser cette variable. Ainsi, nous ne disposons pas de données permettant de caractériser les formes d'azote dans les déjections le long de la durée de stockage des déjections.

Il est assez difficile de déterminer les formes prépondérantes de l'azote lors du stockage des déjections, cependant il semble que :

- dans le lisier, les conditions d'oxygénation soient trop faibles pour que l'activité nitrifiante soit importante, d'où peu de NO_3^- formé (et donc potentiellement dénitrifié) (Sommer et al. 2000). La seule production significative peut se dérouler à l'interface du lisier et de l'atmosphère, où les conditions d'oxygénation sont plus propices. L'émission de N_2O lors du stockage du lisier est presque négligeable (Velthof et Oenema 1997, Brown et al. 2000, Brown et al. 2001b).
- dans les systèmes solides, suivant la durée de stockage et le traitement (compostage), l'azote se transforme.

Nous allons voir dans le paragraphe suivant, les conditions de stockage qui vont intervenir sur la transformation de l'azote lors du stockage des déjections sous forme solide et donc sur les formes de l'azote le long du stockage.

1.3 Les conditions de stockage

1.3.1 L'oxygénation

La figure 26 provenant d'une étude de Hwang et Hanaki (2000) illustre l'impact de l'oxygénation sur les réactions de nitrification et dénitrification et le ratio $N_2O / [N_2O+N_2]$ des émissions gazeuses. Plus les conditions d'oxygénation sont faibles, plus la réaction de dénitrification prédomine et a tendance à être totale, c'est à dire que le gaz émis est principalement sous forme de N_2 . Inversement, plus l'oxygénation est élevée plus la réaction de nitrification prédomine au détriment de la dénitrification. Le N_2O est donc produit dans des conditions micro-aérobies. Ainsi, dans le système solide les conditions sont optimales car il existe une alternance de zones aérobies et de zones anaérobies où le NO_3^- formé peut être dénitrifié. La zone à l'interface de l'atmosphère est la plus fortement émettrice de N_2O car à l'intérieur des déjections la réaction de dénitrification totale est prédominante .

Toutes les pratiques permettant d'oxygéner le tas vont augmenter la nitrification et inversement toutes les techniques réduisant l'oxygénation du tas vont favoriser la dénitrification. Logiquement, l'augmentation de la nitrification est plus défavorable car d'une part elle produit du N_2O et de plus du NO_3^- qui peut être dénitrifié. Par exemple, le brassage de la litière est responsable de flux important de N_2O (Robin et al. 1997, Dustan 2002). De même l'aération du lisier par brassage peut entraîner des pertes de N_2O .

1.3.2 L'humidité

Dans une étude sur les émissions de N₂O et le stockage de fumier, Brown et al. (2000) mettent en évidence un optimum d'émission de N₂O autour 60% d'humidité dans le tas de fumier stocké. En fait la gamme d'humidité se situe entre 55 et 70%. Dans des gammes d'humidité très faible, l'eau, comme élément nécessaire à l'activité des micro-organismes, devient limitant. Au-dessus de 60%, l'eau limite l'oxygénation du tas et seule la réaction de dénitrification peut se produire. Or, d'une part peu de nitrate est formé dans des conditions d'oxygénation limitante, et d'autre part la réaction dénitrifiante a tendance à former du N₂ dans des conditions anaérobies totales.

1.3.3 La température

Il n'existe pas de relation entre la température de l'air et les émissions de N₂O pendant le stockage (Dustan 2002). Seule la montée en température lors du compostage va avoir un impact sur l'émission de N₂O. En effet au-dessus de 40°C, la nitrification n'a plus lieu (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Ainsi, les pics d'émission de N₂O se situent le plus souvent au tout début du compostage (montée en température) et lors du refroidissement (Czepiel et al. 1996).

2 Le mode de calcul

L'émission de N₂O est la conséquence de deux réactions biochimiques dont les conditions de réalisation sont antagonistes. Le choix des variables n'est donc pas facile car il demande les connaissances précises des conditions de milieu dans le substrat dont nous ne disposons pas. De plus, les études sur l'émission de N₂O lors du stockage des déjections animales ne permettent pas de construire un modèle simple, elles sont trop imprécises.

Nous avons choisi, comme pour le méthane, de nous servir de facteurs d'émissions. Ces derniers varient suivant la nature du substrat stocké et le type de stockage.

2.1 L'équation

Le calcul est effectué pour un atelier animal. Au final, les résultats de chaque atelier sont sommés pour obtenir des kg de N₂O-N émis par an sur l'exploitation agricole. Le calcul des émissions de N₂O-N pour un atelier animal est défini par l'équation suivante :

$$\text{N}_2\text{O-N émis en kg/an} = \text{N excrété (en kg/j)} * \text{FE (en g de N}_2\text{O-N/kg N excrété)} * \text{FC} * \text{nbj}$$

eq (10)

Avec N excrété en kg par jour pour l'espèce animal concerné, cette donnée est fonction du régime alimentaire.

FE = facteur d'émission de N₂O en fonction de la nature des déjections et du type de stockage, exprimé en kg de N₂O-N par kg de N excrété

FC = facteur correctif, c'est à dire réduction ou augmentation d'émission de N₂O suivant le traitement des déjections

Nbj = nombre de jours de stockage en bâtiments ou à l'extérieur.

Cette équation calcule dans un premier temps les émissions de N₂O dans les bâtiments d'élevage puis lors du stockage. Le calcul est le même mais les valeurs prises par les variables et les paramètres changent.

Animaux	Type de stockage	N₂O -N émis	Références
Bâtiments			
Bovin	VL : à l'attache	0,62 g / UGB / j	(Jungbluth et al., 2001)
	Litières acc.	2,01 g / UGB / j	
	Système libre	0,8 g / UGB / j	(Freibauer, in press)
	paille	2 g / kg N excrété (0,4 g à 34,6 g / kg N excrété)	
	lisier	2 g / kg N excrété (0,2 g à 3,2 g / kg N excrété)	
Bovin lait	Indifférent	0,8 g / UGB / j	(Chadwick et al., 1999)
Bovin viande	Indifférent	0,9 g / UGB / j	
Porcin (porc à l'engraissement)	Caillebotis	de 0,02 à 0,15 kg / place / an	(Jungbluth et al., 2001)
	Réduction caillebotis	0,02 kg / place / an	
	Liquide	0,15 ou 0,30 kg / place / an	
	Litières acc.	de 0,6 kg / place / an à 3,8 kg / place / an	
Porcin	paille	14 g / kg N excrété (0 à 46 g / kg N excrété)	(Freibauer, in press)
	lisier	2 g / kg N excrété (0,3 à 16 g / kg N excrété)	
	Indifférent	0,4 g / UGB / j	(Chadwick et al., 1999)
Caprin	Indifférent	1 g / kg N excrété	(Freibauer, in press)
Ovin	Indifférent	0,9 / UGB / j	(Chadwick et al., 1999)
	Indifférent	1 g / kg N excrété	(Freibauer, in press)
Pondeuses	Litière paille	0,017 kg / place / an	(Jungbluth et al., 2001)
	Litière copeaux bois	0,043 à 0,079 kg / place / an	
	litière paille + copeaux de bois	0,155 kg / place / an	
	Indifférent	10 g / UGB / j	
Chairs	Indifférent	26 g / UGB / j	(Chadwick et al., 1999)
Poulettes	Indifférent	14 g / UGB / j	
Autres	Indifférent	10 à 2 g / UGB / d	
Volailles	Système batterie	0,02 à 0,15 g / h / UGB	(Jungbluth et al., 2001)
	Système sol	0,05 à 0,35 g / h / UGB	(Freibauer, in press)
	paille	12 g / kg N excrété (0 à 37,6 g / kg N excrété)	
Stockage			
Système liquide			
Bovin	lisier	2 g / kg N excrété (0 à 11,5 g / kg N excrété)	(Freibauer, in press)
	lisier	0 g/m3/d	(Chadwick et al., 1999)
Porcin	lisier	1 g / kg N excrété (0 à 19 g / kg N excrété)	(Freibauer, in press)
	lisier	0 g/m3/d	(Chadwick et al., 1999)
Générale	Lisier	1 g / kg N excrété	(IPCC, 1996)
Système solide			
Bovin	paille	5 g / kg N excrété (0 à 30 g / kg excrété)	(Freibauer, in press)
	paille	1,1 g/m3/d	(Chadwick et al., 1999)
Porcin	paille	2 g / kg N excrété (0 à 13,2 g / kg N excrété)	(Freibauer, in press)
	paille	0,25 g/m3/j	(Chadwick et al., 1999)
Caprin	paille	5 g / kg N excrété	(Freibauer, in press)
Ovin	paille	5 g / kg N excrété	(Freibauer, in press)
	paille	1,1 g/m3/d	(Chadwick et al., 1999)
Volaille	paille	0,1 g / kg N excrété	(Freibauer, in press)
	paille	0,03 - 0,31 g/m3/j	(Chadwick et al., 1999)
Générale	Fumier	20 g / kg N excrété	(IPCC, 1996)

Tableau 16 : Les facteurs d'émissions de N₂O disponibles dans la littérature

2.2 La quantité d'azote excrété par animal

Selon que le calcul est effectué pour le bâtiment ou le stockage, la variable concernant les quantités d'azote excrété par jour et par animal prend des valeurs différentes.

Dans le premier paragraphe nous avons vu comment déterminer la quantité d'azote excrété par jour et par animal en fonction de l'alimentation animale. Ce calcul est utilisé pour déterminer la variable azote excrété dans les bâtiments.

Pour calculer les émissions de N₂O durant le stockage extérieur, nous utilisons des données standards françaises (annexe 2), puisque ces dernières tiennent compte de la transformation et des pertes d'azote dans le bâtiment d'élevage (avant stockage extérieur). Cependant, nous recalculons les valeurs obtenues en fonction du pourcentage de réduction d'azote excrété suivant l'alimentation.

Nous allons détailler le choix des facteurs d'émissions et correctifs nécessaires au calcul de l'émission de N₂O. Ces derniers tiennent compte des variables clés de l'émission de N₂O : le type de déjections et stockage (donc les conditions d'oxygénation et d'humidité) et les traitements (oxygénation et température).

2.3 Le choix des facteurs d'émission de N₂O pour les modules bâtiments et stockage/traitement

Il existe plusieurs coefficients d'émission de N₂O mis au point dans le but d'évaluer l'émission de N₂O à l'échelle du pays (Tableau 16).

Dans l'ensemble de la littérature, 4 types de coefficients sont disponibles :

- des données internationales (IPCC 1996),
- des données issues d'une synthèse européenne (Freibauer *in press*),
- des données anglaises (Chadwick et al. 1999)
- des données d'une synthèse de la littérature par des auteurs allemands (Jungbluth et al. 2001).

Il n'existe pas de facteurs d'émission français.

Nous avons sélectionné les coefficients donnés par (Freibauer *in press*), en gras dans le tableau 16. En effet, seuls ces derniers tiennent compte :

- de l'ensemble des connaissances existantes au niveau européen,
- de données pour les bâtiments d'élevage et pour le stockage à l'extérieur,
- de valeurs dont les mesures sont effectuées pour une année entière.

Nous n'expliquons pas les données anglaises de Chadwick et al. (1999). Elles diffèrent énormément des données de la synthèse européenne de Freibauer, alors que celle de Jungbluth et al. (2001) sont prises en compte dans la synthèse européenne, excepté pour la litière de porc. Cependant, les données de Jungbluth (2001) pour le système litière de porc qui conduise à une émission de 600 kg / an (pour 1000 porcs) sont basées sur des données où la litière est brassée (Dustan 2002).

Les valeurs de l'IPCC sont d'une part trop générales et d'autre part limitées essentiellement au stockage des déjections à l'extérieur des bâtiments.

Exemple de calcul des émissions en bâtiment pour différents systèmes d'élevage	Quantités de N₂O-N calculées avec les facteurs d'émissions du tableau 16 en kg / an	Références
Bovin : 40 vaches laitière, système solide	2,1 en moyenne variation : de 0,4 à 36	(Freibauer, in press)
	5,8	(Jungbluth et al., 2001)
	5,7	(Chadwick et al., 1999)
Porc : 1000 porcs à l'engraissement, système solide	42 en moyenne variation : de 0 à 139	(Freibauer, in press)
	600	(Jungbluth et al., 2001)
	24	(Chadwick et al., 1999)
Volaille : 50000 poulets de chair, sol dur	14,3 en moyenne variation de 0 à 44	(Freibauer, in press)
	Variation : de 1,6 à 11,2	(Jungbluth et al., 2001)
	920	(Chadwick et al., 1999)
Exemple de calcul des émissions en stockage pour différents systèmes d'élevage	Quantités de N₂O-N calculées avec les facteurs d'émissions du tableau 16 en kg / an	Références
Bovin : 40 vachse laitière, système solide	5	(Freibauer, in press)
	20	(IPCC, 1996)
	0,4	(Chadwick et al., 1999)
Porc : 1000 porcs à l'engraissement, système solide	2,7	(Freibauer, in press)
	27	(IPCC, 1996)
	0,1	(Chadwick et al., 1999)
Volaille : 50000 poulets de chair, sol dur	0,11	(Freibauer, in press)
	23	(IPCC, 1996)

Tableau 17 : Comparaison de résultats d'émission de N₂O en utilisant différentes méthodologies pour le module d'évaluation Bâtiment et Stockage

Nous avons tenté de comparer les émissions de N₂O des déjections dans les bâtiments d'élevage et lors du stockage avec les différents coefficients d'émissions proposés par la littérature (tableau 16). Les résultats sont le plus souvent très différents. Quelques chiffres sont donnés dans le tableau 17. Il n'y a presque aucune correspondance entre les différentes estimations de quantités émises pour les différents systèmes.

2.4 Les facteurs correctifs

2.4.1 Le système liquide

i. La couverture

D'après Sommer et al. (2000), le stockage du lisier de bovin peut être une source d'émission de N₂O lorsque qu'une croûte naturelle se forme dans des conditions sèches. Ainsi, le facteur d'émission de N₂O du lisier avec une croûte naturelle est de l'ordre de 0,5 % soit 5 g de N₂O-N émis par kg de N excrété dans l'étude de Sommer et al. (2000) (Dustan 2002). Ce chiffre semble important : 5 fois supérieur en comparaison des données retenues pour le lisier en général. Nous ne pouvons pas le retenir sachant qu'il existe peu de données pour le confirmer.

ii. L'aération du lisier

Bien que minoritaire en agriculture biologique, le traitement des effluents liquides est d'actualité dans des régions fortement productrices de lisier telle la Bretagne. Il semble qu'aérer le lisier augmente significativement l'émission de N₂O. Les ordres de grandeur vont de 10 % du N contenu dans le lisier jusqu'à 30% et plus (Burton et al. 1993, Willers et al. 1996, Béline et al. 1999, Pahl et al. 2001). Cependant, dans le cas de système d'aération discontinue, alternant des phases aérobies et d'anoxies totales (dénitrification maximale), jusqu'à 98 % du N perdu l'est sous forme de N₂ (Pahl et al. 2001).

Comme pour la couverture, actuellement il n'est pas facile de tenir compte de cette variable étant donné le manque de données scientifiques. Toutefois, dans le cas de système de brassage continu du lisier à la ferme, nous attribuons un facteur correctif pour ramener la perte de N₂O à 10% du N excrété (valeur minimum de la littérature).

Au niveau des installations mises en place de nitrification/dénitrification, nous nous en tenons au jugement d'un rapport de l'agence de l'eau LoireBretagne qui les préconise et conclue à des pertes sous forme de N₂ (Ingenierie 1998). Cette assertion peut être revue suivant les résultats scientifiques à venir.

En conclusion, seul l'aération du lisier en continu est retenue comme facteur correctif des émissions de N₂O lors du stockage du lisier. Ce facteur ramène les pertes de N₂O à hauteur de 10 g de N₂O-N émis / kg de N excrété.

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation 'Bâtiment et stockage'

**Données à récupérer sur
l'exploitation agricole
(par atelier animal)**

Construction des variables intermédiaires

Nombre d'animaux		
Espèce animale	Détermination des quantités de déjections produites ⇒ annexe 2	Détermination de la quantité d'azote excrété ⇒ tableau 14, 15 et annexe 4
Age		
Nature de la ration		
Type de bâtiment	Détermination du coefficient FE ⇒ tableau 16	
Durée du stockage dans les bâtiments		
Déjections à la sortie du bâtiment	Détermination de la quantité de N dans les déjections à la sortie du bâtiment ⇒ annexe 2	
Type de stockage extérieur	Détermination du coefficient FE ⇒ tableau 16	
Durée de stockage extérieur		
Traitement des déjections	Détermination du coefficient FC ⇒ valeur pour brassage lisier en continue = 10% N excrété	

Tableau 18 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Bâtiment et stockage des déjections de l'indicateur N₂O

2.4.2 Le système solide

i. L'oxygénation de la litière accumulée

Le brassage de la litière augmente la production de N₂O dans les bâtiments d'élevage, et l'ajout de paille permet une meilleure aération. En fait, la litière accumulée est tassée donc propice aux conditions anaérobies. Or toute technique permettant d'augmenter l'oxygénation de ce substrat va être responsable d'augmentation de production de N₂O (augmentation du ratio N₂O/N₂). Ainsi, Amon et al. (2001a) montre que passer de 5 kg de paille/j/animal à 2,5 kg réduit les émissions de N₂O dans le bâtiment de l'ordre de 40%. De même, le brassage des litières peut entraîner des pertes de N₂O de l'ordre de 50 à 210 g par kg de N excrété (Dustan 2002).

Il est difficile de tenir compte de ces quelques données pour 'corriger' les valeurs fournies par Freibauer (2002), de l'ordre de 2 à 14 g par kg de N excrété.

ii. L'oxygénation lors du stockage : le compostage

Contrairement au système de litière, aérer le tas de déjections solides va réduire l'émission de N₂O en réduisant significativement les pertes par dénitrification (Beck-Friis et al. 2000). La montée en température et la volatilisation de l'ammoniac jouant un rôle limitant en terme de nitrification, la dénitrification semble être le mécanisme à contrôler dans le tas de fumier. Ainsi, un fumier pailleux présentera moins de pertes de N₂O, de l'ordre de 70% de moins qu'un fumier de type mou (Amon et al. 2001a).

Au final, d'après Amon et al. (2001a) l'ajout de paille dans le système complet (bâtiment et stockage) réduit de 50% les émissions de N₂O.

Initialement, nous avons réalisé un indicateur compostage et émission de N₂O essentiellement qualitatif. Cependant, étant donné la forte variabilité de résultats et d'hypothèses d'explication, il ne semble pas justifié actuellement de proposer un calcul permettant de différencier les pratiques de paillage et le retournement en terme d'émission de N₂O.

En conclusion, nous ne retenons pas de facteur correctif pour le stockage solide. Toutefois, les pratiques citées ont un impact sur l'émission de N₂O et si à l'avenir les connaissances scientifiques le permettent, elles devront être prises en compte dans le calcul de l'indicateur.

2.5 Conclusion

Les variables retenues et le mode de calcul sont résumés dans le tableau 18. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une quantité de N₂O-N produite en kg par an à l'échelle de l'exploitation.

Le calcul de ce module permet de différencier la part de N₂O-N émis dans les bâtiments d'élevage et celle lors du stockage à l'extérieur.

Echelle continentale : facteurs climatiques		
Précipitations Température de l'air		Gelées
Echelle régionale : facteurs liés au site		
pH %Eau dans la porosité du sol Taux d'argile C du sol	N du sol Apport de N	C/N Drainage Taux de sable
Facteurs proximaux		
Réductant (C organique)	Oxydant (nitrate, nitrite)	Oxygénation
↑ Augmentation du C organique si ↓ Réduction	↑ Augmentation des nitrates si ↓ Réduction	↓ Réduction de l'oxygénation si ↑ Augmentation
⇒ Augmente dénitrification ⇒ alors ratio N ₂ O/N ₂ ↑		

Source : d'après Freibauer and Kaltschmitt (2000)

Figure 27 : Facteurs de contrôle de la dénitrification dans les sols agricoles

Catégories de paramètres	Paramètres	Unités
Climat	région climatique	
	précipitations annuelles	mm
	température annuelle moyenne	°C
	jours consécutifs en dessous de 0°C ou de gelée	[jours]
Sol	texture	% argile, sable et limon
	humidité du sol (WFPS)	En %
	état hydrique (drainage)	
	C de l'horizon de surface	%
	N de l'horizon de surface	%
	C/N	
	pH	
Pratiques culturales	type de culture	
	fertilisation azotée	kg par ha par an de N apporté
	type de fertilisants	
	localisation de l'application	
	irrigation	
	travail du sol	
	fauchage / pâturage	

Source : d'après Freibauer and Kaltschmitt (2000)

Tableau 19 : Variables de contrôle des émissions de N₂O des sols agricoles

C Epannage sur terres cultivées et prairies

Bien que le N_2O soit émis via les réactions de nitrification et dénitrification, le principal mécanisme mis en avant dans la littérature pour expliquer l'émission de N_2O dans les sols agricoles est la dénitrification. Il importe donc de tenir compte essentiellement de données d'émission globale de N_2O et non des résultats provenant d'études sur la dénitrification seule pour mettre au point le calcul de ce module d'évaluation. De plus, comme nous l'avons vu dans la seconde partie, ce sont surtout les ratios N_2O/N_2 et N_2O/NO_3^- qui sont importants à considérer (Beauchamp 1997).

1 Choix des variables

La figure 27 reprend l'ensemble des variables contrôlant la dénitrification et le ratio N_2O/N_2 mises en évidence dans la seconde partie. L'émission de N_2O dépend directement des valeurs qu'elles prennent. Cependant, elles sont difficiles à déterminer voire impossible dans le cadre de notre étude, aucune mesure de terrain n'étant possible. Ainsi, comme pour le module d'évaluation 'Bâtiment et stockage des déjections' et comme Beauchamp (1997) et Freibauer et Kaltschmitt (2000) le recommandent, il semble plus judicieux de tenir compte de facteurs indirects représentés par les deux premières lignes de la figure 27.

Le tableau 19 liste ces variables : le climat, le sol et les pratiques culturales, ainsi que les paramètres qui les caractérisent. Elles constituent des variables potentielles pour la construction du module d'évaluation.

1.1 Le climat

Le climat va jouer sur les émissions de N_2O via trois paramètres : les précipitations annuelles (Jambert et al. 1997, Freibauer et Kaltschmitt 2000), la température (Beauchamp 1997, Mogge et al. 1999, Freibauer et Kaltschmitt 2000) et les jours de gelée (Kaiser et al. 1998). Généralement, les pluies, surtout après la fertilisation, vont augmenter les émissions de N_2O comme les augmentations de température. Ces deux variables sont à relier à leur impact sur l'état hydrique du sol. Bien que l'émission de N_2O soit négligée durant les périodes hivernales, le gel des terres agricoles peut être responsable de fortes émissions de N_2O via l'alternance gel/dégel. Kaiser et al. (1998) estime jusqu'à 50% des émissions de N_2O lors de la période hivernale.

Nous ne tenons pas compte des variables climatiques précises dans le calcul de nos indicateurs, seules les pratiques des exploitants agricoles étant évaluées. Cependant, étant donné que les émissions de N_2O sont fortement variables suivant les climats, il semble important de tenir compte globalement de ce facteur pour que les résultats de l'indicateur soient vraisemblables.

1.2 Le sol

D'après Germon et al. (1999), le sol représente le facteur le plus important vis à vis des émissions de N_2O , devant les facteurs climatiques et agronomiques. L'état hydrique qui régule la production de N_2O dans un sol est le facteur le plus important. Freibauer et Kaltschmitt (2000) donnent comme paramètres de contrôle des émissions de N_2O : la texture du sol, le drainage, l'humidité du sol et les caractéristiques chimiques du sol

(tableau 19). Ces paramètres vont jouer sur la production et la consommation du N_2O dans le sol, donc sur l'émission globale.

La part d'occupation de l'eau dans la porosité du sol, ou encore le Water-filled pore space (WFPS), permet de déterminer l'humidité du sol et l'émission de N_2O qui en résulte (Freibauer et Kaltschmitt 2000). Ainsi, un WFPS entre 50 et 70% conduit à un maximum d'émission de N_2O (Davidson 1991). Jambert et al. (1997) trouvent une valeur plus faible, de l'ordre de 32%. Ils expliquent cette faible valeur soit du fait de poche de matière organique dans le sol sableux étudié soit par un calcul de WFPS dans un horizon peu émetteur de N_2O . Cette variable nécessite de connaître la porosité du sol ainsi que les précipitations et l'évapotranspiration.

Plus simple, la texture caractérise la disponibilité de l'eau et de l'air dans un sol et donc les phases aérobies/anaérobies responsables des émissions de N_2O (Granli et Bockman 1994, Bouwman 1996).

Les caractéristiques chimiques du sol (teneurs en C et N du sol) vont jouer sur les teneurs en NH_4^+ et NO_3^- du sol. Le pH du sol va lui aussi influencer les taux de nitrification et dénitrification (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Enfin, les sols humifères sont fortement émetteurs de N_2O (Bouwman 1996).

Seules deux variables disponibles auprès de l'agriculteur ont été retenues pour le calcul : la teneur en sable (texture), la teneur en carbone du sol et si le sol est humifère ou non. La justification de ce choix est donnée dans l'explication du mode de calcul du module.

1.3 Les pratiques culturales

Les pratiques agricoles, en jouant sur les paramètres du sol, vont être un moyen de contrôle des émissions de N_2O .

1.3.1 La fertilisation azotée

La fertilisation azotée augmente l'émission de N_2O des sols (Eichner 1990, Kaiser et al. 1998, Smith et al. 1998). Elle est considérée comme un des principaux facteurs de contrôle des émissions de N_2O (Bouwman 1996, Beauchamp 1997, Freibauer et Kaltschmitt 2000).

L'émission de N_2O augmente avec la dose d'azote apportée. (Bouwman 1996) a montré une relation linéaire entre la dose d'azote apporté et les émissions de N_2O . Germon et al. (1999) démontrent que cette relation pourrait être exponentielle en cas de surfertilisation.

Suivant le type de fertilisant utilisé, il semble que les émissions de N_2O soient différentes. Eichner (1990) trouve des différences suivant les fertilisants minéraux utilisés et Chadwick et al. (2000b) suivant les fertilisants organiques utilisés. Toutefois, ces différences sont peu étudiées et certaines études tendent à démontrer l'inverse (Bouwman 1996, Germon et al. 1999). Freibauer et Kaltschmitt (2000) différencient principalement les engrais minéraux des engrais organiques. Ces derniers ont un impact différent car ils apportent du carbone qui joue sur les processus de nitrification et dénitrification.

Dosch et Gutser (1996) trouvent une augmentation de la dénitrification après injection de lisier. Ils l'expliquent par une augmentation du carbone disponible et l'apport d'eau. Cependant, le mode d'application des engrais organiques n'est pas toujours corrélé à une augmentation de N_2O (Clemens et al. 1997).

1.3.2 Le choix des cultures

Les cultures implantées vont jouer sur l'émission de N₂O via :

- le travail du sol associé à ces cultures (Cf. paragraphe suivant),
- la nature des cultures (légumineuses ou non),
- le carbone et l'azote apportés au sol via le système racinaire et les résidus de culture (Freibauer et Kaltschmitt 2000).

L'impact des légumineuses sur l'émission de N₂O varie selon les études. Ainsi, d'après Eichner (1990) et l'IPCC (1996), les légumineuses seraient responsables d'une augmentation des émissions de N₂O en raison de la fixation symbiotique. Cependant, d'autres auteurs ne démontrent pas cette tendance (Mummey et al. 1998).

Les résidus de culture apportent du carbone et de l'azote aux sols. Suivant le rapport C/N, ces résidus vont avoir un impact différent et vont plus ou moins activer l'émission de N₂O en jouant sur la nitrification (via la minéralisation) et la dénitrification (via l'apport conjoint de C et N) (Kaiser et al. 1998).

1.3.3 Le travail du sol

Le travail du sol va jouer sur la structure du sol et sur le taux de carbone. Plusieurs hypothèses sont émises quant à son impact sur l'émission de N₂O. Ainsi, suivant son intensité et le sol concerné, le travail du sol a tendance à

- compacter le sol et donc favoriser l'émission de N₂O (Freibauer et Kaltschmitt 2000)
- augmenter la minéralisation et donc la production de NO₃⁻,
- réduire les sites anaérobies et donc finalement à réduire les émissions de N₂O.

Ces hypothèses issues de la modélisation sont contradictoires (Renault 1999). Globalement la technique de non-labour semble favoriser l'émission de N₂O (Ball et al. 1999). Mummey et al. (1998) donnent comme estimation une émission de 478 Gg N₂O-N par an pour l'ensemble des terres cultivées au Etats-Unis si les terres sont semées directement alors que pour les terres labourées l'émission est estimée à 438 Gg N₂O-N.

1.3.4 L'irrigation

Xu et al. (1998) simulent l'impact de l'irrigation sur les émissions de N₂O en utilisant un modèle tenant compte de la nitrification et la dénitrification. Sur une culture de maïs, l'irrigation augmente de 14% les émissions de N₂O. Cette pratique joue sur l'état hydrique du sol. Son impact est négatif si elle est mal gérée et combinée à un fort apport d'azote (Qian et al. 1997).

1.3.5 Conclusion

Le module d'évaluation 'Epannage' de l'indicateur N₂O tient compte de la fertilisation azotée, principale pratique culturale ayant un impact sur le N₂O. Les autres pratiques peuvent être intégrées en complément d'information, toutefois leur impact sur l'émission de N₂O par les sols agricoles est mal déterminé et nous ne les retiendront pas.

2 Le mode de calcul

Il existe différents types de modèles estimant les émissions de N₂O :

- des modèles empiriques, basés sur la corrélation de certains paramètres physico-chimiques du sol et des émissions de N₂O,
- des modèles mécanistes basés sur la compréhension du fonctionnement du sol vis à vis des émissions de N₂O (Beauchamp 1997).

Ces derniers modèles présentent l'avantage d'expliquer les processus responsables des émissions de N₂O et d'intégrer au maximum les trois grands types de variables précédemment citées : le climat, le sol et les pratiques culturales (Renault 1999). Toutefois, ils ne sont pas utilisables tels quels pour le calcul des indicateurs car :

- ils reposent sur l'utilisation de variables non disponibles telles que le WFPS, difficilement calculables sans mesure de terrain,
- la comparaison des estimations d'émission de N₂O des différents modèles montre des résultats contradictoires, vis à vis du travail du sol par exemple (Cellier et Laville 1999, Renault 1999), ce qui limitent leur fiabilité.

Bien que très utiles pour progresser dans l'estimation des risques d'émissions de N₂O, ils semblent donc que les modèles ne correspondent pas aux exigences des indicateurs, à savoir des variables d'entrée facilement récupérables.

2.1 L'équation

Lors de la construction d'indicateurs évaluant l'impact de la fertilisation azotée sur l'environnement en général, le choix de l'équipe 'Agronomie et Environnement' de l'UMR Nancy-Colmar s'est porté sur l'utilisation de facteurs d'émission pour évaluer les pertes de N₂O (Pervanchon 2000). Ces derniers permettent d'estimer globalement l'émission de N₂O grâce à des variables d'entrée facilement récupérables tenant compte de la fertilisation azotée.

Le calcul est effectué pour une parcelle donnée. Au final, les résultats de chaque parcelle sont sommés pour obtenir des kg de N₂O-N émis par an sur l'exploitation agricole. Le calcul des émissions de N₂O-N pour une parcelle est défini par l'équation suivante :

$\text{N}_2\text{O-N émis en kg/ha/an} = (\text{N apporté} * \text{FE} + \text{FS})$	eq (11)
--	---------

Avec N apporté : en kg de N par an par ha pour des apports de fertilisants organiques, de résidus de culture et par restitution directe (pâturage)

FE = facteur d'émission de N₂O en % de N apporté

FS = facteur d'émission de N₂O lié aux variables du sol

2.2 Les facteurs d'émission

Les facteurs d'émission ont déjà été utilisés pour construire des modules d'évaluation de l'impact de la fertilisation azotée sur les émissions N₂O pour les systèmes 'grande culture' (Bockstaller et Girardin 2002) et 'prairie' (Pervanchon 2000).

2.2.1 Le système 'grande culture'

Bockstaller et Girardin (2002) utilisent un coefficient de 1,25% de N₂O-N émis par kg de N apporté par hectare. Il provient de l'analyse par Bouwman (1996) de mesures d'émission de N₂O rapportées dans la bibliographie. Bouwman (1996) ne tient compte que des mesures effectuées sur un an, sans légumineuse et concerne la quantité totale d'azote apportée (sans distinction de forme et type de fertilisants). Ce coefficient a été utilisé dans différentes études pour dresser les inventaires d'émission de N₂O (IPCC 1996, Mosier et al. 1998a, Chadwick et al. 1999).

Bockstaller et Girardin (2002) pondèrent ce facteur d'émission par des facteurs de variation tenant compte : du type de sol (humifère ou non, calcaire ou non), le travail du sol, l'incorporation des lisiers (ou non) et l'irrigation. L'impact des légumineuses est pris en compte en considérant qu'elles sont responsables en moyenne de 3 kg de N₂O-N émis/ha/an. Cette valeur provient d'une étude de Eichner (1990).

2.2.2 Le système 'Prairie'

Les prairies émettent en général plus de N₂O que les terres cultivées. Dans une étude britannique, Smith et al. (1998) donnent comme ordre de grandeur d'émissions de N₂O : prairies pâturées > prairies fauchées > pommes de terre > céréales. La principale raison est un taux de matière organique plus élevé sous prairies et une masse racinaire plus importante, donc plus de C pour la dénitrification et une minéralisation plus importante (Chantigny et al. 1996).

Pervanchon (2000) utilise le coefficient d'émission de Bouwman (1996). En premier lieu, il a pensé à améliorer ce coefficient pour les engrais organiques en se basant sur les travaux de Velthof et Oenema (1997) et Chadwick et al. (2000b). Cependant, étant donné le manque d'information supplémentaire, il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats.

Les restitutions directes durant le pâturage sont évaluées avec les données fournies par Velthof et Oenema (1997) et Freibauer et Kaltschmitt (2000), de l'ordre de 0,02 kg de N₂O-N émis / kg de N excrété directement.

Comme pour le système grande culture, des facteurs correctifs pondèrent les résultats d'émission suivant : l'état hydrique du sol (calcul de la porosité et des pluies), l'irrigation et la fauche. Le premier coefficient requiert de connaître le type de sol et les épisodes pluvieux après fertilisation. Les deux autres sont calculés suivant les données de la bibliographie.

Les sols et cultures concernées	Coefficients ou régressions	Exemple de calcul	Références
Prairies : apport de 150 kg de N / ha (tout confondu)	$1 + 0,0125 * \text{kg N}$ apporté	2,875 kg / ha / an émis	(Bouwman, 1996)
	$2,4 + 0,015 * \text{kg N}$ apporté	4,65 kg / ha / an	(Freibauer, in press)
Maïs : apport de 150 kg de N / ha	$1 + 0,0125 * \text{kg N}$ apporté	2,875 kg / ha / an	(Bouwman, 1996)
	$0,6326 + 0,0253 * \text{kg de N}$ apporté	4,4 kg / ha / an	(Flessa et al., 2002)
	$0,6 + 0,002 * \text{kg de N}$ apporté + $12,7 * \text{C}$ – $0,24 * \text{sable}$	1,6 kg / ha / an	(Freibauer, in press)

Tableau 20 : Comparaison de résultats d'émission de N₂O en utilisant différentes méthodologies pour le module d'évaluation Epannage sur terres cultivées et prairies

2.2.3 Les facteurs d'émission retenus dans cette étude

Dans une étude récente, Freibauer (*in press*) propose des facteurs d'émission basés sur la fertilisation azotée mais tenant compte aussi de paramètres simples du sol, de la différence entre sols cultivés et prairies et des grandes régions climatiques. Les facteurs d'émission sont calculés en utilisant un jeu de données européennes. Plusieurs régression linéaire (multivariées) sont effectuées suivant les grandes régions climatiques :

Emission en kg de N₂O-N (E_{N₂O}) par hectare de terres arables en climat océanique et méditerranéen :

$$E_{N_2O} = 0,6 + 0,002 * \text{kg de N apporté/ha} + 12,7 * \text{teneur en C} - 0,24 * \text{teneur en sable} \quad \text{eq (12)}$$

Avec FE = 0,002 et FS = 12,7 * teneur en C - 0,24 * teneur en sable

Emission en kg de N₂O-N par hectare de terres arables en climat pré-alpin, alpin et sub-boréal :

$$E_{N_2O} = -1,3 + 0,03 * \text{kg de N apporté/ha} + 280 * \text{teneur en N} \quad \text{eq (13)}$$

Avec FE = 0,03 et FS = 280 * teneur en N

Emission en kg de N₂O-N par hectare de prairies :

$$E_{N_2O} = 2,4 + 0,015 * \text{kg de N apporté/ha} \quad \text{eq (14)}$$

Avec FE = 0,015

Les sols humifères ont tendance à émettre plus de N₂O-N (Bouwman 1996). Freibauer (*in press*) donne comme facteur d'émission 7 kg/ha/an de N₂O-N émis pour les prairies et les céréales et 20 kg de N₂O-N émis / ha / an pour les légumes et les plantes sarclées. Une autre façon de calculer l'émission de N₂O des sols humifères est de doubler les coefficients d'émissions retenus (Velthof et Oenema 1997). Ce type de calcul est retenu par Pervanchon (2000) et Bockstaller et Girardin (2002).

Nous avons choisi de tenir compte des constantes des équations issues des travaux de Freibauer (*in press*). Elles représentent l'émission naturelle du sol non contrôlable par l'exploitant. Ce choix est motivé par le souci de différencier les pertes de N₂O par une prairie et celles par des terres cultivées. A l'inverse, Pervanchon (2000) et Bockstaller et Girardin (2002) ne tiennent pas compte de la constante de l'équation de Bouwman (1996), équivalente à 1 kg/ha/an

Nous retenons les trois équations ci dessus au lieu du facteur d'émission de Bouwman (1996) pour différentes raisons :

- les données sont européennes et les plus récentes possibles,
- elles tiennent compte des paramètres simples du sol (facilement récupérables),
- elles tiennent compte la distinction entre sols cultivés et prairies,
- elles tiennent compte des grandes régions climatiques,
- l'erreur standard des équations de modèle (ci-après) varie entre 30 et 50% pour les terres cultivées et 70 et 100% pour les prairies. Par rapport aux données de l'IPCC (Bouwman), de l'ordre de 80% quel que soit le système, ces facteurs d'émissions expliquent mieux la variabilité d'émissions de N₂O sur terres arables (Freibauer *in press*).

Le tableau 20 présente 3 méthodes de calcul d'émission de N₂O par les sols agricoles. Comme pour les bâtiments et stockage, la variation est très importante.

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation 'Epannage'		
Données à récupérer par atelier animal	Construction des variables intermédiaires	
Région climatique	Détermination du facteur d'émission ⇒ équations 12 ou 13	
<i>A récupérer par parcelles concernées</i>		
Surface en ha		
Type de sol : humifère ou non	Détermination du facteur d'émission ⇒ équations ou coefficient sol humifère	Si pas d'analyse de sol, détermination caractéristiques de teneur en C et sable ⇒ abaques sol
Analyse de sol : teneur en C		
Analyse de sol : % de sable		
Quantité de fertilisant organique épandu		
Type de fertilisant organique épandu	Détermination de la quantité de N épandu en kg ⇒ annexe 2	
Type de culture	Détermination du facteur d'émission ⇒ équations 12 et 14, coefficient légumineuse	Détermination de la quantité de N apporté par les résidus de culture ⇒ annexe 5
Pâturer	Détermination du facteur d'émission	
Espèce animal en pâture		
Age animal en pâture	Détermination de la quantité de N restitué directement en kg ⇒ annexe 2	
Chargement		
Durée		

Tableau 21 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Epannage sur terres cultivées et prairies de l'indicateur N₂O

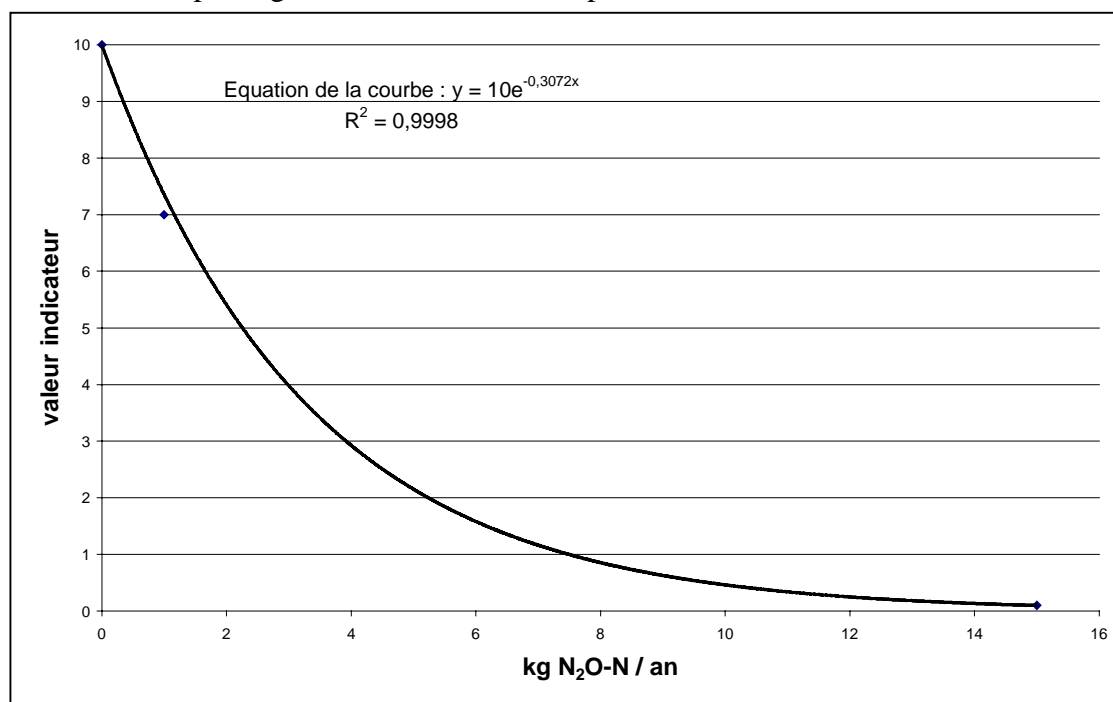


Figure 28 : Relation entre les émissions de N₂O-N en kg / an et les notes d'indicateur

2.3 Les autres pratiques culturales

L'irrigation et les pratiques culturales ne sont pas prises en compte dans ces facteurs d'émissions. Il est possible de les réinsérer en utilisant la pondération de Bockstaller et Girardin (2002). Cependant, étant donné le peu de données disponibles à propos de l'irrigation, nous ne tenons pas compte de ce facteur de pondération., de même pour le travail du sol. L'impact du non-labour peut être apprécié via l'augmentation de C dans le sol (une des variables de l'équation 12).

3 Conclusion

Les variables retenues et le mode de calcul sont résumés dans le tableau 21. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une quantité de N₂O-N produite en kg / ha / an à l'échelle de l'exploitation. Elle correspond à la moyenne pondérée par les surfaces de chaque parcelle concernée.

Le calcul de ce module permet de différencier la part de N₂O-N émis par chaque parcelle de l'exploitation.

D Agrégation des modules d'évaluation

Le calcul du premier module d'évaluation 'Bâtiment d'élevage et stockage' donne une quantité de N₂O-N produite en kg/an et celui du deuxième une quantité de N₂O-N produite en kg/ha/an. Pour agréger ce module d'évaluation, les quantités émises par stockage sont ramenées à l'hectare en divisant par le nombre d'hectare de SAU. Puis, nous sommes les deux valeurs pour obtenir une valeur globale pour l'indicateur N₂O en kg de N₂O-N / ha / an. Il convient ensuite de traduire ces valeurs en notes d'indicateur et de déterminer la référence 7.

E Détermination de la Référence

Nous avons choisi de fixer la note 7 à 1 kg de N₂O-N / ha / an. Cette quantité correspond aux émissions d'un sol (en moyenne) sans intervention de l'homme. Elle provient de la constante de l'équation de Bouwman et Asman (1997). La figure 28 illustre le 'calage' de cette référence. Nous avons choisi une courbe exponentielle pour tenir compte d'exploitations très émettrices de N₂O. Nous avons pris une valeur de 15 kg / ha comme borne inférieure (indicateur égal à 0,1).

Ce choix est motivé par le souci de bien différencier les systèmes d'élevage dans des gammes d'émission proches de la réalité. En effet, d'après Freibauer (*in press*), seulement 3% des sols sont humifères en Europe, ainsi, il est plus juste de caler les émissions de N₂O par rapport aux émissions dues aux prairies et terres arables sur sol non-humifères. Or, en synthétisant les données obtenues par Freibauer (*in press*), la somme des émissions maximum de N₂O (sols et atelier animal) en France se situe aux alentours de 15 kg / ha / an.

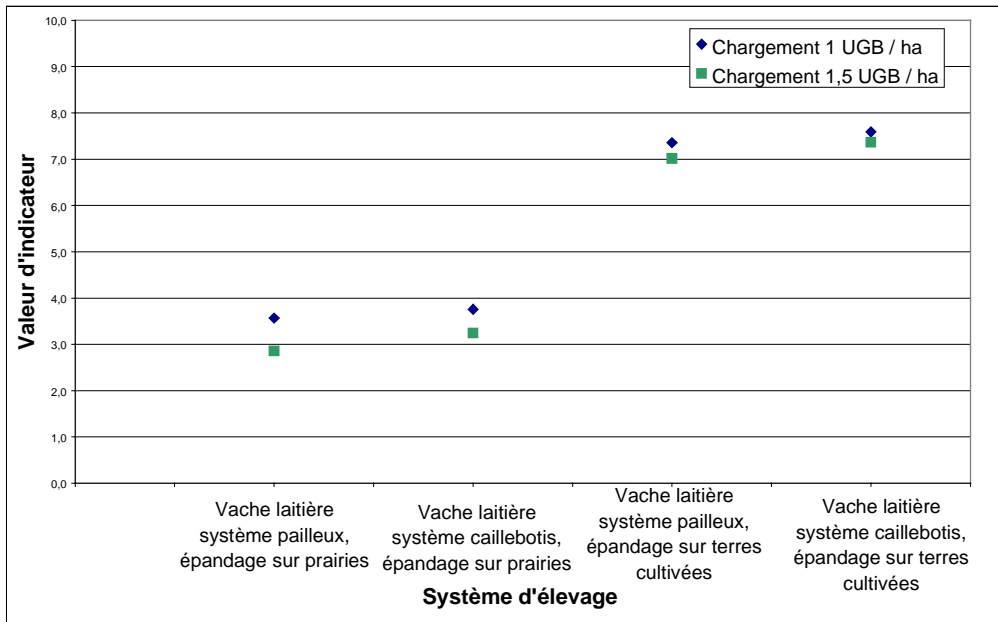


Figure 29 : Sensibilité de l'indicateur N₂O des systèmes vaches laitières

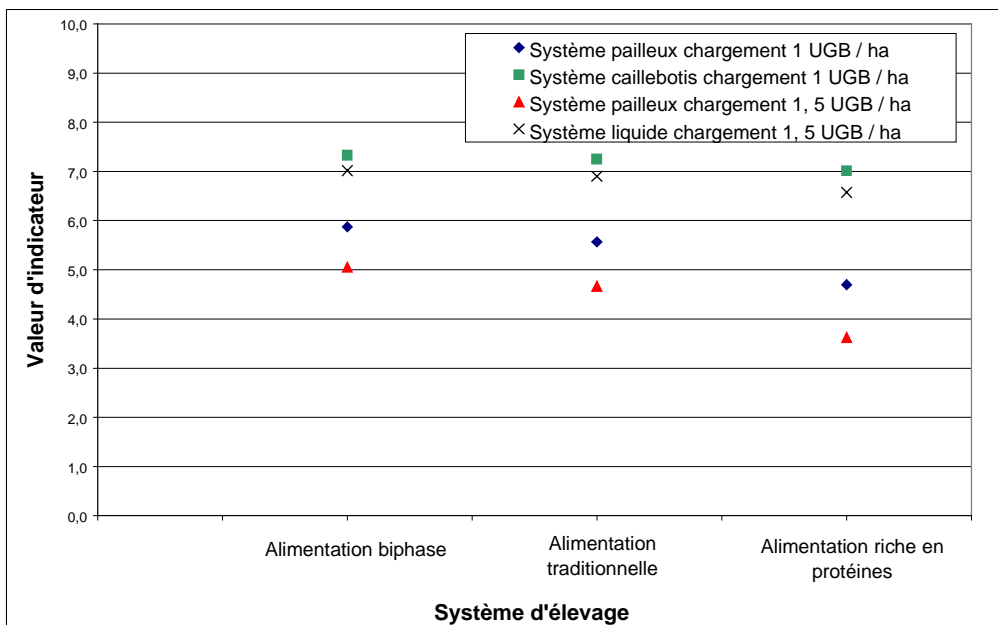


Figure 30 : Sensibilité de l'indicateur N₂O pour les systèmes porc en engraissement

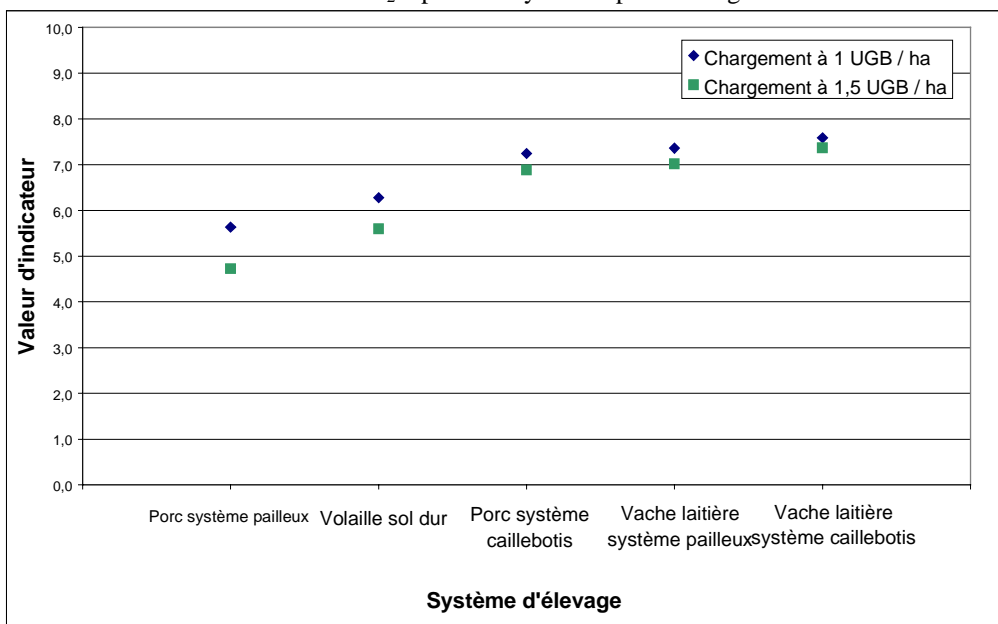


Figure 31 : Résultat pour différents systèmes d'élevage et chargement de l'indicateur N₂O

F Sensibilité

Les figures 29 et 30 illustrent le test de sensibilité de l'indicateur N₂O en faisant varier :

- Les systèmes d'élevage (pailleux ou liquide) et le type de culture (prairie ou terre cultivée) et le chargement (1 UGB/ha ou 1,5 UGB/ha) pour les vaches laitières.
- Les systèmes d'élevage (pailleux ou liquide), l'alimentation et le chargement (1 UGB/ha ou 1,5 UGB/ha) pour les porcs en engraissement.

Suivant le système et le chargement, l'impact de la quantité d'azote excrété selon l'alimentation animale va être plus ou moins important (figure 30). Dans le système porc en engraissement sur paille avec un chargement élevé (1,5 UGB/ha), suivant l'alimentation l'indicateur varie de 1,5 points. Dans le système le moins polluant (liquide à 1 UGB/ha), l'indicateur ne varie presque pas (< 0,5 points d'indicateur).

Le passage d'un système pailleux à un système liquide permet de diminuer la note d'indicateur jusqu'à deux points dans le cas d'élevage porcin (figure 30), mais n'influence pratiquement pas les élevages bovins (figure 29). Pour ces derniers, la note d'indicateur N₂O est très sensible aux changements d'affectation des terres : passer d'une prairie à une terre cultivée double presque la note d'indicateur (4 à 7, 5 / 10).

Nous avons conservé cette forte sensibilité de l'indicateur N₂O aux changements d'affectations des terres car ils peuvent être un choix stratégique de l'exploitant. Cependant, cela implique des exploitations ne pouvant avoir que des prairies vont systématiquement avoir des notes d'indicateur inférieures à 7/10. Ce problème sera détaillé dans la dernière partie du mémoire (Cf. Partie 4 – Chapitre 1).

G Résultats

La figure 31 donne quelques exemples de résultats d'indicateur pour les trois principaux systèmes d'élevage étudiés : les bovins, porcins et volailles.

A même chargement sur l'exploitation, le système d'élevage de porc sur paille suivi du système de poulets de chair sur litière présentent les plus de risques d'émission de N₂O. Le système le moins polluant est celui comprenant des vaches laitières sur caillebotis (sans prairie).

Ces résultats sont concordants avec les connaissances scientifiques :

- Les systèmes solides sont plus émetteurs que les systèmes liquides,
- les porcins et volailles sont plus émetteurs de N₂O (bâtiment et stockage) que les bovins en raison de la nature de leur déjection (plus d'azote facilement minéralisable).

Ces simulations de résultats ne tiennent pas compte d'un apport extérieur d'azote, par des engrais organiques achetés ou minéraux (dans le cas d'exploitation conventionnelle). Les données peuvent changer sensiblement si l'on considère cet apport. Cependant, en faisant quelques simulations, il semble que la prairie soit toujours plus émettrice de N₂O qu'un maïs par exemple (de 2 à 3 points de différences suivant l'apport d'azote).

H Discussion : Le problème de l'incertitude

La construction de l'indicateur N₂O n'est pas satisfaisante en raison de la forte incertitude des coefficients d'émission. Chadwick et al. (1999) comparent la quantité totale de N₂O émise à l'échelle du Royaume-Uni suivant différentes méthodes, dont la leur, les résultats varient de 9 900 t à 103 000 t. De même Olivier et al. (1998) donnent des incertitudes de l'ordre de 100 % sur l'ensemble des facteurs d'émissions de N₂O.

L'incertitude provient de différents points :

- des coefficients d'émissions pour chaque pratique,
- de la prise en compte de différentes sources d'émission,
- des données imprécises sur les pratiques prises en compte : importance des cheptels, du nombre d'hectares en culture etc.

Dans notre étude, seule l'effet des pratiques est à considérer. En effet, nous ne dressons pas d'inventaire des émissions à l'échelle de l'exploitation mais nous évaluons une pratique agricole sur un risque d'émission (Cf. Partie 1 – Chapitre 1). Il est donc normal que les valeurs de notre indicateur soient 'éloignées' d'émissions réelles de N₂O car la pluie, par exemple, n'est pas prise en compte. Or ce facteur est primordial dans l'émission ou non de N₂O (Flessa et al. 2002).

Brown et al. (2001a), en utilisant un logiciel de calcul d'incertitude, donnent comme ordre de grandeur : 44 % d'incertitude pour les émissions de N₂O des sols et 33 % pour les déjections en utilisant les coefficients de l'IPCC aux valeurs anglaises. Freibauer (*in press*) donne entre 40 et 60 % d'incertitude sur les facteurs d'émissions pour les sols cultivés et 80 % pour le stockage des déjections.

L'estimation des pertes de N₂O par notre indicateur ne peut pas être retenue comme telle. Le manque de connaissances scientifiques et la complexité des mécanismes d'émissions de N₂O ne permet pas :

- d'aller plus loin dans l'évaluation environnementale que la prise en compte des facteurs d'émissions,
- de donner des valeurs d'émission suffisamment précises.

L'intérêt de créer un indicateur N₂O est avant tout de formaliser de façon simple et lisible les connaissances actuelles. Cet indicateur va servir d'une part à compléter l'indicateur CH₄ en terme d'émission de gaz à effet de serre au niveau de l'exploitation et d'autre part à informer les agriculteurs sur un sujet le plus souvent méconnu.

Chapitre .3 : L'indicateur Gaz à Effet de serre

Dans le but d'agréger les deux indicateurs, CH₄ et N₂O, nous avons comparé les valeurs prises par la référence 7 en transformant les quantités émises des deux gaz en kg d'eq-CO₂ / ha / an. Cette unité calcule le potentiel de réchauffement global. Elle est définie par l'impact sur l'effet de serre sur une période de 100 ans d'une unité de CO₂ émis, d'où la dénomination eq-CO₂. Elle sert à comparer l'effet des différents gaz à effet de serre, ainsi pour une unité de CO₂, le méthane a un pouvoir 21 supérieur et le N₂O, 310 fois (IPCC 1996).

Le N₂O-N calculé est transformé en N₂O émis, soit multiplié par 44/28 (rapport des masses molaires). On obtient ainsi pour le méthane, la référence 7 (30 kg / ha / an) correspondant à 630 kg eq-CO₂ / ha / an, et pour le N₂O, la référence 7 (1 kg / ha / an) correspondant à 490 kg eq-CO₂ / ha / an. Les deux valeurs sont relativement proches, soit un écart de 6,6 kg de CH₄ ou de 0,28 kg / ha / an de N₂O-N. Comparée à l'incertitude entourant les valeurs d'indicateur (Cf. Partie 2 - Chapitre 2 'Discussion Indicateur N₂O'), la différence entre les deux références des deux indicateurs est assez minime.

A ces deux indicateurs, il est possible de joindre l'indicateur CO₂ ou énergie, déjà réalisé par l'INRA de Colmar (Pervanchon et al. 2002) Les sorties peuvent elles aussi être transformées en eq-CO₂. Les sorties de l'indicateur Energie sont de deux types :

- une consommation globale sur l'exploitation d'énergie en MJ / ha,
- une valeur de 0 à 10, avec une référence à 7 correspondant à 10 000 MJ / ha. La référence 7 est le résultat de simulations de l'indicateur avec des pratiques de la production intégrée (Pervanchon et al. 2002).

En agriculture biologique, nous ne tenons pas compte de l'utilisation d'intrants de synthèse, or ils représentent la moitié de la consommation d'énergie sur l'exploitation (Pervanchon et al. 2002). Nous avons donc ramener la référence 7 à 5000 MJ / ha, soit 1600 kg eq-CO₂ / ha.

Ainsi, l'indicateur Effet de serre est construit en sommant les résultats en kg eq-CO₂ / ha d'exploitation des trois indicateurs CH₄, N₂O et CO₂. Nous verrons le choix d'une référence 7 pour transformer une quantité globale d'eq-CO₂ en note d'indicateur lors de la discussion (Cf. Partie 4 Chapitre 2).

Partie 3 : L'indicateur NH₃

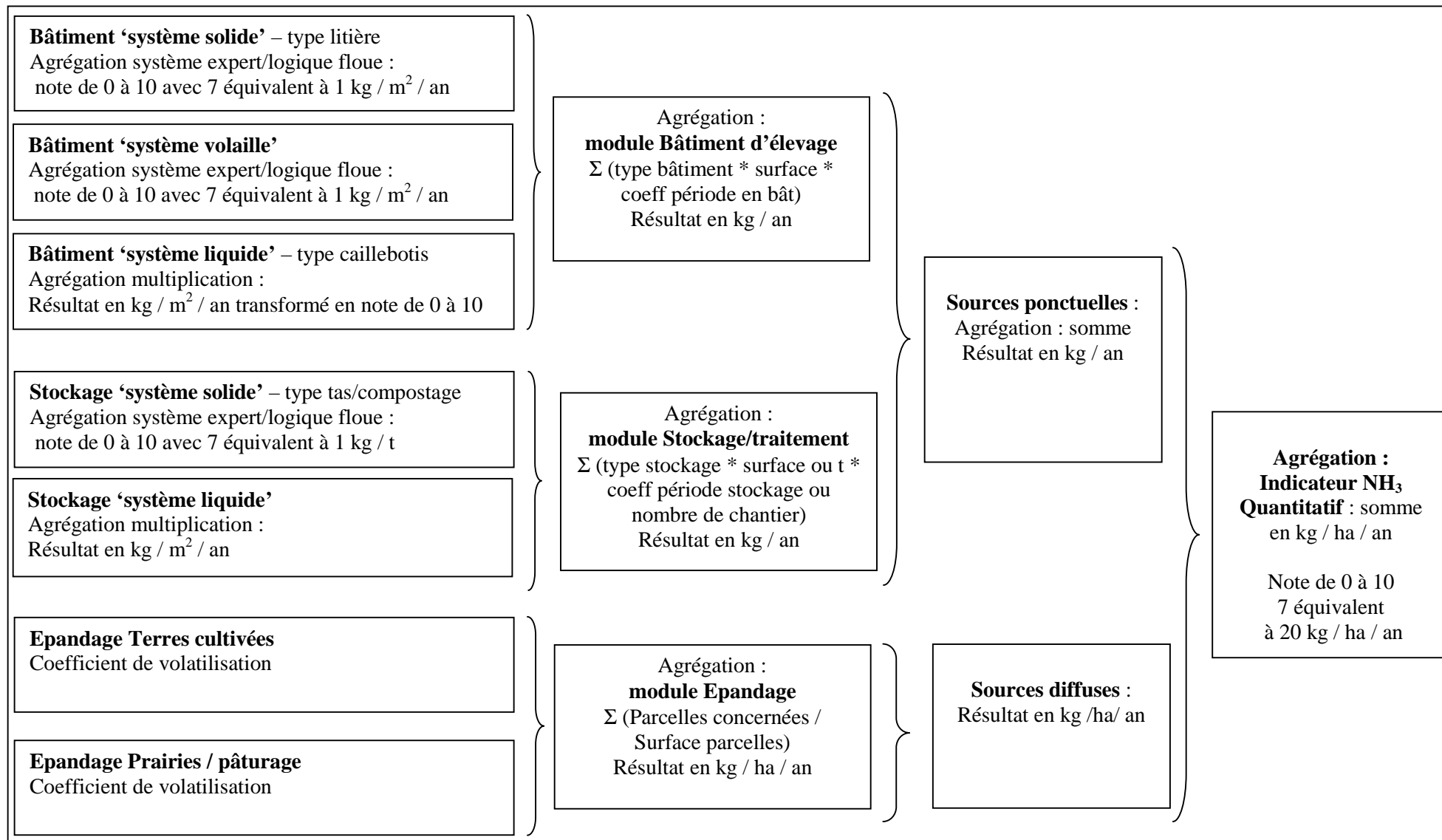


Figure 32 : Présentation du calcul global de l'indicateur NH₃

Chapitre .1 : Présentation générale de l'indicateur NH₃

L'indicateur NH₃ est divisé en plusieurs modules d'évaluation (Cf. figure 7 Page 21) : les bâtiments d'élevage, le stockage et le traitement des déjections animales, les épandages des effluents d'élevage sur les terres cultivées et les prairies.

La figure 32 synthétise la construction de l'indicateur NH₃. Comme pour le CH₄ et le N₂O, certains modules d'évaluation précédemment cités ont été groupés pour former trois principaux modules : les bâtiments d'élevage, le stockage des déjections et l'épandage. Cependant, pour établir des modules d'évaluation les plus complets possibles vis à vis des connaissances disponibles, nous avons divisé les deux premiers modules (bâtiment et stockage) en sous-modules d'évaluation suivant le type et la nature des déjections produites en bâtiment et stockées : solides (fumier), liquides (lisier) et les déjections de volailles.

Ces trois types de déjections présentent des cinétiques d'émission de NH₃ différentes. Suite à des mesures en laboratoire, Dewes (1999) montre deux cinétiques d'émission de NH₃ lors du stockage des déjections : une émission linéaire pour les déjections liquides et une émission présentant un palier pour les déjections solides. Cette différence est illustrée figure 33 (verso). Les deux courbes représentent des systèmes solides (paillage à 2,5 et 15 kg/VL/j) et la droite le système liquide. Ces résultats sont confirmés par des expérimentations françaises (CORPEN 2001). De plus, les déjections de volailles présentent des cinétiques différentes et très variables, le fumier de poules pondeuses émettant peu de NH₃ au début et de façon exponentielle les jours suivants (CORPEN 2001).

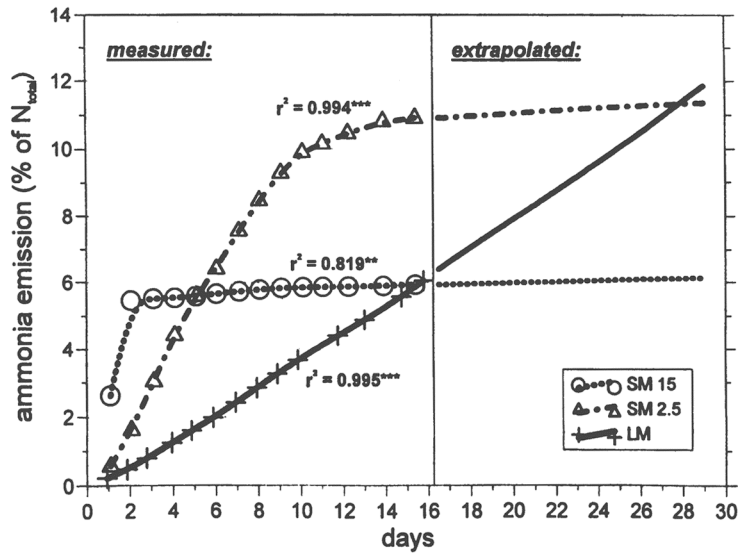
Les cinétiques d'émission sont le résultat de mécanismes d'émission de NH₃ différents suivant les effluents liquides, solides et de volaille.

A L'émission de NH₃ des déjections sous forme solide

L'ajout de paille ou d'un autre agent structurant (sciures, copeaux de bois) dans les déjections va jouer sur plusieurs paramètres des émissions de NH₃ en raison :

- d'un apport de carbone plus ou moins dégradé supplémentaire,
- d'une augmentation des conditions d'oxygénation du tas (amélioration de la structure des déjections).

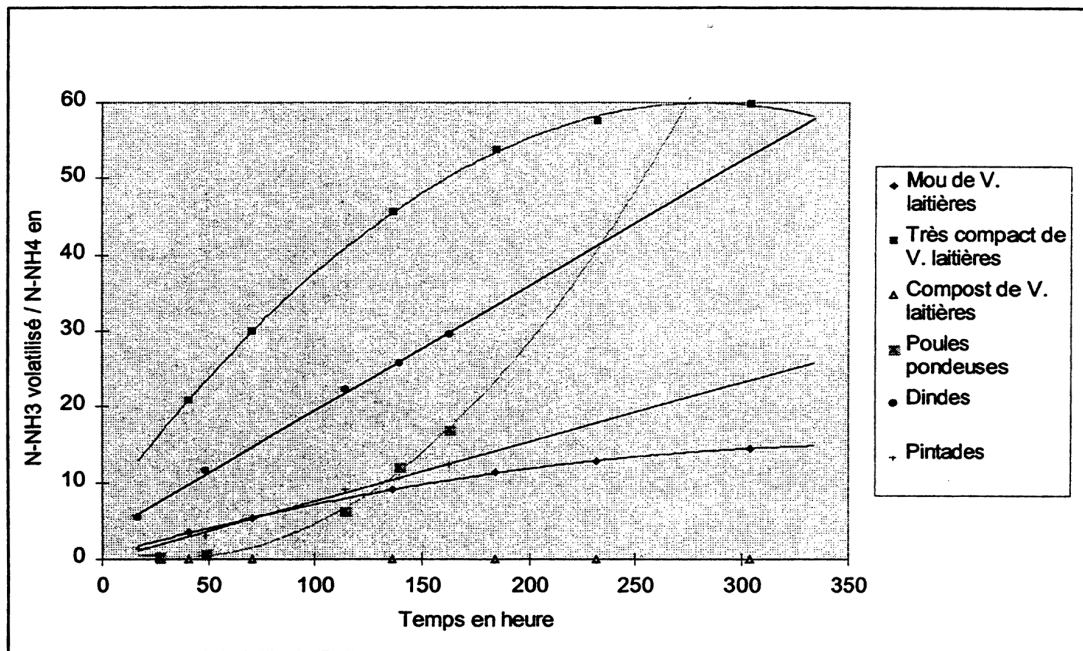
Comme nous l'avons vu dans la seconde partie, l'ajout de carbone entraîne une augmentation de l'immobilisation de l'azote dans le substrat organique. Ainsi, le pool d'azote ammoniacal total tend à décroître et l'émission de NH₃ aussi. Cependant, l'apport de paille va aussi plus ou moins augmenter les conditions d'oxygénation du tas et donc l'activité des micro-organismes dégradant la matière organique fraîche (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Cette augmentation d'activité entraîne d'une part une augmentation de température à l'intérieur du substrat organique et d'autre part une augmentation du pH (Hellmann et al. 1997). L'évolution de ces deux paramètres entraîne une augmentation de la formation de NH₃ sous forme gazeuse (Cf. Partie 1 – Chapitre 2).



Cumulative NH₃-N emission during the initial degradation period of liquid (LM) and solid (SM 2.5, SM 15) cattle manure.

Source : Dewes (1999)

Figure 33 : Cinétiques d'émissions de NH₃ lors du stockage des déjections animales solides et liquides. SM 15 et SM 2,5 : système solide avec paillage à 15 et 2,5 kg / VL / j respectivement ; LM : système liquide



Cinétique de volatilisation des fumiers au laboratoire (Aubert et al., 1999 d'après Marec, 1997)

(le mou de vaches laitières correspond au raclage de l'aire d'exercice, le très compact à de la litière accumulée et le compost à du compost de litière accumulée après 2 mois)

Source : d'après CORPEN (2001)

Figure 34 : Cinétiques d'émissions de NH₃ lors du stockage des déjections de volailles.

L'apport d'agent structurant a donc un effet double et antagoniste, d'une part il tend à réduire les émissions de NH_3 via l'immobilisation de l'azote, mécanisme concurrentiel de la volatilisation, et d'autre part, il tend à augmenter l'émission de NH_3 via l'augmentation de pH et de température à l'intérieur du substrat. Ainsi, suivant la quantité de carbone apporté, le type de stockage des déjections solides (litière ou en tas) et la gestion des ces déjections (brassage, compactage etc.), les deux mécanismes l'un par rapport à l'autre seront plus ou moins importants.

Suite à une expérimentation faisant varier l'apport de carbone, le pH et la température lors du stockage d'une litière animale, Dewes (1996) conclue que l'augmentation de température à l'intérieur du substrat, serait le mécanisme dominant. Cette hypothèse est en accord avec la cinétique d'émission de NH_3 (figure 33) :

- dans un premier temps les micro-organismes utilisent l'apport de substance organique fraîche et la dégradent, la température augmente et par conséquent l'émission de NH_3 augmente rapidement,
- dans un deuxième temps, suite à la consommation d'oxygène et de la matière organique fraîche, l'activité des micro-organismes décroît ainsi que la température. Le NH_3 restant, est alors immobilisé par les micro-organismes ou nitrifié, l'émission de NH_3 est réduite voire stoppée (pallier de la courbe figure 33).

B L'émission de NH_3 des déjections sous forme liquide

Les conditions d'oxygénation sont faibles à l'intérieur des déjections liquides. Il n'y a pas de production de chaleur à l'intérieur du substrat (la dégradation anaérobie de la matière organique est moins énergétique que la dégradation aérobie). Le NH_3 est produit par la décomposition de l'urée et excepté si on ajoute un adsorbant dans le lisier ou de l'air pour nitrifier l'ammoniac, il n'y a pas de mécanismes concurrentiels à la volatilisation. Ainsi, suivant les conditions de pH du lisier et de la température externe, une fraction constante de l'azote passe sous forme de NH_3 gazeux puis par phénomène de convection est émis à la surface du lisier (Cf. figure 13 Page 21). Sans changement de pH et de température ou de vitesse de l'air à la surface, la fraction émise est constante (Dewes 1996). La cinétique d'émission du lisier est donc une droite linéaire (figure 33).

C L'émission de NH_3 des déjections de volaille

La principale caractéristique des déjections de volaille est la présence d'azote sous forme d'acide urique et non d'urée. Cette dernière est produite lors de la dégradation de l'acide urique. Contrairement à l'urée qui est dégradée instantanément (quelques heures), l'acide urique va mettre plusieurs jours à se dégrader (de l'ordre de 8 à 40% par jour) (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Les cinétiques d'émissions linéaires d'ammoniac des fumiers de volailles peuvent être expliquées par ce délai de formation de NH_3 (figure 34). Il est produit régulièrement dans le temps. Généralement, le carbone apporté dans ces fumiers n'est pas en quantité suffisante pour jouer sur la cinétique de volatilisation. Le NH_3 produit est émis de façon constante. Ces cinétiques ont aussi été observées par Koerkamp et Elzing (1996). Pour le fumier de poules pondeuses, la volatilisation exponentielle de NH_3 est peut être due à un délai de formation de NH_3 plus long et à un très faible apport de carbone (d'où pas de mécanisme d'immobilisation). Les déjections de volaille présentent des cinétiques d'émissions de NH_3 différentes des autres fumiers. Elles sont très variables suivant leur composition initiale en acide urique et carbone.

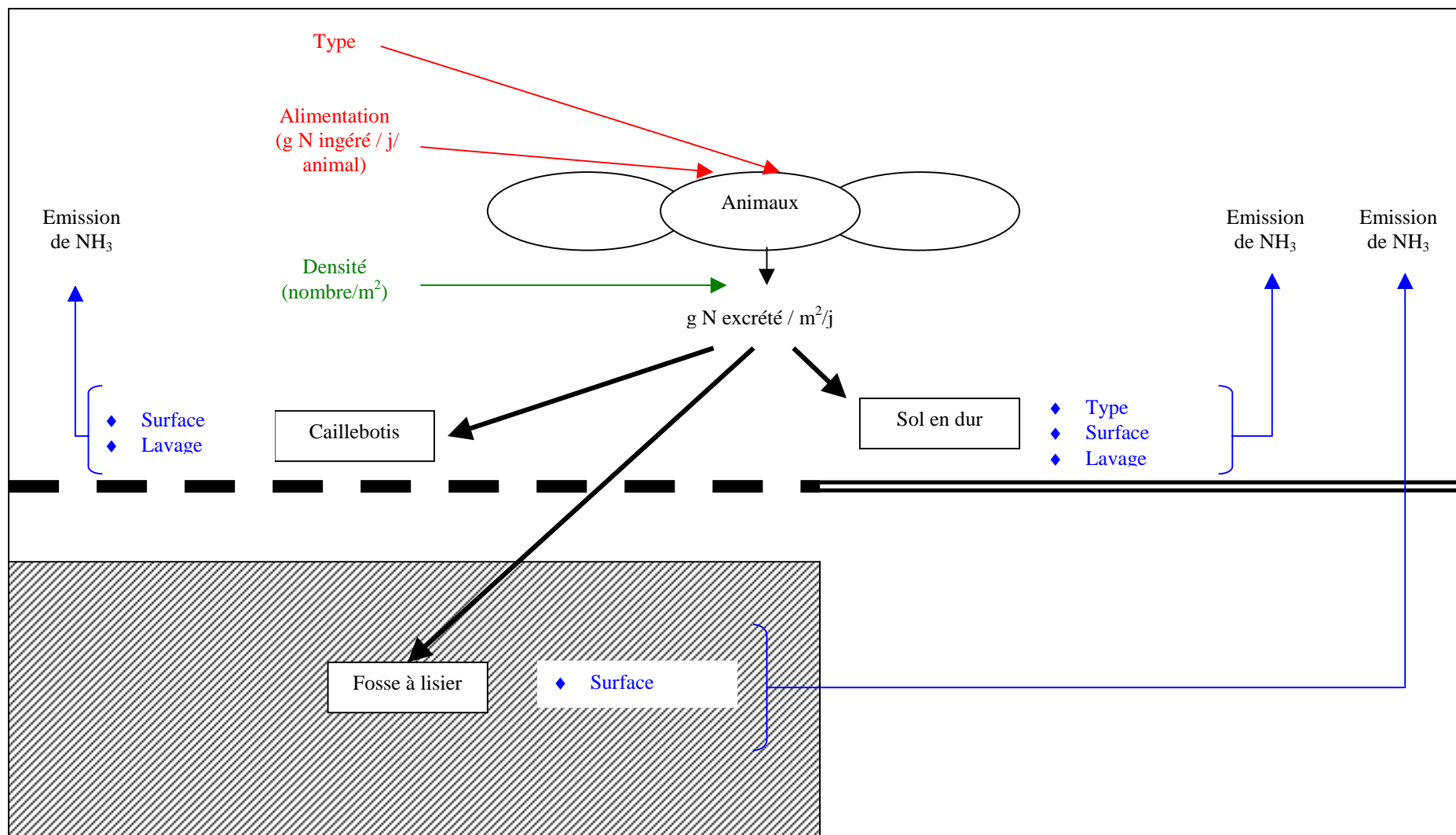


Figure 35 : Schéma Bâtiment d'élevage système liquide

D Conclusion

Les différents mécanismes à l'origine des émissions de NH₃ des déjections animales impliquent de tenir compte séparément des lisiers, des fumiers et des fumiers de volailles. En effet, d'une part le choix des variables clés pour calculer l'indicateur est différent pour les trois systèmes. Et d'autre part, tenir compte de la durée de stockage en bâtiment ou à l'extérieur, est plus ou moins important en raison des différences de cinétiques d'émissions.

Chapitre .2 : Les modules d'indicateur

A Bâtiments d'élevage

1 Introduction

Nous avons scindé l'indicateur bâtiment en 3 sous-modules : un sous-module système volaille, un sous-module système solide et un sous-module système liquide. Par conséquent, chaque type de déjections produites dans les sous-modules présente des mécanismes d'émissions de NH₃ similaires. De plus, ils tiennent compte de la grande majorité des bâtiments d'élevage rencontrés (annexe 2). Le cas particulier des fumiers mous ou semi-solides, est abordé dans le sous-module système solide.

Dans le but d'agrèger les trois sous-modules constituant le module 'Bâtiment d'élevage' de l'indicateur NH₃, nous avons décidé de déterminer une note référence 7 à chaque sous-module et de transformer les sorties en valeur d'indice de 0 à 10.

2 Sous-module : Système liquide

Il existe de nombreuses études sur les bâtiments d'élevage système liquide c'est à dire dont les déjections issues sont sous forme de lisier. Les émissions de NH₃ proviennent des déjections du sol et de la pré-fosse à lisier (figure 35). Généralement, le sol est de type caillebotis dans ces bâtiments.

2.1 Choix des variables

Le choix des variables est effectué en évaluant l'impact du bâtiment d'élevage et de sa gestion sur les principales variables contrôlant l'émission de NH₃ définies dans la seconde partie.

2.1.1 L'azote volatilisable

La quantité d'azote excrété par les animaux conditionne la quantité de NH₃ produite à la surface du sol et dans la fosse à lisier (figure 35). Comme pour le N₂O, le régime alimentaire des animaux va jouer sur les quantités de N excrété total (Cf. Partie 2 – Chapitre 2).

Le NH₃ est produit via l'hydrolyse de l'urée, réaction enzymatique assurée par l'uréase (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Dans un bâtiment d'élevage, l'uréase se retrouve sur toutes

les surfaces 'souillées' avec des fèces, que ce soit un sol ou dans une fosse à lisier (Monteny et Erisman 1998). D'après une expérience de Elzing et Monteny (1997), Monteny et Erisman (1998) concluent que dans des conditions traditionnelles de température dans les bâtiments d'élevage (= ou > 10 °C), l'urée est dégradée très rapidement en NH₄⁺ (de l'ordre de l'heure) sur un sol souillé.

Ainsi, pour contrôler la production d'azote volatilisable, il est nécessaire de tenir compte :

- des quantités d'azote apportées au sol (ou dans la fosse), via l'alimentation animale et la densité d'animaux en bâtiment,
- du lavage du sol, produisant une dilution de l'urine au sol et diminuant le temps de présence de l'urine au sol,
- des possibilités de réduction d'activité de l'uréase, via le contrôle de la température ou l'ajout d'inhibiteur (Monteny et Erisman 1998).

Seuls les deux premiers facteurs de contrôle sont pris en compte comme variables du sous-module. En effet, il est difficile de connaître assez précisément les variations de température dans le bâtiment pour contrôler l'activité de l'uréase. L'ajout d'inhibiteur n'est pas habituel et non autorisé en agriculture biologique.

Aarnink et Elzing (1998) ajoutent que l'activité de l'uréase est contrôlée par le type de sol du bâtiment. Par exemple, l'uréase est plus active sur des caillebotis en béton ou coulé dans le fer que pour des caillebotis métalliques. Les émissions de NH₃ sont plus faibles dans le dernier cas (Aarnink et Elzing 1998). Braam et Swierstra (1999) démontrent un lien entre l'activité de l'uréase et les différents types de sol en dur mais aucun impact sur l'émission de NH₃. Nous n'allons pas retenir la nature du sol (ciment, fer etc.) car le niveau de précision requis pour calculer les variations d'émission de NH₃ est trop important.

2.1.2 La surface d'émission

La volatilisation du NH₃ dans les bâtiments d'élevage système liquide est une volatilisation de surface. La surface 'souillée' par l'urine que ce soit sur le sol ou dans la fosse détermine la surface d'émission de NH₃ dans le bâtiment (Aarnink et al. 1996).

La surface souillée est caractérisée par deux aspects :

- la surface qui va recevoir les déjections dans le bâtiment (en m²),
- le temps de présence des déjections sur le sol (Burton et Beauchamps 1986).

Le deuxième facteur prend en compte le type de sol et le management des déjections dans le bâtiment : nombre de lavage ou raclage. Nous avons vu son importance dans le paragraphe ci-dessus sur la dilution de l'urine. Ainsi, la fréquence de sortie des déjections et surtout le lavage de la surface d'émission vont déterminer d'une part le potentiel d'azote volatilisable et l'importance réelle de la surface d'émission de NH₃.

La 'souillure' du sol est liée d'une part au type de sol (% de sol dur par rapport au caillebotis) et au comportement des animaux dans le bâtiment. Ni et al. (1999) relient positivement et linéairement l'émission de NH₃ au pourcentage de sol contaminé par les déjections de porc. De plus, la contamination du sol est reliée au poids des porcs et à la température du bâtiment. Le calcul de cette variable, que ce soit en tenant compte de la température ou par visualisation lors de visite, n'est pas possible telle quelle dans notre

démarche. En effet, il faut surveiller la souillure du sol dans le temps ou enregistrer des variations de températures.

Aarnink et al. (1996) relie la contamination du sol par l'urine à la notion de surface d'excrétion, surface où les porcs excrètent la majorité de leurs déjections, et surface foulée, surface qui peut recevoir des excréments. C'est la surface d'excrétion qui est significative en terme d'émission de NH₃, elle correspond généralement au caillebotis dans un bâtiment où il y a des zones en dur aussi.

Ainsi une réduction de surface en caillebotis dans un bâtiment d'élevage porcin va réduire cette surface d'excrétion et donc les émissions de NH₃ (Aarnink et al. 1993, Aarnink et al. 1996). De plus, étant donné que l'émission de NH₃ provient de deux sources dans un bâtiment liquide : le sol et la fosse, réduire la surface en caillebotis réduit la surface de la fosse.

Un bâtiment en sol dur de bovin où le lisier est raclé et sorti dans une fosse extérieure produit 50 % de moins de NH₃ que sur un caillebotis (Swierstra et al. 1995). Le mode de logement des bovins joue aussi sur la surface réelle de sol qui reçoit les déjections. Par exemple, dans les systèmes où les animaux sont attachés, l'émission de NH₃ décroît car la surface est réduite (Sommer et Hutchings 1995).

La surface d'émission de NH₃ va donc être déterminée par la surface qui reçoit les déjections.

2.1.3 Les conditions de pH, de température et de ventilation

Le pH du lisier sur la couche supérieure de la fosse et la température sont des variables clés de l'émission de NH₃ (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). De même l'air à la surface du lisier contrôle le transfert de NH₃ vers l'atmosphère. Ces variables sont toujours retenues dans les différents modèles estimant les pertes de NH₃ dans un bâtiment d'élevage liquide (Ni et al. 1994, Aarnink et Elzing 1998, Monteny et al. 1998, Ni 1999).

Cependant, il est difficile de tenir compte de l'évolution de ces variables sans mesure précise en bâtiment.

2.1.4 Conclusion

Les émissions de NH₃ ont été modélisées dans les bâtiments 'système liquide' pour les bovins et porcins (Aarnink et Elzing 1998, Monteny et al. 1998, Ni 1999). En règle générale, ces modèles nécessitent pour estimer les pertes de NH₃ de connaître :

- La température du lisier,
- La vitesse de l'air à la surface de la fosse,
- Le pH du lisier sur la couche supérieure,
- La surface d'émission concernée
- La concentration en azote ammoniacal totale du lisier (TAN).

Seules deux variables sont facilement récupérables sur l'exploitation : la nature de l'effluent ainsi que les surfaces d'émissions. La nature de l'effluent donne une indication de l'azote volatilisable et du pH moyen.

Animaux	Sol (et système)	Mode de calcul	Valeur par défaut	Références
Porcin				
Porc	100% caillebotis	17% du N excrété / période d'engraissement / animal	0,8 kg/porc/période d'engraissement	(Rom and Dahl, 1997)
Truie	100% caillebotis	17% du N excrété / sur une année / animal	8 kg/ truie /an	(Rom and Dahl, 1997)
Bovin				
Vache laitière	100% caillebotis (libre/logette)	12% du N excrété / 6 mois / animal	30 g / j / VL	(Misselbrook et al., 2000; Voorburg and Kroodsma, 1992)
Vache laitière	100 % caillebotis (à l'attache)		5 g / j / VL	(Amon et al., 2001; Sommer and Hutchings, 1995)
Vache laitière	Sol dur (100%)		15 g / j / VL	(Swierstra et al., 1995)

Tableau 22: Flux de N-NH₃ dans les bâtiments d'élevage système liquide

Possibilités de réduction d'émissions	Pourcentage de réduction d'émissions	Références
Lavage (données vache laitière)		
Raclage sol dur	5 à 10 %	(Kroodsma et al., 1993)
Lavage sol dur	De 50 à 70 % si lavage intensif	(Kroodsma et al., 1993)
Réductions de la surface de caillebotis (porcs)		
50% (porcelets)	- 20% (tient compte des émissions sol dur)	(Aarnink et al., 1996)
50% (porcs en croissance)	- 10% (tient compte des émissions sol dur)	(Aarnink et al., 1996)

Tableau 23 : Réduction d'émissions de NH₃ dans les bâtiments d'élevage système liquide

2.2 Le mode de calcul

Les données demandées par le modèle n'étant pas disponibles à dire d'agriculteurs, nous allons donc retenir un mode de calcul basé sur un flux moyen suivant le type de déjections liquides. Ce flux est pondéré par les variables retenues : le type de surface d'émission et le lavage du sol (cette dernière variable illustre le temps de présence des déjections dans le bâtiment) et le temps de présence des animaux dans les bâtiments.

2.2.1 L'équation

L'émission de NH₃ est calculée par bâtiment d'élevage sur la période où les animaux sont en claustration :

Emission de N-NH ₃ en kg / an = Flux de NH ₃ -N * S * RSD * RL * durée	eq (15)
--	---------

Avec : Flux de NH₃-N : quantité de NH₃ émis en kg / j / m² de surface d'émission pour un type de lisier

S : surface d'émission totale (surface excréation)

RSD : réduction des émissions de NH₃ en % suivant le % de sol dur / caillebotis

RL : réduction des émissions de NH₃ en % suivant le type et la fréquence de lavage du sol

durée : durée où les animaux sont en bâtiment

L'équation 15 est valable pour les deux espèces concernées par ce système : les porcins et les bovins. Cependant, étant donné les informations disponibles dans la bibliographie sur les bâtiments d'élevage, le coefficient "% de réduction si sol dur" s'applique aux systèmes porcins et inversement le coefficient "% réduction si lavage" s'applique au système bovin. Le mode de logement et son impact sur la surface contaminée par les déjections est introduit dans le flux journalier pour les bovins.

2.2.2 Les facteurs d'émissions : Le Flux de NH₃-N / j / m²

Pour simplifier le calcul, nous considérons un flux moyen pour les déjections des deux principales espèces concernées en kg ou g / animaux / unité de temps. Puis pour calculer les flux au m², il suffit de connaître la densité des animaux sur la surface considérée. Les données retenues pour le calcul des flux sont présentées dans le tableau 22.

Les valeurs d'émission pour les porcins proviennent d'une étude de Rom et Dahl (1997). Ils comparent leurs résultats à d'autres auteurs, les valeurs retenues sont concordantes entre elles. Le flux de NH₃ donné est celui correspondant à une surface en caillebotis sur la totalité du bâtiment.

Les valeurs d'émission pour les bovins proviennent de différentes études (tableau 22). Le mode de logement et donc la surface réellement contaminée par l'urine est déjà prise en compte dans ces flux.

2.2.3 Les coefficients de réduction de perte

Le tableau 23 donne les différents coefficients de réduction d'émission suivant la gestion des bâtiments d'élevage pour le système porcine et pour le système bovin. Ils sont issus de données de la littérature (tableau 23).

Valeur d'indicateur	Emissions NH ₃ -N	Techniques
10	0	Pas de bâtiments 'système liquide'
7	1 kg / m ² / an	Vache laitière caillebotis (surface souillée 5m ²) en bâtiment 6 mois Réduction de 30% des pertes de NH ₃ dues à une alimentation adaptée
5	2 kg / m ² / an	Porc en engraissement avec alimentation adaptée : pour 3 bandes
2	5 kg / m ² / an	Truies caillebotis

Tableau 24: Valeurs du sous-module Bâtiments d'élevage système liquide et émissions de NH₃ associées.

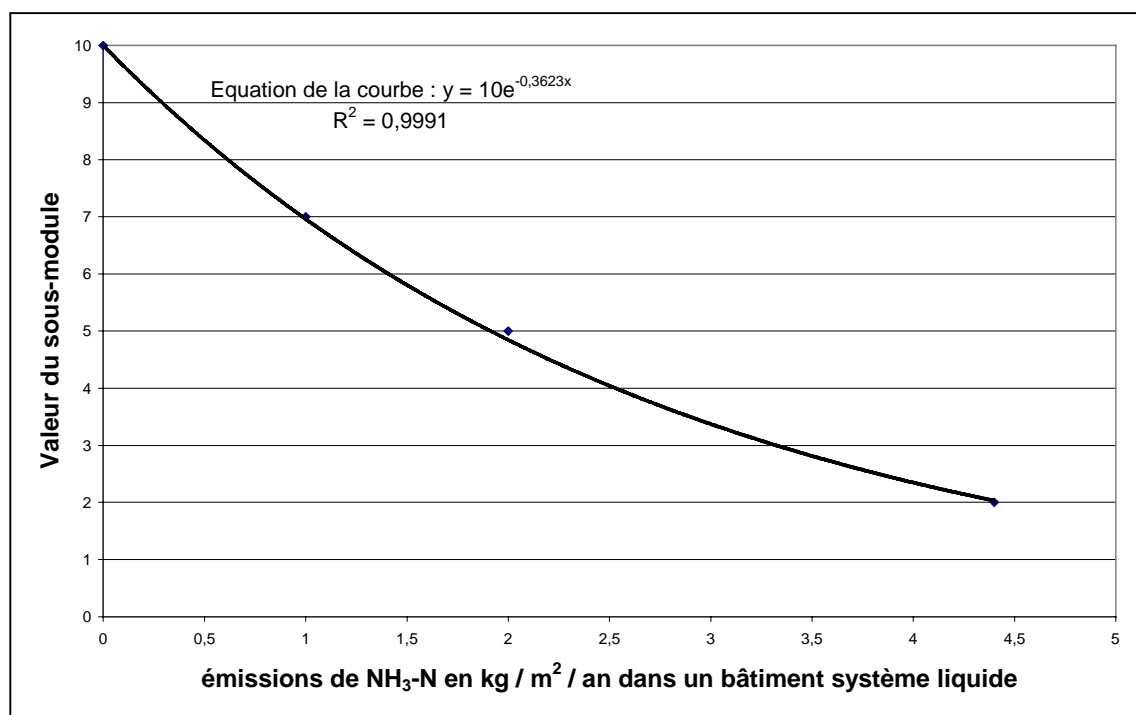


Figure 36 : Relation entre les émissions de NH₃-N et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage système liquide

2.3 La référence 7

Ce sous-module évalue les pertes de NH₃ quantitativement. Le passage à un indice variant de 0 à 10 se fait en attribuant 10 à une émission nulle et en attribuant la note de 7 à une perte jugée négligeable ou une gestion du bâtiment la plus satisfaisante possible. Il n'existe pas de données dans la bibliographie permettant d'attribuer une référence pour laquelle les pertes sont jugées acceptables. Nous avons donc choisi de borner les pertes en considérant l'ensemble des données disponibles. La référence 7 correspond à des systèmes où les conditions d'émissions ont été réduites via l'optimisation de l'alimentation, technique jugée fiable dans la réduction des émissions de NH₃ (Phillips et al. 1999) (tableau 24). Le lavage des sols est une mesure 'bonus' ainsi que la réduction des caillebotis. Ces mesures ne sont pas toujours efficaces pour les élevages français (Robin, *com. Pers.*).

2.4 Sortie d'indicateur

La figure 36 montre le choix de la courbe associant les pertes de NH₃-N en points d'indicateur. Cette courbe a été choisie en fixant différents points de références donnés dans le tableau 24.

2.5 Sensibilité

Les figures 37 et 38 illustrent les tests de sensibilité des notes du sous-module aux variations des variables.

La figure 37 montre l'impact des différents modes de logement des vaches laitières et le temps passé en bâtiment d'élevage dans l'année :

- un changement de mode logement et donc de surface souillée provoque une variation de notes d'indicateur de 3 à 4 points.
- l'augmentation du temps passé en bâtiment diminue la note d'indicateur de 3 points dans le cas de mode de logement responsable de fortes émissions de NH₃.

Ces résultats sont conformes aux hypothèses de base, à savoir que la surface souillée détermine l'émission de NH₃ (CORPEN 2001). L'augmentation du temps passé en bâtiment à un an par rapport à une période standard de 6 mois, est une variable dont le poids augmente logiquement avec les émissions de NH₃ associées à un mode de logement. Cependant, il faut noter que le choix du mode de logement est difficilement modifiable d'où une exploitation laitière avec un logement de type caillebotis ne pourra jouer que sur deux variables (l'alimentation et le temps passé en bâtiment) pour diminuer les risques d'émission de NH₃.

La figure 38 montre l'impact de l'alimentation sur l'émission de NH₃ dans une porcherie et la réduction de surface de caillebotis :

- un changement d'alimentation des porcs d'un régime riche en protéine à un régime biphasé augmente la note du sous-module de 2 à 3 points.
- La mesure 'bonus' de réduction de caillebotis fait varier la note du sous-module de moins d'un point.

Ces résultats sont satisfaisants car d'une part nous considérons l'adaptation de l'alimentation comme une variable clé du système (Cf. Paragraphe 'choix des variables' - Partie 3 – Chapitre 2) et d'autre part nous ne voulons pas accorder trop de poids aux mesures 'bonus' peu représentées en France ou controversées.

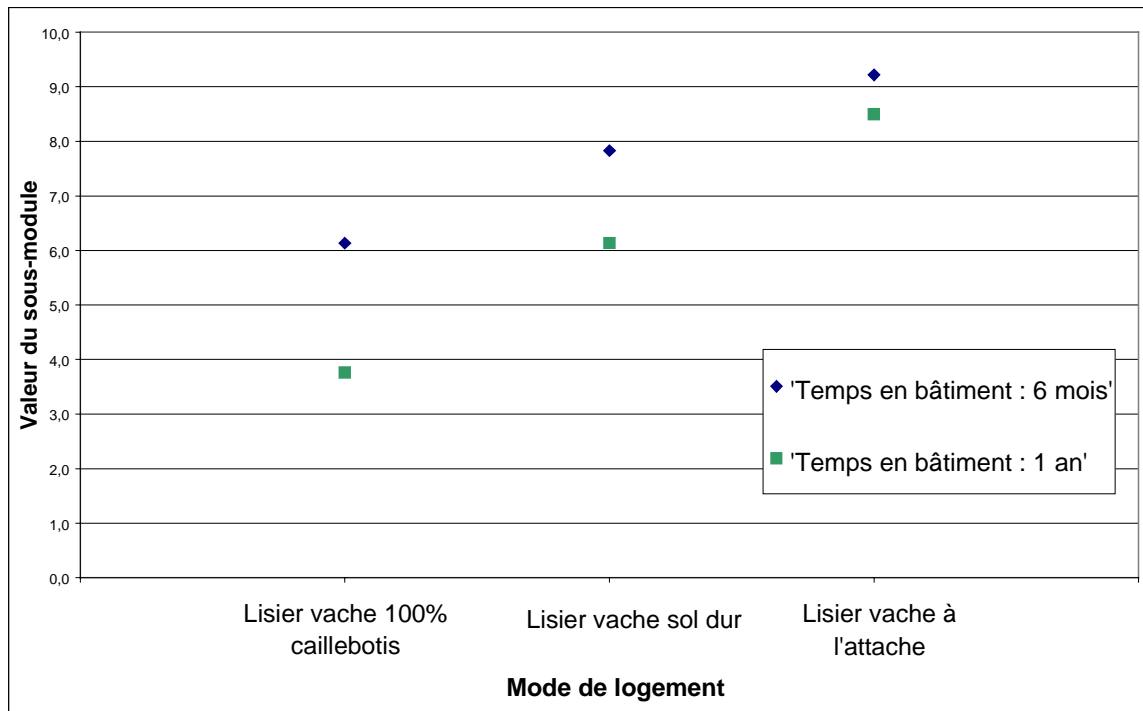


Figure 37 : Sensibilité de la valeur du sous-module bâtiment d'élevage système liquide selon les systèmes laitiers et le temps en bâtiment

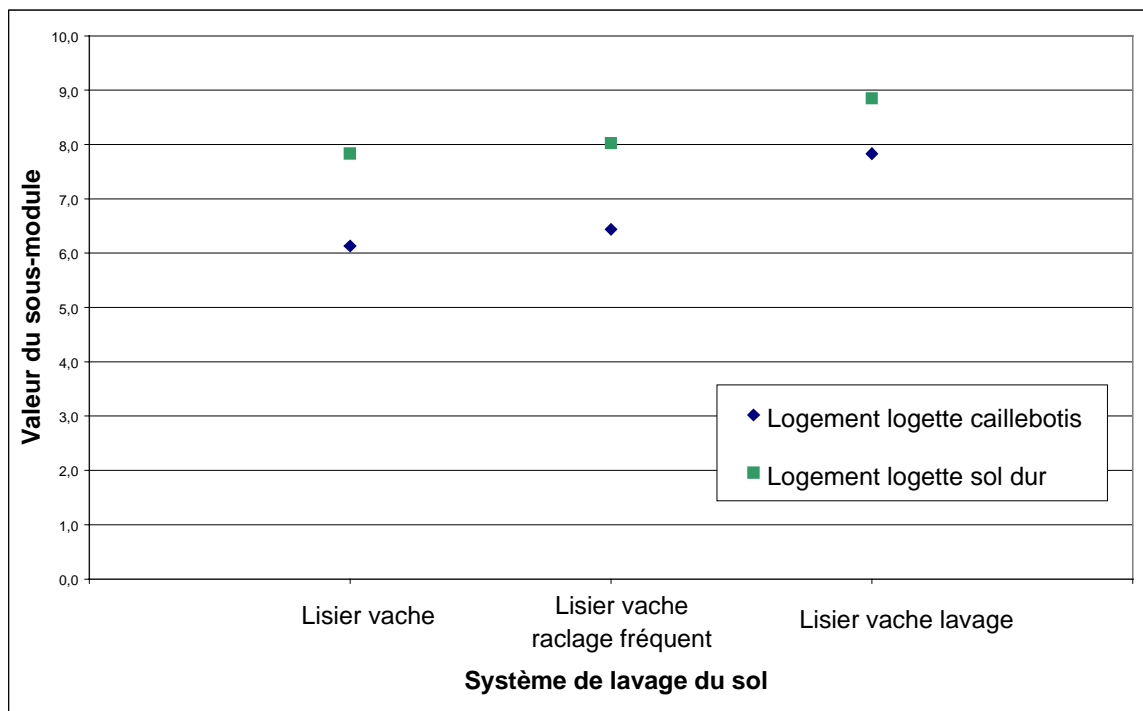


Figure 38 : Sensibilité de la valeur du sous-module bâtiment d'élevage système liquide selon les différents modes d'alimentation des porcs à l'engraissement et le système de logement

2.6 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 25. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une valeur quantitative en kg / m² / période concernée par type d'animaux. Cette valeur quantitative est associée à des notes qualitative variant de 0 (émission forte) à 10 (émission faible). Les quantités émises seront exprimées en kg / an lors de l'agrégation des trois sous-modules pour construire le module d'évaluation Bâtiment d'élevage.

Variables intervenant dans le calcul du sous-module d'évaluation 'Bâtiment système liquide'	
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires
Période en bâtiment	
Type de bâtiment	Détermination du facteur d'émissions ⇒ tableau 22
Espèce animale	
Age	Détermination de la quantité d'azote excrété ⇒ tableau 14, 15 et annexe 4
Nature de la ration	
Nombre d'animaux	
Surface repos	Densité animal / m ² Valeur par défaut ⇒ annexe 6
Surface exercice	
Gestion (lavage...)	Détermination des facteurs de correction ⇒ tableau 23

Tableau 25 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation 'Bâtiment d'élevage système liquide' de l'indicateur NH₃

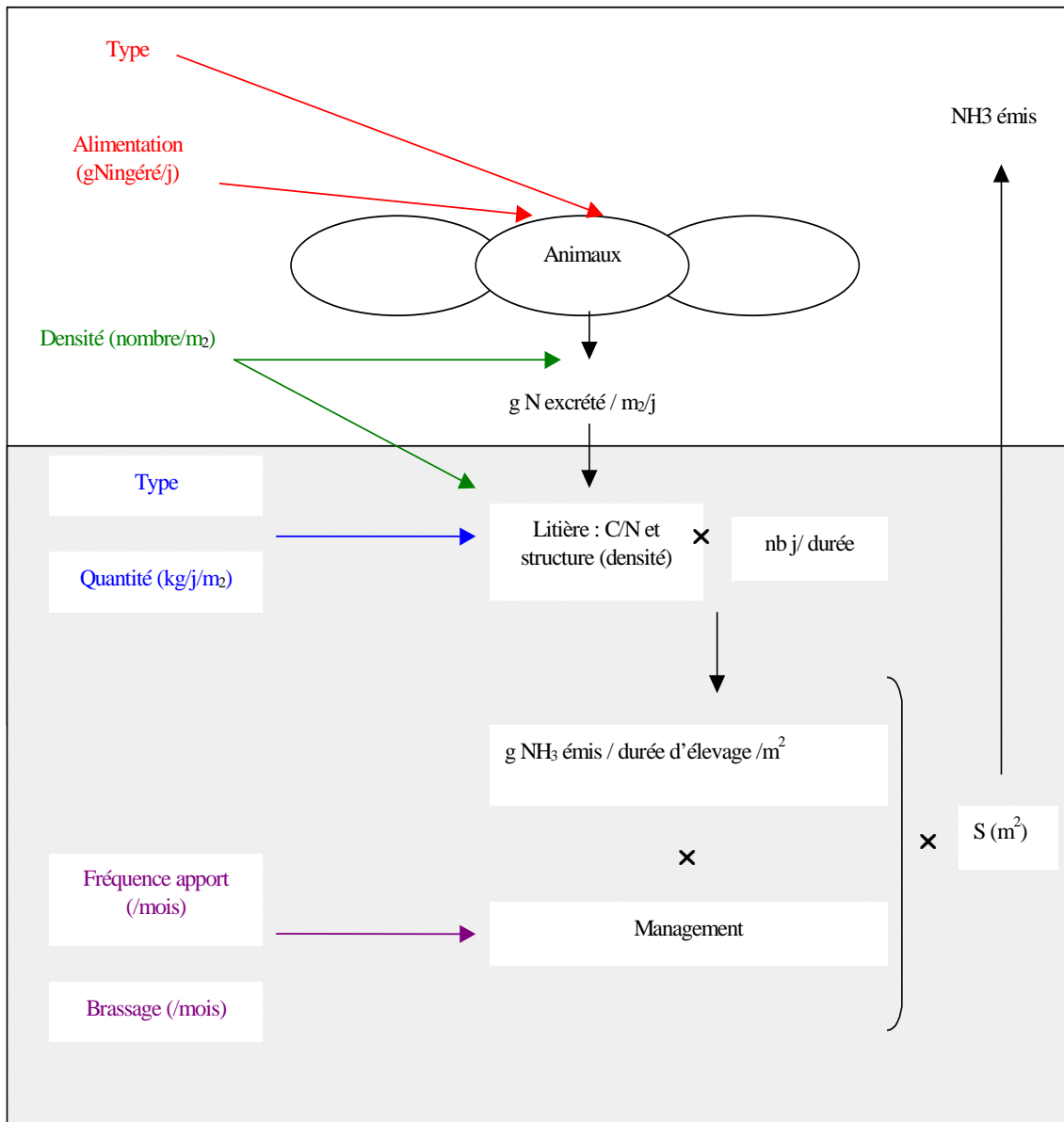


Figure 39 : Schéma illustrant les variables prises en compte dans le sous-module Bâtiment d'élevage système solide litière

3 Sous-module : Système solide

Deux types de déjections sont produits dans les bâtiments 'systèmes solides' : le fumier issu des litières et le fumier mou issu du raclage des aires bétonnées. Pour calculer le sous-module, nous évaluons les émissions de NH₃ des litières. Les émissions des aires bétonnées sont abordées à la fin de la construction du sous-module.

La litière est un milieu complexe où de nombreuses réactions biochimiques contrôlant l'émission de NH₃ se produisent : décomposition de la matière organique fraîche et réorganisation du NH₃ formé par la biomasse microbienne, adsorption du NH₃ par certains agents structurants, oxydation du NH₃ par nitrification voire, si le milieu le favorise, réduction du NO₃⁻ formé par dénitrification (Andersson 1996). Comme nous l'avons vu en introduction de l'indicateur NH₃, l'ajout de structurant comme la paille, provoque des mécanismes particuliers influençant l'émission de NH₃.

3.1 Le choix des variables

La figure 39 illustre les différentes variables contrôlant l'émission de NH₃ dans la litière :

- le C/N de la litière : elle détermine la fraction d'azote disponible pour la volatilisation (Cf. Partie 1 – Chapitre 2),
- la structure de la litière et l'humidité : elles déterminent l'activité des micro-organismes et donc les conditions de température dans la litière (Cf. Partie 1 – Chapitre 2),
- la fréquence d'apport de l'agent structurant (paille, copeaux etc..) et le brassage : elles déterminent la surface 'souillée' de la litière qui va émettre du NH₃,
- le temps de présence des animaux en bâtiments.

A la différence du stockage des déjections pailleuses en tas, les émissions de NH₃ peuvent intervenir pendant toute la présence des déjections dans le bâtiment et non les seuls premiers jours (Cf. figure 33 – Page 62). En effet, l'apport continu de déjections sur une surface plane implique l'entrée d'azote volatilisable en continu dans le système litière. De ce fait d'une part le temps de présence des animaux en bâtiment influence l'émission de NH₃ et d'autre part les caractéristiques de la litière (C/N, humidité, structure) varient dans le temps suivant le mode d'apport de l'agent structurant. La construction de ce sous-module doit donc tenir compte de ces différents aspects.

3.1.1 Le rapport C/N

Le rapport C/N de la litière contrôle l'émission de NH₃. L'hydrolyse de l'urée dans la litière et l'ammonification des protéines des fèces produisent des ions NH₄⁺ potentiellement volatilisables. L'apport de carbone par l'agent structurant de la litière, comme la paille ou la sciure, permet aux micro-organismes de 'bloquer' les ions NH₄⁺ produit via le mécanisme d'organisation de l'azote. Cependant si l'apport de C n'est pas suffisant (rapport C/N < 30), une partie de l'azote n'est pas organisé est devient disponible pour la volatilisation (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Kirchmann et Witter (1989) montrent que l'augmentation du rapport C/N de 18 à 36 réduit les émissions de NH₃ lors de la décomposition aérobie du fumier.

Dans la seconde partie du mémoire, nous avons vu que la qualité du carbone apporté va modifier l'émission de NH₃ :

- plus le carbone est dégradé par les micro-organismes plus l'émission de NH₃ est réduite,
- il doit y avoir une fraction carbonée un peu moins dégradée assurant l'organisation de l'azote dans le temps ou si le carbone est très dégradé il doit être apporté régulièrement (Andersson 1996).

Le contrôle du C/N dans la litière va donc dépendre de la quantité mais aussi de la qualité de l'apport d'azote par les animaux et de l'apport de carbone via l'agent structurant par l'exploitant. Il existe différents types d'agents structurants des litières, la paille, la sciure ou les copeaux de bois étant les trois principaux. La paille présente le meilleur taux de dégradabilité (Kirchmann 1985). La dégradabilité des composés carbonés a été étudiée à travers le fractionnement de la matière organique en plusieurs catégories : le C soluble, les celluloses, hémicellulose et la lignine (+ cutine) (Lineres et Djakovitch 1993). La lignine représente la fraction la plus difficilement dégradée. Nous avons donc choisi de prendre, comme indice de dégradabilité d'un matériel, la valeur « 1-'taux de lignine' ». Plus cette valeur est faible, moins le carbone contenu dans le matériel de départ est facilement dégradé.

L'apport d'agent structurant et la quantité d'azote apportée par les déjections vont donc être les principaux facteurs de contrôle du C/N de la litière. De plus, l'apport d'agent structurant dans la litière va jouer sur l'humidité et la structuration de cette dernière.

3.1.2 L'humidité et la structure de la litière

L'humidité de la litière, ainsi que sa structure (densité) conditionne la montée en température en favorisant l'augmentation ou la diminution de l'activité des micro-organismes (eau disponible et bonne oxygénation). Ces deux variables vont donc déterminer le passage du NH₃ sous forme gazeuse et son transfert entre la surface de la litière et l'atmosphère (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Dans le cas de litière accumulée, on parle de compostage car les températures peuvent monter jusqu'à 50°C dans la litière (Kapuinen 2001). Le compostage de la litière (montée en température) provoque une augmentation de l'émission de NH₃ (Dewes 1996). Par conséquent, les conditions d'humidité, jugées optimales pour une forte montée en température, représentent les conditions les plus défavorables vis à vis du contrôle des pertes azotées sous forme de NH₃. Celles-ci sont comprises entre 50 et 60 % (Kapuinen 2001).

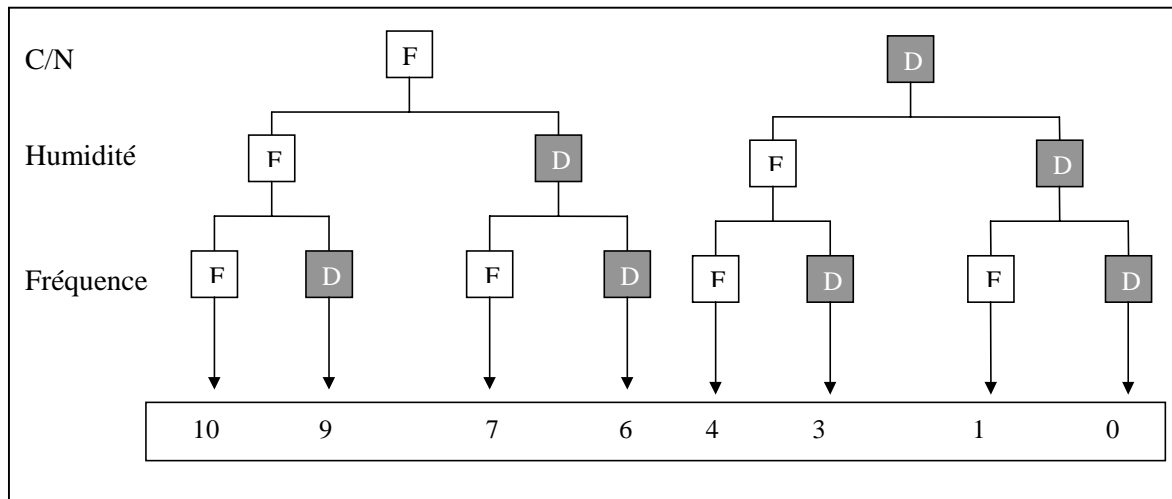
L'humidité de la litière est contrôlée par l'ajout de structurants qui apportent de la matière sèche et les quantités de déjections reçues qui apportent l'eau. Les deux facteurs contrôlant le C/N contrôlent de même l'humidité du tas et sa structuration.

3.1.3 Le management de la litière

La fréquence d'apport d'agent structurant de la litière influence différentes variables intervenant dans les émissions de NH₃ :

- la variation de rapport C/N et d'humidité dans le temps,
- l'apport de carbone dégradé au fur et à mesure de la dégradation de la litière,
- la surface d'émission souillée.

Dans tous les cas, plus l'agent structurant est apporté régulièrement plus l'émission de NH₃ est réduite (Robin et al. 1997).



Avec **D** : Variables en conditions défavorables
 F : Variables en conditions favorables

Figure 40 : Arbre de décision du sous module Bâtiment d'élevage système solide

Certaines expérimentations ont été conduites en évaluant l'impact du brassage de la litière (Robin et al. 1997). Selon les auteurs, le brassage de la litière est sans effet sur l'émission de NH₃ sur une litière de porc s'il ne conduit pas à une suppression de la zone de déjection (surface où la majorité des déjections est produite). Théoriquement, brasser la litière devrait augmenter les émissions de NH₃ car cette pratique favorise l'oxygénation de la litière, donc la montée en température. Ainsi, selon Nicks et al (1995) in (Didier 1999), la concentration en ammoniac augmente fortement lorsqu'une litière à base de sciure et de déjections porcines est brassée. Cependant les données ne sont pas assez nombreuses pour en tenir compte.

3.1.4 Conclusion

Les variables à retenir pour évaluer les émissions de NH₃ dans les différents bâtiments 'systèmes solides' sont :

- Le rapport C/N,
- L'humidité de la litière,
- La fréquence d'apport de l'agent structurant.

Pour le calcul de deux premières variables, nous allons considérer un C/N 'moyen' sur la période et une 'humidité' moyenne. C'est à dire que le C/N et l'humidité sont calculés suivant des quantités de N excrétés par les animaux en kg / j / m² et suivant un taux de paillage en kg / j / m² même si le paillage est effectué une fois par semaine. L'azote excrété va dépendre de l'alimentation des animaux (Cf. Partie 2 – Chapitre 2), les quantités de C proviennent du choix et de la quantité de structurant (annexe 7 et 8). L'humidité va être calculée en tenant compte des quantités et taux de MS des déjections et des structurants (annexe 8). Nous n'allons pas retenir la structure de la litière car nous ne disposons pas de données suffisamment précises comme la densité sans effectuer de mesure de terrain. Seule l'humidité de la litière donne une indication sur l'intensité des réactions aérobies.

Une fois le C/N et l'humidité calculés, les deux principales variables qui qualifient la litière, nous allons les 'pondérer' en tenant compte de la fréquence d'apport du structurant. Cette variable qualitative corrige le choix d'un C/N et d'une humidité constante, en sanctionnant les fréquences d'apport réduites qui dans les faits augmentent le temps de présence d'une surface souillée (avec un C/N plus bas et une humidité plus forte), généralement responsable d'émissions plus importantes (présence d'azote volatilisable en surface).

L'aspect temps de présence d'une litière dans le bâtiment est pris en compte dans le calcul des quantités émises lors de l'agrégation des différents sous-modules pour constituer un module "Bâtiment".

3.2 Le mode de calcul : Le système expert basé sur la logique floue

3.2.1 Les règles de décision du système expert

Il semble logique d'évaluer les émissions de ce type de bâtiment d'élevage de la même façon que les bâtiments 'systèmes liquides'. Cependant, la majorité des informations disponibles est qualitative : il n'existe pas de relation quantitative clairement établie entre les trois variables sélectionnées. Il n'est donc pas possible de mettre au point un système d'évaluation comparable. Nous avons choisi d'agrèger les différentes variables retenues en utilisant le système expert basé sur la logique floue. Ce mode de calcul permet d'agrèger des variables sans unité commune et des données qualitatives.

Le système expert est illustré par la figure 40, appelée arbre de décision. Il est composé d'un ensemble de règles de décisions qui s'énoncent de la manière suivante :

'**SI** la variable C/N est favorable **ET SI** la variable humidité est favorable **ET SI** la variable fréquence d'apport est favorable **ALORS** l'indicateur prend la valeur 10 / 10 et ainsi de suite pour les 12 règles de décision.

Les règles de décision consistent en 4 prémices (SI...) lié par ET suivi par une conclusion (ALORS...). La conclusion se traduit par une valeur comprise entre 0 (impact du sous-module est mauvais) et 10 (impact du sous-module est bon).

Le système expert nécessite :

- de définir dans quel cas la variable est favorable ou défavorable. Une variable est jugée favorable quand la valeur qu'elle prend implique qu'elle ne va pas favoriser l'émission de NH₃ et inversement une variable est jugée défavorable si la valeur qu'elle prend implique un risque d'émission très fort.
- de définir les conclusions de ces règles de décision, sous forme de 'notes'. Elles sont attribuées par expertise bibliographique ou directement par des spécialistes du sujet (avis d'experts).

La figure 40 montre les 12 règles de décision établies pour construire le sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage 'système solide' de l'indicateur NH₃. Comme nous l'avons vu, les variables sont liées les unes aux autres (C/N et humidité) pour une même litière. Cependant suivant le type de litière elles peuvent être dissociées. Ainsi les règles de décision choisies prennent en compte tous les cas de figure. Le choix des conclusions (note de 0 à 10) sera détaillé par la suite.

i. Définition de la mise en classe des variables

La deuxième étape de la méthode consiste à définir des classes pour chaque variable, dont les seuils conditionnent des situations complètement favorables et d'autres défavorables. Le plus souvent, entre deux seuils, le comportement de la variable est moins bien connu quant à son impact sur l'émission de NH₃. Cette zone de 'floue' constituant une classe intermédiaire nécessite d'utiliser le principe de la logique floue pour solutionner le problème. En effet, l'utilisation de la logique floue qui est basée sur le concept de vérité partielle, permet l'existence de valeurs comprises entre complètement vrai (favorable) et complètement faux (défavorable). Cette méthode est utilisée lorsque les limites des classes sont vagues ou difficiles à définir, ainsi que pour éviter les transitions brutales entre classes.

Variable	Valeur favorable	Valeur défavorable	Classe floue
C/N	> 30	< 8	Droite d'après Shepherd et al. (2000)
Humidité	< 20% ou > 90%	De 45 à 55%	Courbe sinusoïdale (minimise effets de bords)
Fréquence d'apport	Une fois / j	Une seule fois / période	Valeur attribuée à dire d'expert

Tableau 26 : La mise en classe des variables du sous-module Bâtiment d'élevage système solide de l'indicateur NH₃

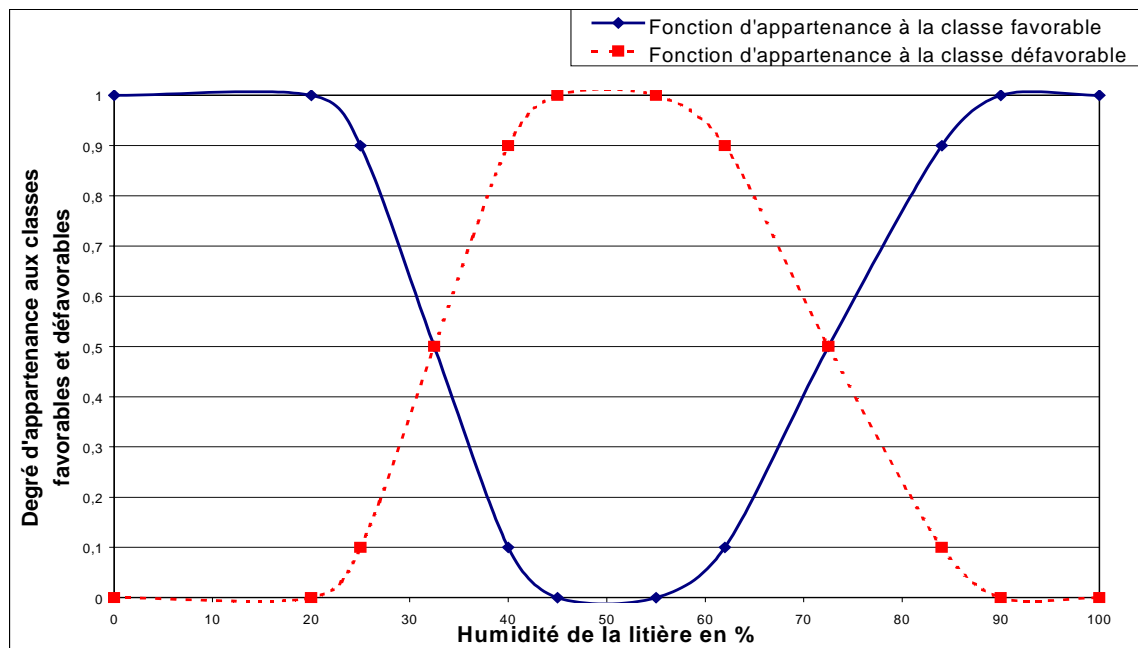


Figure 41 : Fonctions d'appartenance de la variable humidité aux classes favorables et défavorables du sous-module Bâtiment d'élevage système solide

Prémisses	Conclusion
Si var Humidité est Favorable (<i>d° d'appartenance à la fonction favorable de la variable : X1</i>)	Et var C/N est Favorable (<i>d° d'appartenance à la fonction favorable de la variable : X2</i>) Alors Conclusion 1 (valeur de vérité = minimum (X1, X2))
Si var Humidité est Favorable (<i>d° d'appartenance à la fonction favorable de la variable : X3</i>)	Et var C/N est Défavorable (<i>d° d'appartenance à la fonction défavorable de la variable : X4</i>) Alors Conclusion 2 (valeur de vérité = minimum (X3, X4))
Si var Humidité est Défavorable (<i>d° d'appartenance à la fonction défavorable de la variable : X5</i>)	Et var C/N est Favorable (<i>d° d'appartenance à la fonction favorable de la variable : X6</i>) Alors Conclusion 3 (valeur de vérité = minimum (X5, X6))
Si var Humidité est Défavorable (<i>d° d'appartenance à la fonction défavorable de la variable : X8</i>)	Et var C/N est Défavorable (<i>d° d'appartenance à la fonction favorable de la variable : X8</i>) Alors Conclusion 4 (valeur de vérité = minimum (X7, X8))

Tableau 27 : Détermination des valeurs de vérité et valeurs de conclusion des règles de décision d'un système expert associé à la logique floue : exemple avec les variables Humidité et rapport C/N.

Le choix des classes des différentes variables est présenté dans le tableau 26. Elles sont définies d'après des données de la littérature et détaillées dans le paragraphe 'Mise en classe des variables humidité, C/N et retournement'.

La classe intermédiaire doit servir à passer d'un seuil favorable à un seuil défavorable. Elle doit donc donner un degré d'appartenance de la variable à ces deux classes. Pour cela, nous devons définir des fonctions d'appartenance pour chaque variable se trouvant dans la classe floue. Lors de la construction des classes de trois variables, nous avons choisi deux types de courbes pour les fonctions d'appartenance de la classe intermédiaire (tableau 26). La fonction représentée par une sinusoïde (variable humidité) permet de ne pas donner trop de poids à des valeurs se trouvant proches de seuils. La fonction représentée par une droite (variable C/N) est utilisée car l'impact de la variation de la valeur est établi dans la littérature comme telle (tableau 26).

La figure 41 donne un exemple de fonctions d'appartenance pour la variable humidité. Grâce à ces fonctions, nous calculons les valeurs de vérité des prémices et la valeur de vérité globale de la conclusion (des règles de décision figure 40). Le tableau 27 illustre le système d'agrégation des prémices en prenant l'exemple de deux variables seulement : humidité et rapport C/N. Dans le cas de prémices liées par 'ET', la valeur de vérité des conclusions (**en parenthèse dans le tableau 27**) représente la valeur minimale des valeurs de vérités des prémices (*en parenthèse dans le tableau 27*). Ces dernières correspondent à leur degré d'appartenance aux classes défavorables ou favorables.

ii. Le calcul final

Le calcul final du module d'indicateur est effectué grâce à la moyenne pondérée des conclusions par leur valeur de vérité :

$\text{Impact (de 0 à 10)} = \frac{\sum \text{conclusion de la règle} * \min(\text{vraies valeurs des prémices de cette règle})}{\sum \min(\text{vraies valeurs des prémices pour chaque règle de décision})} \quad \text{eq (16)}$

Pour calculer le sous-module d'évaluation 'Bâtiment d'élevage des systèmes solides' de l'indicateur NH₃, nous avons déterminé les classes des trois variables retenues et les valeurs de conclusion des règles de décisions suivant les données de la littérature.

3.2.2 La mise en classe des variables C/N, Humidité et Retournement

i. La variable Humidité

De nombreuses études ont démontré que la température optimale pour le compostage se situait aux alentours de 50% d'humidité dans le tas de compost (Tiquia et al. 1998, Cooperbet 2000, Krogmann et Körner 2000). Nous n'avons pas de valeur clairement définie pour la litière, cependant le processus étant le même que dans un tas de compost, nous retenons ce chiffre pour la litière. Cette humidité représente le meilleur compromis entre une bonne aération et suffisamment d'eau nécessaire à la vie des micro-organismes. Bien entendu, suivant le matériel composté les optima d'humidité peuvent varier mais en général il est admis qu'entre 40 et 60 % d'humidité, les conditions de vie des micro-organismes sont optimales. Pour la litière Kapuinen (2001) donne une valeur allant de 50 % à 70 % maximum pour une bonne montée en température.

Nous avons restreint la gamme d'humidité de 45 à 55 %, elle représente les conditions d'humidité totalement défavorables, à savoir le potentiel de volatilisation de NH_3 est maximum.

Les conditions favorables au non-dégagement de NH_3 , sont celles où l'humidité correspond à la plus faible voire à l'absence de montée en température. Ces cas de figure correspondent à des humidités soient trop élevées (le tas est saturé, il y a trop d'eau), soient trop faible, l'eau devient facteur limitant, la montée en température n'est pas réalisée. Pour le seuil d'humidité supérieur nous avons pris la valeur de 90 %, ce qui correspond à peu de chose près au taux d'humidité d'un lisier (très peu dilué) qui ne composte pas. En effet, selon Kapuinen (2001) une litière constituée de paille peut provoquer une montée en température jusqu'à 85 % d'humidité. Pour le seuil d'humidité inférieure, la littérature nous donne plusieurs valeurs. Ainsi, Rynk et al. (1992) donnent une valeur seuil de 40%, sous cette valeur l'activité microbienne commence à fortement ralentir pour cesser aux environ de 15%. Nous avons pris comme valeur seuil 20% d'humidité, au-dessous de celle-ci les conditions de non-dégagement de NH_3 sont totalement favorables.

Une fois les seuils fixés, nous avons construit des courbes reliant les conditions favorables (pas d'émission de NH_3) aux conditions défavorables (fort potentiel d'émission de NH_3). Ces courbes nous donnent des degrés d'appartenance aux conditions favorables et/ou défavorables suivant l'humidité du tas. Ces courbes sont des sinusoides, elles permettent de ne pas donner trop de poids aux humidités proches des seuils. (Cf. figure 41). Elles représentent les fonctions d'appartenance de la variable humidité dont les valeurs sont dans la zone floue aux conditions favorables et défavorables définies ci-dessus.

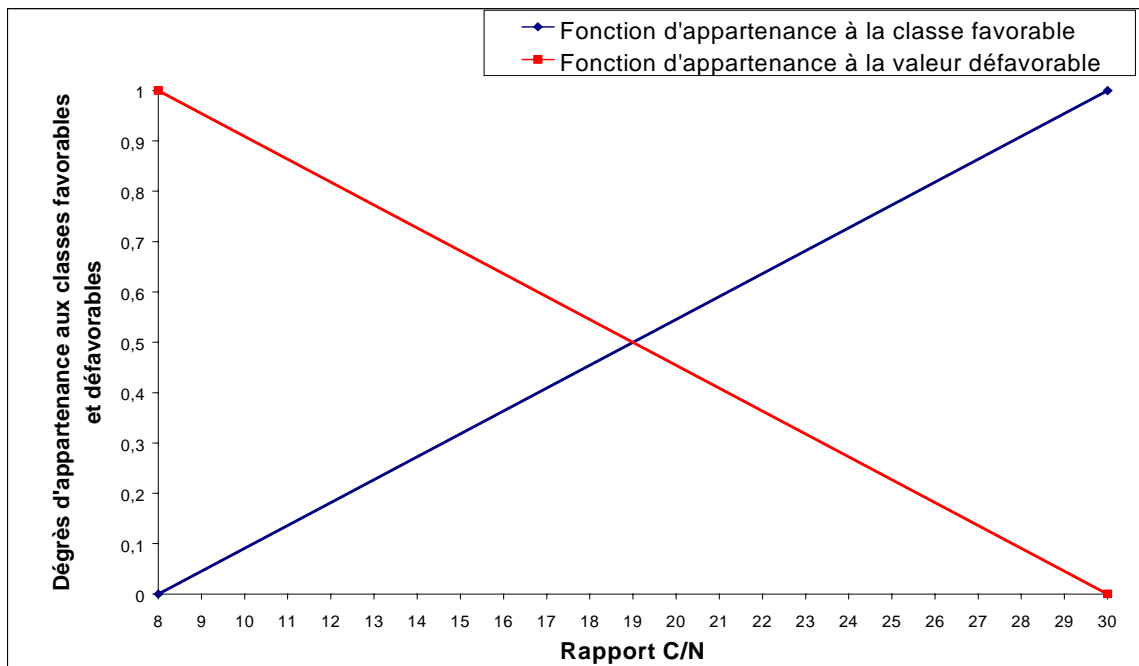


Figure 42 : Fonctions d'appartenance de la variable rapport C/N aux classes favorables et défavorables du sous module Bâtiment d'élevage système solide

Taux de lignine dans le matériel de départ : valeurs limites	C facilement dégradabile = 1 - taux de lignine	Coefficients
0,25	0,75	0,8
0,1	0,9	1

Tableau 28 : Coefficients correctifs du rapport C/N en fonction de la dégradabilité du carbone

ii. La variable C/N

Cette variable est basée sur le rapport C/N de la litière. La disponibilité de l'azote dépend de la valeur du rapport C/N, plus il sera élevé plus la disponibilité de l'azote sera réduite. Comme pour la variable Humidité, nous avons fixé des seuils qui correspondent à des valeurs de C/N au-delà desquelles les conditions sont jugées totalement favorables ou défavorables vis à vis des pertes de NH_3 .

La valeur théorique pour un C/N optimal est de 30, mais en pratique des C/N allant de 25 à 35 sont jugés optimaux (Poincelot 1972). Nous considérons que si le rapport C/N est 30 alors la variable est totalement favorable, il n'y a pas de dégagement de NH_3 . Pour la valeur inférieure nous avons retenu un C/N de 8. Il représente un des C/N les plus faibles que nous avons trouvé dans la bibliographie.

Le degré d'appartenance aux conditions favorables (pas d'émission de NH_3) ou aux conditions défavorables (fort potentiel d'émission de NH_3) pour les C/N variant de 8 à 35 est calculé en se rapportant à une droite linéaire reliant les deux points extrêmes (figure 42). Nous avons choisi une droite en se référant au travail de Shepherd et al. (2000) sur le compostage. En effet, d'après des données de la littérature, il a corrélé linéairement les pertes de NH_3 au C/N variant de 5 à 30.

De nombreux auteurs ont mis en évidence que le seul rapport C/N n'était pas suffisant pour déterminer un pool potentiel de NH_4^+ volatilisable. En effet, la dégradabilité du carbone et de l'azote total contenu dans le matériel de départ va conditionner ce pool. Plus les composés carbonés seront dégradables plus l'azote sera vite immobilisé lors du compostage. Et plus les composés azotés seront difficilement dégradables, moins vite ils seront minéralisés. Ainsi, deux matériaux avec un C/N de même valeur ne présenteront pas forcément les mêmes pertes azotées (tous les autres facteurs étant fixés). Nous avons donc intégré cette notion dans la variable C/N sous forme d'un coefficient correctif tenant compte du facteur '1-taux de lignine' (Cf. Paragraphe 'choix des variables' ci-dessus).

Le coefficient varie de la valeur 0,8 à la valeur 1. Le coefficient est calculé de sorte qu'une litière ayant un rapport C/N de 30 et moins de 10% de lignine, se trouve dans des conditions totalement favorables (non-dégagement de NH_3) alors qu'à même rapport C/N une litière présentant plus de 25% de lignine n'est plus qu'à 80 % de favorabilité (tableau 28). La borne de 10% correspond à une valeur moyenne de lignine dans la paille de blé. Nous avons retenu cette valeur en nous référant à une étude de l'INRA de Bordeaux qui a caractérisé la stabilité de différentes matières organiques. Ils ont mis au point un indice de stabilité biologique (ISB) qui renseigne sur la dégradabilité des matériaux (Lineres et Djakovitch 1993). Arbitrairement, nous avons pris le taux de lignine qui correspond à un ISB faible. Cette valeur est à discuter, elle pourra être revue suivant les informations disponibles.

Fréquence d'apport	Coefficient d'appartenance à la valeur la plus favorable
Tous les jours	1
Tous les deux jours	0,9
Tous les trois jours	0,8
Tous les 4 jours	0,7
Tous les 5 jours	0,6
Toutes les semaines	0,5
Toutes les 2 semaines	0,4
Toutes les 3 semaines	0,3
Tous les mois	0,2
Jamais	0

Tableau 29 : Coefficients d'appartenance à la valeur favorable de la variable 'Fréquence d'apport de l'agent structurant' du sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide'

Valeur d'indicateur	Emissions NH ₃ -N	Techniques
10	0	Pas de litière
9	0,20 kg / m ² / 1 an	Vache laitière (10m ²), paillage à 15 kg /j/VL 6 mois
7	0,5 kg / m ² / 1 an	Vache laitière (10 m ²) paillage à 7-8 kg /j/VL sur 6 mois
6	0,8 kg / m ² / 1 an	Vache laitière (10m ²), paillage à 5 kg /j/VL 6 mois
5	1 kg / m ² / 1 an	Vache laitière (10m ²), paillage à 2,5 kg /j/VL 6 mois

Tableau 30: Valeurs de conclusion de l'arbre de décision du sous module Bâtiment d'élevage système solide et émissions de NH₃ associées

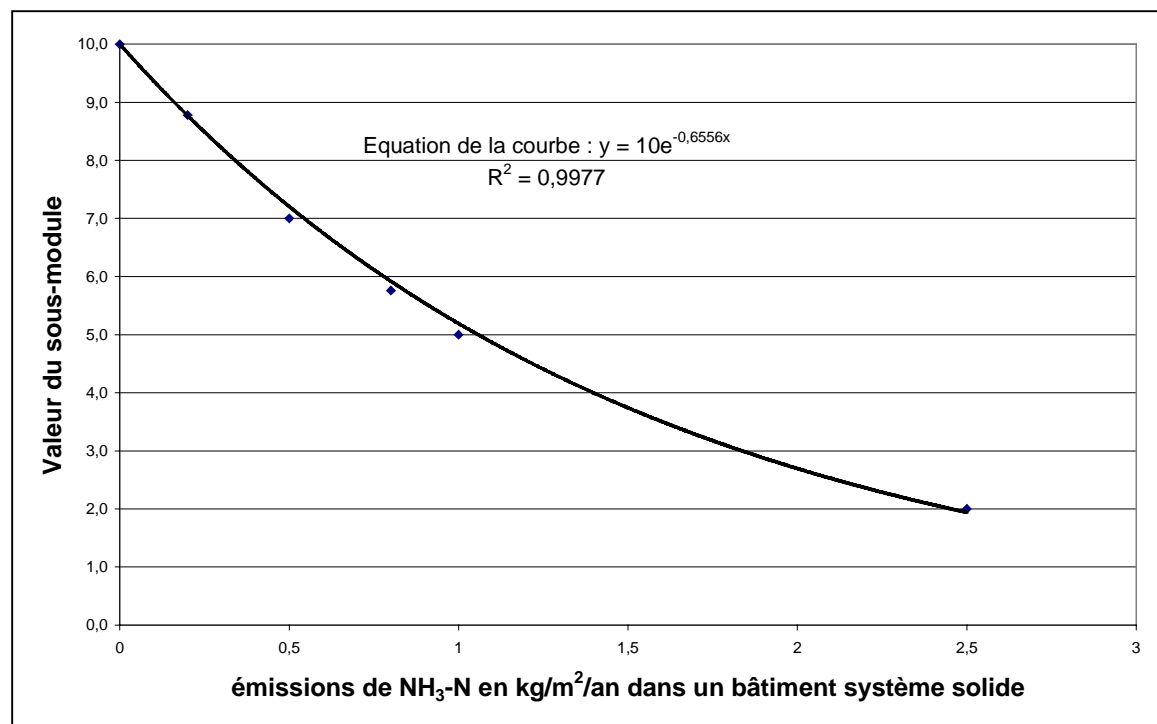


Figure 43 : Relation entre les émissions de NH₃-N en kg / m² / an et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage système solide

iii. La variable 'Fréquence des apports d'agent structurants'

La variable Fréquence des apports est élaborée en lui attribuant des coefficients d'appartenance à la valeur favorable (perte de NH₃ faible) variant de 1 (favorable) à 0 (défavorable). Le choix des coefficients repose sur l'hypothèse qu'un apport d'agents structurants fréquent diminue les pertes de NH₃ (Robin et al. 1997). L'accumulation de litière sans apport d'agents structurants est jugée comme pratique défavorable, la variable prend la note 0. Inversement l'apport d'agents structurant au moins une fois par jour est jugée comme pratique favorable, la variable prend la note 1. Ensuite, nous avons attribué des valeurs allant de 0,2 à 0,9 suivant la fréquence d'apport. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 29.

3.2.3 Justification du choix des valeurs de conclusion

Les valeurs de conclusion ont été établies en utilisant des études sur les émissions de NH₃ dans les bâtiments avec litière (Andersson 1996, Dewes 1996, Groenestein et Faassen 1996, Robin et al. 1997, Jeppsson 1998, Jeppsson 1999, Moller et al. 2000). Nous avons transcrit les conditions d'expérimentations des différentes études pour les trois variables précédemment déterminées. Puis nous avons regardé les émissions de NH₃ mesurées dans ces expérimentations pour donner les différentes notes. Nous n'avons pas retenu les articles donnant des quantités d'azote perdu par bilan de masse comme celle de Moller et al. (2000) mais étant donné le peu de données, nous nous sommes servis de quelques résultats de laboratoire dont ceux de Dewes (1996), restituant une litière en condition expérimentale.

Les valeurs de conclusions sont présentées dans le tableau 30. Le flux associé en perte de NH₃-N est issu de la bibliographie. Globalement, une note de 7 pour un bâtiment solide correspond à un flux de 0,5 kg / m² alors que le 7 pour le bâtiment liquide équivaut à un flux de 1 kg de NH₃-N / m² pour la même période. Dans les deux cas, la référence concerne des vaches laitières, l'une où l'alimentation a été adaptée (bâtiment liquide) l'autre où le paillage est considéré 'bon' en terme de pratiques d'élevage (bâtiment solide) pour une période de 6 mois en bâtiment dans l'année. Etant donné que la surface d'émission pour un bâtiment liquide est de l'ordre de 5 m² par vache alors que pour le bâtiment solide, la surface d'émission est de l'ordre de 10 m², au final l'émission sera du même ordre de grandeur par vache laitière quel que soit le bâtiment.

3.3 Sortie du module d'indicateur

Le figure 43 montre le choix de la courbe associant des pertes de NH₃-N aux points d'indicateur. Cette courbe a été choisie en fixant différents points de référence issus de la bibliographie disponible (tableau 30) qui nous a servi à expertiser les règles de décisions préalablement. Les valeurs de conclusion sont corrélées avec des flux d'émission de NH₃-N 'moyen' pour un type de management de la litière.

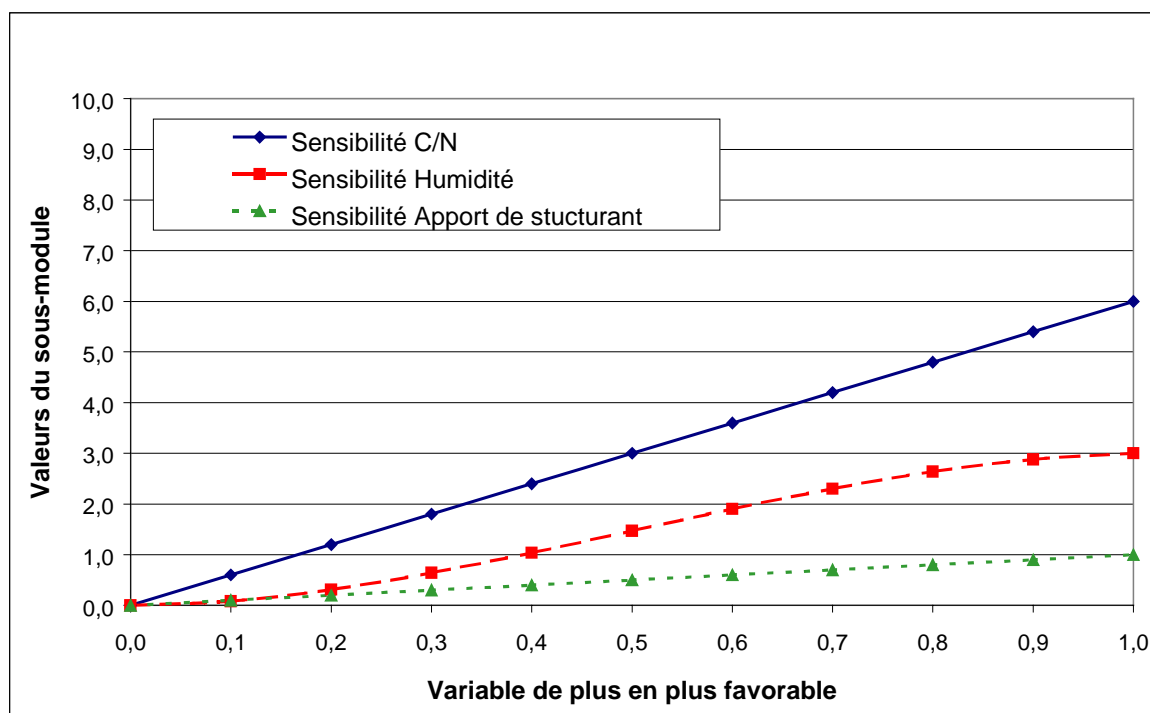


Figure 44 : Sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide' quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.

Variables intervenant dans le calcul du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage 'système solide'			
Données à récupérer (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires		Construction des variables du système expert
Période en bâtiment			
Type de bâtiment	Détermination sol dur / litière		
Quantité d'azote excrété / animal			
Espèce animale	Détermination des quantités de déjections produites et de l'humidité des déjections ⇒ annexe 2	Détermination de la quantité d'azote excrété ⇒ tableau 14, 15 et annexe 4	
Age			
Nature de la ration			
Quantité de carbone apporté / animal			
Nature de la litière	Détermination des quantités de carbone et humidité apporté ⇒ annexe 7 et 8		
Quantité litière			
Nombre d'animaux et temps passé sur litière	Valeur par défaut ⇒ annexe 6	Densité animal / m ²	
Surface repos			
Nombre d'animaux et temps passé sur exercice	Valeur par défaut ⇒ annexe 6	Densité animal / m ²	Calcul du C/N et de l'humidité de l'aire exercice / m ²
Surface exercice			
Fréquence d'apport			Détermination des valeurs de la variable ⇒ tableau 29

Tableau 31 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système solide de l'indicateur NH₃

3.4 Particularité du fumier de raclage

Dans les bâtiments d'élevage 'système solide', les aires d'exercices, les aires de repos ou les couloirs de déjections ne sont généralement pas paillés. Le fumier sorti est sous forme de fumier mou voire sous forme de lisier pailleux.

L'évaluation peut se faire en utilisant le calcul pour litière et en considérant le fumier sans paillage. Cependant, il faut faire attention au temps de présence des animaux sur ses aires, en effet la période concernée sera beaucoup courte que pour la litière et les animaux disposeront de moins d'espace (densité très élevée).

Les deux types de valeurs d'indicateur peuvent être agrégés en les moyennant en pondérant ce calcul par la surface occupée et le temps de la période des animaux sur les aires.

3.5 Sensibilité

La figure 44 illustre le test de sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage système solide. Chaque courbe est construite en bloquant deux des trois variables en position défavorables puis en faisant varier la troisième d'une situation totalement défavorable à une situation totalement favorable. Pratiquement, sur le graphique 45 :

- la courbe pleine correspond à l'impact sur la note du sous module de la variation du C/N de 8 à 30 sachant que l'humidité est bloquée à 50 % et l'apport de litière effectué une fois,
- La courbe en traits discontinues correspond à l'impact sur la note du sous-module de la variation de l'humidité de 45 à 20 % ou 55% ou 90% sachant que le C/N est bloqué à 8 et l'apport de litière effectué une fois,
- La courbe en pointillé correspond à l'impact sur la note du sous-module de la variation de la fréquence d'apport d'agent structurant sachant que le C/N est bloqué à 8 et l'humidité à 55%.

Ce test montre que le sous-module est principalement sensible aux variables C/N et humidité. L'accumulation de litière sans apport d'agent structurant ne fait baisser la note du sous-module que de 1 point d'indicateur.

La note d'indicateur est très sensible aux variations de C/N (6 points), i.e. au choix de la litière et de la densité animale. L'humidité joue moins sur la note d'indicateur (3 points) car dans une litière la montée en température est limitée (40 à 50 °C). C'est essentiellement l'assimilation de l'azote par les micro-organismes (variable C/N) qui va contrôler les pertes.

3.6 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 31. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une valeur qualitative variant de 0 (émission forte) à 10 (émission faible). Cette valeur qualitative est associée à des quantités indicatrices de NH₃ émis en kg / m² / an à l'échelle de l'exploitation. Les quantités émises seront exprimées en kg / an lors de l'agrégation des trois sous-modules pour construire le module d'évaluation Bâtiment d'élevage.

4 Sous-module : Système volaille

En introduction de la construction de l'indicateur NH₃ nous avons vu que la production d'acide urique à la place d'urée par les volailles joue sur l'émission de NH₃. Nous avons donc sorti ce type d'élevage de l'évaluation des bâtiments d'élevage présentée dans les deux premiers paragraphes pour créer un sous-module Bâtiment d'élevage 'système volaille'.

4.1 Le choix des variables

Nous retenons les mêmes variables que pour l'évaluation du système solide, c'est à dire l'humidité de la litière (ou des déjections) et le rapport C/N. Cependant, étant donné que l'acide urique se décompose plus lentement que l'urée, la vitesse de dégradation va permettre de contrôler les émissions de NH₃ :

- en jouant sur l'humidité des déjections, leur séchage va 'bloquer' la dégradation de l'acide urique et ainsi prévenir la formation de l'urée puis du NH₃,
- en jouant sur la durée de présence des déjections dans le bâtiment, une fréquence élevée de sortie de déjections (plusieurs fois/jour) bloque de même la formation de NH₃ dans le bâtiment (Koerkamp 1994).

Les différentes techniques d'aménagement du bâtiment des volailles (abreuvoirs), la présence de litière (nature et quantité), le type d'évacuation des fientes (raclage, tapis) et le type de stockage des déjections (en fosse à l'intérieur) sont autant de pratiques qui vont déterminer l'évolution des teneurs en azote et l'humidité des déjections et donc les émissions de NH₃ (Koerkamp 1994, Koerkamp et Elzing 1996, Bodet et al. 2001). La synthèse des données disponibles en conditions françaises est présentée en annexe 2.

Les variables retenues pour évaluer les émissions de NH₃ dans les différents bâtiments de volailles sont :

- le rapport C/N, qui correspond au potentiel d'émission de NH₃,
- l'humidité des déjections liée aux différentes techniques de récupération des fientes (annexe 2),
- la fréquence de sortie des déjections du bâtiment.

Le calcul du C/N et de l'humidité est effectué de la même manière que pour les bâtiments d'élevages système solide. Cependant, dans ce sous-module les déjections liquides de canard ou de poules sont prises en compte. Les références pour construire les deux variables sont données en annexe 2.

4.2 Le mode de calcul : le système expert basé sur la logique floue

Comme pour le système solide, les variables retenues sont hétérogènes et qualitatives. Nous utilisons donc le système expert associé à la logique floue. La description détaillée de ce mode d'agrégation a été présentée lors de la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système solide. Nous allons donc voir en détail l'arbre de décision, la mise en classe des variables et la justification des conclusions des règles de décision.

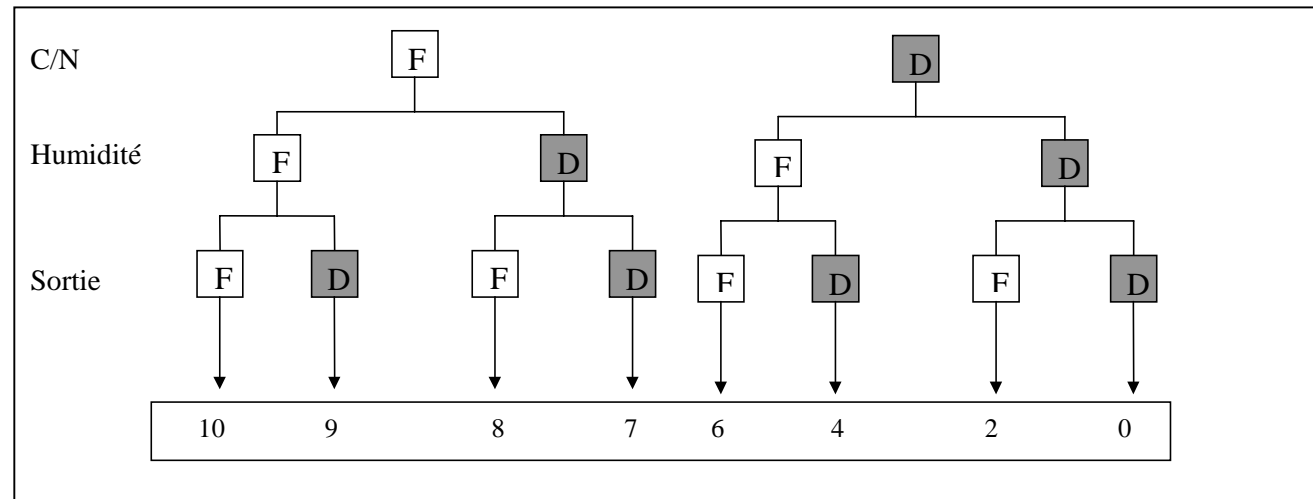


Figure 45 : Arbre de décision du sous module Bâtiment d'élevage système volaille

Variable	Valeur favorable	Valeur défavorable	Classe floue	Références
C/N	> 30	< 8 (fiente)	Droite	(Haque and Vandepopuliere, 1994)
Humidité	< 20% ou > 90%	De 55 à 65%	Courbe sinusoïdale	(Groot Koerkamp et al., 1998; Koerkamp, 1994; Koerkamp and Elzing, 1996)
Sortie des déjections	Plusieurs fois par jour	Accumulées	Tableau 33	(Koerkamp, 1994)

Tableau 32 : Les variables du sous-module Bâtiment d'élevage 'système volaille' de l'indicateur NH₃

Fréquence de sortie des déjections	Degré d'appartenance à la classe favorable
Plusieurs fois par jour	1
1 fois / jour	0,8
Tous les 2 jours	0,7
Tous les 3 jours	0,6
Tous les 4 jours	0,5
Tous les 5 jours	0,4
Toutes les semaines	0,3
Toutes les deux semaines	0,2
Toutes les 3 semaines	0,1
Tous les mois	0

Tableau 33 : Degré d'appartenance à la classe favorable de la variable Fréquence de sorties des déjections

Valeur d'indicateur	Emissions	Techniques
10	0	Pas de bâtiments Volailles
6	0,7 kg / m ² / période animaux concernés	Poules pondeuses, lisier évacué deux fois par jour = technique 'optimum' en terme de sortie des déjections
4	1,8 kg / m ² / période animaux concernés	Poules pondeuses, lisier accumulé
0,5	6,6 kg / m ² / période animaux concernés	Poules pondeuse, fientes avec optimum d'humidité et compostage dans le bâtiment = maximum d'émission dans la bibliographie

Tableau 34 : Valeurs du sous module Bâtiment Volaille et émissions de NH₃ associées (valeurs de Koerkamp et al. (1998)).

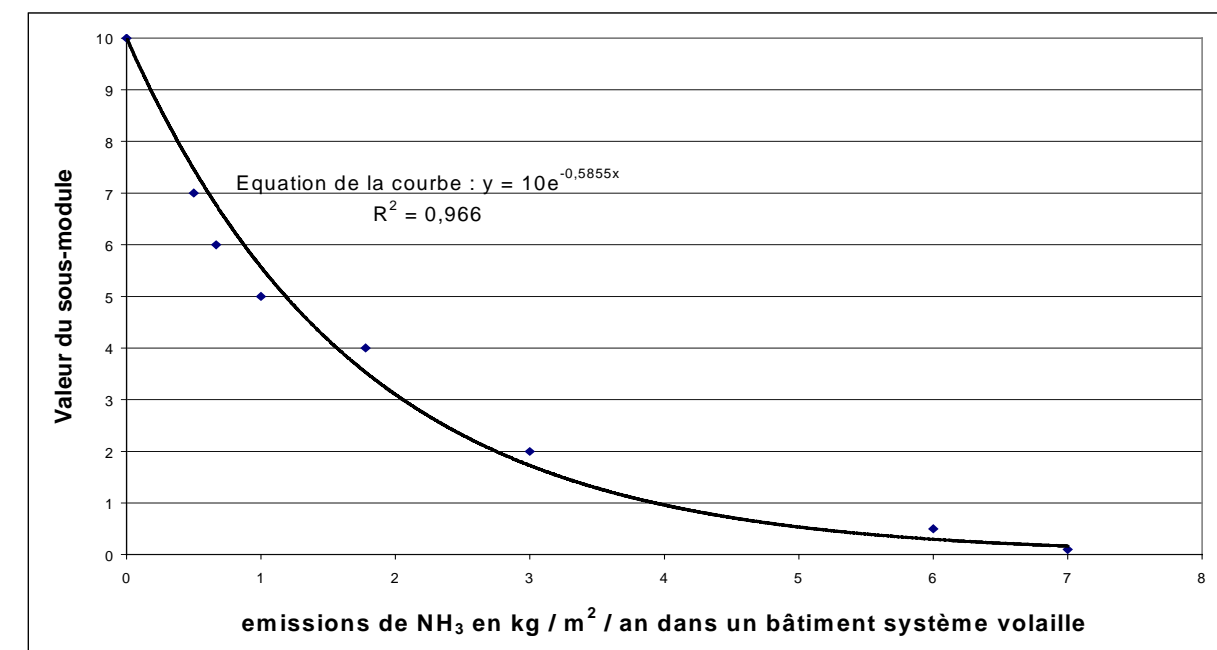


Figure 46 : Relation entre les émissions de NH₃-N en kg / m² / an et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage 'système volaille' de l'indicateur NH₃.

4.2.1 L'arbre de décision

L'arbre de décision est illustré figure 45. Il reprend les variables précédemment citées. Les valeurs de conclusion des règles de décision sont différentes de celles données pour les bâtiments système solide, elles sont détaillées à la fin du paragraphe 'Mode de calcul'.

4.2.2 La mise en classe des variables

Le choix des classes des différentes variables est présenté dans le tableau 32. Les variables C/N et humidité sont construites de la même façon que pour les litières (Cf. Partie 3 – Chapitre 2 'sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide)'). La gamme d'humidité la plus défavorable vis à vis des émissions de NH₃ se situe entre 40 et 60% (Koerkamp 1994) ce qui correspond à la classe retenue (45-55%) en considérant une zone de floue aux bornes de cette gamme.

La variable sortie des déjections est construite en utilisant des coefficients de 'favorabilité' et 'défavorabilité' aux conditions d'émissions de NH₃ suivant la fréquence de sortie des déjections. Les coefficients sont présentés dans le tableau 33. Plus les déjections sont sorties régulièrement, moins de NH₃ est émis dans le bâtiment.

4.2.3 Les valeurs de conclusion

Les valeurs de conclusion correspondent à une indication de gestion des bâtiments vis à vis des émissions de NH₃ par animal. Elles ont été attribuées en synthétisant les connaissances sur les facteurs d'émissions de NH₃ dans les bâtiments de volailles et les données d'émissions disponibles dans la littérature (Koerkamp 1994, Koerkamp et Elzing 1996, Groot Koerkamp et al. 1998, Koerkamp et al. 1998). Les valeurs d'émissions provenant essentiellement d'une même source (Koerkamp et al., 1998), elles ont été complétées par les données d'émissions européennes (Freibauer et Kaltschmitt 2000). Le tableau 34 donne les points retenus servant de référence aux valeurs de conclusion.

4.3 Sortie du sous-module Bâtiment d'élevage système volaille

La figure 46 montre le choix de la courbe associant les pertes de NH₃-N aux valeurs du sous-module. Cette courbe a été choisie en fixant différents points de référence issus de la bibliographie disponible (tableau 34).

Nous avons pris une valeur 7 correspondant à un élevage de poulets label sur litière sèche (30% d'humidité) et dont les déjections sont sorties après chaque bande et dont 50 % des déjections sont produites sur parcours. En terme d'émission, la valeur 7 est équivalente à une émission de l'ordre de 0,5 kg / m² / an et la valeur 5 à une émission de l'ordre de 1 kg / m² / an de NH₃-N. Ces valeurs sont les mêmes que celles retenues pour les bâtiments solides.

Pour les volailles avec parcours, nous affectons un coefficient de 80% aux pertes dans les bâtiments et de 20% sur le parcours. En effet, si les volailles mangent et boivent dans le bâtiment, 80% des déjections environ se retrouvent dans le bâtiment (Bodet et al. 2001). Si, l'aire de parcours est pourvu d'abreuvement, alors les émissions se sont au prorata du temps en bâtiment.

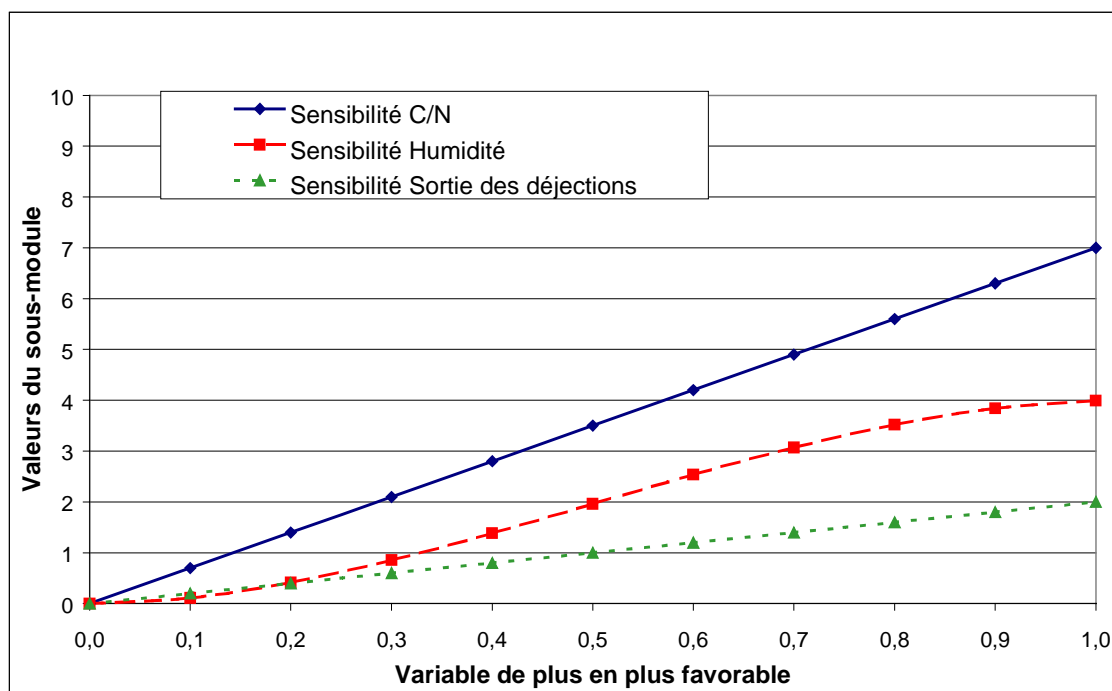


Figure 47 : Sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage système volaille quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.

Variables intervenant dans le calcul du sous-module d'évaluation 'Bâtiment système volaille'			
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires		Construction des variables du système expert
Période en bâtiment			
Type de bâtiment	Détermination sol dur / litière		
Espèce animale	Détermination de la quantité d'azote excréte ⇒ tableau 14 et annexe 2	Détermination des quantités de déjections produites et humidité ⇒ annexe 2	
Age			
Nature de la ration			
Nature de la litière			
Quantité litière			
Management du bâtiment	Détermination correction de l'humidité des déjections ⇒ annexe 2		
Nombre d'animaux	Valeur par défaut ⇒ annexe 6	Densité animal / m ²	Calcul du C/N et de l'humidité des déjections / m ²
Surface bâtiment			Détermination des valeurs de la variable ⇒ tableau 33
Sortie des déjections			

Tableau 35 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système volaille de l'indicateur NH₃

4.4 La sensibilité

La figure 47 illustre le test de sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage 'système volaille'. Le principe de construction du test est le même que celui du module bâtiment d'élevage système solide :

- la courbe pleine correspond à l'impact sur la note du sous module de la variation du C/N de 8 à 30 sachant que l'humidité est bloquée à 55 % et la litière accumulée.
- La courbe en traits discontinues correspond à l'impact sur la note du sous-module de la variation de l'humidité de 45 à 20 % ou 55% ou 90% sachant que le C/N est bloqué à 8 et la litière accumulée.
- La courbe en pointillé correspond à l'impact sur la note du sous-module des sorties de déjections sachant que le C/N est bloqué à 8 et l'humidité à 55%.

Ce test de sensibilité montre d'une part le poids important du C/N et de l'humidité comme c'est le cas dans le sous-module système solide. Cependant, la sortie des déjections permet d'augmenter la note de sous-module de 2 points.

4.5 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 35. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une valeur qualitative variant de 0 (émission forte) à 10 (émission faible). Cette valeur qualitative est associée à des quantités indicatrices de NH₃ émis en kg / m² / an à l'échelle de l'exploitation. Les quantités émises seront exprimées en kg / an lors de l'agrégation des trois sous-modules pour construire le module d'évaluation 'Bâtiment d'élevage'.

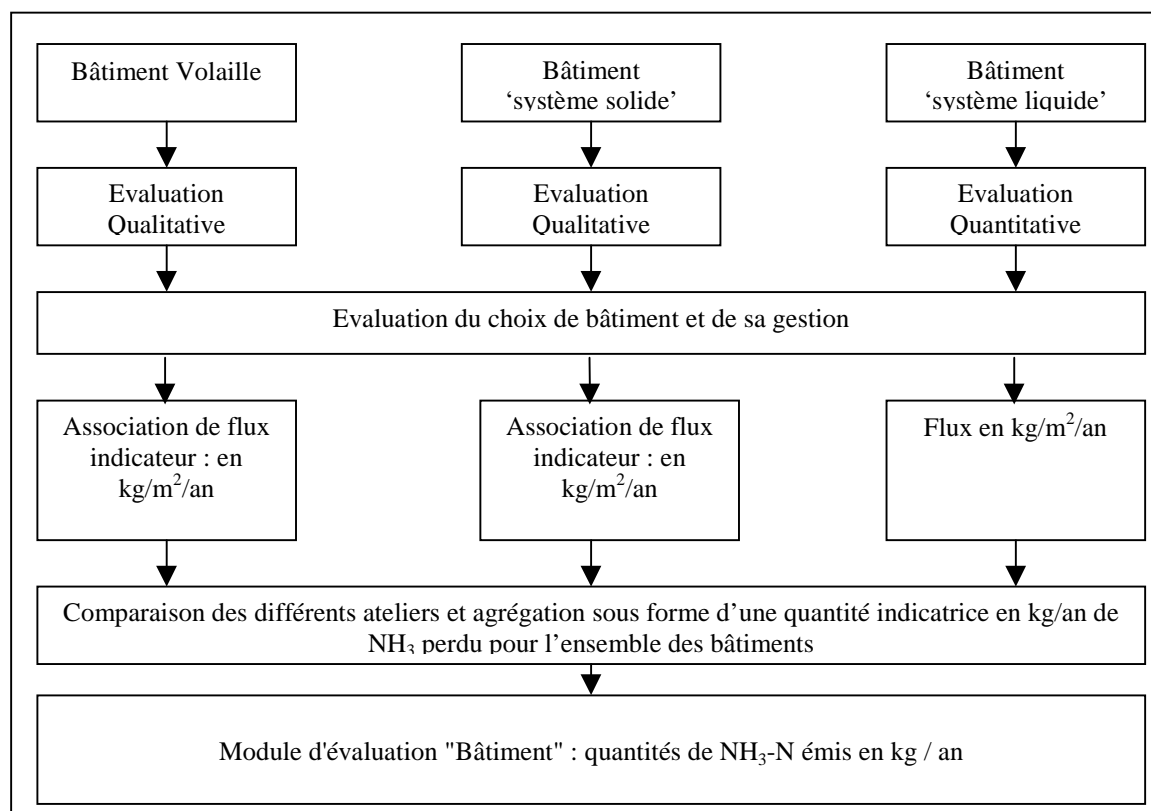


Figure 48 : Schéma de synthèse de la construction du module d'évaluation Bâtiment d'élevage de l'indicateur NH₃

Système	Période standard
	Système solide
Tous	6 mois
	Système volaille
Volailles de chairs	6 bandes / 1 an (une bande = 40 jours)
Pondeuses	1 an

Tableau 36 : Périodes standards animaux en bâtiment

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation Bâtiment d'élevage

Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires	
Période en bâtiment	Coefficient durée par rapport période standard ⇒ tableau 36	Calcul du module d'évaluation Bâtiment d'élevage pour un atelier
Type de bâtiment	Détermination note de sous-module par bâtiments	
Surface / type de bâtiments		

Tableau 37 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Bâtiment d'élevage de l'indicateur NH₃

5 Module Bâtiment d'élevage : agrégation des sous-modules d'évaluation

La figure 48 récapitule les différentes étapes de la construction du module bâtiment d'élevage et les différents niveaux d'évaluation.

Les sous-modules Bâtiment d'élevage 'système solide' et 'système liquide' sont constitués d'une évaluation qualitative, alors que le troisième présente des sorties quantitatives. Cette différence pose un problème d'agrégation des différents sous-modules nécessaire dans le cas d'exploitations agricoles présentant plusieurs ateliers. Une valeur d'indicateur unique permet de qualifier les bâtiments d'élevage dans leur ensemble pour obtenir une note globale d'indicateur NH₃.

Nous avons choisi d'associer aux valeurs qualitatives données par le système flou, une valeur d'émission quantitative pour pouvoir la comparer aux systèmes liquides. Le calcul est donc effectué en sommant les quantités émises bâtiment par bâtiment :

Sortie du module Bâtiment d'élevage de l'indicateur en kg de NH ₃ -N / an = $\Sigma (\text{Flux} * S * P)$ eq (17)

Avec : Flux : flux 'potentiel' de NH₃-N en kg/an d'un bâtiment d'élevage,

S : surface du bâtiment concerné,

P : Facteur de correction suivant le temps passé par les animaux dans chaque bâtiment. Le module est calculé sur une période standard en bâtiment sur l'année (tableau 36), un facteur correcteur peut être appliqué si la période d'élevage est plus ou moins longue.

Les valeurs d'émissions 'références' données pour les deux systèmes qualitatifs (Cf. figure 43 page 77 et figure 45 page 80) vont donc servir à transformer les notes d'indicateurs en quantités émises de NH₃. Cependant, nous avons conscience que ces valeurs d'émissions ne sont pas les sorties des sous-modules. Elles ne constituent qu'une étape pour pouvoir comparer les ateliers entre eux et obtenir une 'valeur globale' pour l'indicateur bâtiment. Les variables nécessaires au calcul global de l'indicateur sont présentées dans le tableau 37.

La sortie finale du module Bâtiment d'élevage de l'indicateur NH₃ correspond à des kg de NH₃-N / an. Cette valeur est indicatrice d'un risque d'émission de NH₃, elle doit donc être comparée à une référence pour donner une signification environnementale à ces pertes. Le choix de cette référence, note de 7/10, est détaillé lors de l'agrégation des trois modules composant l'indicateur NH₃.

B Stockage et traitement

1 Introduction

Comme nous l'avons vu en introduction de la construction de l'indicateur NH₃, l'évaluation du stockage des déjections animales à l'extérieur de l'exploitation agricole va dépendre du type de déjections : solides ou liquides. Les émissions se produisent essentiellement au début du stockage solide, la durée de stockage solide présente peu d'intérêt contrairement au système liquide (Cf. figure 33 – page 62). Par conséquent, il est nécessaire de tenir compte de la durée de stockage des effluents liquides pour évaluer les pertes de NH₃ alors que le nombre de chantiers de stockage et/ou compostage est plus important.

Nous avons choisi de scinder en 2 l'évaluation du stockage suivant les types de déjections solides et liquides suivant la même logique que le module d'évaluation Bâtiment d'élevage. La particularité des effluents volailles sera abordée dans le sous-module d'évaluation 'solide'.

2 Sous-module : Système liquide

2.1 Choix des variables

Le stockage des déjections liquides à l'extérieur de l'exploitation se fait dans des fosses. Comme pour les bâtiments d'élevage 'système liquide', il existe des modèles d'émissions de NH₃ lors du stockage des lisiers en extérieur (Olesen et Sommer 1993, Ruxton 1995, Muck et Steenhuis 1982). Les facteurs d'émission sont sensiblement les mêmes que ceux décrits dans le paragraphe Indicateur bâtiment 'système liquide' : le pH, la température, la vitesse du vent à la surface de la fosse, le TAN et la surface d'émission. Cette dernière est caractérisée par la surface de la fosse.

Cependant, différentes techniques permettent de réduire les émissions de NH₃ lors du stockage à l'extérieur du lisier :

- l'aération des déjections,
- la couverture de la fosse.

Il n'existe pas beaucoup de données sur les émissions de NH₃ lors du traitement des lisiers. D'après Béline et al. (1999), lors d'une série d'expérimentation sur l'impact de l'aération (par oxygénation) sur les pertes azotées, la majorité de l'azote est perdue sous forme de N₂ et N₂O. Ils ne retrouvent pratiquement jamais de NH₃ émis. Willers et al. (1996) trouvent des flux de NH₃ légèrement inférieur à ceux donnés pour du lisier non brassé. Dans une étude de l'agence de l'eau Loire-Bretagne, l'émission de NH₃ lors de cycles nitrification/dénitrification dans le traitement du lisier est toujours jugée négligeable (Ingenierie 1998). Logiquement les pertes de NH₃ vont avoir tendance à baisser dans le temps car l'ajout d'air favorise la nitrification dans le lisier, d'où les ions NH₄⁺ sont préférentiellement nitrifiés plutôt que volatilisés (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). La phase de dénitrification doit transformer le nitrate produit en N₂.

Selon Sommer et al. (1993), le brassage du lisier, qui correspond à une oxygénation mécanique, présente des résultats inverses, soit une augmentation des émissions de NH₃. Cependant, le lisier brassé une fois par semaine, est comparé à des lisiers couverts (où les émissions sont réduites). Cette augmentation n'est donc pas forcément due au brassage mais plus à la destruction de la croûte naturelle potentielle.

La couverture de la fosse à lisier réduit les émissions de NH₃ en bloquant le processus de transfert de NH₃ de la surface du lisier vers l'atmosphère. Plusieurs raisons sont avancées :

- La croûte naturelle, en augmentant la résistance de la surface d'émission, diminue l'impact de la vitesse du vent à la surface du lisier et ainsi réduit l'émission de NH₃ gazeux (Olesen et Sommer 1993), de même les couvertures solides (plastique, bois etc.) bloquent le dégagement de NH₃ vers l'atmosphère, l'équilibre de concentration de NH₃ gazeux à l'interface lisier/air à la surface est rapidement atteint (Cf. Partie 1 – Chapitre 2) (Sommer et al. 1993).
- les couvertures de paille vont 'immobiliser' l'azote du fait de l'apport de carbone (Xue et al. 1999).

Pour simplifier, la couverture du lisier réduit la surface d'émission de NH₃. Le mode de stockage, et plus particulièrement le mode d'apport du lisier dans les fosses à lisier joue sur cette variable. L'apport de lisier par pompage au bas de la fosse réduit significativement les émissions de NH₃ (Muck et Steenhuis 1982, Muck et al. 1984). L'apport par gravité freine la mise en place de croûte naturelle et donc produit plus de NH₃. Cependant, il est difficile de relier directement le mode d'apport aux pertes sur la base de ces seules études. Cet aspect peut être caractérisé indirectement par l'effet couverture.

En conclusion, ne pouvant disposer de l'ensemble des données demandées pour les modèles, nous avons choisi le même raisonnement pour évaluer les pertes de NH₃ que pour le module bâtiment d'élevage. L'évaluation est basée sur des flux d'émission moyens de NH₃ en g / m² / j pondérés par des coefficients de réduction de pertes suivant la gestion du lisier. Ces derniers tiennent compte de la variable couverture de la fosse et traitement du lisier avec des technologies de nitrification/dénitrification.

2.2 *Le mode de calcul*

2.2.1 L'équation

Le calcul est effectué pour chaque stockage des déjections liquides :

Emission de NH ₃ -N en kg / m ² / J = Flux de NH ₃ -N * RCF * RB	eq (18)
---	---------

Avec : Flux de NH₃-N en g / m² / jour pour un type de lisier (porcin ou bovin)

RCF : coefficient de réduction d'émission si couverture

RB : coefficient de réduction d'émission si aération

Animaux	Flux hiver	Flux été	Références
Porcin	5 g / m ² / j à 20 g / m ² / j (suivant la vitesse du vent) Valeur retenue à 10 g / m ² / j par défaut. Si la fosse est à l'abris du vent : 5g / m ² / j		(Olesen and Sommer, 1993)
Bovin	2 g / m ² / j	5 g / m ² / j	(De Bode, 1991; Freibauer and Kaltschmitt, 2000)

Tableau 38 : Flux de NH₃ lors du stockage des déjections liquides

Possibilités de réduction d'émission	Pourcentages de réduction d'émission	Références
Couverture		
Formation d'une croûte naturelle	15 %	(Hörnig et al., 1999; Sommer et al., 1993; Xue et al., 1999).
Ajout de paille à la surface	20 % à 95 % (suivant espèces et durée de présence de la couche)	
Dur	99 %	
Aération		
Nitrification/dénitrification	100 % (pendant la période d'aération)	(Ingenierie, 1998)

Tableau 39 : Réduction d'émissions de NH₃ lors du stockage des déjections liquides

Variables intervenants dans le calcul du sous-module d'évaluation 'Stockage système liquide'		
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par stockage)	Construction des variables intermédiaires	
Nombre d'animaux		
Espèce animale		
Age	Détermination des quantités de déjections produites ⇒ annexe 2	Détermination du facteur d'émission ⇒ tableau 38
Nature de la ration		
Type de bâtiment		
Surface de la fosse		
Période de stockage		
Gestion (couverture, ...)	Détermination des facteurs de correction ⇒ tableau 39	
Durée de stockage		

Tableau 40 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation stockage système liquide de l'indicateur NH₃

2.2.2 Les facteurs d'émission : le flux de NH₃

Nous ne disposons pas d'informations suffisantes pour évaluer ce flux en % de N présent dans le lisier. Il existe deux possibilités pour évaluer le flux :

- prendre les valeurs données pour les bâtiments d'élevage avec un système 100 % caillebotis et les diviser par deux (le prorata de perte de NH₃ dans les bâtiments est de 50-50 pour le sol et la fosse),
- prendre des valeurs par défaut moyenne de la bibliographie.

Nous avons retenu le deuxième mode de calcul car les données de la littérature tiennent compte des conditions climatiques quand cela est possible, de la couverture des lisiers et des pertes d'azote dans les bâtiments. Le tableau 38 donne les valeurs retenues pour les deux principaux types d'ateliers concernés : porcin et bovin. Il est possible d'attribuer des flux suivant la saison concernée pour les bovins, ce qui permet de prendre en compte indirectement la variable température.

2.2.3 Les coefficients de réduction de pertes

Le tableau 39 donne les différents coefficients de réduction d'émission de NH₃, comme pour les flux, ils proviennent de la bibliographie. Les coefficients liés aux réductions d'émissions de NH₃ suivant les croûtes naturelles et la paille sont adaptables suivant l'observation du temps de présence de la couverture. Si les croûtes naturelles du lisier sont présentes sur toute la période du stockage alors ce coefficient peut augmenter jusqu'à 80% (valeur donnée par Sommer (1992)). De même pour la paille, suivant le temps de paillage du lisier (désintégration de la paille) le coefficient varie. Par exemple, selon Hörnig et al. (1999) la paille a une durée de vie de 6 mois. Après cette période son efficacité est réduite voire nulle. De plus, les auteurs recommandent l'addition d'au moins 4 kg de paille par m² de surface d'émission.

Le coefficient de réduction des pertes par traitement ne concerne que la période où le lisier est traité. En effet, si ce dernier est stocké à la suite du traitement, alors la production et l'émission de NH₃ peut recommencer (Béline et al. 1999).

2.3 La référence

Les pertes de NH₃ sont évaluées quantitativement. Le passage à un indice variant de 0 à 10 se fait en considérant une note 10 à une émission nulle et en attribuant à la note de 7 une perte jugée négligeable ou une gestion des effluents la plus satisfaisante possible.

Il n'existe pas de données dans la bibliographie permettant d'attribuer une référence pour laquelle les pertes sont jugées négligeables. Le choix de cette référence a été fixé en tenant compte de la référence donnée pour le stockage des déjections solides (Cf. Partie 3 – Chapitre 2 'sous-module stockage 'système solide)'). Cette dernière correspond à une émission de NH₃-N de l'ordre de 1 kg / t de fumier frais par chantier de stockage. En effectuant un calcul comparatif des productions de déjections solides ou liquides par une vache laitière pendant 6 mois, nous avons fait coïncider les références 7 des deux sous-modules. Ce calcul sera détaillé lors de la construction du module d'évaluation stockage.(Cf. partie 3 – Chapitre 2)

2.4 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 40. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une valeur quantitative en kg / m² / j.

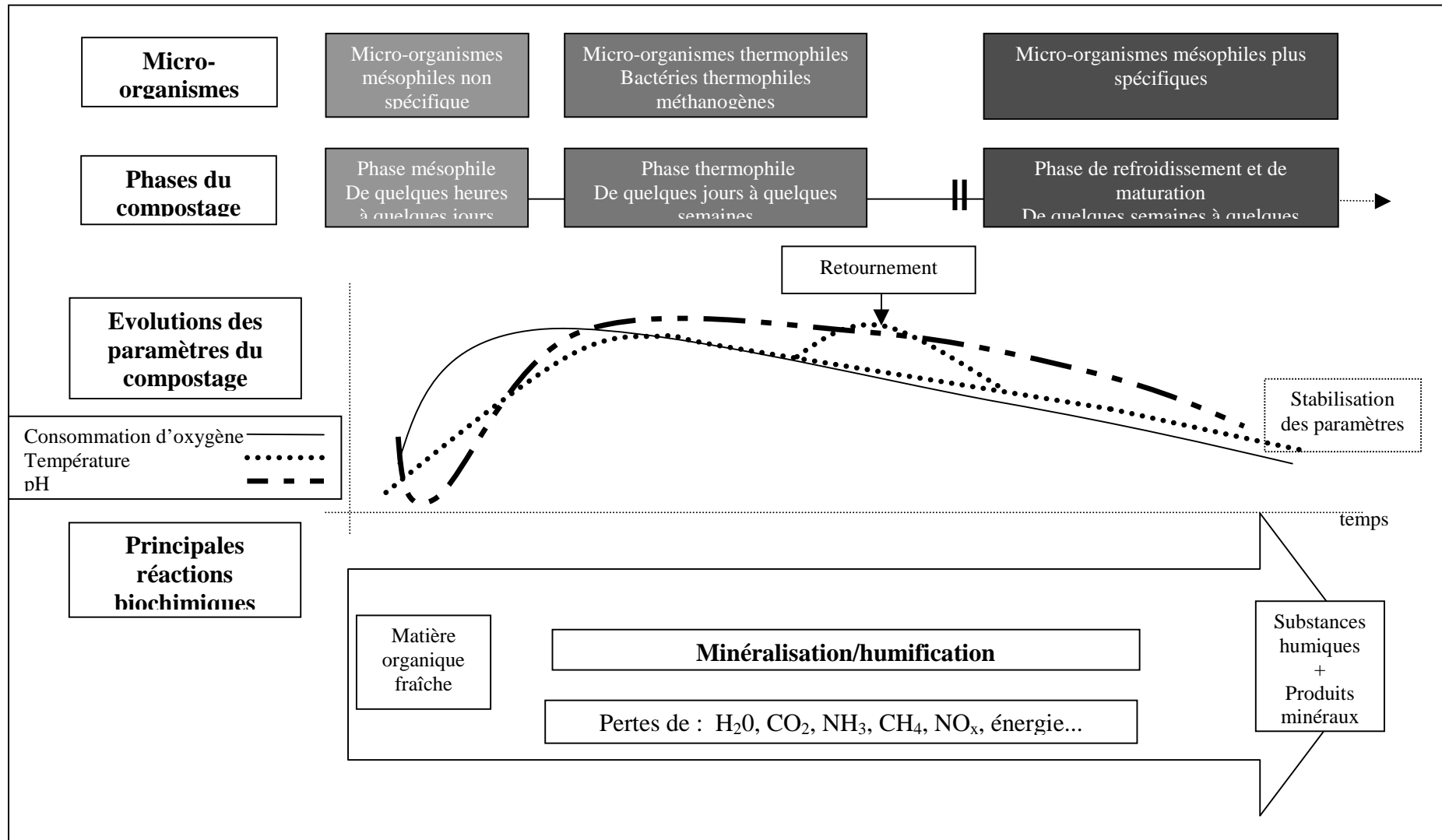


Figure 49 : Schéma de synthèse des principales réactions biochimiques et physiques lors du compostage

3 Sous-module : Système solide

Nous avons introduit le traitement des fumiers par compostage dans le sous-module Stockage système solide en considérant qu'un stockage en tas est un compostage sans retournement.

3.1 Introduction : la particularité du compostage

Le sous-module Stockage système solide évalue les techniques de compostage à la ferme d'un point de vue environnemental. Il ne tient pas compte des systèmes de compostage à l'intérieur des bâtiments (inclosed composting) ou alors dans des réacteurs (in-vessel composting). Le compostage dit de surface, épandage de fumier sans enfouissement, n'est pas considéré comme technique de compostage. Du fait de leur interdiction en agriculture biologique, les boues de station d'épuration ne sont pas retenues dans cet indicateur.

La figure 49 résume le processus de compostage d'un point de vue chimique, physique et biologique. Le compostage est un processus de dégradation de la matière organique fraîche en condition aérobie. Cette dégradation est assurée par l'action de micro-organismes. Combiné à des réactions biochimiques telles que l'ammonification et la nitrification, le compostage conduit à la formation d'éléments minéraux. Parallèlement à la dégradation de matière organique fraîche, les micro-organismes réorganisent les composés formés en substances humiques (Cf. Partie 3 – Chapitre 1). Ces processus biologiques provoquent des variations de température et de pH.

L'évolution de ces paramètres permet d'identifier 4 phases distinctes lors du compostage :

- une phase de montée en température,
- une phase appelée thermophile correspondant à des températures supérieures à 50 °C,
- une phase de refroidissement,
- une phase de maturation où la température est proche de celle de l'air ambiant.

3.2 Choix des variables

Toutes pratiques influençant la température et le pH lors du compostage vont jouer sur le dégagement de NH₃. L'élévation de température se fait via l'augmentation d'activité microbienne lors du compostage. Cet accroissement est en relation directe avec la consommation d'oxygène, facteur limitant de leur développement pendant le compostage. Ainsi, les pratiques en lien avec l'aération du tas agissent indirectement sur l'augmentation de température. De plus, plus il y aura d'azote facilement disponible dans le matériel de départ, plus le potentiel d'émission de NH₃ sera élevé (Cf. Partie 1 – Chapitre 1).

Globalement les mécanismes d'émission de NH₃ sont les mêmes dans les litières et dans les tas de compost. Seules les pratiques de gestion du tas vont introduire des facteurs de variations différents.

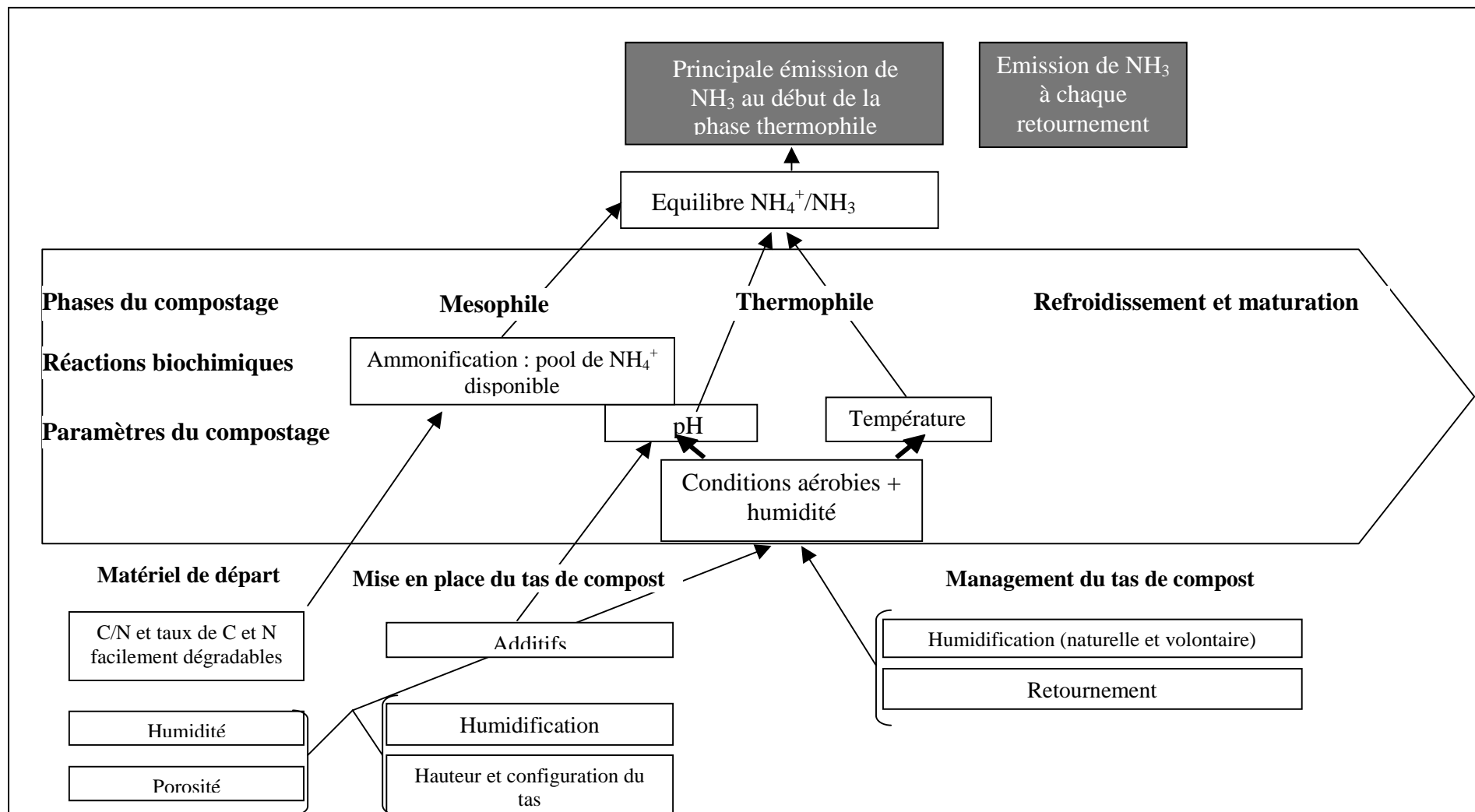


Figure 50 : Impact des pratiques de compostage sur l'émission de NH_3

La figure 50 schématise les différentes variables contrôlant les émissions de NH₃ lors du compostage :

- l'humidité et la structuration du tas de compost,
- le rapport C/N et la qualité du carbone,
- la configuration du tas,
- l'apport d'additif et d'eau,
- le retournement a un impact sur le dégagement de NH₃.

3.2.1 Les variables non retenues

Nous avons choisi de ne pas tenir compte de la hauteur et la configuration du tas dans la construction de l'indice pour plusieurs raisons :

- actuellement il y a un consensus autour de la forme 'andain' dans la pratique du compostage à la ferme,
- les hauteurs des andains sont fonction des outils utilisés, elles varient entre 1,5 m et 2 m pour des compostages à la ferme, or ces dimensions ont sensiblement les mêmes répercussions sur les montées en température.
- Les tas sur fumière ou au champ présente des hauteurs similaires et la variabilité des formes possibles ne permet pas de caractériser précisément l'impact de la variable sur l'émission de NH₃.

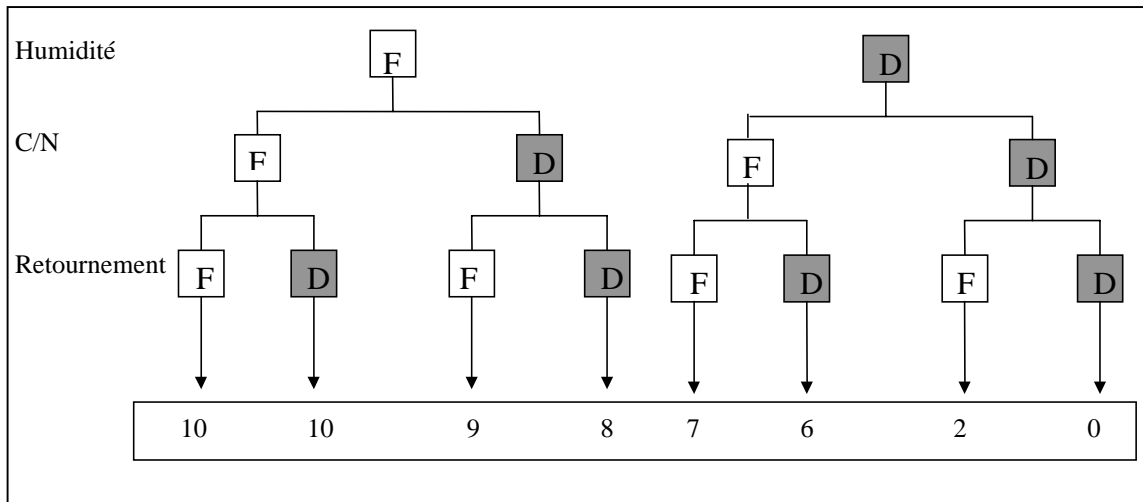
Le contrôle du pH se fait via l'addition d'additifs acides (McCrary et Hobbs 2001). Nous n'avons actuellement pas retenu cette entrée car dans la pratique les agriculteurs n'ajoutent pas d'éléments acides dans leur compost. De plus, aucune étude ne prouve la réduction d'émission de NH₃ suite à l'utilisation des préparations biodynamiques (Carpenter-Boggs et al. 2000) ou les différentes poudre de roche ajoutées (Thakur et Sharma 1998), les études se focalisant sur la minéralisation et non la volatilisation de l'azote.

L'apport d'eau dont la quantité n'est pas connue, n'est pas pris en compte. En effet, sans connaissance des quantités reçues il n'est pas possible de connaître la modification d'humidité du tas de départ. De même, toutes les techniques permettant de contrôler l'arrivée d'eau, comme le bâchage, ne sont pas retenues. Bien que critiquable, le fait de ne pas tenir compte des variations d'humidité du tas dans le temps ne nous semble pas problématique pour évaluer les émissions de NH₃. En effet, les cinétiques d'émissions de NH₃ présentées en introduction de l'indicateur NH₃, montrent que la majorité du NH₃ est émis au début du compostage en raison de la montée en température (Hansen et al. 1989, Sommer et Dahl 1999). Donc c'est essentiellement l'humidité du tas de départ qui est à considérer.

3.2.2 Les variables retenues

De l'ensemble de ces pratiques nous avons retenu 3 variables principales pour construire le sous-module :

- L'humidité du tas lors de sa mise en place. Cette variable évalue le potentiel d'élévation de température dès la mise en place du tas.
- le C/N du matériel de départ (associée au pourcentage de C facilement dégradable). Cette variable évalue le potentiel de formation 'rapide' d'ions NH₄⁺ qui pourront être volatilisés sous forme de NH₃ si les conditions s'y prêtent,
- la technique de retournement qui prend en compte le nombre et la fréquence de retournements.

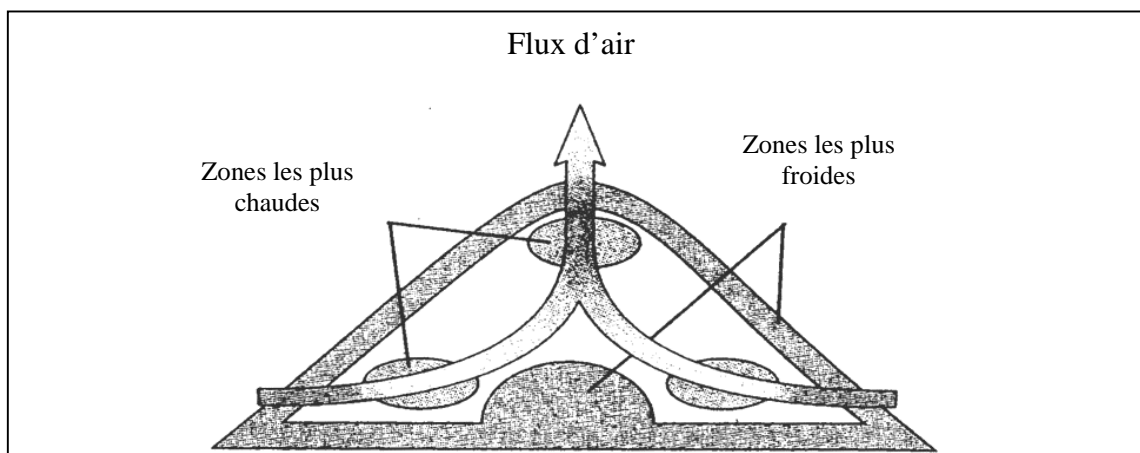


Avec **D** : Variables en conditions défavorables
F : Variables en conditions favorables

Figure 51 : Arbre de décision du sous-module stockage système solide

Variable	Valeur favorable	Valeur défavorable	Classe floue
C/N	> 30	< 5	Droite
Humidité	< 20% ou > 90%	De 45 à 55%	Courbe sinusoidale
Nombre et fréquence du retournement	1 retournement au moins une semaine après début du compostage	A partir de 5 retournements, fréquence : tous les jours dès la mise en tas	Valeur attribuée à dire d'experts : tableau 42

Tableau 41 : Variables du sous-module Stockage système solide



Source : d'après Gobat et al, (1998)

Figure 52 : Ventilation dans un tas de compost : 'Effets cheminées'

A chaque retournement, on observe un pic dans les flux de dégagement de NH₃ dû à une brusque augmentation de température et à la libération des ions NH₄⁺ contenus jusque là à l'intérieur du tas (Tamura et al. 1999). La fréquence se justifie par le fait que les dégagements de NH₃ se font principalement au début du compostage, phase active de dégradation et donc de production de NH₄⁺.

Les deux premières variables ne sont pas construites de la même façon que pour les litières en bâtiment d'élevage (Cf. Partie 3 – Chapitre 2 'sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide''). En effet, pour tenir compte des pertes en bâtiments, nous prenons des valeurs standards françaises provenant d'analyse de déjections à la sortie des bâtiments (annexe 2). De plus l'exploitant peut ajouter des matériaux à composter comme des déchets verts aux déjections initiales. Les C/N et l'humidité de différents matériaux sont en annexe 8.

3.3 Le mode de calcul : système expert basé sur la logique floue

L'élaboration du sous-module Stockage 'système solide' repose sur l'utilisation d'un système expert basé sur la logique floue comme pour la litière en bâtiment d'élevage. Le choix de ce mode d'agrégation est du principalement au manque de données quantitatives et à l'hétérogénéité des variables retenues.

3.3.1 L'arbre de décision

L'agrégation des 3 variables est illustrée sur la figure 51 représentant l'arbre de décision du sous-module stockage système solide. A la différence des sous-modules bâtiments d'élevage système solide et volaille, la variable C/N a moins de poids comparée à la variable humidité. Ce choix est dicté par l'importance de cette dernière dans la montée de la température du tas de compost.

L'aération du tas de compost et la montée en température qui en résulte sont dues à un effet de ventilation dans le tas, appelé effet cheminée (figure 52) (Gobat et al. 1998). Cet effet dépend de la forme du tas (rapport Surface / Volume) et des conditions initiales du matériel de départ dont l'humidité. Une bonne humidité de départ (et porosité) va permettre une bonne montée en température du tas. La chaleur produite active l'effet cheminée et augmente la pénétration de l'air dans le tas. Cette dernière active en retour l'activité des micro-organismes et donc la montée en température. A la différence du système litière (surface d'émission plane), la forme 'tas' du fumier stocké à l'extérieur augmente cet effet. Les températures dans un tas de compost peuvent monter jusqu'à 70-80°C (Mustin 1987) alors que dans une litière la température maximale est de l'ordre de 40-50°C (Kapuinen 2001).

3.3.2 La mise en classe des variables

La deuxième étape de la construction du calcul du sous-module est la mise en classe des trois variables. Le tableau 41 résume le choix des classes favorables (peu d'émission de NH₃), défavorables (fortes émissions de NH₃) et de la classe intermédiaire.

i. L'humidité et le rapport C/N

Nous avons gardé le classement établi lors de la construction du sous-module bâtiment d'élevage système solide. Seule la borne défavorable de la variable C/N est modifiée. Elle correspond à une valeur de C/N de 5, valeur minimale de la bibliographie (annexe 8).

Fréquence	1jour – 3 jour	3 jours – 1 semaine	1 semaine – 2 semaines	2 semaines - 3 semaines	3 semaines - 4 semaines
Nombre de retournement					
0	0,9	0,9	1	1	1
1	0,8	0,9	1	1	1
2	0,6	0,7	0,8	0,9	1
3	0,3	0,5	0,6	0,7	0,8
4	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
5	0	0,1	0,2	0,3	0,3
6	0	0	0	0,1	0,1
7	0	0	0	0	0

Tableau 42 : Coefficients d'appartenance à la valeur favorable de la variable 'Retournement'

Valeur d'indicateur	Emissions en kg NH ₃ / t de produit frais	Compostage	Référence
10	0	Pas de stockage	
9,1	0,2	Fumier bovin Non retourné	(Petersen et al., 1998)
8,1	0,4	Fumier bovin, litière et fumier de raclage (C/N de 22) Non retourné	(Romer et al., 1994)
6,1	2	Fumier porcin Non retourné	(Petersen et al., 1998)
6	1,46	Fumier porcin (pailleux) Non retourné	(Romer et al., 1994)
1,8	7,2	Fumier porcin (mou) Traité de façon aérobie	(Kirchmann and Lundvall, 1998)

Tableau 43 : Valeurs du sous module stockage système solide et émissions de NH₃ associées

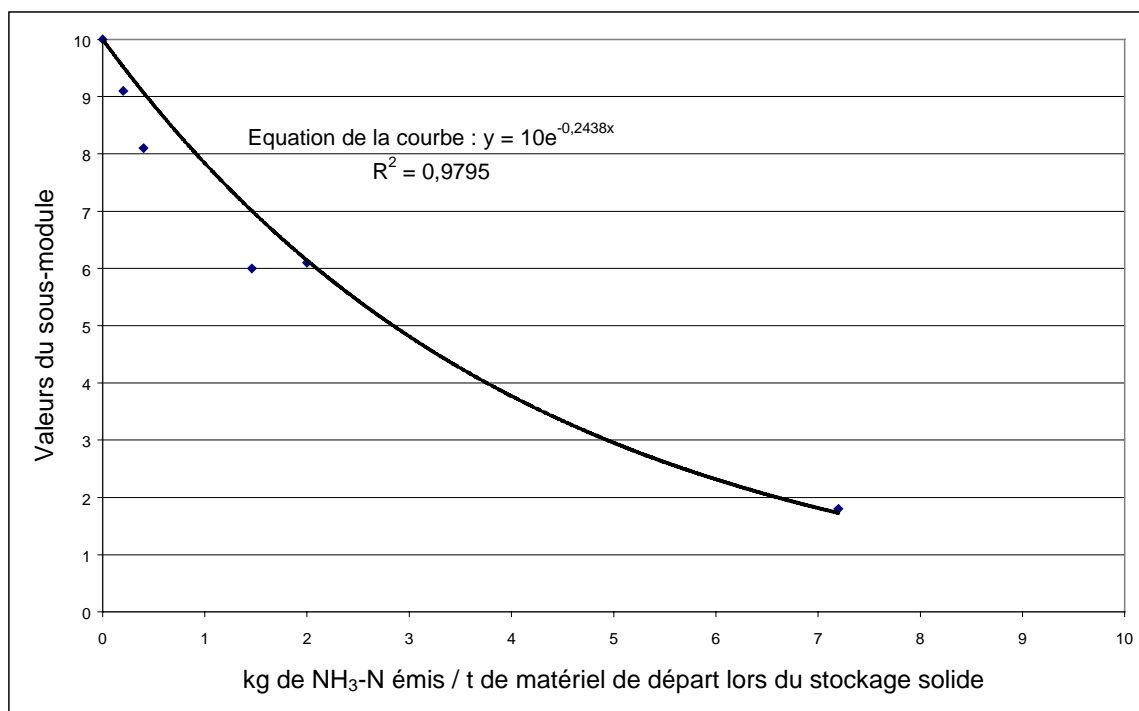


Figure 53 : Relation entre les émissions de NH₃-N en kg / t de matériel de départ et les notes du sous-module stockage système solide de l'indicateur NH₃.

ii. Le retournement

La variable retournement est élaborée en croisant le nombre de retournements effectués lors du compostage et leur fréquence. Nous avons croisé ces deux entrées et attribué des degrés d'appartenance aux conditions favorable et défavorable. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 42. Elles ont été expertisées par M. Godden spécialiste du compostage de l'université libre de Bruxelles.

Jusqu'à deux retournements et suivant la fréquence de retournement, nous considérons que la variable est favorable. Après 5 retournements, la variable devient défavorable. En effet, des études sur le fumier de volaille montrent qu'au bout de 4 à 5 retournements la dégradation de la matière organique n'est plus accélérée et l'azote est volatilisé sans bénéfice agronomique (Aubert 1998).

3.3.3 Les valeurs de conclusions

Les valeurs de conclusion retenues proviennent de la synthèse d'informations de la bibliographie (Kirchmann 1985, Jakobsen 1987, Kirchmann et Witter 1989, Dewes 1995, Sommer et Dahl 1999, Moller et al. 2000, Amon et al. 2001b, Beck-Friis et al. 2001, Hellebret et Kalk 2001, Sommer 2001).

La note 7 correspond à un scénario de compostage jugé dans la pratique comme un bon compostage présentant peu de pertes (Hacala 1998, 1999) :

- Le matériel de départ : fumier de bovin provenant d'une litière paillée à 7 kg / animal / jour avec un C/N de l'ordre de 20 à 30 et une humidité de 70 à 80 %.
- La mise en place du tas : pas d'addition d'eau,
- La gestion : 2 retournements à une semaine d'intervalle.

Sur la figure 51 (arbre de décision), la note 7 peut être obtenue avec une humidité totalement défavorable si les deux autres variables sont totalement favorables. En effet, bien que le maximum de points soit obtenu dans des cas où le tas ne composte pas, cette technique peut présenter des avantages environnementaux si l'azote contenu dans le tas est immobilisé. Ainsi, bien que le tas monte en température, la quantité de carbone permet de bloquer la perte d'azote suffisamment rapidement pour qu'un minimum de NH₃ soit émis.

Nous avons calé les valeurs de conclusions avec des valeurs de pertes de NH₃ suivant différents stockages afin d'illustrer notre choix (tableau 43). La référence 7 correspond à une émission de l'ordre de 1- 1,5 kg de NH₃ émis / t de fumier frais. Ces valeurs seront discutées dans la dernière partie du mémoire (validation).

3.4 Sortie d'indicateur

La figure 53 illustre les points retenus pour choisir les différentes valeurs de conclusion des règles de décision (tableau 43). Cette courbe permet de mettre en relation les notes du sous-module stockage système solide avec des estimations de quantités émises de NH₃-N en kg / t de produit initial frais. Nous avons choisi cette unité car il n'existe pas assez de données de flux pour caler l'indicateur. De plus, dans la pratique il nous semble très difficile d'établir la surface d'émission des tas de fumier ou compost.

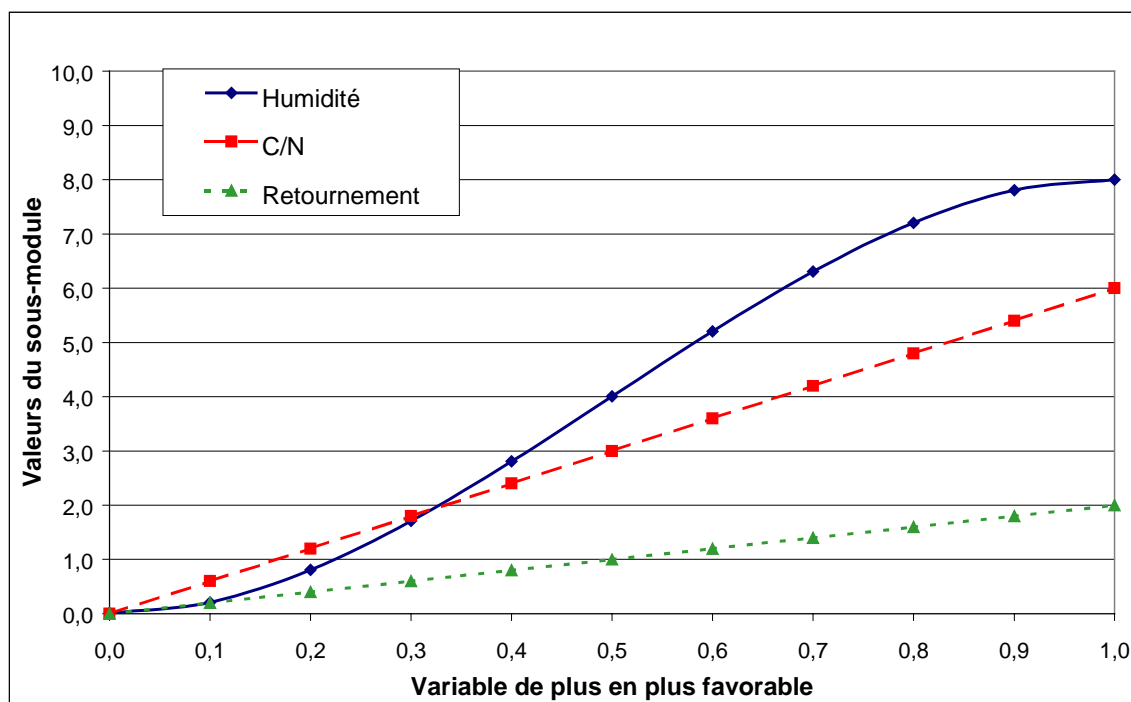


Figure 54 : Sensibilité du sous-module stockage 'système solide' quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.

Variables intervenant dans le calcul du sous-module d'évaluation stockage 'système solide'		
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par stockage)	Construction des variables intermédiaires	Construction des variables du système expert
Déjections produites sur l'exploitation		
Quantité de déjections stockées	Calcul d'après volume produit / période / animaux ⇒ annexe 2	
Espèce animale		
Age	Détermination des quantités de déjections produites, humidité et C/N ⇒ annexe 2 et 8	Calcul du C/N et de l'humidité du matériel à stocker
Nature de la ration		
Nature de la litière		
Quantité litière		
Apport de matériel extérieur		
Quantité		
Qualité	Détermination du C/N et humidité ⇒ annexe 7 et 8	
Retournement du tas		Détermination des valeurs de la variable ⇒ tableau 42

Tableau 44 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation stockage 'système solide' de l'indicateur NH₃

3.5 Sensibilité

La figure 54 illustre le test de sensibilité du sous-module stockage système solide :

- la courbe pleine correspond à l'impact sur la note du sous module de la variation du C/N de 8 à 30 sachant que l'humidité est bloquée à 55 % et le nombre de retournement est supérieur à 7, ces deux variables prennent donc des valeurs défavorables,
- La courbe en trait discontinu correspond à l'impact sur la note du sous-module de la variation de l'humidité de 20 à 45 % ou 55% ou 90% sachant que le C/N est bloqué à 8 et le nombre de retournements supérieur à 7.
- La courbe en pointillé correspond à l'impact sur la note du sous-module de la variation du nombre de retournements (de 0 à 7 et plus) sachant que le C/N est bloqué à 8 et l'humidité à 55%.

L'analyse de ces tests fait ressortir l'importance de la variable humidité quand les variables sont en situation défavorables. Une variation de 10 % d'humidité dans le matériel de départ peut faire augmenter le sous-module de 4 points dans des gammes d'humidité allant de 70 % à 80%. En premier lieu, nous pourrions penser que cette sensibilité est excessive, mais elle semble être justifiée dans la pratique. En effet, d'après des données de l'institut technique de l'élevage, un fumier de stabulation entravée paillé à 3 kg de pailles/VL/jour présente une humidité moyenne de 81 % et un fumier de stabulation libre paillé à 6-7 kg de pailles/VL/jour présente une humidité moyenne de 78 %. Or, une étude, réalisée par les chambres d'agriculture de Meurthe-et-Moselle et des Vosges, montre qu'un fumier peu pailleux (3-4 kg de pailles/UGB/jour) atteint une température de 50°C mais ne s'y maintient pas, alors qu'un fumier pailleux (6-7 kg de pailles/UGB/jour) atteint une température de 70°C et se maintient au-dessus de 50 °C pendant plusieurs jours.

Nous pouvons donc garder cette variable dans l'état en calculant l'humidité du matériel de départ grâce à des données moyennes. Dans la pratique, cela semble logique car aucun exploitant agricole (ou très peu) ne réalise d'analyse de matériaux à composter. Le retournement a un faible poids dans la sensibilité de l'indicateur (2 points d'indicateur). Ce résultat est logique étant donné que son impact est secondaire par rapport au choix du matériel de départ. Ce dernier détermine les pertes d'azote au début du compostage, moment où les pics d'émission sont les plus forts.

3.6 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 44. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une valeur qualitative variant de 0 (émission forte) à 10 (émission faible). Cette valeur qualitative est associée à des quantités indicatrices de NH₃ émis en kg / t / an à l'échelle de l'exploitation

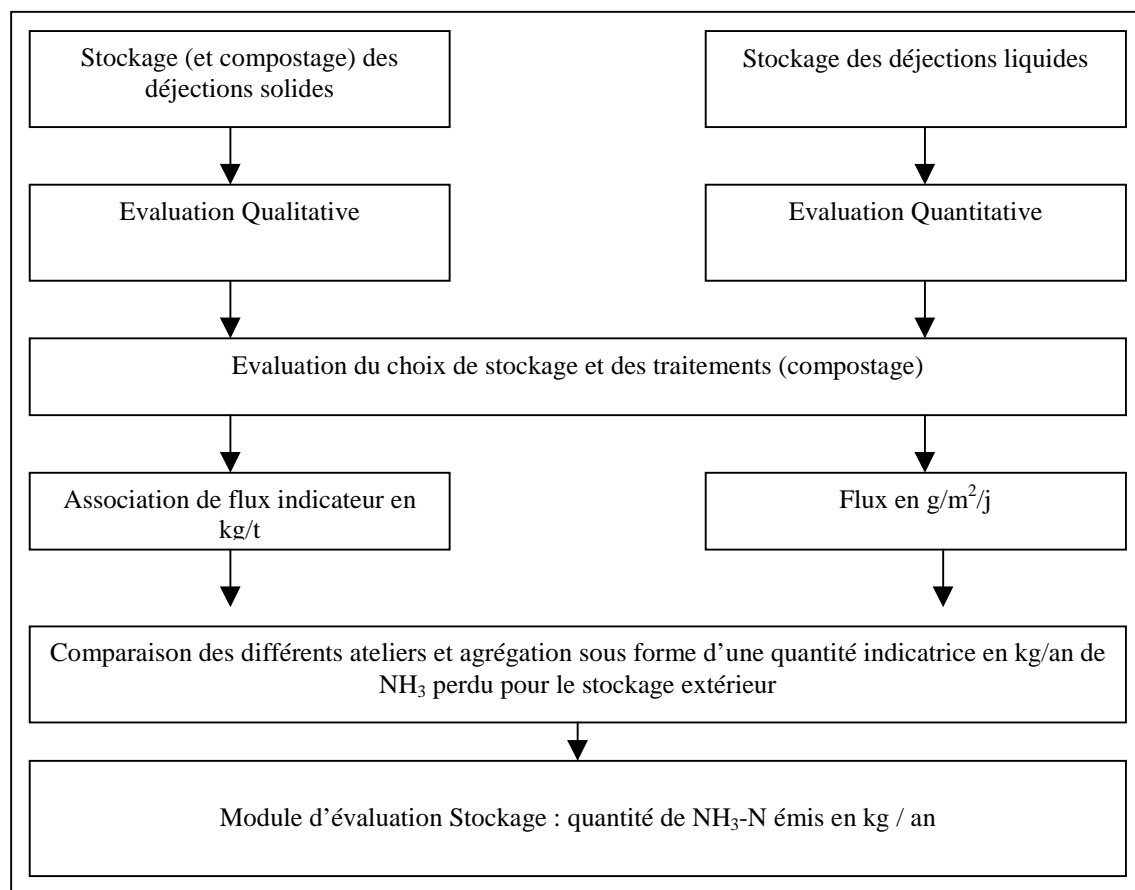


Figure 55 : Schéma de synthèse de la construction du module d'évaluation Stockage de l'indicateur NH₃

Variables intervenants dans le calcul du module d'évaluation Stockage

Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires	
Nombre de stockages et périodes		
Calcul chantier / chantier de stockage		
Type de stockage : liquide/solide	Détermination note de sous-module par chantier de stockage	Calcul du module d'évaluation Stockage pour un atelier
Quantités de fumier produit / chantier	Détermination du nombre de jours de fumier stocké + quantités produites / j / ax ⇒ annexe 2	
Durée du stockage liquide		
Surface de la fosse		

Tableau 45 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Stockage de l'indicateur NH₃

4 Module Stockage : agrégation des sous-modules d'évaluation

La figure 55 récapitule les différentes étapes de la construction du module stockage et les différents niveaux d'évaluation.

L'agrégation des deux sous-modules pose les mêmes problèmes que celle des bâtiments d'élevage : un sous module est qualitatif et l'autre quantitatif. Nous avons donc choisi d'associer aux valeurs qualitatives données par le système flou, une valeur d'émission quantitative pour pouvoir le comparer aux systèmes liquides comme pour le module bâtiment. Puis, le calcul est effectué en sommant les quantités émises chantier de stockage par chantier de stockage :

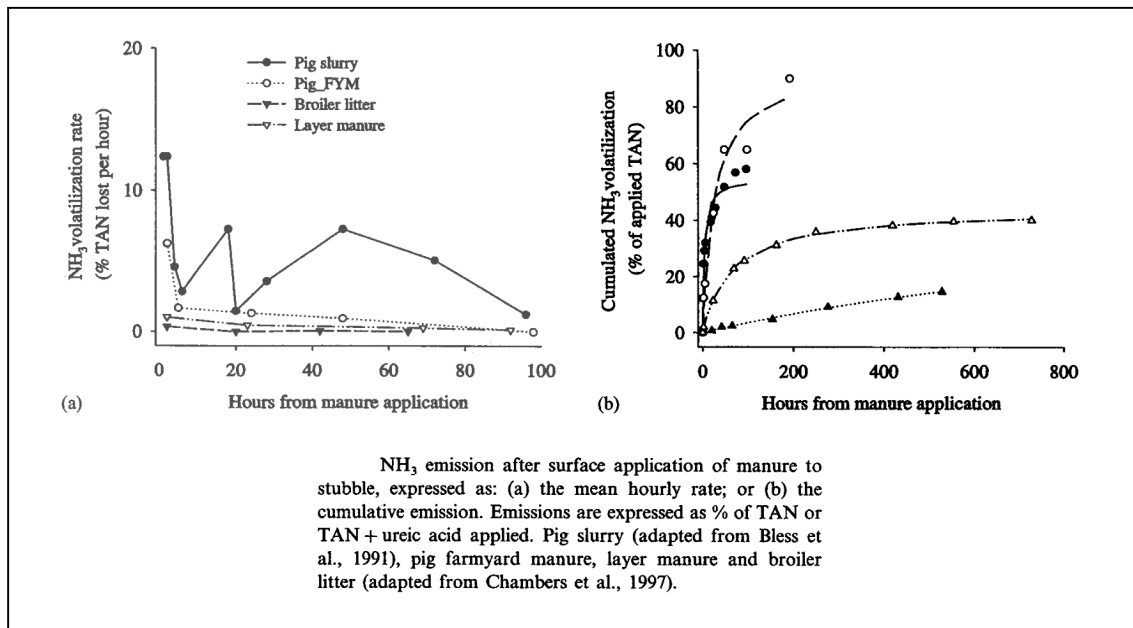
$$\text{Module Stockage} = \Sigma(\text{Stock liquide } i * D) + (\text{Stock solide } i * Q) \quad \text{eq (19)}$$

Avec Stock liquide *i* : Flux moyen de NH₃ du stockage liquide en kg/j
 D : durée de stockage du liquide
 Stock solide *i* : Flux moyen de NH₃ du stockage solide en kg/t
 Q : quantité de solide stocké et/ou composté

Les valeurs d'émissions 'références' données pour le sous-module stockage système solide (Cf. figure 53 Page 89) servent à transformer les notes d'indicateurs en quantités émises de NH₃. Les valeurs d'émission ne sont pas les sorties des sous-modules mais des valeurs indicatrices permettant l'agrégation des sous-modules. Les variables nécessaires au calcul global de l'indicateur sont présentées dans le tableau 45.

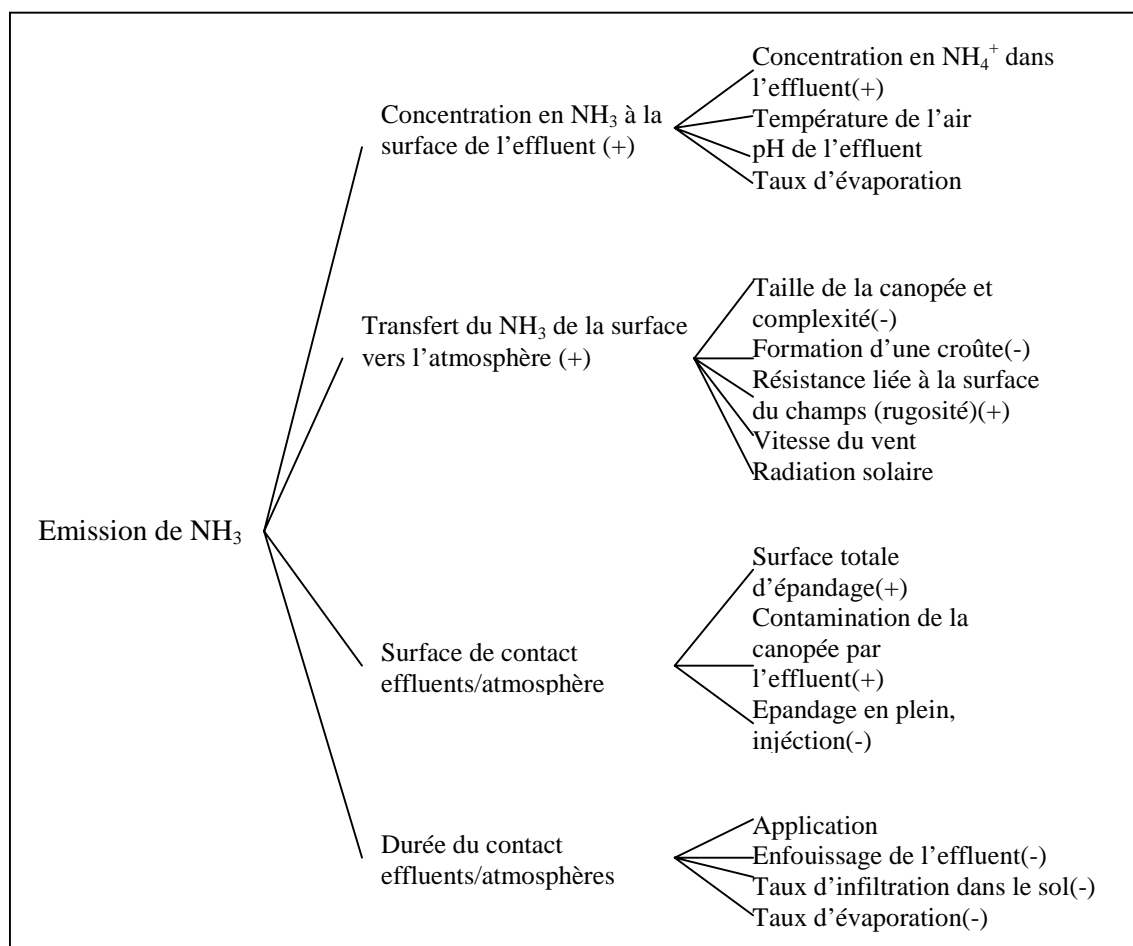
Pour uniformiser les références des sous-modules, nous avons choisi de donner une référence au sous-module stockage système liquide qui correspond au 7 du sous-module stockage solide. Ainsi, nous considérons que, dans le cas d'un stockage solide, il est possible d'émettre moins de 7 kg de NH₃ pour 7 t de fumier produit par une vache laitière sur 6 mois (Cf. annexe 2). Etant donné que 11 m³ d'effluent correspond à 6 mois de déjections liquides d'une vache laitière, le stockage liquide ne doit pas excéder 7 kg d'émission de NH₃. Cependant, les déjections étant stocké plus longtemps sous forme liquide que sous solide, nous considérons que sur 6 mois le système liquide ne doit pas émettre plus de 3,5 kg. D'où, pour une fosse de 2,5 m de profondeur, une valeur référence 7 du sous-module stockage système liquide équivaut à 4,5 g / m² / j, soit un stockage de lisier bovin en été recouvert légèrement par de la paille.

La sortie finale du module stockage de l'indicateur NH₃ correspond à des kg de NH₃-N / an. Cette valeur est indicatrice d'un risque d'émission de NH₃, elle doit donc être comparée à une référence pour donner une signification environnementale à ces pertes. Le choix de cette référence, note de 7/10, est détaillé lors de l'agrégation des trois modules composants l'indicateur NH₃.



Source : Sommer and Hutchings (2001)

Figure 56 : Cinétiques d'émissions de NH₃ lors de l'épandage d'effluents organiques



Source : Sommer and Hutchings (2001)

Figure 57 : Facteurs contrôlant l'émission de NH₃ lors de l'épandage d'effluent organique

C Epandage

Dans le module d'évaluation épandage, nous tenons compte des matières organiques sous forme solide (fumier, compost) et liquide (lisier) épandues sur les terres cultivées et les prairies ainsi que des restitutions directes des déjections lors du pâturage.

La construction du module est divisée en deux parties suivant les deux modes d'apport :

- l'épandage des déjections animales stockées,
- les restitutions directes lors du pâturage.

1 Epandage sur prairie et terre cultivée

Les mécanismes d'émission du NH_3 sont présentés dans la seconde partie de ce mémoire. A la différence des deux précédents modules d'évaluation, bâtiment et stockage, le substrat organique responsable des émissions de NH_3 est constitué des déjections animales et du sol. Les variables à retenir pour évaluer les pertes de NH_3 vont donc dépendre à la fois des déjections apportées, du type de sol et de l'interaction déjections/sol (Svensson 1994).

Les cinétiques d'émission du NH_3 lors de l'épandage de différents effluents sont présentées figure 56 (Sommer et Hutchings 2001). La majorité du NH_3 est émis dans les premières heures de l'apport des effluents. En raison de la baisse de NH_3 disponible (perte par volatilisation, infiltration dans le sol, immobilisation) à la surface du sol, rapidement le NH_3 gazeux de la surface du sol est en équilibre avec le NH_3 gazeux de l'atmosphère à l'interface du sol. Le transfert par convection du NH_3 vers l'atmosphère s'arrête (Cf. Partie 1 – Chapitre 2)].

1.1 Choix des variables

La figure 57, extraite d'un article de synthèse de Sommer et Hutchings (2001), résume l'ensemble des facteurs directs jouant sur les émissions de NH_3 (deuxième colonne) et des facteurs indirects (troisième colonne). Dans la majorité des cas, à chaque facteur est attribué un signe + ou -, ils indiquent l'augmentation (+) ou la diminution (-) des émissions de NH_3 . Nous allons voir l'impact des différents facteurs pour dégager les variables dont il faut tenir compte pour évaluer les pertes de NH_3 .

1.1.1 La nature de l'effluent

La teneur en azote facilement volatilisable, le pH et la matière sèche sont les principales variables des déjections ayant un impact sur l'émission de NH_3 lors de l'épandage. Plus la concentration en TAN (total ammoniacal nitrogen) est importante et le pH élevé, plus il y a de NH_3 gazeux dans le substrat (Cf. Partie 1 – Chapitre 2). Ainsi, les pertes initiales de NH_3 sont corrélées, juste après l'épandage, à une forte teneur en TAN de l'effluent. Cependant, étant donné les pertes de N par la volatilisation, l'infiltration de l'effluent dans le sol et en dernier lieu l'immobilisation, la teneur en TAN de l'effluent épandu décroît dans le temps entraînant l'arrêt de la volatilisation (Sommer et Hutchings 1995).

Toutes les pratiques permettant de contrôler l'excrétion d'azote des animaux vont donc permettre de réduire les émissions de NH_3 à l'épandage (Sommer et Hutchings 2001).

Le rôle de l'alimentation animale sur le contrôle de l'excrétion de N dans les déjections a été abordé dans la construction de l'indicateur N₂O.

La teneur en matière sèche de l'effluent joue sur la capacité d'infiltration de l'effluent après son application. Sommer et Olesen (1991) concluent qu'entre 4 % et 12 % de matière sèche pour un lisier de vache, l'émission de NH₃ augmente linéairement sur une période de 6 jours en ne tenant pas compte des facteurs du milieu. Au-dessous, le lisier est si liquide que la variation du taux de matière sèche n'entraîne pas de variations de pertes de NH₃. Et inversement, au-dessus l'infiltration est difficile d'où les pertes de NH₃ ne sont plus sensibles au taux d'infiltration et donc à la matière sèche de l'effluent. En gardant l'ensemble des facteurs de variations des émissions (pH, température), l'émission de NH₃ suivant le taux de matière sèche du lisier sur 6 jours a tendance à suivre une courbe en cloche (Sommer et Olesen 1991).

Pour conclure, le lisier de porc, moins visqueux que le lisier de vache, est moins émetteur que le lisier de vache. Les déjections de volaille, en raison de forts TAN, peuvent présenter de très forts taux de volatilisation de NH₃. Cependant, en raison de la décomposition de l'acide urique plus ou moins prononcée lors de l'épandage (Cf. Partie 1 – Chapitre 2), la variabilité des pertes est importante (Sommer et Hutchings 2001).

1.1.2 L'application

En premier lieu, la dose d'application de l'effluent en jouant sur la quantité de TAN apporté à l'hectare, est la première variable à retenir vis à vis de la technique d'épandage. Elle conditionne la teneur en azote à l'interface sol/effluent.

Selon Svensson (1994), il semble qu'il n'y ait pas de lien entre la dose d'application et l'augmentation de NH₃ volatilisé en % du TAN appliqué. Cependant Sommer et al. (2002) monte une corrélation négative entre la dose d'application et le % de N perdu: plus la quantité de déjection épandue est grande, moins les pertes de NH₃ en % de TAN appliqué sont importantes.

Les facteurs climatiques, comme la température, l'humidité de l'air, la vitesse du vent et la radiation solaire sont déterminés en fonction de la période d'application. L'ensemble de ces facteurs joue, d'une part sur la concentration en NH₃ gazeux à l'interface sol/effluent et d'autre part sur le transfert de NH₃ vers l'atmosphère (Cf. Partie 1 – Chapitre 2 et figure 57).

La radiation solaire influence les émissions de NH₃ :

- en augmentant les turbulences de l'atmosphère, elle augmente le transport de NH₃.
- en augmentant l'évaporation du lisier, elle concentre le NH₃,
- en augmentant la température, elle favorise la formation de NH₃ gazeux à l'interface sol/effluent (Sommer et Hutchings 2001).

L'effet de la température est une conséquence de la radiation solaire. Les émissions de NH₃ sont corrélées exponentiellement à l'augmentation de température durant les premières heures de la volatilisation du lisier (Sommer et al. 1991). Ainsi, si l'épandage se déroule en période chaude, les risques de volatilisation de NH₃ sont accrus. La vitesse du vent influence le transport du NH₃ vers l'atmosphère. Cependant, à partir d'une certaine vitesse, il semble que le vent ne soit plus un facteur augmentant de l'émission de NH₃ (Sommer et al. 1991).

La pluie dilue le NH₃ dans l'effluent, réduisant le taux d'émission de NH₃. Cependant, cette réduction est temporaire et les émissions peuvent augmenter durant l'évaporation

(Sommer et Hutchings 2001). Cet effet est différent pour les effluents solides : elle peut augmenter les émissions en favorisant la minéralisation si le fumier est très sec à la base.

Le mode d'application des déjections va jouer d'une part sur le temps d'exposition de l'effluent à la surface du sol et d'autre part sur le % de surface présentant une interface sol/effluent sur l'ensemble de l'aire d'épandage (Sommer et al. 1991, Svensson 1994). Ainsi, toutes les techniques permettant d'introduire directement l'effluent dans le sol ou de l'enfouir juste après son application, vont réduire les émissions de NH₃. (Malgeryd 1998). De plus, travailler le sol avant épandage augmente l'infiltration et la résistance du sol (rugosité), donc diminue les risques de volatilisation (Sommer et Ersboll 1994).

1.1.3 La surface d'épandage

Thompson et al. (1990) démontrent que l'épandage de lisier de vache sur une prairie augmente de 1,5 fois les émissions de NH₃ comparé à un sol nu. La rétention de l'effluent par la canopée favorise l'émission de NH₃.

Les caractéristiques physico-chimiques du sol, dont la CEC et l'humidité, influence l'émission de NH₃ (Sommer et Hutchings 2001). Actuellement, il n'existe pas de relation clairement définie entre la CEC et l'émission de NH₃, bien qu'en toute logique une forte CEC représente un puits d'azote dans le sol (Cf. Partie 1 – Chapitre 2).

1.1.4 Conclusion

Les caractéristiques de l'effluent épandu, le moment et le type d'application représentent les principales variables dont il faut tenir compte pour estimer le risque d'émission de NH₃.

1.2 Le mode de calcul

1.2.1 L'équation

Bien que Sommer et Hutchings (2001) concluent que seule l'utilisation de modèles mécanistes simples peut permettre de prévoir l'émission de NH₃ lors de l'épandage de lisier, nous n'avons pas retenu l'utilisation de ce type de modèle pour calculer cet indicateur. En effet, les modèles disponibles nécessitent de nombreuses données de terrain, comme le modèle très complet de Générmont (1996). Les modèles empiriques, basés sur une analyse statistique sont plus simples d'utilisation bien qu'incapables de déterminer tous les mécanismes d'émission du NH₃.

Nous avons retenu un calcul basé sur l'utilisation de facteurs d'émission. Le calcul est effectué pour un épandage donné (noté i), i.e. défini par le type de fumier et le jour de d'application, puis sommé pour l'ensemble des épandages effectués sur la parcelle considérée dans l'année :

$$\text{NH}_3 \text{ émis en kg / ha / an pour une parcelle donnée} = \sum_{i=1}^n (\text{dose de Ni} * \text{FE}_i) \quad \text{eq (20)}$$

Avec dose de Ni = quantité d'azote ammoniacal (facilement volatilisable) épandu en kg de TAN / ha lors de l'épandage i, soit la dose d'effluent épandu en t (ou m³) à l'hectare multipliée par la teneur en TAN d'effluent.

FE_i = facteur d'émission de NH₃ lors de l'épandage i en % de TAN volatilisé

Type de lisier	Période d'épandage	Dose appliquée	kg de NH ₃ émis en % du TAN appliqué pour différents modes d'application		
			Epandage en plein	Rampe	Enfouissement
Lisier de Vache : - 8 % de MS - 1 g/kg de N min	1 / 11 – 31 / 03	< 20 t / ha	70	38	6
		20 à 40 t / ha	64	35	5,5
		> 40 t / ha	59	32	5
	1 / 04 – 31 / 05 et 1 / 09 – 31 / 10	< 20 t / ha	80	43	7
		20 à 40 t / ha	73	40	6,5
		> 40 t / ha	67	36,5	6
	1 / 06 - 31 / 08	< 20 t / ha	91	50	8
		20 à 40 t / ha	83,5	45,3	7,3
		> 40 t / ha	76,5	41,5	6,7
Lisier de Porc : - 4,9 % de MS - 2,6 g/kg de N min	1 / 11 – 31 / 03	< 20 t / ha	36,5	20	3,2
		20 à 40 t / ha	33,5	18	3
		> 40 t / ha	30,5	16,5	2,7
	1 / 04 – 31 / 05 et 1 / 09 – 31 / 10	< 20 t / ha	41,5	22,5	3,5
		20 à 40 t / ha	38	21	3,3
		> 40 t / ha	35	19	3
	1 / 06 - 31 / 08	< 20 t / ha	47,5	25,7	4,2
		20 à 40 t / ha	43,5	23,5	3,8
		> 40 t / ha	40	22	3,5

Tableau 46 : Exemple de facteurs d'émissions de NH₃ lors de l'épandage de lisier de vache et de porc d'après le modèle de Sommer et al (2002).

Type de fumier	NH ₃ émis en % du TAN appliqué		
	Non enfoui	Enfoui dans les 24 heures	Enfoui dans les 5 jours
Fumier en général	60	30	48
Fumier poules pondeuses	40	12	28
Fumier issu de litière de volaille	35	3,5	/

Tableau 47 : Facteurs d'émissions de NH₃ lors de l'épandage de fumier d'après Chambers et al (1998)

La teneur en TAN de chaque effluent est calculée en se servant d'une part des données standards françaises de composition d'effluents d'élevage suivant l'alimentation, les bâtiments et le stockage (annexe 2) et des estimations d'azote dit disponible dès apport dans ces effluents (annexe 2). Nous avons essayé de tenir compte au maximum des variations d'azotes suivant les bâtiments et l'intensité du stockage.

1.2.2 Les facteurs d'émissions pour les lisiers de vache et de porc

Mis au point par un groupe de chercheurs participant à une action concertée européenne : Ammonia Loss from Field-Applied Manure (ALFAM), un modèle empirique synthétise l'ensemble des connaissances concernant l'application de lisier de vache et de porc. Il permet d'expliquer une grande part de la variation d'émission de NH₃ lors de l'épandage (Sommer et al. 2002). Il tient compte de :

- l'humidité du sol,
- la température de l'air,
- la vitesse du vent,
- des caractéristiques du lisier (nature, matière sèche et TAN)
- des différentes techniques d'application et travail du sol.

Pour déterminer les facteurs d'émission de NH₃ des lisiers de vache et de porc, nous nous sommes servis du modèle. Le calcul des quantités de NH₃ émises en % de TAN appliqué a été effectué en faisant varier les différentes variables précédemment fixées.

Nous considérons que le sol est sec et que la vitesse du vent est de l'ordre de 3 m/s. Le modèle différencie le lisier de porc et celui de vache.

Comme exemple, nous avons pris un lisier mixte de porc de fosse extérieur et un lisier de bovin dilué provenant d'aire couverte. Le pourcentage de matières sèche et la teneur en TAN sont issus de données standards françaises (annexe 2). Pour chaque lisier, le calcul est effectué pour des températures moyennes françaises représentant les quatre saisons (annexe 3)

De plus, nous avons calculé les émissions de NH₃ suivant le mode d'application du lisier, i.e. l'épandage en plein, l'épandage par rampe, l'incorporation du lisier après épandage à chaque période de l'année pour les deux lisiers.

Les facteurs d'émission issus du calcul sont présentés dans le tableau 46. Ils varient donc suivant le type de lisier épandu, la date d'application (par saison) et le mode d'application.

1.2.3 Les facteurs d'émissions et de corrections pour les fumiers, composts et effluents de volailles

Chambers et al. (1999) ont mis au point un calcul des émissions de NH₃ suite à l'application de fumier et d'effluents de volailles. Il est basé sur l'utilisation de coefficients d'émissions de NH₃ suivant le type de fumier provenant de travaux expérimentaux (Chambers et al. 1997, Menzi et al. 1997). Contrairement au modèle utilisé pour les lisiers, ces facteurs d'émissions reposent sur peu de données d'expérimentations et sont ainsi plus incertains. Ils varient suivant le type de fumier utilisé (volaille ou non) et son délai d'incorporation.

Nous avons retenu les mêmes facteurs d'émissions à défaut de données plus précises. Ils sont présentés dans le tableau 47.

Variables intervenant dans le calcul du module d'évaluation Epandage		
Données à récupérer sur l'exploitation agricole (par atelier animal)	Construction des variables intermédiaires	
<i>A récupérer par parcelles concernées</i>		
Surface en ha		
Quantité de fertilisant organique épandu		
Type de fertilisant organique épandu	Détermination de la quantité de N épandue en kg ⇒ annexe 2	Détermination du facteur d'émission ⇒ tableau 46 et 47
Date d'épandage		
Mode d'épandage		
Pâturation	Détermination du facteur d'émission	
Espèce animal en pâture		
Age animal en pâture	Détermination de la quantité de N restituée directement en kg ⇒ annexe 2	
Chargement		
Durée		

Tableau 48 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Epandage sur terres cultivées et prairies de l'indicateur NH₃

2 Le pâturage

2.1.1 Système bovin

Pour les systèmes bovins sur prairies, Pervanchon (2000) a utilisé un mode de calcul basé une équation permettant de définir la quantité d'azote excrété directement en fonction des jours de pâture. Cette équation a été mise au point par Farruggia et al. (2001) in (Pervanchon 2000) :

$N \text{ excrété} = 0,335 * j\text{pât} + 2,5 * 10^{-4} (j\text{pât})^2$	eq (21)
---	---------

Avec N excrété = quantité d'azote déposée en kg / ha /an
 Jpât = jour de pâturage sur la base de 24 heures.

Une vache laitière passe environ 4 heures à la traite, il est donc nécessaire de revoir le calcul en prenant une valeur de 20/24 UGB. Environ 33% des rejets se font sous forme de fèces et 66% d'urine. Sachant que seulement 10% de l'azote est volatilisable dans les fèces, à peu près 3 % de cet azote va être émis. Presque 100 % de l'azote de l'urine (80%) est sous forme volatilisable et 16% de celui-ci est émis sous forme de NH₃ (Pervanchon 2000).

2.1.2 Autres systèmes

Le mode de production biologique impose des parcours aux volailles et aux truies. Pour les volailles, il semble que lorsqu'elles ont accès à un bâtiment d'élevage, la majorité des déjections (80%) est produite à l'intérieur du bâtiment. Nous n'avons pas de données pour calculer les pertes de NH₃ à l'extérieur. Il est possible de tenir compte des valeurs attribuées aux fientes séchées données dans le sous-module bâtiment d'élevage de volailles.

Pour les truies, il existe quelques données. Ainsi, une valeur moyenne de l'ordre de 13 g / truie / jour pour les truies et les porcelets peut être retenue (Sommer et al. 2001), sachant que le minimum est à 3 g et le maximum à 87 g. Nous gardons cette valeur car elle est confirmée par une étude de Williams et al. (2000) qui donnent une émission de l'ordre de 11 g / truie / jour.

Freibauer et Kaltschmitt (2000) donne des coefficients de 2 g / animal / jour pour les moutons et chèvres et 6,5 g pour les chevaux.

3 Conclusion

Les variables retenues sont résumées dans le tableau 48. La variable de sortie de ce module d'évaluation correspond à une quantité de NH₃ émis en kg / ha / an à l'échelle de l'exploitation. Elle correspond à la moyenne pondérée par les surfaces de chaque parcelle concernée, le calcul étant effectué parcelle par parcelle.

La détermination de la référence de ce module d'évaluation est détaillée dans le paragraphe expliquant la référence globale de l'indicateur NH₃. La sensibilité de ce module est intégrée dans le test global de sensibilité de l'indicateur NH₃.

	Module Bâtiment	Module Stockage / Compostage	Module Epannage
Sorties	En kg / an / exploitation valeurs	En kg / an / exploitation valeurs	En kg / an / ha
Echelle	Exploitation	Exploitation	Parcelle
Source de pollution	Ponctuelle	Ponctuelle	Diffuse

Figure 58 : Caractéristiques des trois modules d'évaluation de l'indicateur NH3

Chapitre .3 : Agrégation et référence

A Agrégation des modules d'évaluation

Il existe 4 niveaux d'agrégation de l'information dans la construction de l'indicateur NH₃. La première est celle utilisée à l'intérieur des différents sous-modules. La deuxième, qui a conduit à la formation des différents modules de l'indicateur, a nécessité d'introduire un aspect quantitatif aux valeurs obtenues dans les sous-modules. Nous avons donc 'caler' les notes d'indicateur à des émissions potentielles de NH₃. Ces deux premiers niveaux d'agrégation ont conduit à la formation de trois modules d'évaluation : les bâtiments d'élevage, le stockage des déjections et l'épandage. Les caractéristiques des modules sont présentées figure 58. Deux modules sont des sources ponctuelles d'émissions de NH₃ (sur l'aire de l'exploitation), le bâtiment et le stockage alors que le module épandage représente une pollution diffuse. La troisième agrégation consiste à assembler les sources ponctuelles en sommant les quantités émises en kg / an. Il reste donc deux modules à assembler : les sources ponctuelles et les sources diffuses. Ce dernier niveau d'agrégation est lié au choix de la référence 7 de l'indicateur global NH₃.

B Détermination de la référence

1 Impact environnemental du NH₃ : notion de taux critique

La référence 7 correspond à un seuil de tolérance au-dessus duquel, les émissions de NH₃ sont jugées acceptables pour l'environnement. Nous devons donc définir en premier lieu l'impact du NH₃ sur l'environnement d'un point de vue qualitatif mais aussi quantitatif.

Au niveau mondial, de nombreuses études ont été menées pour déterminer :

- les sources d'émissions de NH₃ (Svensson 1994, Sutton et al. 1995, van der Peet-Schwering et al. 1999, Misselbrook et al. 2000, Lee et Dollard 1994, Koerkamp et al. 1998, Leneman et al. 1998, Hutchings et al. 2001),
- le transport des molécules dans l'atmosphère (Singles et al. 1998, Ferm 1998),
- le mode de déposition sur le couvert végétal et les surfaces en eau (Fowler et al. 1998, Asman 1998),
- l'impact environnemental à différentes échelles (Dragosits et al. 2002, Couling 1997) .

De la synthèse bibliographique de ces études, il ressort que le concept le plus utilisé pour qualifier et quantifier la déposition de NH₃ et surtout son impact sur l'environnement est la notion de taux critique. Ce dernier représente une valeur seuil au-dessous de laquelle la déposition de NH₃ ne va pas présenter de problème ni d'acidification, ni de modification du couvert végétal.

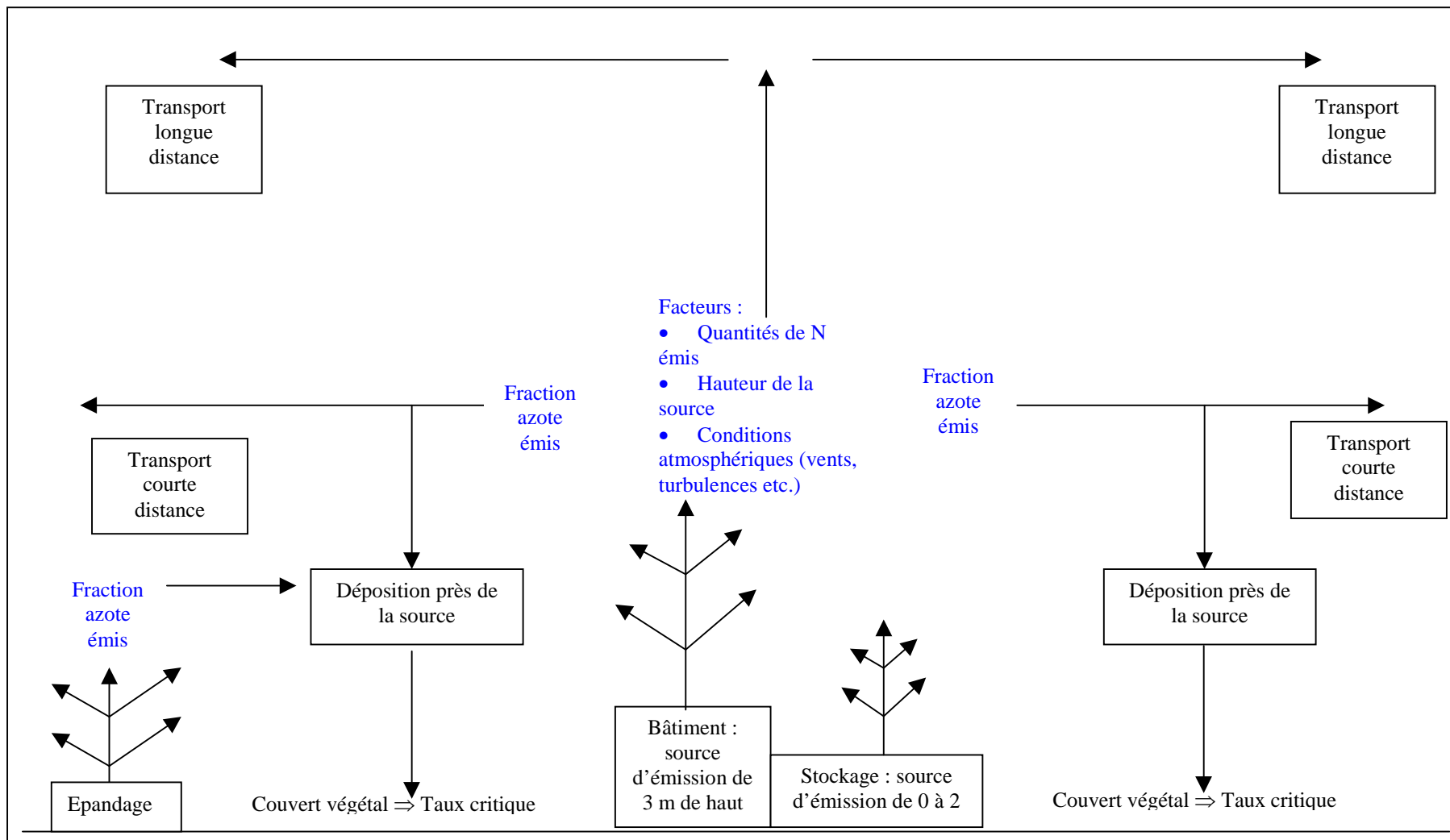


Figure 59 : Emissions de NH_3 à partir de sources ponctuelles et diffuses et principes de déposition

Ce taux critique est défini suivant deux méthodes :

- une approche empirique, qui relie la sensibilité de différents écosystèmes aux dépositions d'ammoniac,
- un modèle sommant les apports d'azote et leur destruction (cycle de l'azote) qui va ainsi donner un taux d'azote dit de 'saturation' (Kuylenstierna et al. 1998).

Quelle que soit l'approche retenue, le taux critique va représenter une quantité d'azote 'maximum' que peut supporter un écosystème ou agro-écosystème sans présenter de dégradation. Ce taux va donc être différent suivant la végétation concernée. Dans les milieux semi-naturels, il varie généralement entre 5 et 35 kg / ha (Bobbink, 1996). Le concept de taux critique va donc nous servir à 'caler' les quantités émises de NH₃ sur l'exploitation en note d'indicateur.

Pour lier une émission de NH₃ globale sur l'exploitation à une quantité déposée en kg / ha / an, il est nécessaire d'une part de déterminer :

- les quantités déposées de NH₃,
- la surface de déposition pour ramener les quantités à l'hectare.

2 Mécanismes de déposition du NH₃

Les différents modèles et articles de synthèse proposés dans la littérature donnent des indications sur les émissions de NH₃ des sources ponctuelles, leur transport et leur déposition (Asman 1998, Dragosits et al. 1998, Singles et al. 1998, Sutton et al. 1998, Loubet et Cellier 1999, Dragosits et al. 2002, Pitcairn et al. 2002).

La figure 59 synthétise l'émission et la déposition du NH₃ lors du :

- transport longue distance : l'azote est transporté sur des distances pouvant aller jusqu'au millier de kilomètres,
- transport courte distance : une fraction de l'azote est déposée à proximité immédiate de la source d'émission.

Généralement, la majorité de l'azote déposé à proximité de la source d'émission est sous forme sèche (Asman et al. 1998, Fowler et al. 1998). Suivant de nombreux facteurs dont la hauteur de la source d'émission, les conditions atmosphériques et la résistance opposée par le couvert végétal, une fraction plus ou moins importante de NH₃ est déposée près des sources d'émission (Asman et al. 1998, Loubet et Cellier 1999, Mosier 2001).

Dans un premier temps, nous avons pensé utiliser le modèle de déposition d'Asman (1998) pour définir la déposition de NH₃ aux abords des sources ponctuelles. L'auteur a modélisé les émissions de NH₃ et leur déposition (sèche) à proximité de la source d'émission. Asman (1998) donne des résultats de simulation de ce modèle pour deux sources, une à 3 m (bâtiments d'élevage) et une à 1 m (stockage), en faisant varier les conditions atmosphériques et la résistance du couvert végétal. Les résultats de la simulation correspondent à une fraction d'azote déposé par rapport à l'azote émis et un périmètre où cet azote a été déposé dans des conditions atmosphériques moyennes pour l'Europe de l'Ouest et un couvert végétal de type cultivé.

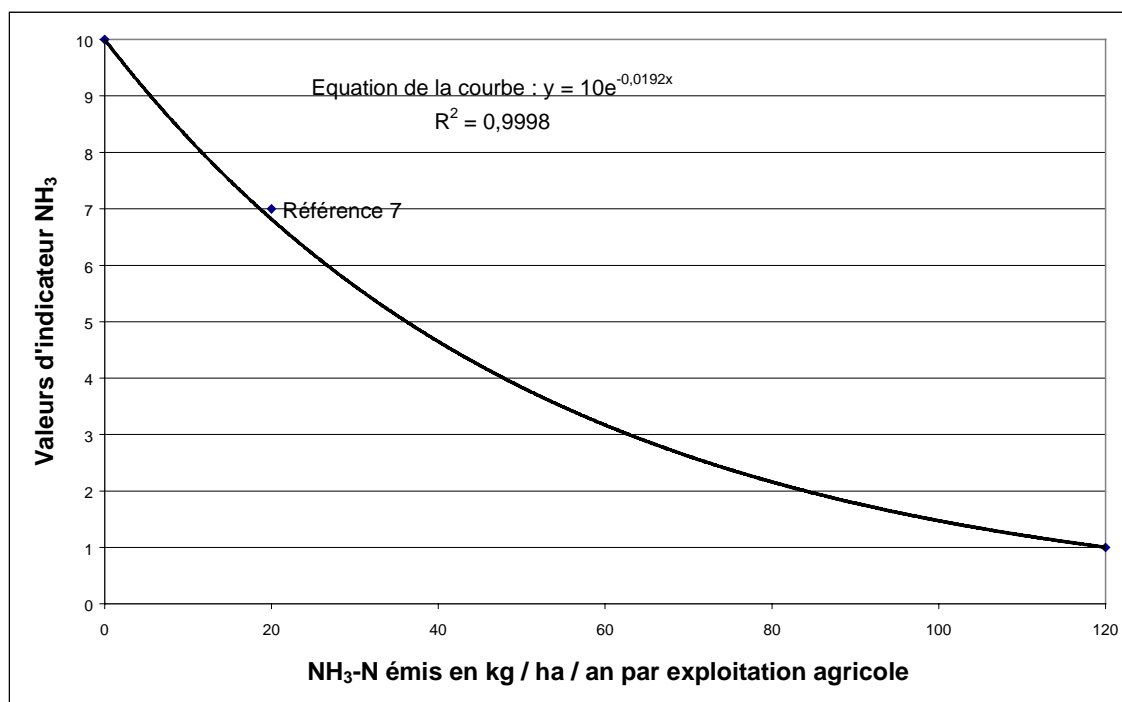


Figure 60 : Relation entre les émissions de NH₃-N en kg / ha / an par exploitation agricole et les valeurs de l'indicateur NH₃

L'hypothèse de base était de se servir de ces données en considérant que les bâtiments d'élevage et le stockage ne doivent pas émettre une quantité d'azote dont la fraction sèche déposée aux alentours de l'exploitation est supérieure au taux critiques d'azote défini en valeur référence. De même des données étaient disponibles dans la littérature pour la déposition à proximité d'épandage (Sutton et al. 1998, Loubet et Cellier 2001).

Cependant, nous n'avons pas retenu ce calcul pour différentes raisons :

- ce type d'évaluation ne tient pas compte de l'impact global des émissions de NH₃, i.e le transport à plus longue distance,
- les données nécessaires au calcul pour obtenir des valeurs précises ne sont pas disponibles (conditions atmosphériques),
- l'incertitude sur les fractions est très importante en raison des turbulences (Asman et al. 1998), de la résistance du couvert végétal (Loubet et Cellier 1999).

3 Le mode de calcul de la référence

Pour agréger l'indicateur NH₃, nous avons finalement retenu un système simple basé sur le concept de taux critiques pour déterminer la référence :

- les quantités de NH₃ émis par les sources ponctuelles à l'échelle de l'exploitation sont sommées puis divisées par le nombre d'hectare de SAU,
- les quantités de NH₃ émis par les sources diffuses à l'échelle de la parcelle sont agrégées en faisant la moyenne pondérée au prorata de la surface de chaque parcelle.

Nous obtenons une valeur en kg de NH₃-N émis / ha / an pour chaque source d'émission. Ces deux valeurs sont ensuite sommées pour obtenir une valeur globale de NH₃ émis en kg / ha / an moyenne à l'échelle de l'exploitation agricole.

Bobbink et al. (1998) donnent des valeurs de taux critique d'azote déposé suivant la sensibilité de différents milieux, ils varient de 5 à 35 kg / ha / an. Nous avons choisi 20 kg / ha / an comme taux critique de référence qui correspond aux quantités maximums que peut recevoir une forêt (Kuylenstierna et al. 1998) et une valeur moyenne de l'ensemble des milieux semi-naturels. Ainsi, nous considérons que si l'azote émis par une exploitation agricole excède les quantités responsables de dégradation des milieux semi-naturels alors cette dernière présente un risque pour l'environnement.

Le figure 60 illustre le lien entre les points d'indicateur NH₃ et les quantités émises par une exploitation agricole en kg de NH₃-N / ha / an. La référence 7 est à 20 kg / ha / an. Nous avons choisi de nouveau une courbe exponentielle pour tenir compte d'exploitation émettant beaucoup de NH₃. Si une exploitation émet plus de 100 kg de NH₃-N / ha / an, valeur qui correspond au taux critique des milieux cultivés d'après Kuylenstierna et al. (1998), alors la note d'indicateur est 1,5/10.

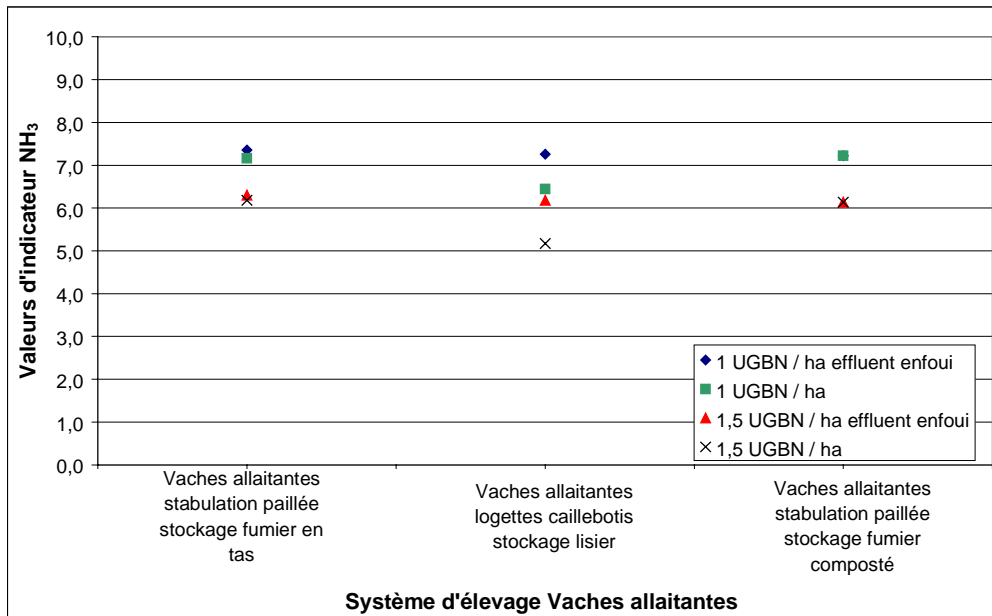


Figure 61 : Sensibilité de la note d'indicateur NH₃ à différents systèmes d'élevage Vache allaitante

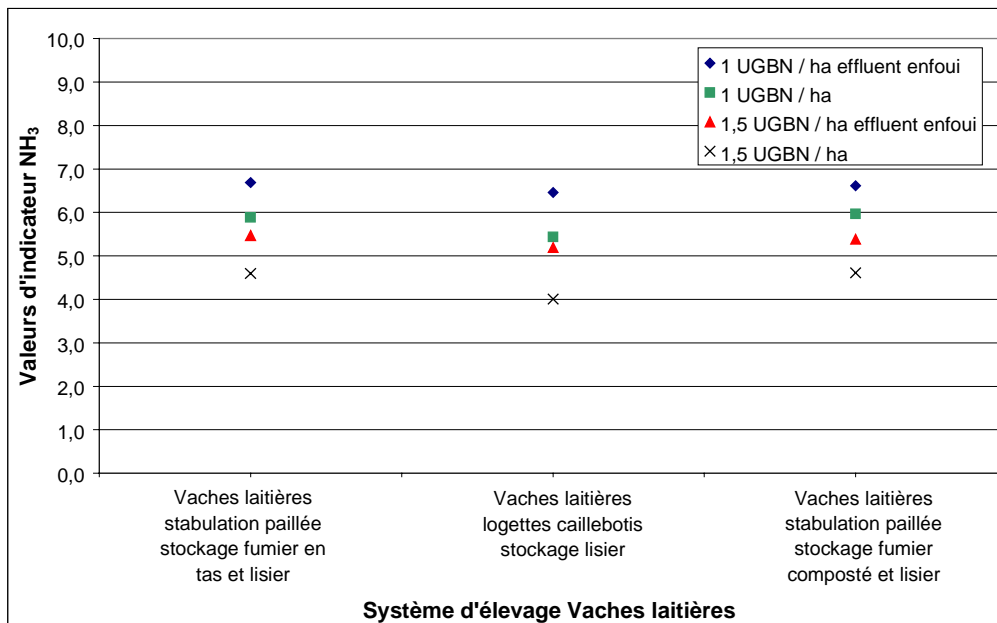


Figure 62 : Sensibilité de la note d'indicateur NH₃ à différents systèmes d'élevage Vache laitière

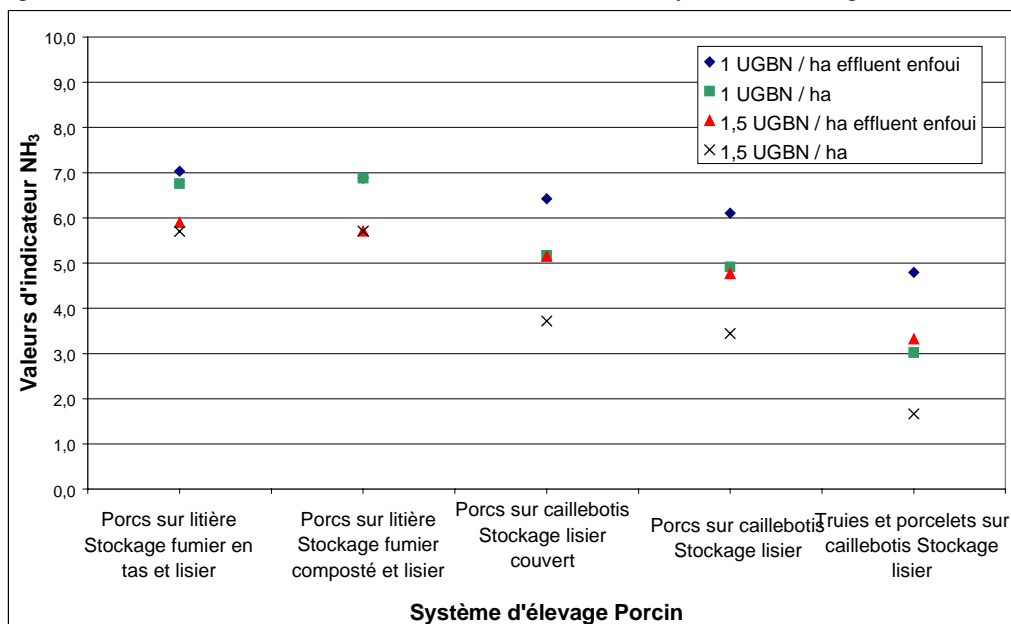


Figure 63 : Sensibilité de la note d'indicateur NH₃ à différents systèmes d'élevage Porcin

Chapitre .4 : Sensibilité

La sensibilité des notes d'indicateurs NH₃ à différents types d'élevage est effectuée pour 5 systèmes d'élevage différents : les vaches allaitantes, les vaches laitières, le système porcin, engraisseur (porcs) et naisseurs (truias), les poules pondeuses, les poulets de chair.

Pour test de sensibilité, nous avons fait varier :

- le chargement de 1 UGBN / ha à 1,5 UGBN / ha,
- le mode d'épandage des effluents produits :enfoui et non enfoui,
- les bâtiments d'élevage : système liquide et solide,
- le stockage des déjections : compostées ou non pour les systèmes solides et système liquide.

A Sensibilité Systèmes bovins

Les tests de sensibilité des systèmes allaitants et laitiers sont illustrés respectivement sur les figures 61 et 62. Ces derniers montrent que :

- l'augmentation de chargement de 1 à 1,5 diminue la note d'indicateur de 1 point,
- les systèmes bovins présentent de très faibles variations d'indicateur suivant les systèmes d'élevage de 0,1 points (négligeable) à 1 point,
- l'enfouissement des déjections solides et liquides augmente la note d'indicateur de 1 point au maximum,
- le système allaitant obtient de meilleurs résultats que le système laitier, l'ensemble des notes obtenues variant de 5 à 7, 5 pour le premier et de 4 à 7 pour le deuxième.

Ces résultats montrent que l'indicateur NH₃ est sensible essentiellement au chargement et aux modules épandages pour les systèmes bovins. Les bâtiments d'élevage et le stockage ont un impact faible dans la variation de la note globale. Cependant, il faut nuancer les résultats obtenus car nous n'avons pris que quelques situations possibles.

B Sensibilité Systèmes porcins

Le test de sensibilité du système porcin est illustré sur la figure 63. Les principaux points à noter sont :

- l'augmentation de chargement de 1 à 1,5 diminue la note d'indicateur de 1 à 1,5 points pour les porcins,
- l'enfouissement des déjections présente une augmentation de 1 à 1,5 points pour les systèmes liquides (à même chargement) mais ne change pas la note d'indicateur de façon significative pour les systèmes solides,
- le système porc à l'engraissement obtient de meilleurs résultats (de 3,5 points à 7) que le système truies et porcelets (de 1,5 points à 5 points),
- la différence entre les systèmes liquides et solides est visible (jusqu'à deux points d'indicateur à même chargement),
- le compostage fait légèrement diminuer (0,3 points à même chargement) l'indicateur par rapport au stockage en tas de même pour la couverture du lisier.

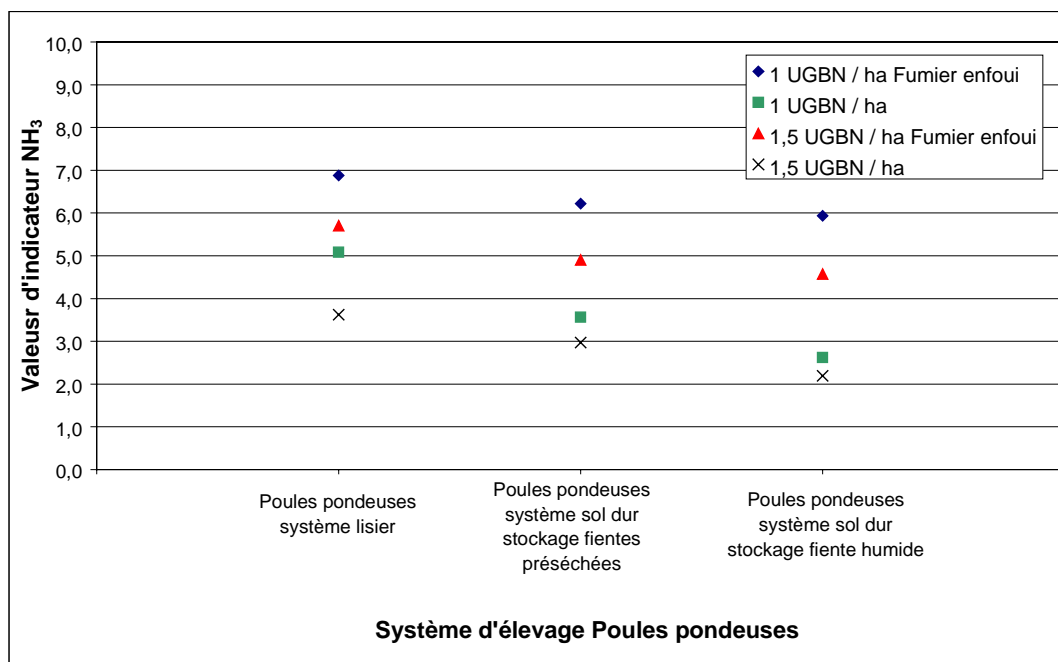


Figure 64 : Sensibilité de la note d'indicateur NH₃ à différents systèmes d'élevage Poules pondeuses

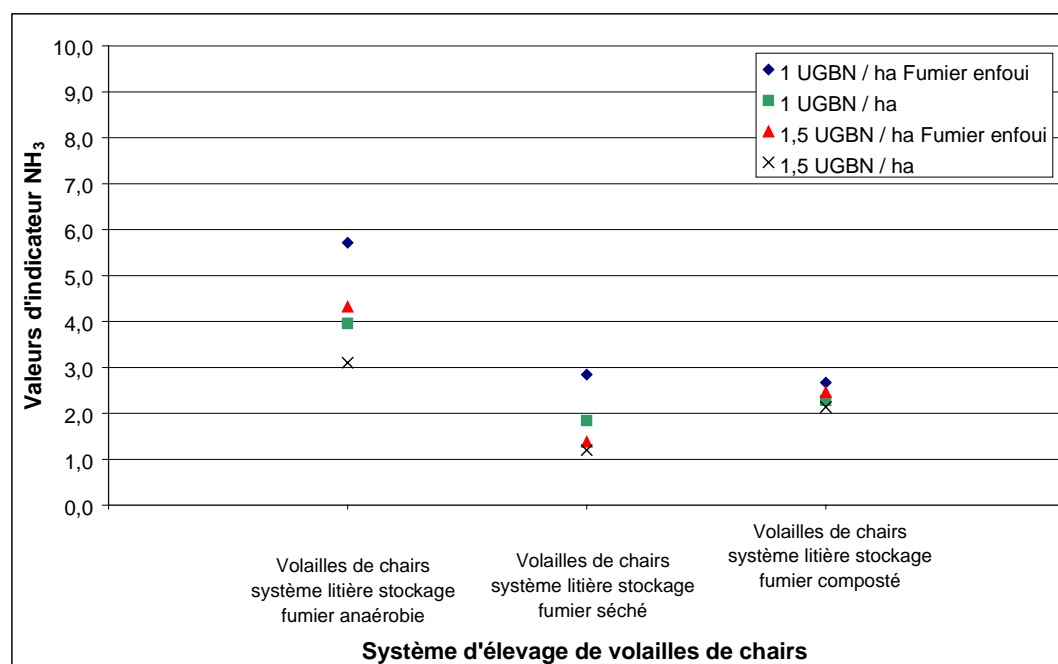


Figure 65 : Sensibilité de la note d'indicateur NH₃ à différents systèmes d'élevage Volailles de chairs

Ces résultats montrent que l'indicateur est sensible aux variations de pratiques d'élevage des porcs. La faible sensibilité du compostage par rapport au tas s'explique d'une part, parce que le système dans sa globalité n'est pas très émetteur de NH₃ et d'autre part nous avons choisi un compostage peu intensif vis à vis du retournement. La couverture du lisier lors du stockage a un faible impact sur la note finale d'indicateur. Toutefois, il est important de garder cette variable car dans la sensibilité du module stockage seul elle présente un impact fort. Sa faible variabilité s'explique par le phénomène de compensation avec l'épandage : l'azote non volatilisé lors du stockage couvert est donc disponible pour être volatiliser lors de l'épandage.

C Sensibilité Système s Volailles

Les tests de sensibilité des poudeuses et des volailles de chair sont illustrés respectivement sur les figures 64 et 65. Ces derniers montrent que :

- l'augmentation de chargement de 1 à 1,5 UGBN / ha diminue la note d'indicateur de 1 à 1,5 points,
- l'enfouissement des déjections augmente la note d'indicateur jusqu'à deux points (même chargement),
- le séchage des fientes de poudeuses augmente la note d'indicateur de 0,5 à 1 point (même chargement),
- les différences de stockage des déjections de volailles de chair font varier l'indicateur jusqu'à 2,5 points (même chargement).

Globalement, l'indicateur NH₃ est sensible aux variations du système volaille. Le compostage présente une différence importante avec le stockage anaérobie (2 points à même chargement). Ce résultat est logique car les volailles 'émettent' en général plus de NH₃ que les autres systèmes en raison de la forte teneur en TAN de leurs déjections.

D Synthèse

Bien que peu sensible aux variations de système des élevages bovins, l'indicateur NH₃ permet de différencier les systèmes d'élevages les uns par rapport aux autres et expliquer une partie de la variabilité intra-système. Les notes obtenues pour les deux chargements testés (1 et 1,5) varient globalement de 1,5 / 10 à un peu plus de 7 / 10. Il apparaît que pour avoir une note supérieure à la référence, le chargement ne doit pas excéder 1 UGBN / ha.

Chapitre .5 : Conclusion de l'indicateur NH₃

Etant donné les connaissances scientifiques sur le dégagement de NH₃, l'indicateur construit est plus complexe que les indicateurs effet de serre. Il permet de qualifier plus précisément les élevages vis à vis de leur émission de NH₃.

Nous allons voir dans la prochaine partie un essai de validation de cet indicateur. Cette étape est nécessaire étant donné le niveau de précision de l'indicateur construit.

Partie 4 : Validation et discussion

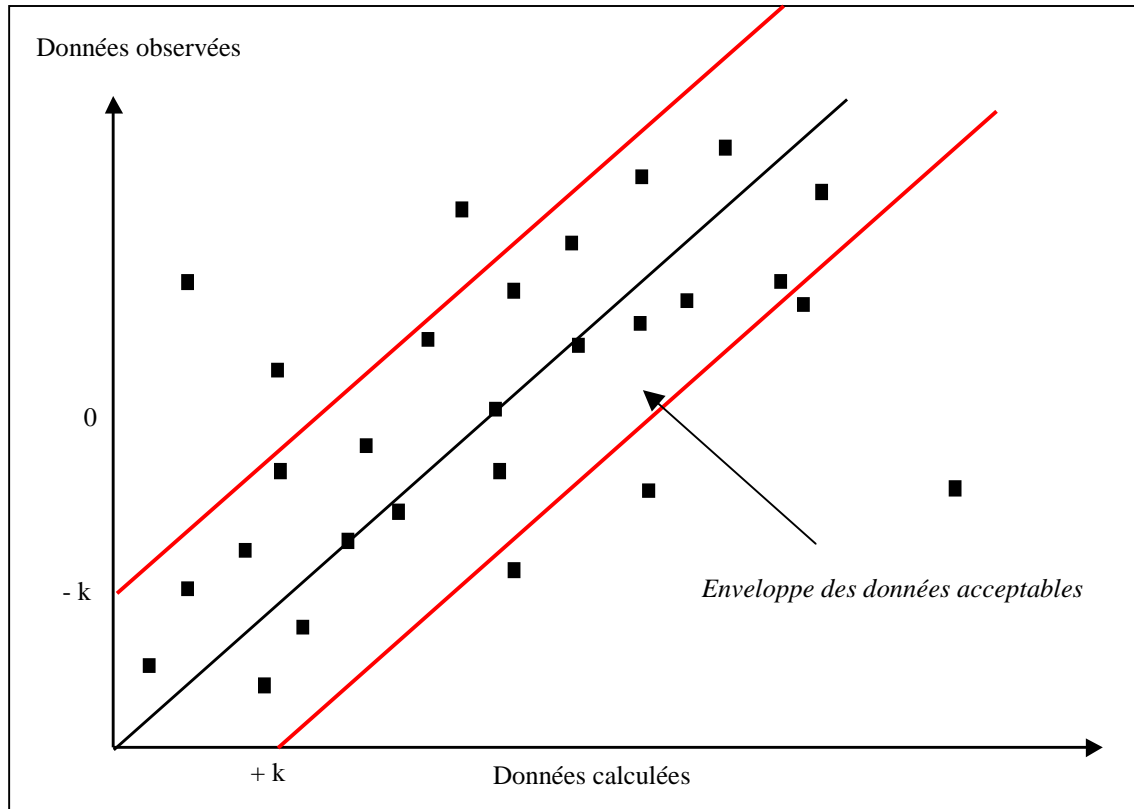


Figure 66 : Illustration du test de vraisemblance

Chapitre .1 : Validation

A Introduction

A l'exemple de la modélisation, la validation constitue l'étape finale de la construction d'un indicateur. Cependant, à la différence de modèles classiques, l'objectif premier des indicateurs n'est pas de prédire l'impact d'une pratique sur un compartiment de l'environnement mais de fournir une information sur un *risque* ou un *effet potentiel* dans le but de fournir un outil d'aide à la décision (Bockstaller et Girardin 2003). Cette spécificité des indicateurs a conduit l'équipe Agriculture Durable de l'INRA de Colmar à élaboré différentes validations résumées dans l'article de Bockstaller et Girardin (2003).

1 La validation scientifique

Elle correspond à la validation des hypothèses à la base de construction de l'indicateur, des variables retenues et du mode d'agrégation. Elle est généralement effectuée en soumettant l'indicateur à des revues à comité de lecture ou à des panels d'experts (Bockstaller et Girardin 2003).

2 La validation des sorties d'indicateur

La validation des sorties d'indicateur peut être similaire à celle utilisée en modélisation. L'indicateur n'ayant pas pour objectif de 'prédire' avec précision l'impact d'une variable sur l'environnement, il n'est pas possible d'obtenir des résultats similaires aux validations statistiques de modèle. Pour tenir compte de l'*effet potentiel* de la pratique évaluée, Bockstaller et Girardin (2003) ont mis au point une procédure empirique appelée 'Test de vraisemblance' (figure 66). Elle consiste à observer graphiquement si au moins 95 % des sorties d'indicateurs se situent dans une zone dite de vraisemblance, i.e. les variations de valeurs d'indicateur par rapport à une valeur mesurée sont vraisemblables (figure 66). Cette zone est délimitée par des courbes enveloppes dont le choix dépend de l'objectif de l'indicateur et de la précision des données observées (Bockstaller et Girardin 2003). Faute de pouvoir disposer de données mesurables, les valeurs de l'indicateur peuvent être comparées soit à des données estimées par un modèle si ceux-ci sont disponibles, soit à des valeurs d'autres indicateurs.

S'il n'est pas possible d'obtenir des données mesurables pour les comparer aux valeurs d'indicateurs, la validation des sorties peut se faire par jugement d'experts (Bockstaller et Girardin 2003). Elle consiste à sélectionner un panel d'experts et à leur soumettre soit des sorties de l'indicateur associées aux variables d'entrées soit des scénarios à évaluer. Les sorties d'indicateur sont ainsi confrontées à leur avis. Cette validation peut être un complément du test de vraisemblance ou servir dans le cas où aucune autre validation ne serait réalisable (Bockstaller et Girardin 2003).

3 La validation d'usage

La validation d'usage évalue l'utilité et l'utilisation de l'indicateur. Son objectif étant de fournir un outil de diagnostic et d'aide à la décision, il doit être facilement compréhensible par les utilisateurs et leur permettre de faire évoluer leur pratique. De plus, les variables retenues pour construire l'indicateur doivent être facilement récupérables sur l'exploitation

4 Application aux indicateurs 'Gaz à effet de serre' et NH₃

Les indicateurs 'Gaz à Effet de serre' sont difficilement validables étant donné le manque d'informations scientifiques disponibles. Lors de la construction de l'indicateur CH₄ et N₂O nous avons comparé les résultats obtenus à des facteurs d'émission (Cf. tableau 13 et tableau 17 et 20 - Partie 2). Cependant, étant donné la forte incertitude des sorties liées aux manques de données, aucun des deux indicateurs ne peut être validés : ni par des données mesurables, ni par des données estimées par modèles à l'échelle de l'exploitation ni par des valeurs d'autres indicateurs. Par conséquent, nous allons seulement présenter la validation de l'indicateur NH₃. Cette dernière est indispensable en raison de la complexité de construction de l'indicateur.

B Validation de la construction

La validation scientifique de la construction de l'indicateur NH₃ concerne essentiellement le sous-module d'évaluation stockage 'système solide' ou appelée sous-module 'Compostage'. La construction de ce dernier a été présentée à des colloques internationaux (RAMIRAN 2002, IFOAM 2002). Un article en soumission présente la justification bibliographique des variables d'entrée pour évaluer le compostage.

L'ensemble du travail a été soumis 4 fois à un comité de thèse composé d'un spécialiste de la gestion des matières organiques, de spécialistes de l'évaluation environnementale des exploitations agricoles, un professeur d'agronomie et de représentants de la société ECOCERT.

C Vraisemblance des sorties de l'indicateur

La validation des sorties de l'indicateur NH₃ a été effectuée en utilisant différentes méthodes disponibles, à savoir la comparaison des valeurs calculées avec des données de la littérature, des résultats d'expérimentations et des avis d'experts (Bockstaller et Girardin 2003).

1 Utilisation des données de la littérature

1.1 Introduction

Suite à la construction des modules d'évaluation, nous avons utilisé une partie des résultats d'expérimentations de la bibliographie pour comparer nos résultats avec des mesures réelles d'émission de NH₃. Ces études n'ont pas été utilisées à dessein pour la construction, elle-même, des sous-modules avec des émissions de NH₃. Elles ont été réservées pour la validation.

Mode de logement	Type de déjections	Emissions en kg de N-NH ₃ / VL / 6 mois en hiver dans les bâtiments	Valeurs issues du modèle empirique proposé par (Dolle 2000)	Valeur du module bâtiment : valeur en kg de N-NH ₃ / VL / 6 mois
Stabulations logettes caillebotis	lisier	7,3	7,4	6,48
Stabulation logettes raclées	lisier	6,8	5,3	3,24 ou 4,86
Stabulation logettes raclées	fumier	4,2	3,6	3,80
Stabulation aire paillée couloir raclé	fumier	3,9	3,5	3,47
Stabulation aire paillée couloir caillebotis	lisier-fumier	3,3	4,3	4,12

Tableau 49 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH₃ de système bovin

Atelier naisseur-engraisseur	Données Mesures de terrain	Valeur Indicateur NH ₃	Références
Type litière	0,321 kg / porc	0,364 kg / porc	(Robin et al. 1997)
Type lisier	0,612 kg / porc	0,6 kg / porc	(Robin et al. 1997)
Type litière	0,322 kg / porc	0,450 kg / porc	(Robin et al. 1997)
Type lisier	0,6 kg / porc	0,52 kg / porc	(Robin et al. 1997)
Type caillebotis	0,9 kg / porc	0,62 kg / porc	(CORPEN 1996)

Tableau 50 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH₃ de système porcin

Atelier volailles	Données CORPEN (1996)	Données Mesures de terrain (Bline and Aubert 1998)	Valeur Indicateur en kg de NH ₃ -N
Poulets	2 (ou 2,4) kg / m ² / an	1,9 (ou 2,3) kg / m ² / an	2,5 kg / m ² / an
Dinde	2,1 (ou 2,5) kg / m ² / an	1,4 (ou 1,6) kg / m ² / an	1,7 kg / m ² / an

Tableau 51 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH₃ de système volaille

1.2 Module Bâtiment

i. Les bovins

Suite à une série de mesures en bâtiments d'élevage de vaches laitières, l'institut de l'élevage propose des valeurs d'émission les principaux types des bâtiments rencontrés sur le terrain (Dolle 2000). Les données disponibles proviennent des mesures directes en bâtiment et des sorties de modèles empiriques construits à partir de ces dernières. Cette étude a été reprise par le CORPEN pour caractériser les pertes en élevage bovin (CORPEN 2001). Les valeurs proposées par Dolle (2000) et les valeurs calculées d'après le module bâtiment d'élevage sont données dans le tableau 49. Globalement, les valeurs du module et les résultats expérimentaux sont proches à l'exception du mode de logement stabulation logette raclée. Le module d'évaluation donne une valeur d'émission plus faible que les valeurs mesurées et calculées par Dolle (2000). Ne connaissant pas exactement le système évalué, il est possible que nous ne retenions pas les bonnes valeurs. Par ailleurs, les coefficients d'émission retenus pour calculer le flux de $\text{NH}_3\text{-N}$ des bâtiments sol dur peuvent être sous-estimés dans notre indicateur, par rapport à la réalité.

L'étude de Dolle (2000) montre que les émissions de NH_3 sont beaucoup plus importantes l'été que l'hiver (le double) si les vaches sont en stabulation système liquide tout au long de l'année. Considérant que les bovins pâturent en été (réglementation agriculture biologique), nous n'avons pas retenu le cas où les bovins sont en bâtiment durant les saisons chaudes. Les coefficients que nous utilisons pour construire le sous-module système liquide ne tiennent compte que de périodes hivernales pour les bovins. Ce problème peut être corrigé en doublant les coefficients d'émissions utilisés pour l'évaluation des bâtiments système liquide.

ii. Les porcins

Nous avons utilisé des données du CORPEN pour les comparer aux valeurs du module bâtiment d'élevage et celles de Robin et al. (1997) (tableau 50). Les résultats sont concordants pour le système sur litière, moins pour le système lisier avec les données du CORPEN. En effet, nous avons retenu un coefficient de 17 % des pertes de NH_3 par rapport au N excrété alors que le CORPEN retient 25 %.

Pour les truies, le CORPEN recommande un facteur d'émission de 9 kg / an par place (CORPEN 2001). Nous avons retenu d'après la bibliographie deux coefficients d'émissions, un en % de N excrété et l'autre de 8 kg / an. Ce dernier est comparable au facteur d'émission du CORPEN.

iii. Les volailles

Bline et Aubert (1998) ont analysé par bilan de masse les pertes azotées en bâtiments d'élevage poulets et dindes. Tous les gaz azotés sont compris dans les pertes. Le CORPEN considère que 70 % est émis sous forme de NH_3 (CORPEN 2001). Nous avons donc comparé les résultats du sous-module bâtiment volaille avec les données de Bline et Aubert (1998) et du CORPEN (2001) (tableau 51). L'approximation de 70% pose un problème, en effet nous ne savons pas si les quantités émises sont considérées en $\text{NH}_3\text{-N}$ ou NH_3 .

Essai Cemagref – Institut de l'élevage (Martinez and Peu, 1999)	Résultats des essais	Valeur du module stockage
Lisier de porc (essai 1)	2,1 à 2,3 g / m ² / jour	5 (abris du vent) ou 10 g / m ² / jour
Lisier de porc (essai 5)	1,5 à 2 g N-NH ₃ / m ² / jour	
Lisier bovin (hiver) (essai 2)	1,5 g / m ² / jour à 0 (si croûte naturelle)	2 g / m ² / jour à 1,8 g / m ² / jour (si croûte naturelle)
Fumier Bovin raclé aire d'exercice légèrement paillée (essai 3)	de 2 à 10 % de l'azote du départ	16 % du N initial en tenant compte des zones fraîches (soit 0,7 kg / t)
Fumier bovin très paillé (essai 6)	de 3% à 50 %	23 % du N initial (soit 1,4 kg / t)
Fientes de poules pondeuses (essai 7)	de 5 à 21 %	16 % du N initial (soit 6 kg / t)
Fumier de dindes	De 1 à 20 %	6 % du N initial (soit 1,5 kg / t)

Tableau 52 : Comparaison des résultats du module stockage de l'indicateur NH₃ avec des résultats d'expérimentations de terrain issues de la bibliographie

Dans le doute, nous avons comparé nos valeurs avec les deux calculs, la valeur en parenthèse correspond aux valeurs données dans les documents et celle en gras à une valeur recalculée pour obtenir du $\text{NH}_3\text{-N}$ aux cas où les données de la bibliographie ne seraient pas exprimées en N-NH_3 . Globalement, les valeurs du sous-module sont du même ordre de grandeur que les quantités émises en conditions expérimentales.

1.3 Module stockage

Martinez et Peu (1999) ont réalisé une campagne de mesures de NH_3 émis lors du stockage dans des exploitations d'élevage entre 1998 et 1999. Plusieurs systèmes d'élevage (avicole, bovin, porcin) ont été étudiés ainsi que différents modes de stockage (liquide et solide).

Le tableau 52 résume les différents essais réalisés. L'émission de gaz a été mesurée à l'aide d'une cloche au-dessus du stockage, permettant de mesurer des flux de $\text{NH}_3\text{-N}$ en $\text{mg} / \text{m}^2 / \text{jour}$. Les mesures se sont déroulées sur deux jours. Les valeurs obtenues ont été extrapolées pour simuler 3 mois de stockage, en prenant les valeurs minimales et maximales observées pour chaque stockage comme flux moyen sur toute la période de stockage. Les résultats de ces essais sont rapportés dans le tableau 52 et comparés aux valeurs calculées par le module stockage. Nous avons choisi de présenter les résultats du module en utilisant les unités utilisées par Martinez et Peu (1999) : pour les liquides nous comparons les flux en $\text{g} / \text{m}^2 / \text{jour}$ et pour les solides (et fientes) nous avons calculé les pertes en % du N initial.

Les valeurs calculées avec le module stockage sont deux fois plus importantes que celles mesurées par Martinez et Peu (1999) pour le stockage du lisier de porc. De même, la différence de résultats lors du stockage de lisier de bovin est importante quand l'impact de la croûte naturelle est pris en compte. Cependant, Martinez et Peu (1999) comparent les flux obtenus avec des données de laboratoire et ceux obtenus par d'autres auteurs. A chaque fois, les flux observés sont supérieurs à ses données, de l'ordre de 3,6 à $12 \text{ g} / \text{m}^2 / \text{jour}$. Il n'est donc pas erroné d'utiliser les coefficients que nous avons retenus.

Pour les systèmes solides, l'indicateur NH_3 se situe la plupart du temps dans la gamme de valeurs obtenues par Martinez et Peu (1999). Ce résultat ne suffit pas pour conclure à une ressemblance entre les valeurs calculées et mesurées.

Les valeurs proposées par Martinez et Peu (1999) sont le résultat d'extrapolation dans le temps. Or pour l'évaluation des systèmes solides, nous considérons que les flux de NH_3 sont décroissants, l'émission de NH_3 atteint un pallier au bout d'un certain temps (Cf. figure 33 page 62). Nos valeurs ne sont donc pas comparables. Cependant, elles doivent se situer en dessous de la borne inférieure donnée par Martinez et Peu (1999) en raison de la réduction de flux supposée lors du stockage. Or pour le fumier de bovin peu pailleux, la valeur du module est supérieure à la borne maximale de Martinez et Peu (1999). Ce résultat est intéressant car il démontre une faiblesse du calcul, à savoir la non prise en compte de la durée de stockage dans le cas de fumier peu pailleux. En effet, il est possible que ce type d'effluent atteigne un pallier d'émission de NH_3 au bout d'une période plus longue que celle de fumier plus pailleux. Par conséquent, si le stockage s'arrête avant, nous surévaluons l'émission.

1.4 Module Epandage

1.4.1 Système liquide

Comme nous l'avons vu lors de la construction du module épandage, nous avons retenu des facteurs d'émissions pour le lisier dont les valeurs sont issues d'un modèle empirique. Ce dernier est construit d'après une synthèse des différentes études européennes sur le sujet. Les résultats du modèle englobent de nombreuses données de la bibliographie disponible.

Morvan et Leterme (2001) ont mis au point un modèle dynamique permettant de prévoir les pertes de NH_3 lors de l'épandage de lisier. Ce modèle nécessite de connaître des données supplémentaires par rapport aux modèles retenus pour calculer les facteurs d'émission du module épandage : la teneur en C du lisier, la fraction soluble de la matière organique, la distance sous le vent de la parcelle fertilisée, le type de sol, l'humidité volumique initiale de l'horizon superficiel du sol et l'état de surface du sol (Morvan et Leterme 2001).

Nous n'avons pas suffisamment de données pour comparer les valeurs calculées avec le module Epandage et les simulations de modèles. Toutefois, dans une perspective de validation et d'amélioration du module, il semble nécessaire de poursuivre le travail en tenant compte du modèle de Morvan et Leterme (2001).

1.4.2 Système solide

Webb et al. (2002) ont étudié l'émission de NH_3 suite au stockage et à l'épandage de fumier de porc et de bovin. Ils observent une perte de NH_3 de l'ordre de 75 % du TAN sans aucune mesure d'incorporation et une perte de l'ordre de 50 % si le fumier est incorporé dans les 24 heures. Ces valeurs sont supérieures aux valeurs que nous avons retenues (respectivement 60 % et 30 %). Cependant elles sont incluses dans la gamme de variation donnée par Chambers et al. (1997) dont sont issus les facteurs d'émissions de NH_3 du module épandage des déjections solides.

En se référant aux tests de sensibilité de l'indicateur NH_3 , quel que soit le système d'élevage, nous pouvons remarquer que ce dernier est assez sensible au fait d'enfouir les déjections ou non. Il est donc important de constater une différence d'émission entre les modes d'incorporation des déjections.

Système	N excrété / j / VL	Bâtiment	Stockage	Pâturage	Epandage
28 vaches laitières	330 g / j / VL	3,3 m ² / VL – caillebotis 6 mois en bâtiment hiver + 2 mois été	Fosse extérieure (20 m ²) stockage 1 : 240 jours Stockage 2 : 120 jours (été)	185 jours moins 60 jours en bâtiment = 125 jours de pâturage	5 épandages de printemps à 30 m ³ / ha de lisier (sur 2 ha) + 2 épandage automne (sur 2 ha)

Tableau 53 : Informations sur les données retenues lors de la comparaison Indicateur NH₃ et modèle d'émission de NH₃ par Hutchings et al. (1996)

Méthodes	Pertes ramenées à 1 UGB / ha : valeur d'indicateur	Pertes totales en kg de NH ₃ -N / an	Pertes au bâtiment	Pertes au stockage	Pertes au pâturage	Pertes à l'épandage
Modèle de Hutchings et al. (1996)	(6,2)	710	50 kg	333 kg	100 kg	230 kg
Indicateur NH ₃	5,7	820	90 kg	320 kg	168 kg	245 kg

Tableau 54 : Résultats de la comparaison de l'Indicateur NH₃ et du modèle d'émission de Hutchings et al. (1996)

Système	Bâtiment	Stockage solide	Stockage liquide	Epandage solide	Epandage liquide
41 vaches laitières	3 m ² / VL – système paillé (3 kg / j / VL) + récupération jus 9 mois en bâtiment	6 mois de stockage solide (1,5 t / jour)	7 mois de stockage Surface : 200 m ² (?) Couverture : leca (90 % de réduction de pertes)	1 épandage à 30 t / ha en automne (labouré), 1 épandage à 30 t / ha (hersé) et 1 épandage à 15 t / ha au printemps	Jus épandu au printemps : 24 t / ha
Résultats expérimentaux NH ₃ -N émis en kg	236 kg	40 kg	17 kg	11 kg / ha, 26 kg / ha et 16 kg / ha	14 kg / ha
Valeur calculée avec indicateur NH ₃ -N en kg	246 kg	270 kg	10 kg	11 kg / ha, 30 / kg et 18 kg / ha	16,5 kg / ha

Tableau 55 : Comparaison des résultats de l'indicateur NH₃ et des résultats des fermes expérimentales de Bergström and Sannö (2002).

1.5 Indicateur NH_3

1.5.1 Système liquide

Hutchings et al. (1996) ont mis au point un modèle mécaniste de volatilisation de NH_3 pour des exploitations de type bovin. Ce modèle dynamique ne concerne que le système liquide. Le détail de la construction du modèle est donné dans l'article de Hutchings et al. (1996).

Nous avons retenu les variables d'entrées du modèle et comparé nos résultats d'indicateurs à ceux obtenus avec le modèle pour une exploitation laitière. Les données de base de la simulation effectuée par Hutchings et al. (1996) sont présentées dans le tableau 53. Nous avons calculé les valeurs des modules composant NH_3 d'après ces informations puis l'indicateur NH_3 en considérant que l'exploitation a un chargement de 1 UGB / ha. Les résultats sont présentés dans le tableau 54

Les résultats sont globalement proches (13%), l'écart le plus important est enregistré pour les pertes en bâtiment et durant le pâturage où l'indicateur donne des valeurs supérieures aux modèles de Hutchings et al. (1996). La différence de calcul entre les valeurs calculées et modélisées pour le pâturage proviennent de choix différents de % d'azote émis / Nmin excrété, i.e. 13 % pour notre indicateur et 10 % pour le modèle.

1.5.2 Système solide

Les Suédois ont mis en place un projet expérimental dans une ferme d'élevage bovin dont l'objectif est d'améliorer les pratiques dans le cadre de l'agriculture durable (Bergström et Sannö 2002). Ils mesurent l'émission de NH_3 le long de la chaîne de gestion des déjections solides et liquides des vaches laitières. Les données complètes du système sont présentées sur le site Internet http://www.ammoniak.nu/index_eng.htm.

Le tableau 55 synthétise les données prises en compte pour comparer les valeurs d'émissions de NH_3 mesurées lors de cette expérimentation et les valeurs calculées par les modules d'évaluation de l'indicateur NH_3 . Il n'est pas possible de comparer l'exploitation à une note d'indicateur NH_3 mais juste d'analyser les résultats module par module (tableau 55). En effet, les expérimentations menées sur les différents postes de l'exploitation n'ont pas été effectuées sur une année entière et qui plus est à des périodes de l'année différentes.

Le calcul du sous-module stockage système solide donne une quantité de NH_3 -N émis de 270 kg de NH_3 -N alors que la valeur mesurée est de l'ordre de 70 kg. Cette différence peut être due :

- aux très faibles températures lors du stockage hivernal,
- au compactage du fumier en raison du système d'évacuation des déjections du bâtiment.

Etant donné que nous ne tenons pas compte de la période de stockage ni de la densité réelle, le module ne reflète pas l'émission réelle. Toutefois, mis à part le module stockage, les valeurs calculées sont très proches des valeurs mesurées (écart maximum de 13 %).

1.6 Conclusion

Le faible nombre de données disponibles, le manque de précision des données nécessaires au calcul et la variabilité des techniques de mesure d'émission de NH_3 ne permettent pas de valider les modules de l'indicateur NH_3 . Cependant, globalement, les résultats calculés sont cohérents avec les résultats observés, leur classement et les ordres de grandeur des émissions sont respectés. Seul le module stockage présente un certain nombre de dissemblances. Elles résultent du choix de construction du module qui ne tient pas compte :

- de la durée de stockage des 'semi-solides'
- des conditions climatiques pour le stockage solide.

L'évaluation globale d'un système vache laitière de type caillebotis (système liquide) par l'indicateur NH_3 est comparable aux sorties du modèle de Hutchings et al. (1996). Il faut noter que cette validation ne repose pas sur une mesure d'émissions de NH_3 mais sur des résultats modélisés. De plus, le modèle n'a pas été validé par les auteurs (Hutchings et al. 1996). L'absence de validation du modèle soulève le problème de la confrontation d'outils évaluant des émissions au niveau de l'exploitation avec des mesures d'expérimentations. Il n'est pas possible de mesurer l'émission globale de NH_3 à l'échelle de l'exploitation, seul le découpage poste par poste peut permettre d'avoir une idée approximative. Pour cela, il est nécessaire que les expérimentations soient réalisées sur une période d'une année et que les outils de mesures soient les mêmes. Par exemple, le test de comparaison entre l'indicateur NH_3 et l'expérimentation suédoise ne peut pas aider à valider l'indicateur global. En effet, une validation module par module dont les périodes de mesure ne sont pas concordantes, ne conduit pas forcément à un résultat valide pour l'indicateur. En effet, les modules présentent des interactions entre eux ayant une influence sur le résultat final (Cf. Partie 4 Chapitre 2).

Le sous-module stockage système solide présentant un certain nombre de problèmes lors de cette comparaison, nous avons essayé de le valider avec des données d'expérimentations dont nous avons eu accès aux détails des mesures. A la différence des informations de la littérature, les données utilisées pour calculer, et valider, le sous-module stockage 'système solide' sont connues en détail et proviennent d'un même site d'expérimentation.

Essais	C/N de départ	Humidité de départ	Retour-nement	Notes du sous-module stockage solide	Résultats de Robin et al. (2000)
Fumier de bovin Aucun retournement	23	78%	0	7,9 (1 kg / t)	0,36 kg / t
Fumier de bovin Retourné deux fois	23	78%	2	7,2 (1,4 kg / t)	0,6 kg / t

Tableau 56 : Comparaison des émissions de NH₃ de Robin et al. (2000) avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.

Essais	C/N de départ	Humidité de départ	Retour-nement	Notes du sous-module stockage solide	Résultats de Robin et al. (2001).
Fumier de poulets	9	50%	2	2,6 (5,7 kg / t)	2,9 kg / t
Fumier de poulets (déchets ligneux)	10	46%	2	2,6 (5,8 kg / t)	5,8 kg / t
Fumier de poulet	10	25%	0	8,4 (0,7 kg / t)	0,4 kg / t
Fumier de poulets	9	52%	0	2,8 (5,4 kg / t)	4,7 kg / t
Fumier de poulets (ligneux)	15	65%	2	5,0 (2,8 kg / t)	6,9 kg / t
Fumier de poulets	10	25%	0	7,6 (1,18 kg / t)	1,1 kg / t

Tableau 57 : Comparaison des émissions de NH₃ de Robin et al. (2001) avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.

Essais	Valeurs mesurées	Valeurs du sous module	Références
Compostage fumier de cheval	0,3	7 (1,5 kg / t)	(Jelinek et al., 2001)
Compostage fumier de cheval	0,5	7,8 (1 kg / t)	(Jelinek et al., 2001)
Fumier bovin	0,4 kg / t	7,5 (1,2 kg / t)	(Elwell et al., 2002)

Tableau 58 : Comparaison des émissions de NH₃ de la bibliographie avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.

2 Utilisation de données Expérimentales

2.1 Introduction

La validation du sous-module stockage système solide est basée sur l'utilisation de données d'expérimentations de l'équipe FIELD de l'INRA de Rennes menées en collaborations avec les instituts techniques. Ils se sont intéressés aux émissions ammoniacales se produisant lors du compostage. Nous avons eu accès aux résultats de deux expérimentations : l'une sur des fumiers de bovins (Robin et al. 2000) et l'autre sur des fumiers de volaille (Robin et al. 2001). Elles ont été conduites en chambre contrôlée ce qui permet de s'affranchir des conditions climatiques.

2.2 Test de vraisemblance

2.2.1 Expérimentations sur des fumiers de bovins

Le fumier de bovins provient d'une litière accumulée de vaches laitières en période hivernale. Le fumier a été réalisé par paillage quotidien sur un sol bétonné de 6 à 8 kg / VL / jour. Environ 1 t de fumier a été répartie également dans deux enceintes de 8 m³ en veillant à reproduire deux tas identiques. Les détails du contrôle de l'ambiance des bâtiments, de la composition des fumiers et des mesures d'émission de gaz sont donnés dans le document de Robin et al. (2000).

L'objectif de l'expérimentation est de comparer l'évolution des deux tas dont un est conduit comme un stockage 'normal' sans compostage et l'autre est retourné deux fois. Le tableau 56 donne les résultats de mesures d'émissions de NH₃ pour les deux essais appelés 'tas' et 'compost'. Il indique aussi les valeurs calculées avec le sous-module stockage système solide et les variables nécessaires au calcul.

2.2.2 Expérimentations sur des fumiers de volailles

Trois expérimentations ont été réalisées en conditions contrôlées. Les fumiers de volaille sont de deux types différents, humide ou sec à base de paille broyée pour être représentatifs de la diversité des conduites de litière en fonction notamment du mode d'abreuvement des animaux (abreuvement traditionnel ou par pipette avec récupérateur). Les procédés ont varié par l'ajout initial d'eau, de déchets ligneux, d'additifs (microbien ou végétal), et par la fréquence de retournement Robin et al. (2001). Le protocole expérimental est détaillé dans l'article de Robin et al. (2001). De l'ensemble des essais, nous n'avons retenu que ceux dont le bilan de masse est positif ou nul. Le détail des différents essais est présenté dans le tableau 57, ainsi que les résultats de calcul du sous-module et les mesures associées de NH₃.

2.2.3 Points supplémentaires issus de la bibliographie

A ces résultats d'expérimentations, nous avons ajouté des données (tableau 58) provenant de la bibliographie dont nous n'avons pas tenu compte dans la construction et le calage de l'indicateur et pour lesquelles les mesures de NH₃ ne sont pas extrapolées à partir de bilan de masse.

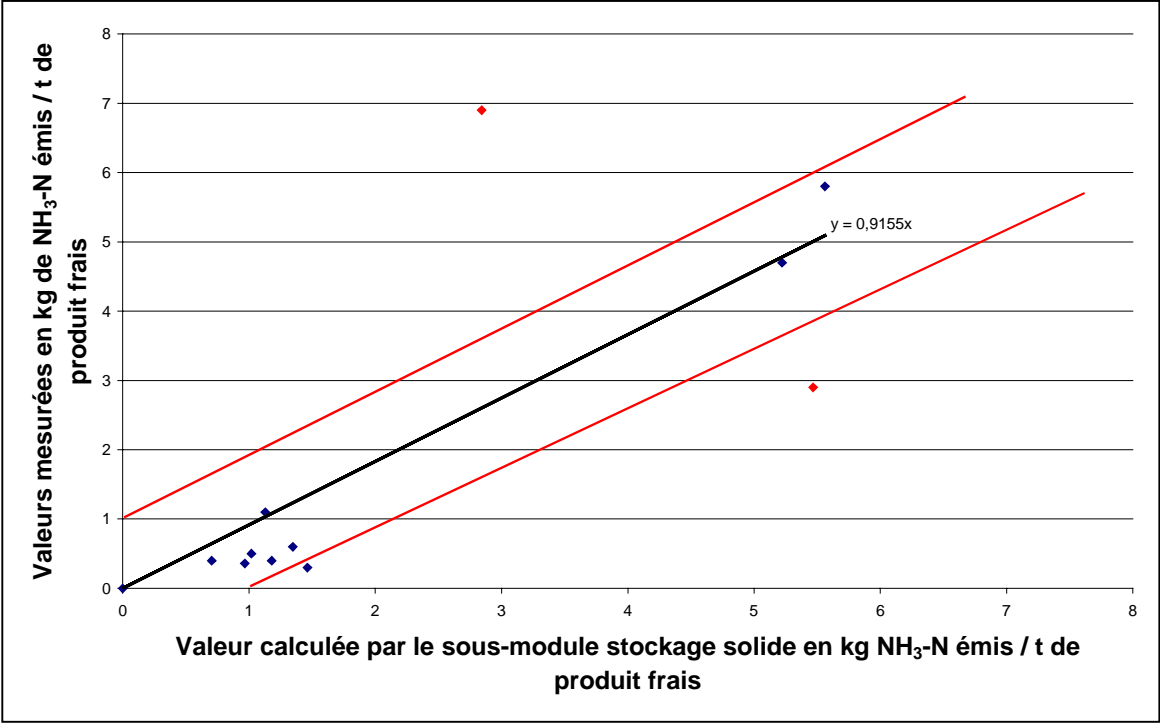


Figure 67 : Test de vraisemblance du sous-module stockage système solide de l'indicateur NH₃

2.2.4 Résultats

La figure 67 montre la comparaison des valeurs observées lors des expérimentations avec les valeurs calculées (équivalence en kg/t). Les deux droites en rouge définissent la zone de vraisemblance des données, soit une tolérance de + à - 1 kg / t. Ces valeurs représentent au maximum 20 % de variabilité dans le cas d'un fumier de bovin (à 5 kg de N / t). Les faibles émissions présentent une bonne concordance alors que ce sont principalement les fortes émissions qui décrochent.

Pour les données de compostage de fumier de volaille, il existe un point aberrant qui ne cadre pas avec la valeur calculée (en rouge sur la figure 67). Le type de déchets ligneux utilisés peut expliquer en partie l'importance de l'émission de NH₃ observée mais non calculée. En effet, lors de cet essai, les expérimentateurs utilisent de la sciure associée aux autres déchets ligneux (copeaux). Ainsi, bien que le tas soit humide (60-65%), la macro-porosité est améliorée car la sciure absorbe beaucoup d'eau et les autres structurants préservent de l'affaissement du tas. Les émissions sont donc plus fortes que celles calculées en se basant uniquement sur l'humidité.

2.3 Conclusion

Les résultats ne sont pas discordants, les valeurs calculées de compostage fortement émetteur sont supérieures à celles calculées de compostage faiblement émetteur (type bovin). Cependant, le test de vraisemblance ne permet pas de valider le sous-module car seuls 85 % des points se situent dans la zone de vraisemblance. En écartant le point aberrant, 91 % des points se situe dans la zone de vraisemblance. Le nombre de données d'expérimentations est trop faible pour porter un jugement définitif.

Pour perfectionner ce type de validation, il faudrait recueillir des données supplémentaires dont des mesures d'émissions de NH₃ lors du compostage de fumier de porc. Cela permettrait de compléter le test de vraisemblance surtout dans des gammes de valeurs non mesurées (entre 3 et 7 kg de NH₃-N émis / t de fumier frais).

Nous ne cherchons pas à obtenir une droite de régression parfaite car l'objectif du sous-module est de dégager une valeur indicatrice de l'impact d'une pratique et non de prévoir avec précision une valeur d'émission de NH₃. En toute logique, il ne doit pas refléter la variabilité due aux mesures analytiques mais dégager des tendances d'émission moyennes pour un compostage donné.

Ce test illustre le problème de surestimation du sous-module stockage solide (Cf. Partie 4 – Chapitre 1 'Comparaison avec des données de la littérature'). Les conclusions des règles de décision devront être revues pour arriver à des valeurs plus concordantes.

Arbre de décisions																				
Si Type de bâtiment	Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière peu paillée (apport de paille une fois / semaine)					Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière très paillée (apport de paille une fois / jour)					Bâtiment d'élevage avec lisier				Bâtiment d'élevage avec lisier : sol lavé tous les jours					
	Et si Type de stockage des déjections	Stockage : tas au champs		Compos-tage I (1)		Compos-tage T (2)		Stockage : tas au champs		Compos-tage I (1)		Compos-tage T (2)		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte
Et si Type d'épandage		Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface

Alors

Classement des différentes règles de décision entre 0 et 10 (possibilité d'égalités)																				

- (1) : I = compostage avec de nombreux retournement (> 5), durée de compostage courte (< ou = 4 mois)
- (2) : T = compostage traditionnel avec 2 à 3 retournements maximum, durée de compostage de 4 à 6 mois.

Figure 68 : Présentation des 20 scénarios ou règles de décisions à évaluer

3 Validation avec des données experts

3.1 Introduction

L'expertise est une des seules solutions disponibles pour valider la valeur de sortie de l'indicateur NH_3 , les valeurs expérimentales ne permettant de valider que des modules. Nous avons donc soumis différents scénarios simulant des pratiques d'élevage différentes à des experts choisis d'après la littérature. Au total une trentaine d'experts internationaux et français a été contactée par courrier, 11 d'entre eux ont répondu et seulement 5 ont accepté d'évaluer les scénarios. Le plus souvent les experts contactés ne se sentaient pas aptes à répondre au questionnaire.

La totalité des scénarios élaborés est présentée en annexe 9. Ils concernent les bâtiments d'élevage, le stockage des déjections solides et l'indicateur NH_3 . Etant donné le faible taux de réponses aux scénarios établis pour évaluer les modules, nous n'avons retenu que la validation de l'indicateur NH_3 dans le cas de système bovin laitier. En effet, 4 sur les 5 experts ayant répondu, ont évalué l'indicateur NH_3 pour ce système. Ces experts travaillent dans des laboratoires du nord de l'Europe, l'Angleterre, le Danemark, la Belgique et Les Pays-Bas.

3.2 Indicateur NH_3

Les scénarios soumis aux experts sont présentés figure 68. Ils se présentent sous la forme de règles de décision incluant trois prémisses :

'Si le bâtiment d'élevage est du type...' ' ET 'Si le stockage des déjections est du type...' ET 'Si le mode d'épandage est du type...' ALORS la règle de décision prend la valeur X. Au total 20 règles de décisions ou scénarios sont obtenus. Les conclusions doivent correspondre à un chiffre variant de 0 (scénario très polluant) à 10 (meilleur scénario possible).

Si les règles de décision ne sont pas techniquement réalisables (ou réalisées dans la pratique), elles sont exclues de l'évaluation en reportant une croix dans la case correspondant à la conclusion (Figure 68). De même, il est possible d'attribuer un même classement à deux règles de décision.

Délibérément nous n'avons pas donné le mode de construction de l'indicateur NH_3 et les variables retenues pour évaluer les scénarios avec notre outil. Ainsi, les experts ont utilisé leur propre expérience pour évaluer les scénarios.

3.3 Calcul des scénarios avec l'indicateur NH_3

Pour calculer l'indicateur NH_3 , nous avons choisi un système bovin laitier avec un chargement de 1 UGBN / ha. Nous ne tenons pas compte de la pâture considérant que quel que soit notre système, les animaux pâturent le même temps sur l'exploitation. Le détail des pratiques retenues pour les systèmes solides et le système liquide sont en annexe 9.

Nous avons calculé l'indicateur NH_3 pour 16 scénarios afin de les comparer aux résultats des expertises. Nous avons choisi de supprimer 4 scénarios où le compost est enfoui, cette pratique n'étant pas utilisée en France.

Type de bâtiment	Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière peu paillée (apport de paille une fois / semaine)						Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière très paillée (apport de paille une fois / jour)						Bâtiment d'élevage avec lisier				Bâtiment d'élevage avec lisier : sol lavé tous les jours			
Type de stockage des déjections	Stockage : tas au champs		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : tas au champs		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte	
Type d'épandage	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui
Classement des différentes règles de décision entre 0 et 10 (possibilité d'égalités)	1	3	0	2	0	2	2	4	1	3	1	3	1	7	3	9	1	8	4	10
Classement indicateur NH ₃	7,8	8,1	7,4	X	7,8	X	8,2	8,3	7,9	X	7,9	X	6,6	7,5	7,2	8,1	7,0	8,3	7,6	9,1
Rang donné par l'expert du Danemark à l'intérieur d'un système	2	1	3		3		2	1	3		3		7	4	6	2	7	3	5	1
Rang Indicateur NH ₃ à l'intérieur d'un système	2	1	3	X	2	X	2	1	3	X	3	X	8	5	6	3	7	2	4	1

Figure 69 : Résultats de l'expertise Danoise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH₃

3.4 Présentation des résultats d'expertise

Les résultats des experts et les résultats du calcul de l'indicateur NH_3 sont comparés les uns par rapport aux autres de deux manières :

- en regardant les valeurs données par les experts et celles obtenues avec l'indicateur tous systèmes confondus,
- en regardant le classement à l'intérieur de chaque système, les scénarios sont positionnés les uns par rapport aux autres et classés du système le moins émetteur (rang 1) au plus émetteur.

Les règles de décision pour qualifier la ressemblance entre notre évaluation et celle des experts sont :

1. de regarder les bornes supérieures (meilleur résultat) et inférieures (résultat le plus faible) données par les experts pour les 3 grands types de système : peu paillé, très paillé et liquide, afin de comparer les valeurs absolues à celle de notre indicateur. Cette méthodologie permet d'analyser les ordres de grandeur entre les trois systèmes.
2. de comparer un à un les rangs obtenus avec les deux évaluations par chaque règle de décision à l'intérieur des trois groupes principaux. Si la différence de rang est supérieure à 1, alors nous considérons que les avis divergent.

Sur les figures illustrant les résultats (Cf. figure 69, 70, 71 et 72), nous avons surligné en bleu la valeur la plus forte donnée par l'expert et celle de l'indicateur pour chaque système et en jaune les valeurs les plus faibles. De même, nous avons surligné en vert les conclusions des règles de décisions dont la différence de rangs obtenus est égale ou inférieure à 1 et en rouge les conclusions dont la différence de rangs est supérieure à 1.

3.4.1 Données danoises

Les résultats de l'expertise Danoise sont présentés figure 69. Dans l'ensemble, l'expertise et l'évaluation avec l'indicateur NH_3 classent de la même manière les 16 scénarios. La différence de rangs attribués par les deux évaluations n'excède jamais 1.

i. Le système liquide

Le classement par rang obtenu avec l'indicateur NH_3 pour le système liquide est ressemblant avec celui proposé par l'expert du Danemark. Nous avons effectué un test de comparaison de rang de Spearman, le coefficient de corrélation est 0,94 avec un $p < 0,0004$ (StatBox). Seuls deux scénarios diffèrent, ainsi à l'inverse de l'indicateur NH_3 :

- l'expert considère qu'un système classique (sans technique de réduction de pertes) dont le lisier est enfoui à l'épandage, émet moins de NH_3 qu'un système où les bâtiments sont lavés et la fosse couverte mais dont le lisier est épandu en plein.
- il considère que la couverture de la fosse réduit plus l'émission de NH_3 que le lavage du sol.

Ces deux différences peuvent provenir de l'appréciation de l'importance des réductions d'émission de NH_3 suivant les pratiques mises en œuvre. En modifiant les coefficients de réductions de pertes nous obtenons des valeurs similaires : ainsi en passant de 70 % des émissions de NH_3 si le bâtiment est lavé à 50 % en gardant un abattement de 80 % du NH_3 avec la couverture de la fosse, les classements sont similaires.

Type de bâtiment	Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière peu paillée (apport de paille une fois / semaine)						Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière très paillée (apport de paille une fois / jour)						Bâtiment d'élevage avec lisier				Bâtiment d'élevage avec lisier : sol lavé tous les jours			
Type de stockage des déjections	Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte	
Type d'épandage	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou
Classement des différentes règles de décision entre 0 et 10 (possibilité d'égalités)	0	4	3	5	2	4	7	10	7	8	6	7	0	5	1	7	4	8	5	10
Classement indicateur NH ₃	7,8	8,1	7,4	X	7,8	X	8,2	8,3	7,9	X	7,9	X	6,6	7,5	7,2	8,1	7,0	8,3	7,6	9,1
Rang donné par l'expert des Pays-Bas à l'intérieur d'un système	4	1	2	X	3	X	2	1	2	X	3	X	8	4	7	3	6	2	4	1
Rang Indicateur NH ₃ à l'intérieur d'un système	2	1	3	X	2	X	2	1	3	X	3	X	8	5	6	3	7	2	4	1

Figure 70 : Résultats de l'expertise Hollandaise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH₃

ii. Les systèmes solides

Mis à part le fait que l'expert évalue le compost enfoui alors que nous n'en tenons pas compte, les évaluations des systèmes solides sont très proches entre les deux avis. Aucune différence de rangs n'est supérieure à 1. Nous n'effectuons pas de test de Spearman étant donné le faible nombre de rangs.

La seule discordance est liée à l'évaluation du compostage traditionnel par rapport à l'intensif dans le système peu pailleux. En effet, l'expert les juge autant polluant l'un que l'autre alors que le compostage intensif est jugé plus polluant par l'indicateur NH_3 . Après consultation, l'expert n'a pas confirmé sa première expertise et juge le compostage intensif plus polluant dans le cas des fumiers peu pailleux.

iii. Les systèmes les uns par rapport aux autres

Nous avons regardé les valeurs supérieures et inférieures attribuées par l'expert aux trois principaux systèmes évalués avec nos valeurs d'indicateurs. Cette analyse sert à vérifier si les ordres de grandeur entre système sont respectés.

Dans le cas présent, l'attribution des bornes supérieures et inférieures des systèmes solides et liquides est conforme entre les deux évaluations :

- le système liquide comprend les scénarios le plus polluant et le moins polluant,
- le système peu pailleux est jugé dans les deux cas plus polluant que le système très pailleux.

Le principal problème provient des notes intermédiaires. Par exemple, l'expert donne la valeur 4/10 comme note maximum pour le système très pailleux et 4/10 au système liquide dont les bâtiments sont lavés et lisier couvert pendant le stockage. Notre indicateur évalue ces scénarios à 8,3 / 10 et 7,6 / 10 respectivement.

Nous avons effectué un test de Spearman pour l'ensemble des systèmes, le coefficient de corrélation est de 0,56 avec $p < 0,023$. Ce résultat montre bien le problème d'ordre de grandeur entre les systèmes.

3.4.2 Données néerlandaises

Les résultats de l'expertise néerlandaise sont présentés figure 70. Dans l'ensemble, l'expertise et l'évaluation avec l'indicateur NH_3 classent de la même manière les 16 scénarios excepté le premier scénario, l'épandage en plein d'un fumier peu paillé stocké au champ.

i. Le système liquide

Le classement par rang obtenu par le calcul de l'indicateur NH_3 est relativement en phase avec celui proposé par l'expert Hollandais. Ainsi, le coefficient de corrélation du test de Spearman est 0,97 avec un $p < 0,00003$.

Nous n'évaluons pas de la même façon la différence entre un système où les caillebotis sont lavés et la fosse non couverte et un système où les caillebotis ne sont pas lavés et la fosse couverte. Cependant, cette différence dépend principalement du choix du type de couverture de la fosse et de l'intensité du lavage du caillebotis. Nous avons choisi un coefficient de réduction des pertes de NH_3 par la couverture de la fosse de l'ordre de 80%, si nous prenons 20% (coefficient minimal d'après la bibliographie), nous arrivons au même classement que celui proposé par l'expert. Ainsi, tout dépend du choix de la couverture.

Type de bâtiment	Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière peu paillée (apport de paille une fois / semaine)						Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière très paillée (apport de paille une fois / jour)						Bâtiment d'élevage avec lisier				Bâtiment d'élevage avec lisier : sol lavé tous les jours			
Type de stockage des déjections	Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte	
Type d'épandage	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou	Surface	Enfou
Classement des différentes règles de décision entre 0 et 10 (possibilité d'égalités)	5	6	6	7	6	6	7	8	8	8	7	8	0	3	1	5	3	4	5	6
Classement indicateur NH ₃	7,8	8,1	7,4	X	7,8	X	8,2	8,3	7,9	X	7,9	X	6,6	7,5	7,2	8,1	7,0	8,3	7,6	9,1
Rang donné par l'expert Anglais à l'intérieur d'un système	2	1	1	X	1	X	2	1	1	X	2	X	8	6	7	2	5	4	2	1
Rang Indicateur NH ₃ à l'intérieur d'un système	2	1	3	X	2	X	2	1	3	X	3	X	8	5	6	3	7	2	4	1

Figure 71 : Résultats de l'expertise Anglaise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH₃

ii. Le système solide

Les résultats obtenus ne sont pas conformes à ceux obtenus avec l'indicateur NH_3 . L'expert place systématiquement le compostage intensif comme technique la moins 'polluante'. Ce choix est totalement opposé au nôtre. De même il fait une différence entre un compost enfoui et compost non enfoui en terme de volatilisation d'ammoniac alors que nous avons fait le postulat qu'il n'y a pas de différence étant donné qu'aucune des deux techniques ne présentent des risques de volatilisation.

L'expert Hollandais justifie le fait d'être plus sévère avec un compostage traditionnel en tenant compte de la durée des compostages. Il considère qu'un compost intensif émet plus de NH_3 au début mais, étant donné qu'il est plus 'court' qu'un compostage traditionnel, moins de NH_3 est émis.

Nous ne tenons pas compte de la durée car le maximum de NH_3 est émis lors de la phase de montée en température. La phase de maturation ne présente plus de risque en terme d'émission de NH_3 .

Cette différence de point de vue explique la différence de classement obtenue pour le premier scénario. Nous estimons que beaucoup d'azote est perdu par volatilisation lors d'un compostage intensif, d'où cette technique est très pénalisante dans la note d'indicateur pour le système peu pailleux. L'expert n'accorde pas la même importance et juge que l'épandage du fumier non-traité est plus polluant.

iii. Les systèmes les uns par rapport aux autres

Les conclusions sont les mêmes que pour l'expert Danois : les deux évaluations classent de la même façon les trois systèmes les uns par rapport aux autres.

Cependant, le problème des ordres de grandeur intervient de nouveau. Il donne 4/10 comme borne supérieure au système peu pailleux et au scénario du système liquide dont les bâtiments sont lavés, le stockage non couvert et le lisier épandu sans enfouissement. Or avec notre indicateur le premier scénario obtient une note de 8,1 / 10 et le deuxième 7/10.

Toutefois, le test de Spearman, effectué pour l'ensemble des systèmes, donne un coefficient de corrélation de 0,81 avec $p < 0,0001$. En effet, seul le système peu pailleux présente des différences d'ordre de grandeur importantes entre les deux évaluations.

3.4.3 Données anglaises

Les résultats de l'expertise anglaise sont présentés figure 71. Quatre scénarios présentent une différence de rang supérieure de 2.

i. Le système liquide

Le coefficient de corrélation de Spearman est 0,85 avec un $p < 0,007$, il est moins bon que les précédents en raison de la différence de rang < 2 . Ainsi, les scénarios 14 et 15 sont évalués différemment. A l'inverse de l'indicateur NH_3 , l'expert considère que le système bâtiment lavé avec lisier enfoui est moins polluant que le système bâtiment lavé, lisier couvert et non enfoui à l'épandage. En complément des conclusions des scénarios, l'expert donne des coefficients d'émissions de l'azote en % du TAN. Ils sont différents de ceux que nous avons retenus. En effet nous prenons un coefficient de réduction de pertes de NH_3 due au lavage des bâtiments de l'ordre de 50 % alors qu'il ne tient compte que de 20 % de réduction. Comme nous l'avons vu, suivant le degré d'appréciation de l'intensité du lavage, nos résultats peuvent diverger.

Type de bâtiment	Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière peu paillée (apport de paille une fois / semaine)						Bâtiment d'élevage avec fumier Système litière très paillée (apport de paille une fois / jour)						Bâtiment d'élevage avec lisier				Bâtiment d'élevage avec lisier : sol lavé tous les jours			
Type de stockage des déjections	Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : tas au champ		Compostage I (1)		Compostage T (2)		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte		Stockage : fosse		Stockage : fosse couverte	
Type d'épandage	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui	Surface	Enfoui
Classement des différentes règles de décision entre 0 et 10 (possibilité d'égalités)	6	8	X	X	X	X	7	9	7	7	8	9	0	5	4	8	3	7	6	9
Classement indicateur NH ₃	7,8	8,1	7,4	X	7,8	X	8,2	8,3	7,9	X	7,9	X	6,6	7,5	7,2	8,1	7,0	8,3	7,6	9,1
Rang donné par l'expert Belge à l'intérieur d'un système	2	1	X	X	X	X	3	1	3	X	2	X	8	5	6	2	7	3	4	1
Rang Indicateur NH ₃ à l'intérieur d'un système	2	1	X	X	X	X	2	1	3	X	3	X	8	5	6	3	7	2	4	1

Figure 72 : Résultats de l'expertise Belge et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH₃

ii. Le système solide

Les résultats d'expertise pour les systèmes solides ne sont pas ressemblant pour les techniques de compostage. Après consultation, l'expert nous a informé qu'il considère le compost issu du compostage traditionnel comme un fumier frais. De plus, il juge que les pertes sont plus importantes lors de l'épandage des déjections solides que lors du compostage. Etant donné que nous avons fait le postulat inverse, l'indicateur NH_3 donne des résultats différents.

iii. Les systèmes les uns par rapport aux autres

Nous n'obtenons pas les mêmes classements entre le système liquide et les systèmes pailleux. En effet, l'expert anglais donne une note de 6/10 au meilleur scénario système liquide et 8/10 pour le très pailleux alors que nous donnons respectivement des notes de 9,1 / 10 et 8,3 / 10.

Le test de Spearman effectué pour l'ensemble des systèmes donne un coefficient de 0,7 avec $p < 0,003$. Ce résultat est expliqué d'une part par l'inversion d'ordre de grandeur entre le système liquide et solide (baisse de la corrélation) et d'autre part en raison d'ordre de grandeur respecté entre l'indicateur NH_3 et les valeurs obtenues pour les deux classement solides (augmente la corrélation).

3.4.4 Données Belges

Les résultats de l'expertise Belge sont présentés figure 72. Dans l'ensemble, l'expertise et l'évaluation avec l'indicateur NH_3 classent de la même manière les 16 scénarios. La différence de rangs attribués par les deux évaluations n'excède jamais 1.

L'expert Belge n'a pas évalué les systèmes où le fumier peu pailleux n'est pas composté. Il considère que le fumier produit dans les bâtiments est 'semi-solide' et qu'il ne composte pas.

i. Le système liquide

Mis à part une différence d'appréciation de réduction de pertes entre le lisier couvert lors du stockage et le lavage des bâtiments, les résultats sont similaires. Cette différence s'explique de nouveau par des choix de coefficients de réduction d'émission de NH_3 différents.

Le classement par rang obtenu par le calcul de l'indicateur NH_3 est en phase avec celui proposé par l'expert Belge. Ainsi, le coefficient de corrélation du test de Spearman est 0,97 avec un $p < 0,00003$.

ii. Le système solide

Il n'est pas très intéressant de tenir compte du système peu pailleux étant donné que l'expert ne juge que deux pratiques. Pour le système très pailleux, l'expert évalue que le compostage traditionnel est moins émetteur que le stockage au champ. L'indicateur NH_3 évalue l'inverse. L'expert minimise les pertes d'azote lors du compostage traditionnel alors que l'indicateur NH_3 tend à souligner ces pertes de façon plus importante.

iii. Les systèmes les uns par rapport aux autres

Les deux évaluations classent de la même façon les trois systèmes les uns par rapport aux autres. De plus, les ordres de grandeur sont respectés globalement. Ainsi, deux scénarios obtenant la note de 6/10 par l'expert (scénarios 1 et 15) obtiennent des notes d'indicateurs proches (7,8 et 7, respectivement). Le résultat du test de Spearman confirme la corrélation, le coefficient est de 0,9 avec un $p < 0,00002$.

3.5 Conclusion

i. Comparaison des résultats

Dans l'ensemble, nous pouvons constater quels que soient les experts, que :

- les rangs donnés à l'intérieur des systèmes sont dans la majorité des cas ressemblants,
- les systèmes sont classés les uns par rapport aux autres dans le même ordre.

Notre indicateur donne donc un classement des différents systèmes d'élevage conformes à celui d'autres méthodes utilisées ou d'avis d'experts.

Les principales dissemblances sont dues :

- à une sous-estimation de la part des experts ou une surestimation de notre part du compostage en terme de pertes d'azote,
- au choix de coefficient de réduction de pertes pour les systèmes liquides,
- aux différences entre les valeurs attribuées par les experts entre deux scénarios 'moyens' à l'intérieur des systèmes et notre indicateur.

Il est difficile de conclure sur la validité de l'évaluation des techniques de compostage avec l'indicateur NH_3 . En effet, le compostage est souvent une technique peu étudiée dont la renommée 'gomme' l'aspect négatif lié aux émissions. Ainsi, à chaque retour de questionnaires, nous avons questionné les experts pour qu'ils justifient leur choix d'évaluer moins sévèrement le compostage que l'épandage des déjections solides. Leurs réponses sous-entendaient que leurs avis n'étaient pas tranchés sur la question.

Toutefois, en choisissant la courbe liant les émissions de $\text{NH}_3\text{-N}$ aux résultats du sous-module stockage système solide (compostage), nous avons surestimer les pertes par rapport aux valeurs de la bibliographie (Cf. figure 53 page 89). La comparaison des sorties du sous-module avec des résultats de la bibliographie et d'expérimentations le confirme.

Etant donné que la variation des notes d'indicateur est très faible dans cette évaluation, de faibles différences de quantités émises durant le compostage peuvent changer les classements obtenus.

Les deux autres explications des différences constatées, renvoient aux limites de la validation par expertise telle que nous l'avons effectuée.

ii. Limites de la validation par expertise

Les scénarios que nous avons proposés sont délibérément ‘flous’ sur les techniques utilisées. Les experts provenant de différents pays, nous avons préféré ne pas être trop précis au cas où la technique ne serait pas pratiquée dans le pays considéré. De plus, nous pensions que donner trop d’informations sur nos postulats de départ risquait de biaiser l’opinion de l’expert. Cependant, cette incertitude sur l’intensité du lavage, ou bien la couverture du lisier par exemple, conduit à une incertitude sur les résultats de validation et à l’impossibilité de conclure à la ressemblance de notre indicateur avec certaines valeurs d’experts.

De même, les différences d’ordre de grandeur observées entre les systèmes, que ce soit entre notre indicateur et les expertises qu’entre les experts eux-mêmes, proviennent du flou entourant les dénominations ‘peu pailleux’ et ‘très pailleux’. Certains experts ont vu le système peu pailleux comme un système de fumier mou issu de raclage par exemple (Cf. Partie 4 – Chapitre 1 ‘expertise Belge’) alors que nous considérons que ce n’était qu’un système de type litière avec moins de paille. Il semble donc nécessaire de préciser les scénarios.

En conclusion, la validation par expertise est concluante sur le fait que nous n’avons pas fait d’erreur fondamentale dans la construction des modules d’évaluation. Les classements obtenus sont ressemblants. Cependant, elle ne permet pas de valider la variabilité entraînée par des pratiques réduisant les pertes dans le système liquide. De plus, elle met en évidence des hypothèses différentes sur l’impact du compostage, en tous les cas sur son importance dans le système en terme de pertes azotées.

D Validation d'usage

1.1 Introduction

L'outil n'étant pas informatisé, la validation d'usage n'a pas pu être effectuée. En effet pour la réaliser, il est nécessaire de recueillir les commentaires des utilisateurs de l'outil. Pour savoir si l'outil est opérationnel, nous l'avons testé auprès de quelques exploitations en agriculture biologique. Ce travail, appelé 'test de faisabilité' a permis de noter la facilité de la prise de données nécessaires au calcul et de visualiser les informations obtenues.

1.2 Le test de faisabilité

Nous avons enquêté quelques exploitations en agriculture biologique pour tester l'outil mis au point. Dans un premier temps, nous nous étions concentrés sur le compostage afin de connaître les données disponibles sur l'exploitation. Seules deux exploitations ont pu être testées sur l'ensemble des postes de gestion des matières organiques d'origine animales : une exploitation laitière de montagne et une exploitation d'élevage bovin et avicole de montagne.

1.2.1 Prise de données

Les fiches de prise de données sont présentées en annexe 10. Elles sont provisoires et seront modifiées une fois l'outil informatisé. Dans l'ensemble, les données sont facilement récupérables sur l'exploitation. Les principales difficultés rencontrées concernent :

- le manque d'enregistrement des pratiques,
- l'imprécision des quantités de litière apportée, de déjections stockées et épandues,
- la difficulté à enregistrer le mouvement des animaux sur l'exploitation.

Les quantités de litière apportées aux animaux sont importantes à évaluer car elles vont déterminer les émissions de NH₃ dans les bâtiments d'élevage. En élevage bovin, elles sont relativement bien connues moins en élevage volaille. La gestion des litières est effectuée au coup par coup en tenant compte de l'ambiance du bâtiment. Les exploitants enregistrent peu ces travaux.

Pour le compostage, des matériaux de types déchets verts peuvent être apportés ainsi que des déchets ligneux. Les quantités reçues sont rarement connues précisément, seul des proportions grossières sont récupérables.

La prise en compte des mouvements des animaux sur l'exploitation nécessite d'utiliser les calendriers de pâturage qui ne sont pas toujours disponibles. L'enregistrement des données peut être long et fastidieux.

**Exploitation Vaches Laitières : 0,6 UGB / ha
Montagne**

Prairies permanentes – 52 ha de SAU

Note d'indicateur NH₃ : 7,7 / 10 soit 13 kg de NH₃-N émis / ha / an

Principaux postes sur l'exploitation	Résultats Quantitatifs Modules	% de pertes postes / pertes totales
Bâtiments d'élevage : logettes paillée (5kg / VL / j) et aires exercices bétonnées raclées	112 kg / an (indicateur 7 / 10)	16 %
Stockage total	186 kg / an	25 %
Stockage liquide : deux fosses de 45 m ³ couvertes	10 kg / an (indicateur 9 / 10)	
Stockage solide : Compostage retourné 3 fois à 15 jours d'intervalle	176 kg / an (indicateur de 7,1 à 7,8 / 10 suivant chantier)	
Epandage total	8 kg / ha / an soit 416 kg / an	59%
Epandage lisier : 20 m ³ / ha printemps et automne + compost 10 t / ha	4,5 kg / ha / an	
Pâturage : 6 mois	3,5 kg / ha / an	
Total exploitation	707 kg / an	100%

Note d'indicateur N₂O : 4,7 / 10 soit 3,5 kg de N₂O-N émis / ha / an

Modules	Résultats quantitatifs	% pertes modules / pertes totales
Epandage	160 kg / an	95,7 %
Bâtiments + stockage	7,5 kg / an	4,3 %
Total exploitation	177,5 kg / an	100 %

Note d'indicateur CH₄ : 5,5 / 10 soit 64 kg de CH₄ émis/ ha / an

Modules	Résultats quantitatifs	% pertes modules / pertes totales
Alimentation : 75 % foin et 25 % C en hiver 100 % herbe en été	2640 kg / an	82%
Bâtiments	300 kg / an	9%
Stockage (solide et liquide)	290 kg / an (dont 73 % liquide)	9% (dont 6,5 % liquide)
Total exploitation	3230 kg / an	100 %

Tableau 59 : Résultats des notes d'indicateurs NH₃, CH₄ et N₂O d'une exploitation en agriculture biologique système vache laitière avec un chargement de 0,6 UGB / ha

1.2.2 Exemples de résultats

i. Exploitation de vaches laitières

Le tableau 59 synthétise l'exploitation testée et les résultats obtenus par les trois indicateurs. Les principales caractéristiques de l'exploitation sont :

- un chargement animal faible : 0,6 UGB / ha,
- une SAU de 52 ha, constituée de prairies de montagne,
- un cheptel composé de 20 vaches laitières, 12 génisses et 5 veaux en moyenne,
- un pâturage d'été,
- un bâtiment d'élevage avec logettes paillées et aires d'exercice raclées,
- le compostage des fumiers de vaches laitières et génisses,
- la récupération du purin dans des fosses couvertes.

Globalement l'exploitation testée ne présente pas de problèmes environnementaux par rapport aux émissions d'ammoniac, la note d'indicateur est de 7,7 / 10. Ce résultat est satisfaisant étant donné le faible chargement sur l'exploitation. Le principal poste d'émission d'ammoniac est liée à l'épandage lisier et aux pâturages, il représente 60 % environ des pertes de NH_3 sur l'exploitation. Qualitativement, le bâtiment d'élevage et le compostage des déjections sont bien gérés : les notes des modules sont égales ou supérieures à 7 / 10.

Les résultats obtenus avec les gaz à effet de serre sont moins concluants : 4,7 / 10 pour le N_2O et 5,3 / 10 pour le CH_4 . Cependant, ces résultats sont logiques en raison de la construction des indicateurs :

- les prairies sur l'exploitation tendent à augmenter les émissions de N_2O , les résultats du tableau 59 montrent que près de 95 % des émissions de N_2O proviennent du module épandage (et pâturage),
- les systèmes bovins sont fortement émetteurs de CH_4 en raison de la fermentation entérique des animaux : plus de 80 % des émissions proviennent du poste 'alimentation animale'.

Il est important de noter que les émissions de gaz à effet de serre ne pourront pas forcément être améliorées et obtenir une note de 7/10 car cela nécessiterait un changement de système d'élevage impossible à réaliser techniquement. L'intérêt de ces indicateurs tient plus dans leur évolution années après années pour observer si l'exploitation tend dans son ensemble à stabiliser, augmenter ou réduire les émissions. Ce problème sera détaillé dans la discussion (Cf. Partie 4 Chapitre 2 'limites').

Ce premier test fait ressortir que :

- les indicateurs mis au point permettent de localiser les postes émetteurs sur l'exploitation,
- les observations semblent logiques vis à vis des connaissances,
- l'analyse des sorties de calcul des gaz à effet de serre montre que la note obtenue est très sensible à un système d'élevage, leur utilisation dans le diagnostic d'exploitation constitue plus un complément d'information par rapport à NH_3 .

**Exploitation Bovins viandes / Poules pondeuses / Poulets : 0,7 UGBN / ha
Montagne**

Prairies permanentes – 22 ha de SAU

Note d'indicateur NH₃ : 5,2 / 10 soit 33 kg de NH₃-N émis / ha / an

Principaux postes sur l'exploitation	Résultats Quantitatifs Modules	% de pertes postes / pertes totales
Bâtiment total	518 kg / an	70 %
Bâtiments bovins : logettes paillée (5kg / VL / j) et aires exercices bétonnées raclées	150 kg / an	
Bâtiments pondeuses	51 kg / an	
Bâtiments poulets	317 kg / an	
Stockage solide : Dépôt au champs	54 kg / an	7 %
Epandage total	8 kg / ha / an (174 kg / an)	23 %
Epandage Fumier bovin et volaille Automne et hiver	2,7 kg / ha / an	
Pâturage bovin : 6 mois	3,8 kg / ha / an	
Parcours volaille : 6 mois	31 kg / an sur parcours	
Total exploitation	748 kg / an	100%

Note d'indicateur N₂O : 4,4 / 10 soit 2,6 kg de N₂O-N émis / ha / an

Modules	Résultats quantitatifs	% pertes modules / pertes totales
Epandage	55 kg / an	95%
Bâtiments + stockage	3 kg / an	5%
Total exploitation	58 kg / an	100%

Note d'indicateur CH₄ : 8,2 / 10 soit 20 kg de CH₄ émis / ha / an

Modules	Résultats quantitatifs	% pertes modules / pertes totales
Alimentation	350 kg / an	78%
Bâtiments + stockage	100 kg / an	22%
Total exploitation	450 kg / an	100%

Tableau 60 : Résultats des notes d'indicateurs NH₃, CH₄ et N₂O d'une exploitation en agriculture biologique système bovin et avicole avec un chargement de 0,6 UGB / ha

ii. Exploitation d'élevage bovin et avicole

Le tableau 60 synthétise l'exploitation testée et les résultats obtenus par les trois indicateurs. Les principales caractéristiques de l'exploitation sont :

- un chargement animal faible : 0,7 UGB / ha,
- une SAU de 22 ha, constituée de prairies de montagne,
- un cheptel composé de 15 bovins (1 à 3 ans), 300 poules pondeuses et à peu près 4000 poulets de chair vendus par an.
- un pâturage d'été et un parcours pour les volailles (6 mois de l'année),
- un bâtiment d'élevage bovin en boxe sur paille,
- un bâtiment d'élevage de poules pondeuses sur copeaux de bois avec parcours,
- des bâtiments d'élevage de poulets de chair (3 mois) sur paille avec parcours,
- le stockage des fumiers en été, épandage en automne et en hiver,

Avec un faible chargement, proche de celui de l'exploitation précédente, l'exploitation testée est plus 'polluante ' avec une note de l'ordre de 5/10. Quantitativement, les deux exploitations émettent à peu près 700 kg de NH₃-N / an cependant l'exploitation avicole et bovine a une superficie deux fois plus petite (22 ha contre 52 ha).

En regardant le détail des émissions de NH₃ des différents postes, il apparaît que les bâtiments d'élevage émettent 70 % du NH₃ (tableau 60). Ces fortes émissions sont dues principalement aux bâtiments des poulets de chairs, suivi des bâtiments bovins. Les raisons sont :

- la surface des bâtiments est importante, le module bâtiment d'élevage étant construit en considérant des pertes au m², les émissions globales sont importantes,
- bien que la densité soit faible dans les bâtiments (5 poulets / m²), le paillage est très faible (0,5 kg de paille / poulets / an) d'où un C/N relativement faible de la litière, de même pour les bovins dont le paillage est de l'ordre de 2,5 kg / jour / animal.

L'indicateur NH₃ met en évidence le problème de l'achat de paille qui se traduit par de faibles taux de paillage des bâtiments. Inversement, les poules pondeuses reçoivent suffisamment de copeaux de bois.

La note d'indicateur N₂O est faible, à peu près 4,5 / 10. Comme pour l'exploitation précédente, ce résultat provient des prairies (95 % des pertes). A la différence du système laitier, la note d'indicateur CH₄ est élevée (8,2 / 10). Les volailles émettent peu de méthane ainsi que les jeunes bovins. De plus, l'exploitation ne produit pas de déjections liquides d'où peu de méthane est émis au stockage.

1.3 Conclusion du test de faisabilité

Le calcul des indicateurs est réalisable, les résultats obtenus permettent d'observer l'effet des pratiques des éleveurs sur les pertes de gaz. Toutefois, un certain nombre de données ne sont pas facilement accessibles ce qui nécessite de faire appel à des valeurs de la littérature. Par exemple, les éleveurs ne connaissant pas les quantités produites de déjections en bâtiment. Il faut bien entendu poursuivre sur un plus grand nombre d'exploitations le test de faisabilité.

Les indicateurs devront être informatisés pour permettre d'une part d'être utilisé sur le terrain et d'autre part pour améliorer les outils afin de les rendre plus opérationnels.

E Conclusion

Les validations de sorties d'indicateur NH₃ ne permettent pas de dresser des conclusions définitives sur la validité de l'outil élaboré. Elles nécessiteraient plus de données d'expérimentations et de réponses d'experts. Par exemple, seules trois espèces animales sont évaluées alors que l'objectif de l'outil est de fournir un diagnostic pour les élevages bovins, porcins, avicoles mais aussi équins, ovins et caprins.

Les différents tests pratiqués permettent de constater que :

- dans son ensemble, les sorties de l'indicateur ne présentent pas d'incohérence majeure avec les différents résultats observés et les avis d'experts. Les systèmes sont le plus souvent classés de la même façon et les ordres de grandeur d'émission de NH₃ calculés par les modules d'évaluation sont respectés.
- l'évaluation du compostage est difficile à valider car l'impact de cette technique est mal connu des experts et les données d'expérimentations sont peu nombreuses.

Bien que nécessaire, l'étape finale de validation des indicateurs est difficile à réaliser. Les indicateurs n'ayant pas pour objectif de fournir une estimation précise d'émissions de NH₃, il n'est pas possible d'obtenir une validation sensu stricto des sorties mais seulement une partie des sous-modules.

Chapitre .2 : Discussion

A Innovation

Il existe de nombreuses méthodes d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'air. Leurs constructions varient suivant l'objectif recherché et l'échelle d'évaluation.

1 Les inventaires d'émissions

Nous avons vu lors de la construction des indicateurs N₂O et CH₄ des méthodes d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les émissions de gaz mises au point par Freibauer et Kaltschmitt (2000), Freibauer (*in press*) et l'IPCC (1996). Ces méthodes ont été construites pour dresser des inventaires d'émissions de gaz à effet de serre et de gaz acidifiant comme l'ammoniac à l'échelle internationale. Elles reposent sur la détermination de facteurs d'émission pour une espèce et un type de gestion des déjections, par exemple 'le système paille'. Les plus connues sont celles de l'IPCC (1996), organisation internationale émanant des nations unies, et au niveau européen, celle de l'EMEP/Corinair (2001).

Sur le même principe, des méthodes d'évaluation de l'impact de l'agriculture sur l'émission de NH₃ ont été mises au point à l'échelle nationale. Leur objectif est de dresser l'inventaire des émissions de NH₃ par l'agriculture (Misselbrook et al. 2000) et dans une certaine mesure de proposer des facteurs de correction suivant les techniques utilisées (couverture du stockage, enfouissement des effluents...) (Hutchings et al. 2001, Doorn et al. 2002). Ce travail a été étendu à l'échelle internationale dans le cadre d'ateliers du programme environnemental des nations unies (ONU 1999).

Ces études sont nécessaires pour entamer des négociations sur les émissions de gaz lors des différents protocoles internationaux, que ce soit pour l'effet de serre ou pour l'émission de NH₃. Cependant, les facteurs d'émission sont trop globaux pour permettre de devenir des outils d'aide à la décision performant à l'échelle de l'exploitation agricole.

2 L'expertise

Des méthodes d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les émissions de NH₃, CH₄ et N₂O ont été mises au point sur le principe de classement des systèmes les uns par rapport aux autres (Phillips et al. 1999, Brink et al. 2001a, b, Nicholson et al. 2002). Ces méthodes, dont les échelles d'évaluation sont celles de l'exploitation ou nationales, utilisent : soit des facteurs d'émissions (Brink et al. 2001a, b), soit des systèmes de 'points' donnés par des experts (Phillips et al. 1999), soit des données de la littérature (Nicholson et al. 2002). Elles sont plus précises que les inventaires car elles rendent compte de la variabilité à l'intérieur des systèmes. Cependant, leur utilisation est limitée comme outil d'aide à la décision. En effet, elles ne tiennent pas compte de la gestion des pratiques agricoles spécifiques sur une exploitation agricole. Elles évaluent essentiellement les moyens disponibles sur l'exploitation et non les pratiques réellement réalisées.

La spécificité des indicateurs que nous avons élaborés vis à vis de ces méthodes, résulte du double objectif recherché :

- évaluer les pratiques agricoles sur la qualité de l'air, et plus spécifiquement les pratiques agri-biologiques,
- proposer une méthode d'évaluation permettant d'améliorer la pratique telle *qu'elle est réellement mise en oeuvre* sur le terrain afin de préserver l'environnement.

3 Les indicateurs et modèles

Les indicateurs mis au point à l'INRA de Colmar ne sont pas les seuls à évaluer les pratiques agricoles réalisées sur le terrain. Depuis quelques années, d'autres types d'indicateurs agro-écologiques ont été développés dans différents pays : la Suisse (Rossier et Gaillard 2001), l'Autriche et Allemagne (Eckert et al. 2000) et en France : méthode IDEA (Vilain 2000), méthode Solagro... Ces derniers ont pour objectif d'évaluer les pratiques agricoles à l'échelle de l'exploitation afin de réaliser des diagnostics environnementaux ou plus largement de durabilité (IDEA). La méthode IDEA n'a pas pour objectif d'évaluer précisément l'impact d'une pratique agricole sur un compartiment de l'environnement mais de 'qualifier' une exploitation par rapport à des pratiques jugées a priori bonnes d'un point de vue environnemental. Son principal intérêt est de tenir compte des trois piliers de la durabilité : l'environnement, le développement social et économique (Vilain 2000).

Les autres méthodes se rapprochent de notre objectif, établir un diagnostic environnemental dans le but de faire évoluer les pratiques. Cependant, bien qu'évaluée par la plupart des méthodes, la qualité de l'air est souvent estimée à l'aide de facteurs d'émissions globaux. Par exemple, la méthode allemande considère des pertes globales de NH_3 dues à la présence de déjections animales sans distinguer les différents postes (Eckert et al. 2000). La méthode suisse se rapproche le plus de l'outil que nous avons mis au point sur plusieurs aspects :

- elle tient compte de l'impact particulier d'une pratique sur les émissions de gaz,
- elle différencie et agrège les émissions de gaz suivant les différents impacts sur la qualité de l'air, i.e. l'effet de serre, l'acidification etc. (Rossier et Gaillard 2001)

Cependant, elle ne différencie pas les pratiques précisément poste par poste le long de la chaîne des déjections animales. Par exemple, elle ne permet pas de se rendre compte de l'intérêt ou non de composter les déjections sur l'exploitation. Toutefois, elle tient compte d'un plus grand nombre de gaz, dont les NO_x .

Nous ne connaissons pas de modèles permettant d'évaluer à la fois les émissions de gaz à effet de serre et le NH_3 . De même, les modèles évaluant les émissions de NH_3 à l'échelle de l'exploitation, concernent un système particulier, le plus souvent le système liquide (Hutchings et al. 1996, Sommer et Hutchings 1997).

4 Conclusion

La spécificité des indicateurs NH_3 , CH_4 et N_2O mis au point dans cette étude repose sur leur objectif à savoir être des outils d'aide à la décision stratégique :

- ils permettent de faire un diagnostic de l'impact des pratiques mises en œuvre à l'échelle de l'exploitation sur la qualité de l'air,
- les modules d'évaluation permettent de localiser les points sensibles de l'exploitation et de faire évoluer les pratiques responsables d'émissions,
- les données nécessaires à leur calcul sont facilement récupérables et suffisantes pour que l'indicateur soit sensible aux changements de pratiques.

B Les limites de l'outil

1 Les limites scientifiques

La construction des indicateurs dépend de l'avancée des connaissances scientifiques. Ainsi, la simplicité de construction de l'indicateur N₂O est le résultat du manque de connaissance sur les processus responsables de ces émissions. Il est nécessaire d'avoir une masse d'informations suffisantes pour construire un indicateur scientifique valable. Nous retrouvons ce problème dans la construction des trois indicateurs dont NH₃. Plusieurs variables se sont révélées indispensables pour évaluer les émissions de NH₃ (Cf. Partie Chapitre 2) : le pH, la température et la vitesse de l'air à l'interface substrat-atmosphère. Or, l'objectif principal de l'indicateur étant d'être facilement utilisable sans avoir à mesurer les variables d'entrée sur le terrain, nous ne pouvions pas retenir ces trois variables telles quelles. Nous avons donc utilisé des variables intermédiaires :

- la nature du substrat qui tient compte indirectement du pH
- l'humidité qui rend compte d'une potentielle montée en température.

De même, nous avons pris une vitesse du vent moyenne pour paramétrer au mieux les modules d'évaluation des indicateurs.

Le fait de retenir des variables intermédiaires ou de prendre des moyennes représentatives limite la fiabilité des sorties de l'indicateur. Toutefois, l'objectif des indicateurs n'est pas de modéliser les processus mais d'indiquer des risques d'émissions.

Un certain nombre de calculs repose sur l'utilisation de système expert. Ce mode d'agrégation présente l'avantage d'évaluer des pratiques avec des variables d'entrées hétérogènes et qualitatives. En contrepartie, les sorties des calculs dépendent du jugement d'experts ou, dans le cas présent, d'hypothèses élaborées à partir de la littérature. Le manque d'objectivité introduit par ce mode de calcul soulève une limite de l'indicateur. Il est nécessaire de rendre lisible et d'expliquer clairement les postulats retenus lors de l'attribution des valeurs de conclusion des règles de décision.

Le manque de connaissances scientifiques ou d'informations précises pour construire les indicateurs entraîne une certaine incertitude sur les sorties. Cette dernière est plus ou moins problématique suivant le degré de précision recherché. Lors de la construction de l'indicateur N₂O, le problème de l'incertitude des facteurs d'émissions utilisés pour construire l'indicateur a été abordé. Celle-ci entraîne une très forte incertitude sur les résultats d'émissions de N₂O et donc sur les sorties de l'indicateur N₂O (Cf. tableau 17 et 20 Partie 2 – Chapitre 2).

Quel que soit l'indicateur, chaque facteur d'émission ou coefficient correcteur utilisé représente une valeur 'moyenne' dont l'utilisation implique une incertitude sur les résultats de calcul. Lors de la validation de NH₃ par les experts (Cf. Partie 4 Chapitre 1), nous avons observé que le choix d'un coefficient de réduction de pertes change le classement attribué à un scénario d'élevage par rapport à un autre suivant les experts.

2 Les limites méthodologiques

2.1 L'interaction entre les modules de l'indicateur NH_3

Chaque module d'évaluation de l'indicateur NH_3 évalue des kg de NH_3 -N émis par an sur l'exploitation suivant la nature du substrat et le mode de gestion des déjections de l'exploitant. Globalement, le substrat organique est caractérisé par des teneurs en azote, en carbone et en matière sèche. Ces variables sont essentielles au calcul des modules, ces derniers étant par ailleurs très sensibles à leur variation. Il est donc nécessaire de connaître le plus précisément possible les caractéristiques du substrat. Or, à chaque étape de la chaîne de gestion des déjections, la composition du substrat est liée à la pratique effectuée en amont : la composition des déjections de la litière dépend de l'alimentation, la composition des déjections stockées dépend de la gestion des bâtiments et ainsi de suite.

Chaque étape de la gestion des déjections animales sur l'exploitation interagit sur l'étape suivante (Cf. figure 4 page 12), les variables d'entrées d'un module d'indicateur vont donc dépendre de la gestion des déjections évaluée dans le module précédent. Par exemple, il faut faire attention à ce que les quantités d'azote perdues dans un bâtiment d'élevage ne soient pas prises à nouveau en compte lors de l'évaluation du stockage.

Ainsi, la meilleure solution serait de tenir compte de la note obtenue par le module bâtiment afin de recalculer précisément le changement de composition des déjections stockées ensuite. Cependant, trop de paramètres sont à considérer : les pertes d'azote mais aussi de carbone, d'eau et les modifications de structures des déjections. Ce calcul demanderait une modélisation fine de l'ensemble des mécanismes. Pour solutionner le problème, nous avons fait un compromis en utilisant des valeurs standards françaises pour caractériser les substrats évalués module par module. Ces valeurs proviennent des différents instituts d'élevages (ITEB, ITP et ITAVI) (Bodet et al. 2001). Elles tiennent compte des transformations subies le long de la chaîne de gestion des déjections sur l'exploitation.

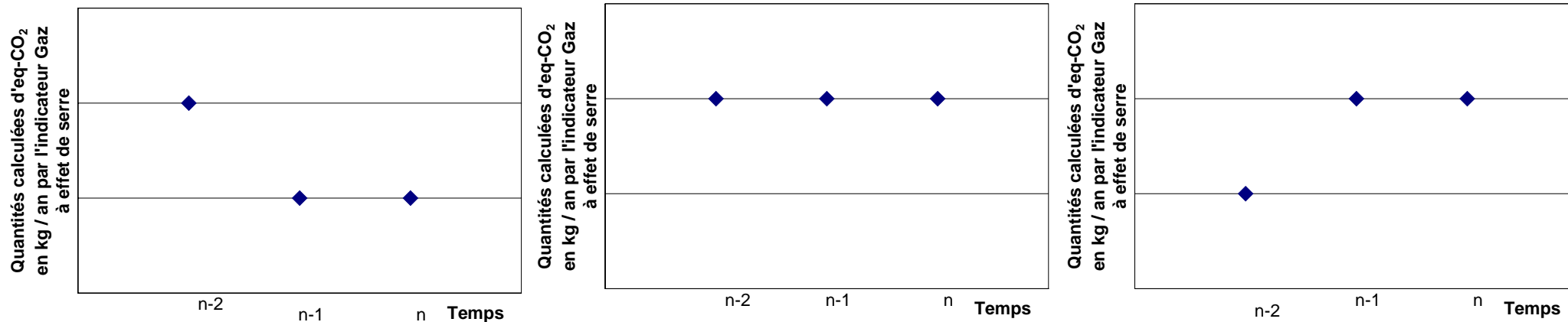
L'utilisation de ces valeurs efface la variabilité des pertes d'azote évaluées dans le module précédent mais permet de ne pas tenir compte plusieurs fois des pertes de NH_3 .

2.2 Les références

Dans la première partie, nous avons vu la différence entre une variable et un indicateur : la variable devient un indicateur lorsqu'on lui donne un sens. Il est obtenu en positionnant la valeur de la variable par rapport à une référence ou en donnant du sens à son évolution dans le temps (Girardin et Bockstaller 1996). Ainsi, l'indicateur est une construction subjective qui reflète les choix, si possible consensuels, de ceux qui l'ont élaboré.

Lors de la construction de l'indicateur NH_3 , nous avons utilisé le plus souvent des références techniques pour les sous-modules d'évaluation puis une référence environnementale pour l'indicateur global. Ce choix n'est pas dû au hasard mais aux objectifs des indicateurs, à savoir être utilisés et scientifiquement fondés. Ainsi, les utilisateurs, cherchant à améliorer leurs pratiques, vont utiliser les sous-modules dont la référence est fondée sur une 'bonne pratique' agricole. L'indicateur NH_3 global va permettre de replacer l'ensemble des pratiques à l'échelle de l'exploitation et d'évaluer l'impact du choix de système d'élevage de l'exploitant sur l'environnement.

Types d'évolutions possibles de l'indicateur Gaz à effet de serre sur trois années (référence année n-2)



Attribution du voyant d'alerte pour une exploitation agricole / émissions gaz à effet de serre

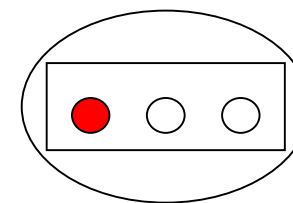
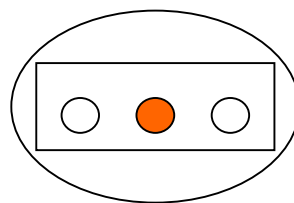
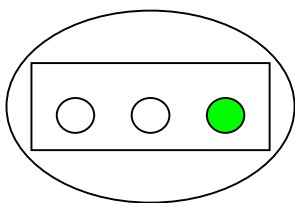


Figure 73 : Règles de décision pour caractériser les voyants d'alerte de l'indicateur 'Gaz à effet de serre'

Nous avons déterminé des références pour les indicateurs CH₄ et N₂O mais nous nous sommes heurtés à un problème méthodologique pour la référence de l'indicateur Effet de serre. En effet, à l'échelle de l'exploitation agricole, il est difficile de définir un seuil 'acceptable' d'émissions de gaz à effet de serre. Les objectifs de réduction de gaz à effet de serre sont définis à l'échelle nationale lors des protocoles internationaux (Cf. Partie 1 – Chapitre 1), ils englobent sans distinction l'ensemble des sources d'émissions de gaz. Il n'est pas justifié de tenir compte de ces seuils pour un secteur particulier.

Devant l'impossibilité de fixer une référence de 7/10 pour l'indicateur Effet de serre, nous avons opté pour une autre méthode afin de donner un sens à l'indicateur. Elle repose sur le calcul de voyant d'alerte :

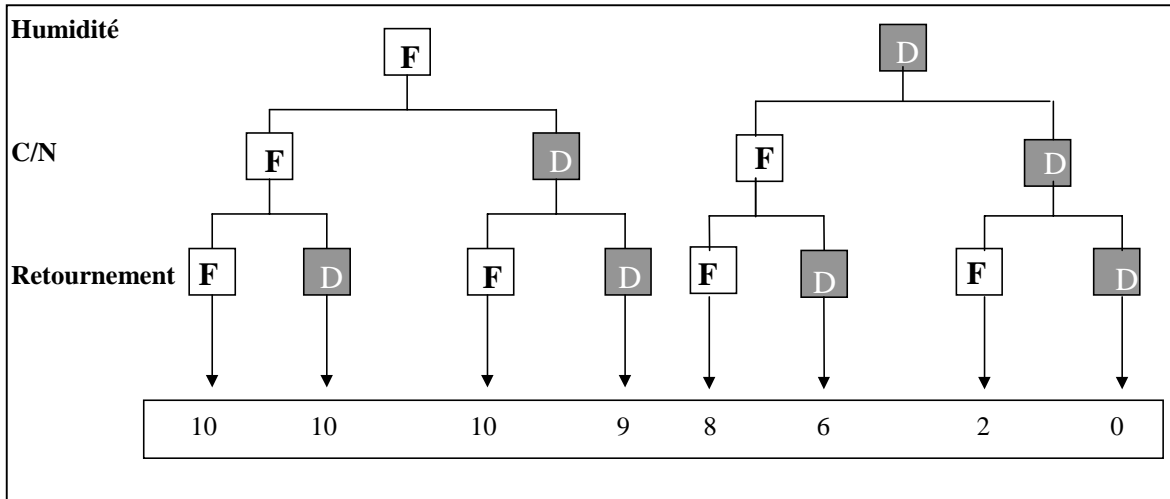
- un voyant vert correspond à une diminution des émissions de gaz à effet de serre dans le temps,
- un voyant rouge correspond à une augmentation des émissions de gaz à effet de serre dans le temps,
- un voyant orange correspond à une situation intermédiaire.

Ce qui importe est le sens de l'évolution de l'indicateur plus que sa valeur stricte tout particulièrement pour l'usage de l'indicateur dans le cadre d'une démarche qualité (ISO 14001,...). Pour déterminer l'évolution des quantités émises, il est nécessaire d'avoir trois années de résultats au début de l'évaluation.

La figure 73 illustre les règles de décision permettant d'attribuer un voyant pour une exploitation pour une période de trois ans. Cette méthodologie simplifie les sorties de l'indicateur (trois valeurs possibles) mais permet de résoudre le problème de la référence. Elle a été mise au point lors de l'élaboration de tableaux de bord par Girardin (*comm. pers.*).

3 Conclusion

La principale limite des indicateurs est liée aux connaissances scientifiques disponibles. Elles vont déterminer le degré d'incertitude des sorties des indicateurs. Ainsi, la construction de l'indicateur N₂O est fortement limitée par les données disponibles de la littérature. De même, le manque de données rend difficile la validation.



Avec **D** : Variables en conditions défavorables
F : Variables en conditions favorables

Figure 74 : Arbre de décision du sous-module stockage système solide modifié : nouvelles conclusions de règles de décisions

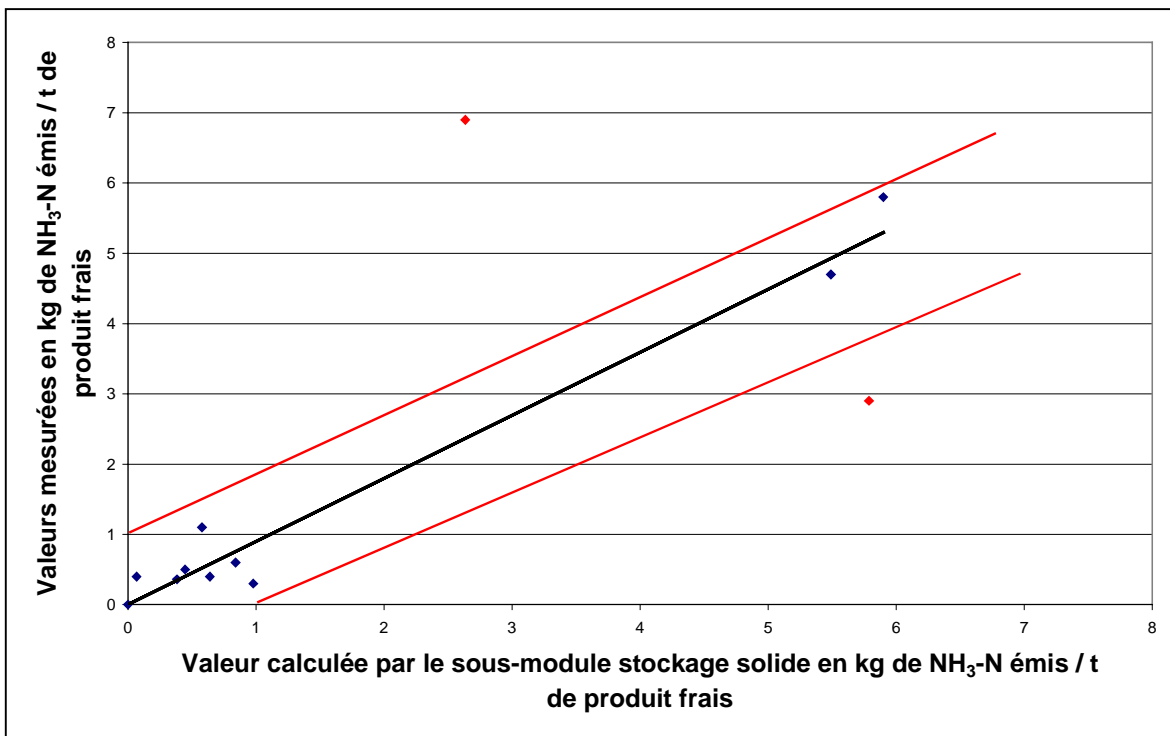


Figure 75 : Test de vraisemblance modifié suite aux changements de conclusions de règles de décision

C Les améliorations de l'outil

1 Modifications des conclusions des règles de décision du sous-module stockage système solide

La validation de l'indicateur NH_3 a soulevé le problème de la surestimation des émissions de NH_3 lors de l'évaluation du compostage. Le sous-module stockage système solide peut être amélioré en adaptant les conclusions des règles de décision afin de remédier à ce problème. En utilisant les données de la validation, nous avons modifié les conclusions des règles de décision (figure 74).

Le gain de précision obtenu permet d'améliorer le test de vraisemblance du sous module (figure 75). Toutefois, en introduisant cette précision dans le calcul de sensibilité, les notes d'indicateur NH_3 varient seulement d'environ 0,1 point.

L'amélioration des conclusions des règles de décision est importante mais il faut tenir compte du rapport entre le nombre de données supplémentaires à récupérer et au gain de précision de l'indicateur NH_3 .

2 Introduction de nouvelles connaissances

Il est apparu lors de la validation que l'évaluation des déjections sous forme semi-solide par le sous-module stockage système solide présentait des problèmes. La durée de stockage semble importante à introduire. Or, l'introduction de la variable nécessite de disposer de flux de $\text{NH}_3\text{-N}$ / t de fumier frais / jour et des cinétiques d'émission. Ces deux variables sont difficiles à obtenir dans la bibliographie.

Il serait possible de disposer de flux- de $\text{NH}_3\text{-N}$ / m^2 / jour mais cela impliquerait de mesurer la surface d'émission d'un tas. L'amélioration du sous-module demande donc des connaissances supplémentaires (cinétiques) et la prise en compte de données difficiles à estimer sur l'exploitation.

Une connaissance plus précise des mécanismes responsables de l'émission de N_2O le long de la chaîne de gestion des déjections permettrait d'améliorer le calcul de l'indicateur.

3 Modifications des variables d'entrées

En dégageant les limites de l'indicateur, nous avons vu le problème de l'incertitude des sorties d'indicateur liée à l'impossibilité de tenir compte directement de variables clés dans les émissions de NH_3 . Toute amélioration de la prise de données permettrait d'introduire ces variables et ainsi d'affiner les résultats.

Dans un arrêté concernant les prescriptions techniques applicables aux élevages bovins soumis à autorisation sous les rubriques 2101-1 et 2101-2, publié dans le Journal Officiel le 11 février 2002, l'article 17 impose aux éleveurs bovins réalisant un compostage de :

- suivre et noter l'évolution des températures du tas toutes les semaines,
- de connaître et noter la nature exacte de leur produit, le nombre de retournements et l'aspect macroscopique du produit final obtenu.

Le module stockage pourrait donc être amélioré en tenant compte des températures réelles que le tas atteint lors du stockage à la place de l'humidité. Pour l'instant, cette variable ne peut être récupérée qu'après des exploitations soumises à autorisation et appliquant strictement la réglementation. Mais une évolution des pratiques d'enregistrement des données permettrait donc un gain de précision dans la valeur finale de l'indicateur. .

4 Conclusion

En raison de leur construction, module par module, les indicateurs sont des outils d'évaluation évolutifs : chaque nouvelle connaissance scientifique peut être intégrée. Cependant, les modifications apportées à l'indicateur doivent être justifiées scientifiquement.

Conclusion Générale

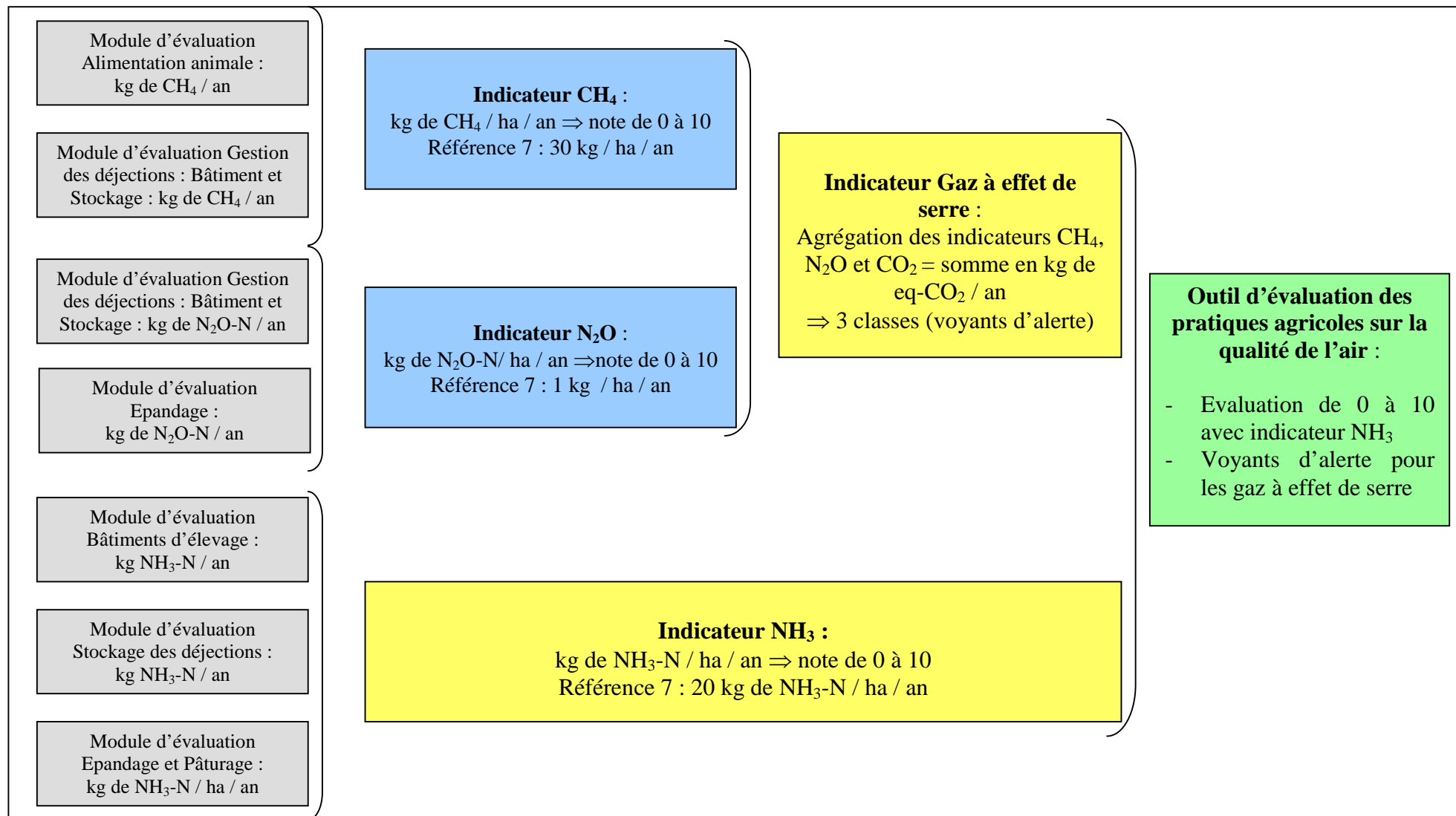


Figure 76 : Schéma de synthèse de la méthode d'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air

L'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air...

Nous avons construits 7 principaux modules d'évaluation dans le but d'élaborer 3 indicateurs d'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'air : l'indicateur NH_3 , l'indicateur N_2O et l'indicateur CH_4 (figure 76).

A l'échelle de l'exploitation, l'émission de NH_3 est due principalement à la dégradation de la matière organique en bâtiment d'élevage, lors du stockage, à l'épandage et au pâturage. Ces étapes de la chaîne de gestion des déjections constituent les modules d'évaluation de l'indicateur NH_3 . Leur calcul permet d'estimer le risque d'émission moyen d'une exploitation de $\text{NH}_3\text{-N}$ en $\text{kg} / \text{ha} / \text{an}$. Ils sont construits en agrégeant des sous-modules d'évaluations spécifiques aux différents systèmes d'élevage : le système liquide (lisier, purin) et le système solide (fumier). Cette distinction est essentielle car les variables retenues pour évaluer les risques d'émissions diffèrent suivant les systèmes. Afin d'élaborer un indicateur, les estimations quantitatives de NH_3 émis pour chaque module sont sommées puis le résultat est transformé en note variant de 0 à 10. Cette opération nécessite de définir une référence, choisie arbitrairement à 7, dans l'optique de fournir un objectif réaliste à atteindre aux utilisateurs de l'indicateur. En considérant la sensibilité des écosystèmes face aux retombées de NH_3 , nous avons opté pour une référence de 20 kg de $\text{NH}_3\text{-N}$ émis / ha / an en moyenne sur l'exploitation qui correspond au taux critique d'azote que peut recevoir une forêt avant de se dégrader (figure 76).

L'indicateur CH_4 est construit en tenant compte des deux principales sources d'émission de CH_4 sur une exploitation agricole : la fermentation entérique et l'émission de CH_4 lors de la fermentation anaérobie des matières organiques. Les deux modules d'évaluation calculent des kg de CH_4 émis / an sur l'exploitation (figure 76). Après avoir ramené cette quantité à l'hectare, nous avons déterminé une référence 7 correspondant à 30 kg de CH_4 émis / ha / an (figure 76). Cette référence est calculée en fonction de l'oxydation potentielle du méthane par le sol estimée à 3 $\text{kg} / \text{ha} / \text{an}$. En effet, d'après le cycle biogéochimique du CH_4 , le sol détruit 10 % des émissions de méthane.

Les émissions de N_2O sont dues aux réactions de nitrification et dénitrification survenant lors de la dégradation de la matière organique et l'apport d'azote minéral. A l'instar de l'indicateur NH_3 , nous avons évalué l'impact de la dégradation des matières organiques le long de la chaîne de gestion des effluents animaux sur les émissions de N_2O en construisant deux modules d'évaluation : la gestion des déjections dans les bâtiments et lors du stockage, et, l'épandage sur terres cultivées et prairies. Au final, l'indicateur N_2O calcule une quantité moyenne de $\text{N}_2\text{O-N}$ émis en $\text{kg} / \text{ha} / \text{an}$, à l'échelle de l'exploitation. Celle-ci est transformée en indice variant de 0 à 10, dont la référence 7 correspond à une valeur de 1 kg de $\text{N}_2\text{O-N}$ émis / ha / an (figure 76). Le choix de la référence correspond à une estimation moyenne des émissions de $\text{N}_2\text{O-N}$ 'naturelles' des sols agricoles.

Suite à l'agrégation des indicateurs N₂O et CH₄ avec l'indicateur CO₂ (ou énergie) élaboré par Pervanchon et al. (2002), nous obtenons un indicateur global Gaz à effet de serre. Cette étape est réalisée en transformant les kg de N₂O et CH₄ émis, ainsi que les sorties de l'indicateur Energie (MJ consommés/ ha), en kg d'eq-CO₂ moyen / ha / an émis à l'échelle de l'exploitation (figure 76). Le calcul est effectué en comparant les gaz vis à vis de leur pouvoir d'aggravation de l'effet de serre sur une période de 100 ans. Ne disposant pas d'une référence environnementale pour transformer les quantités émises d'eq-CO₂ en note d'indicateur, nous avons choisi de considérer l'évolution des émissions dans le temps. Cette méthode attribue un voyant d'alerte à l'exploitation agricole en fonction de la diminution (voyant vert) ou de l'augmentation (voyant rouge) des émissions de gaz à effet de serre dues aux pratiques de l'exploitant (figure 76).

Au final, la méthode d'évaluation des pratiques agricoles et d'élevage sur la qualité de l'air est donc fondée sur deux indicateurs : l'indicateur NH₃ et l'indicateur Gaz à Effet de serre. En raison des données scientifiques disponibles pour élaborer cet outil, seul l'indicateur NH₃ varie de 0 à 10. En effet, l'indicateur Gaz à effet de serre ne prend que trois 'valeurs' définies par des voyants d'alerte.

L'ensemble des données nécessaires au calcul est facilement récupérable sur l'exploitation et ne fait pas appel à des mesures de terrain. L'outil mis au point permet d'évaluer l'ensemble des systèmes d'élevage : du caillebotis aux litières accumulées et tient compte au maximum des différentes espèces animales. Suivant les données disponibles, l'outil pourra être amélioré en tenant compte, par exemple des informations sur de nouvelles espèces animales (lapins etc.) et surtout en améliorant la méthode de calcul des émissions de gaz. Les variables d'entrée du calcul, suivant les possibilités de prise de données sur l'exploitation, peuvent être plus précises, comme la mesure de la température à l'intérieur du tas de compost, et donc nous permettre d'affiner le calcul de l'indicateur. De même, des données scientifiques supplémentaires sur les émissions de gaz en conditions réelles nous permettraient de revoir la validation des modules, incomplète actuellement.

L'évaluation environnementale de l'agriculture biologique...

Comme nous l'avons dit en introduction de ce mémoire, une des spécificité de l'agriculture biologique est l'interdiction d'utilisation d'engrais de synthèses impliquant donc une gestion 'optimale' de la matière organique sur l'exploitation. Or, le plus souvent, les pertes d'azote sont sous-estimées sur les exploitations biologiques en raison de la non, ou mauvaise, prise en compte des émissions gazeuses. Associée à l'ensemble des indicateurs déjà construits de la méthode INDIGO, nos indicateurs contribuent à évaluer correctement les exploitations en agriculture biologique du point de vue de l'environnement.

Par exemple, ils permettent de répondre à la question du bien-fondé du compostage. L'introduction de ces indicateurs dans la méthode INDIGO permet de définir si oui ou non le compostage réduit les pertes azotées dans l'environnement. En effet, il est souvent estimé que le risque de lessivage des nitrates est réduit lors de l'épandage de compost à la place de fumier frais, or en tenant compte des pertes gazeuses en amont de l'épandage, le bienfait environnemental de l'épandage du compost peut être réévalué.

Bien entendu des considérations d'ordre agronomique jouent sur la prise de décision des agriculteurs, notre outil d'évaluation doit être considéré dans une démarche globale de conseil aux agriculteurs. Ainsi, le compostage permet à l'exploitant d'obtenir un produit hygiénisé, facile à épandre sur ses prairies. Il est donc une pratique de fertilisation organique mais aussi un outil de protection du cheptel contre les parasites et de protection des cultures face au développement incontrôlé des adventices.

L'agriculture biologique est-elle durable ?

Dans un rapport intermédiaire de mission adressé à Madame la Directrice Générale de l'INRA sur le développement durable et la recherche scientifique à l'INRA, Godart et Hubert (2002) ont évoqué des points fondamentaux nécessaires à une recherche sur le développement durables : le partenariat et la multi-disciplinarité.

Notre étude s'inscrit dans ces nouvelles exigences de recherche. Elle répond aux soucis de partenariat nécessaire au développement d'une recherche en phase avec les préoccupations de la société. Que ce soit à la demande de la profession ou bien de la société, il semble indéniable que l'agriculture biologique doive justifier de son efficacité environnementale. La construction de nos outils est un élément permettant de répondre à cette question. Son élaboration conjointe par la recherche et la profession permet, d'une part d'assurer la légitimité scientifique des évaluations mises en place et d'autre part, d'être utile et utilisée sur le terrain.

Le deuxième aspect mentionné par Godart et Hubert (2002) est une des principales limites et, en conséquence, perspectives de nos travaux : la multi-disciplinarité. Nous avons vu que la mise en place d'une pratique agricole ne dépend pas d'un choix strictement agronomique ou écologique mais d'un faisceau de raisons impliquant une décision multicritère : le temps de travail, la rentabilité, la faisabilité d'une année sur l'autre, l'expérience...Ainsi, évaluer la durabilité de l'agriculture biologique ne repose pas sur l'évaluation seule du lien agronomie/environnement mais doit tenir compte de l'impact de tous les composantes d'une exploitation agricole. Or, ce travail nécessite une approche multi-disciplinaire entre chercheurs en écologie, agronomie, économie etc.

Notre travail ne constitue donc qu'une étape de l'évaluation de la durabilité de l'agriculture biologique. Ainsi, il serait intéressant de coupler nos indicateurs à d'autres outils d'évaluation de l'exploitation : indicateurs économiques, sociaux et agronomiques ; dans le but de déterminer la durabilité globale de l'exploitation en agriculture biologique.

Bibliographie

- Aarnink, A. J. A., et A. Elzing. 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science* **53**:153-169.
- Aarnink, A. J. A., A. J. van den Berg, A. Keen, P. Hoeksma, et M. W. A. Verstegen. 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* **64**:299-310.
- Aarnink, A. J. A., M. J. M. Wagemans, et A. Keen. 1993. Factors affecting ammonia emission from housing for weaned piglets. Nitrogen flow in pig production and environmental consequences: Proceedings of the First International Symposium, Wageningen.
- Ahlgrimm, H.-J. 2000. Possibilities for mitigation of methane emissions from animal husbandry. Pages 183-192, *in Methane Mitigation : The Second International Conference*, Novosibirsk, Russia. oV.
- Amon, B., T. Amon, C. Alt, G. Moitzi, et J. Boxberger. 2001a. Nitrous oxide emissions from cattle production systems and mitigation options. *Phyton* **41**:17-28.
- Amon, B., T. Amon, J. Boxberger, et C. Alt. 2001b. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (Housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**:103-113.
- Andersson, M. 1994. Performance of additives in reducing ammonia emissions from cow slurry. Department of Agricultural Biosystems and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences., Lund, Sweden.
- Andersson, M. 1996. Performance of bedding materials in affecting ammonia emissions from pig manure. *Journal of Agricultural Engineering Research* **65**:213-222.
- Arogo, J., R. H. Zhang, G. L. Riskowski, L. L. Christianson, et D. L. Day. 1999. Mass Transfer Coefficient of Ammonia in Liquid Swine Manure and Aqueous Solutions. *J. Agric. Engng Res.* **73**:77-86.
- Asman, W. A. H. 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment* **32**:415-421.
- Asman, W. A. H., M. A. Sutton, et J. K. Schjorring. 1998. Ammonia : emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.* **139**:27-48.
- Aubert, C. 1998. Le compostage des fumiers de volailles. Pages 45-55 *in ACTA*, editor. Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Faisabilité technique et valorisation agronomique, Paris.
- Bakken, L., K. Refsgaard, S. Christensen, et A. Vatn. 1994. Energy use and emission of greenhouse gases from grassland agriculture. Pages 361-376 *in Grassland and society*. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation, Wageningen Pers, Netherlands.
- Ball, B. C., A. Scott, et J. P. Parker. 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research* **53**:29-39.
- Barth, C., T. Powers, et J. Rickman. 1999. Agricultural Waste Characteristics, p. 1-24, *In J.-N. Krider, ed. Agricultural Waste Management Field Handbook*. USDA, Washington, DC.
- Beauchamp, E. G. 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* **77**:113-123.
- Beck-Friis, B., M. Pell, U. Sonesson, H. Jönsson, et H. Kirchmann. 2000. Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment* **62**:317-331.

- Beck-Friis, B., S. Smars, H. Jönsson, et H. Kirchmann. 2001. Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. *J. agric. Engng. Res.* **78**:423-430.
- Béline, F., J. Martinez, D. Chadwick, F. Guiziou, et C. M. Coste. 1999. Factors affecting nitrogen transformations and related nitrous oxide emissions from aerobically treated piggery slurry. *J. Agric. Engng Res.* **73**:235-243.
- Berges, M. G. M., et P. J. Crutzen. 1996. Estimates of global N₂O emissions from cattle, pig and chicken manure, including a discussion of CH₄ emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry* **24**:241-269.
- Bergström, S., et J.-O. Sannö. 2002. Towards a sustainable milk production – reduction of on-farm losses [Online]. Available by Life-Ammonia http://www.ammoniak.nu/index_eng.htm.
- Bernal, M. P., et H. Kirchmann. 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biology and Fertility of Soils* **13**:135-141.
- Bline, D., et C. Aubert. 1998. Pertes d'azote et dégagements d'ammoniac par les élevages de dindes et de poulets. *Sciences et techniques agricoles* **25**:11-16.
- Bobbink, R., M. Hornung, et G. M. Roefofs. 1998. Mapping critical level/loads and geographicals aeras where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
- Bochu, J.-L., et I. Meiffren. 1998. Energie et environnement dans les bâtiments d'élevage industriel. module de formation ADEME - DGER.
- Bockstaller, C., et P. Girardin. 1997. Les indicateurs Agro-écologiques. INRA, Colmar.
- Bockstaller, C., et P. Girardin. 2000. Les indicateurs agro-écologiques. INRA. Colmar.
- Bockstaller, C., et P. Girardin. 2002. Mode de calcul des indicateurs agrienvironnementaux de la méthode INDIGO. INRA - ARAA.
- Bockstaller, C., et P. Girardin. 2003. How to validate an indicator ? *Agricultural Systems* **in press**.
- Bodet, J.-M., S. Hacala, C. Aubert, et C. Texier. 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme. ITCF-IE, ITAVI, ITP.
- Boeckx, P., et O. v. Cleemput. 1996. Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. *Journal of Environmental Quality* **25**:178-183.
- Bouwman, A. F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**:53-70.
- Bouwman, A. F., et W. A. H. Asman. 1997. Scaling of Nitrogen Gas fluxes from Grasslands. Pages 311-330 *in* S. C. Jarvis et B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International.
- Braam, C. R., et D. S. Swierstra. 1999. Volatilization of Ammonia from Dairy Housing Floors with Different Surface Characteristics. *J. Agric. Engng Res.* **72**:59-69.
- Brink, C., C. Kroeze, et Z. Klimont. 2001a. Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane in Europe--Part 1: method. *Atmospheric Environment* **35**:6299-6312.
- Brink, C., C. Kroeze, et Z. Klimont. 2001b. Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane--Part 2: application for Europe. *Atmospheric Environment* **35**:6313-6325.
- Brown, H. A., C. Wagner-Riddle, et G. W. Thurtell. 2000. Nitrous oxide flux from solid dairy manure in storage as affected by water content and redox potential. *Journal of Environmental Quality* **29**:630-638.

- Brown, L., S. Armstrong Brown, S. C. Jarvis, B. Syed, K. W. T. Goulding, V. R. Phillips, R. W. Sneath, et B. F. Pain. 2001a. An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis. *Atmospheric Environment* **35**:1439-1449.
- Brown, L., S. C. Jarvis, et D. Headon. 2001b. A farm-scale basis for predicting nitrous oxide emissions from dairy farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**:149-158.
- Burton, C. H., R. W. Sneath, et J. W. Farrent. 1993. Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries. *Bioresource Technology* **45**:233-235.
- Burton, D. L., et E. G. Beauchamps. 1986. Nitrogen losses from swine housings. *Agricultural Wastes* **15**:59-74.
- Bussink, D. W., et O. Oenema. 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**:19-33.
- Carpenter-Boggs, L., J.-P. Reganold, et A.-C. Kennedy. 2000. Effects of biodynamic preparations on compost development. *Biological Agriculture & Horticulture* **17**:313-328.
- CEE. 1991. Règlement (CEE) N°2092/91 : Cahier des charges de l'agriculture biologique.
- Cellier, P., et P. Laville. 1999. Les émissions de N₂O par les sols agricoles en France : quelle évaluation possible ? *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:177-192.
- Chadwick, D., T. Misselbrook, et B. Pain. 2000a. Is Europe reducing its ammonia emissions at the expense of the global environment. *in* A. S. o. A. Engineers, editor. *Air pollution from agricultural operations. Proceedings of the Second International Conference, Des Moines, Iowa, USA, October.*
- Chadwick, D. R., et B. F. Pain. 1996. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils : laboratory experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:51-60.
- Chadwick, D. R., B. F. Pain, et S. K. E. Brookman. 2000b. Nitrous Oxide and Methane Emissions following Application of Animal Manures to Grassland. *Journal of Environmental Quality* **29**:277-287.
- Chadwick, D. R., R. W. Sneath, V. R. Phillips, et B. F. Pain. 1999. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment* **33**:3345-3354.
- Chambers, B. J., E. I. Lord, F. A. Nicholson, et K. A. Smith. 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land : MANNER. *Soil Use and Management* **15**:137-143.
- Chambers, B. J., K. A. Smith, et T. J. v. d. Weerden. 1997. Ammonia Emissions Following the Land Spreading of Solid Manures. Pages 275-280 *in* S. C. Jarvis and B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands.* CAB International.
- Chandler, J. A., W. J. Jewell, J. M. Gosset, P. J. van soest, et J. B. Robertsao. 1980. Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotechnology and Bioengineering Symp.* **10**:93-107.
- Chantigny, M.-H., D. Prévost, D. A. Angers, L.-P. Vézina, et F.-P. Chalifour. 1996. Microbial biomass and N transformations in two soils cropped with annual and perennial species. *Biol Fertil Soils* **21**:239-244.

- Chynoweth, D. P. 1996. Environmental Impact of Biomethanogenesis. *Environmental Monitoring and Assessment* **42**:3-18.
- Clemens, J., R. Vandre, M. Kaupenjohann, et H. Goldbach. 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **160**:491-496.
- Cole, C. V., J. Duxbury, J. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, A. Mosier, K. Paustian, N. Rosenberg, N. Sampson, D. Sauerbeck, et Q. Zhao. 1997. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**:221-228.
- Cole, C. V., K. Flach, J. Lee, et D. Sauerbeck. 1993. Agricultural sources and sinks of carbon. *Water, Air, and Soil Pollution* **70**:111-122.
- Consulting, I. 1999. Emission inventory improvement program. Volume 8 Chapter 7 : Method for estimating greenhouse gas emissions from manure management. U. S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Cooperband, L. R. 2000. Composting : Art and Science of Organic Waste Conversion to a Valuable Soil Ressource. *Laboratory Medicine* **31**:283-289.
- CORPEN. 2001. Les émissions d'ammoniac pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. MAP MATE.
- Couling, S. 1997. Ammonia Dispersion and Deposition Around Livestock Buildings. Pages 115-121 in S. C. Jarvis and B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International.
- Crutzen, P. J., I. Aselmann, et W. Seiler. 1986. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. *Tellus* **38**:271-284.
- Czepiel, P., E. Douglas, R. Harriss, et P. Crill. 1996. Measurements of N₂O composted organic wastes. *Environmental Science and Technology* **30**:2519-2525.
- Davidson, E. A. 1991. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil. Pages 369-386 in R. S. Oremland, editor. *the 10th International Symposium on Environmental Biogeochemistry*. Chapman & Hall, San Francisco, California.
- Day, W., V. R. Phillips, T. R. Cumby, C. H. Burton, et A. G. Williams. 1995. Strategies towards the abatement of agricultural emissions to air. Pages 357-368 in *Wider application and diffusion of bioremediation technologies: the Amsterdam'95 workshop*. OECD, Amsterdam.
- De Bode, M. J. C. 1991. Odour and ammonia emissions from manure storage. Pages 59-66 in V. C. Nielsen, J. H. Voorburg, and P. L'Hermite, editors. *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier, London, Silsoe, UK.
- Delaby, L., J. L. Peyraud, et R. Verite. 1995. Influence du niveau de production laitière et du système d'alimentation sur les rejets azotés du troupeau. *Rencontre Recherche Ruminants* **2**:349-354.
- Dewes, T. 1995. Nitrogen Losses from Manure Heaps. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*:309-317.
- Dewes, T. 1996. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* **127**:501-509.
- Dewes, T. 1999. Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology* **70**:245-248.
- Didier, M. 1999. Composting of pigs waste in deep litter systems. *Revue de Medecine Veterinaire* **150**:499-510.

- Dixon, R. K., J. K. Winjum, K. J. Andrasko, J. J. Lee, et P. E. Schroeder. 1994. Integrated landuse systems : assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Climatic Change* **27**:71-92.
- Dolle, J.-B. 2000. Emissions d'ammoniac en bâtiment et au cours du stockage des déjections en élevage bovin. Institut de l'élevage, Paris.
- Doorn, M. R. J., D. F. Natschke, et P. C. Meeuwissen. 2002. Review of emission factors and methodologies to estimate ammonia emissions from animal waste handling. Final report EPA-600/R-02-017, EPA, Office of research and development Air Pollution Prevention and Control Division National Risk Management Research Laboratory Research Triangle Park, NC 27711.
- Dosch, P., et R. Gutser. 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research* **43**:165-171.
- Dourmad, J. Y., D. Guillou, et J. Noblet. 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* **31**:95-107.
- Dragosits, U., M. A. Sutton, C. J. Place, et A. A. Bayley. 1998. Modelling the spatial distribution of agricultural ammonia emissions in the UK. *Environmental Pollution* **102**:195-203.
- Dragosits, U., M. R. Theobald, C. J. Place, E. Lord, J. Webb, J. Hill, H. M. ApSimon, and M. A. Sutton. 2002. Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. *Environmental Pollution* **117**:147-158.
- Dustan, A. 2002. Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates. 299, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering, Uppsala.
- Eckert, H., G. Breitschuh, et D. R. Sauerbeck. 2000. Criteria standards for sustainable agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **163**:337-351.
- Eichner, M. J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *Journal of Environmental Quality* **19**:272-280.
- Elwell, D.L., J.H. Hong, et H.M. Keener. 2002. Composting hog manure/sawdust mixtures using intermittent and continuous aeration: Ammonia emissions. *Compost Science & Utilization* **10**:142-149..
- EPA. 1999. U. S. Methane Emissions 1990-2020 : Inventories, Projections, and Opportunities for Reductions. U. S. Environmental Protection Agency, Washington.
- Ferguson, N. S., R. S. Gates, A. H. Cantor, J. L. Taraba, A. J. Pescatore, M. L. Straw, M. J. Ford, L. W. Turner, et D. J. Burnham. 1997. Reduced N and P waste production for broilers through diet manipulation. Paper American Society of Agricultural Engineers. American Society of Agricultural Engineers.
- Ferguson, N.S., R.S. Gates, J.L. Taraba, A.H. Cantor, A.J. Pescatore, M.J. Ford, et D.J. Burnham. 1998. The effect of dietary crude protein on growth, ammonia concentration, and litter composition in broilers. *Poultry Science* **77**:1481-1487.
- Ferm, M. 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**:5-17.
- Flessa, H., R. Ruser, P. Dorsch, T. Kamp, M. A. Jimenez, J. C. Munch, et F. Beese. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **91**:175-189.

- Fontanelle, J.-P., J. P. Chang, N. Allemand, N. Audoux, S. Beguier, et C. Clement. 2000. Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au cours de la période 1990-1999. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement / Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA).
- Fowler, D., C. E. R. Pitcairn, M. A. Sutton, C. Flechard, B. Loubet, M. Coyle, et R. C. Munro. 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution* **102**:343-348.
- Frank, B., G. Gustafsson, et M. Persson. Feeding dairy cows for decreased ammonia emission. *Livestock Production Science* **In Press, Uncorrected Proof**.
- Freibauer, A. in press. Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy*.
- Freibauer, A., et M. Kaltschmitt. 2000. Emission rates and emission factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture. European summary report of the EU concerted action "Biogenic emissions of greenhouse gases caused by arable and animal agriculture" (FAIR3-CT96-1877) financed by EU DG VI Universität Stuttgart Institut für Energiewirtschaft and Rationelle Energieanwendung.
- Génermont, S. 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Université Paul Sabatier, Toulouse, 331p.
- Germon, J. C., et Y. Couton. 1999. La dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. *Courrier de l'environnement* **38**:67-74.
- Germon, J. C., C. Hénault, F. Garrido, et R. Reau. 1999. Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N₂O à l'échelle agronomique. *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:148-162.
- GIEC. 2000. Résumé à l'intention des décideurs : L'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie. IPCC.
- Girardin, P., et C. Bockstaller. 1996. Les indicateurs : un outil pour les agronomes ? :14.
- Girardin, P., C. Bockstaller, et H. Van der Werf. 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment : the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* **20**:227-239.
- Gobat, J.-M., M. Aragno, et W. Matthey. 1998. Le sol vivant. Presses polytechniques et universitaire romandes, Besançon-Thise.
- Granli, T., et O. C. Bockman. 1994. Nitrous oxide from agriculture. Agricultural University of Norway, Porsgrunn.
- Groenestein, C. M., et H. G. v. Faassen. 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* **65**:269-274..
- Grub, A., P. Bungener, F. Contat, S. Nussbaum, V. Endtner, et J. Fuhrer. 1997. Pollution atmosphérique et biodiversité floristique. *Revue Suisse d' Agriculture* **29**:165-171.
- Hacala, S. 1998. Le compostage du fumier en exploitations d'élevage. Pages 28-44 in ACTA, editor. Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Faisabilité technique et valorisation agronomique, Paris.
- Hacala, S. 1999. Le compost : mieux qu'un engrais de ferme.
- Hansen, R. C., H. M. Keener, et H. A. J. Hoitink. 1989. Poultry manure composting: design guidelines for ammonia. in American Society of Agricultural Engineers and Canadian Society of Agricultural Engineering meeting. Paper 89-4075, Quebec, PQ, Canada.

- Hao, X., C. Chang, F. J. Larney, et G. R. Travis. 2001. Greenhouse Gas Emissions during Cattle Feedlot Manure Composting. *Journal of Environmental Quality* **30**:376-386.
- Haque, A.K.M.A., et J.M. Vandepopuliere. 1994. Composting Cage Layer Manure with Poultry Litter. *Journal of Applied Poultry Science*:268-273
- Hartung, J. 1992. A general code of practice to reduce ammonia volatilization from animal husbandry. Pages 38-47 *in* Baltic Sea Environment.
- Hartung, J. 1997. Gaseous and particulate emissions from livestock housing. *Deutsche tierärztliche Wochenschrift* **102**:283-288.
- Hellebrand, H. J., et W. D. Kalk. 2001. Emission of methane, nitrous oxide, and ammonia from dung windrows. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**:83-87.
- Hellmann, B., L. Zelles, A. Palojarvi, and Q. Bai. 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied & Environmental Microbiology* **63**:1011-1018.
- Hobson, P. N., S. Bousfield, et R. Summers. 1981. Chapter 3 : The microbiology and biochemistry of anaerobic digestion. Pages 10-51 *in* Methane production from agricultural and domestic wastes. Applied Science Publishers, London, UK.
- Hörnig, G., M. Türk, et U. Wanka. 1999. Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *Journal of Agricultural Engineering Research* **73**:151-157.
- Husted, S. 1994. Seasonal Variation in Methane from Stored Slurry and Solid Manures. *Waste Management* **23**:585-592.
- Hutchings, N. J., S. G. Sommer, J. M. Andersen, et W. A. H. Asman. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* **35**:1959-1968.
- Hutchings, N. J., S. G. Sommer, et S. C. Jarvis. 1996. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. *Atmospheric Environment* **30**:589-599.
- Hüther, L., F. Schuchardt, T. Willke, H.-J. Ahlgrimm, et K.-D. Vorlop. 1995. Methane and nitrous oxide emissions during storage and composting of cattle manure - a study using gas chromatography. *VDI Berichte*:219-222.
- Hütsch, B. W. 1998a. Sources and Sinks of Methane in German Agroecosystems in Context of the Global Methane Budget. *Agribiol. Res.* **51**:75-87.
- Hütsch, B. W. 1998b. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biol Fertil Soils* **27**:284-292.
- Hwang, S., et K. Hanaki. 2000. Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. *Bioresource Technology* **71**:159-165.
- IFEN. 2000. Aménagement du territoire et environnement Politiques et indicateurs. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
- Ingenierie, S. 1998. Etude de valorisation des procédés de traitement des déjections animales. 10 0633, Agence de l'eau Loire-Bretagne Ministère de l'environnement.
- IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Reference Manual (Volume 3). International Panel on Climate Change.
- ITP. 2000. Mémento de l'Éleveur de Porc.
- Jakobsen, S. T. 1987. Ammonia volatilization during composting of straw and slurry. Pages 283-291 *in* Agricultural waste management and environmental protection. The 4th international CIEC (International Scientific Centre of Fertilizers), Braunschweig.

- Jambert, C., R. Delmas, D. Serca, L. Thouron, L. Labroue, et L. Delprat. 1997. N₂O and CH₄ emissions from fertilized agricultural soils in southwest France. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **48**:105-114.
- Jarrige, R. 1988. Alimentation des bovins, ovins et caprins. INRA, Paris.
- Jarvis, S. C., et B. F. Pain. 1990. Ammonia volatilisation from agricultural land. Pages 3-35 in *The Fertiliser Society. The fertiliser society, London.*
- Jelinek, A., M. Cespiva, P. Pliva, G. Hörnig, et U. Stollberg. 2001. Composting as possibility of toxic gases emission reduction, mainly ammonia, generated during manure storage. *Research Agricultural Engineering* **47**:82-91.
- Jeppsson, K. H. 1998. Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish Journal of Agricultural Research* **28**:197-206.
- Jeppsson, K.-H. 1999. Volatilization of ammonia in Deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *J. Agric. Engng Res.* **73**:49-57.
- Jungbluth, T., E. Hartung, et G. Brose. 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**:133-145.
- Kaiser, E.-A., K. Kohrs, M. Kücke, E. Schnug, O. Heinemeyer, et J. C. Munch. 1998. Nitrous oxide release from arable soil : importance of N-fertilisation, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry* **30**:1553-1563.
- Kapuinen, P. 2001. Deep litter systems for beef cattle housed in uninsulated barns, Part 2: Temperatures and nutrients. *Journal of Agricultural Engineering Research* **80**:87-97.
- Kazenwadel, G., J. Zeddies, et K. Löthe. 1997. Balancing Greenhouse Gases and Reduction of Emission in Grassland Farming System. Pages 373-381 in S. C. Jarvis and B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands.* CAB International.
- Kimpe, C. D. 1999. Bilan des gaz à effet de serre dans l'espace rural agricole canadien et stratégies de réduction. *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:329-343.
- Kirchgessner, M., W. Windisch, H. L. Muller, et M. Kreuzer. 1991. Release of methane and carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiol. Res.* **44**:91-102.
- Kirchmann, H. 1985. Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle.
- Kirchmann, H., et M. P. Bernal. 1997. Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biology and Biochemistry* **29**:1747-1753.
- Kirchmann, H., et A. Lundvall. 1998. Treatment of solid manure : identification of low NH₃ emission practises. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**:65-71.
- Kirchmann, H., et E. Witter. 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant and Soil* **115**:35-41.
- Kroodsmas, W., J. W. H. Huis in't Veld et R. Scholtens. 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science* **35**:293-302.
- Koerkamp, P. W. G. G. 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *Journal of Agricultural Engineering Research* **59**:73-87.
- Koerkamp, P. W. G. G., et A. Elzing. 1996. Degradation of nitrogenous components in and volatilization of ammonia from litter in aviary housing systems for laying hens. *Transactions of the ASAE* **39**:211-218.
- Koerkamp, P. W. G. G., J. H. M. Metz, G. H. Uenk, V. R. Phillips, M. R. Holden, R. W. Sneath, J. L. Short, R. P. White, J. Hartung, J. Seedorf, M. Schroder, K. H. Linkert, S. Pedersen, H. Takai, J. O. Johnsen, et C. M. Wathes. 1998.

- Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* **70**:79-95.
- Koerkamp, P. W. G. G., L. Speelman, et J. H. M. Metz. 1998. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part 1: performance of a litter drying system. *Journal of Agricultural Engineering Research* **70**:375-382
- Krogmann, U., et I. Körner. 2000. Technology and Strategies of Composting. Pages 127-150 in J. Klein and J. Winter, editors. *Environmental Processes III : Solid Waste and Waste Gas Treatment, Preparation of Drinking Water*. WILEY-VCH.
- Kulling, D. R., H. Menzi, T. F. Krober, A. Neftel, F. Sutter, P. Lischer, et M. Kreuzer. 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *Journal of Agricultural Science* **137**:235-250.
- Kuylenstierna, J. C. I., W. K. Hicks, S. Cinderby, et H. Cambridge. 1998. Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale. *Environmental Pollution* **102**:591-598.
- Lal, R. 1999. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect. *Progress in Environmental Science* **1**:307-326.
- Le Mer, J., et P. Roger. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* **37**:25-50.
- Lee, D. S., et G. J. Dollard. 1994. Uncertainties in current estimates of emissions of ammonia in the united kingdom. *Environmental Pollution* **86**:267-277.
- Leneman, H., D. A. Oudendag, K. W. Van der Hoek, et P. H. M. Janssen. 1998. Focus on emission factors: a sensitivity analysis of ammonia emission modelling in the Netherlands. *Environmental Pollution* **102**:205-210.
- Lineres, M., et J. L. Djakovitch. 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. Pages 159-168 in J. Decroux et J.-C. Ignazi, editors. *Matières organiques et Agricultures*. Quatrième journée de l'analyse de terre et Cinquième forum de la fertilisation raisonnée. GEMAS COMIFER, Blois.
- Lopez-Real, J., et M. Baptista. 1996. A Preliminary Comparative Study of Three Manure Composting Systems and their Influence on Process Parameters and Methane Emissions. *Compost Science and Utilization* **4**:71-82.
- Loubet, B., et P. Cellier. 1999. Modèle de dépôt sec de l'ammoniac atmosphérique à proximité des sources. Pages 7-10 in *Atelier de modélisation de l'atmosphère*. Météo France, Toulouse.
- Loubet, B., et P. Cellier. 2001. Experimental assessment of atmospheric ammonia dispersion and short range dry deposition in maize canopy. *Water, Air, and Soil Pollution Focus* **1**:157-166.
- Mac, J.-C. 1999. Diagnostic agro-environnemental des exploitations agricoles en Aquitaine sur la base d'indicateurs agro-écologiques.
- Malgeryd, J. 1998. Technical measures to reduce ammonia losses after spreading of animal manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**:51-57.
- Martinez, J., F. Béline, P. Peu, et F. Guiziou. 1999. Emissions de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O) au cours du stockage, du traitement et de l'épandage de déjections animales. *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:87-101.
- Martinez, J., F. Guiziou, et V. Gueutier. 1995. Emissions de méthane au cours du stockage des déjections animales. Pages 17-22 in A. Perrier, editor. *Agriculture et gaz à effet de serre*. INRA, Paris.
- Martinez, J., et P. Peu. 1999. Emissions d'ammoniac au cours du stockage des déjections avicoles, bovines et porcines. Etude sur unité de stockage grandeur

- réelle. Rapport de réalisation convention Cemagref-Instituts dans le cadre de l'étude 'Gestion des déjections et émissions d'ammoniac' ACTA 96/20-13 99/0637, Cemagref ITEB ITP IAVI.
- McCrory, D. F., et P. J. Hobbs. 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes : a review. *Journal of Environmental Quality* **30**:345-355.
- Menzi, H., P. Katz, R. Frick, M. Fahrni, et M. Keller. 1997. Ammonia Emissions Following the Application of Solid Manure to Grassland. Pages 265-274 in S. C. Jarvis et B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International.
- Merillot, J. M. 1995. Le compostage : Procédé, Technologies et Ingénierie. in. ADEME.
- Misselbrook, T. H., T. J. V. D. Weerden, B. F. Pain, S. C. Jarvis, B. J. Chambers, K. A. Smith, V. R. Phillips, et T. G. M. Demmers. 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* **34**:871-880.
- Mogge, B., E.-A. Kaiser, et J.-C. Munch. 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region : influence of organic fertilizers and land-use. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:1245-1252.
- Moller, H. B., S. G. Sommer, et B. H. Andersen. 2000. Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* **135**:287-296.
- Monteny, G. J., et J. W. Erisman. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings : a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **46**:225-247.
- Monteny, G. J., D. D. Schulte, A. Elzing, et E. J. J. Lamaker. 1998. A conceptual mechanistic model for the ammonia emissions from free stall cubicle dairy cow houses. *Transactions of the ASAE* **41**:193-201.
- Morel, R. 1988. *Les sols cultivés*, Lavoisier edition, Paris.
- Morvan, T., et P. Leterme. 2001. Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL). *Ingénieries* **26**:17-26.
- Mosier, A. R. 2001. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant and Soil* **228**:17-27.
- Mosier, A. R., J. M. Duxbury, J. R. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, et D. E. Johnson. 1998a. Mitigating agricultural emissions of methane. *Climatic Change* **40**:39-80.
- Mosier, A. R., J. M. Duxbury, J. R. Freney, O. Heinemeyer, et K. Minami. 1998b. Assessing and mitigating N₂O emissions from agricultural soils. *Climatic Change* **40**:7-38.
- Mosier, A. R., et D. S. Schimel. 1991. Influence of agricultural nitrogen on atmospheric methane and nitrous oxide. *Chemistry & Industry*:874-877.
- Muck, R. E., R. W. Guest, et B. K. Richards. 1984. Effects of Manure Storage Design on Nitrogen Conservation. *Agricultural Wastes* **10**:205-220.
- Muck, R. E., et T. S. Steenhuis. 1982. Nitrogen losses from manure storage. *Agricultural wastes* **4**:41-54.
- Mummey, D. L., J. L. Smith, et G. Bluhm. 1998. Assessment of alternative soil management practices on N₂O emissions from US agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* **70**:79-87.
- Mustin, M. 1987. *Le compost Gestion de la matière organique*, Francois Dubusc edition, Paris.

- Ni, J. 1999. Mechanistic Models of Ammonia Release from Liquid Manure : a Review. *J. Agric. Engng Res.* **72**:1-17.
- Ni, J., D. Berckmans, E. Vranken, et J. Coenegrachts. 1994. A simulation model to evaluate ammonia emission from pig house. Pages 13-15 in A. R. Kaylan, A. Lehmann, et T. I. Ören, editors. European Simulation Symposium.
- Ni, J. Q., C. Vinckier, J. Coenegrachts, et J. Hendriks. 1999. Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livestock Production Science* **59**:25-31.
- Nicholson, R. J., J. Webb, et A. Moore. 2002. A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering* **81**:363-377.
- Nicolardot, B., et S. Recous. 2001. Décomposition des résidus : une affaire d'histoire culturelle et de travail du sol. *Perspectives agricoles* **272**:49-53
- Olesen, J. E., et S. G. Sommer. 1993. Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment* **27A**:2567-2574.
- Olivier, J. G. J., A. F. Bouwman, K. W. Van der Hoek, et J. J. M. Berdowski. 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. *Environmental Pollution* **102**:135-148.
- ONU. 1999. Control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. Executive body for the convention on longrange transboundary air pollution Economic and Social Council of United Nations.
- Pahl, O., C. H. Burton, W. Dunn, et A. J. Biddlestone. 2001. The source and abatement of nitrous oxide emissions produced from the aerobic treatment of pig slurry to remove surplus nitrogen. *Environmental Technology* **22**:941-950.
- Patni, N. K., et S. P. Clarke. 1991. Transient hazardous conditions in animal buildings due to manure gas released during slurry mixing. *Applied Engineering in Agriculture* **7**:478-484.
- Paustian, K., et C. V. Cole. 1998. CO₂ Mitigation by agriculture : an overview. *Climatic Change* **40**:135-162.
- Pervanchon, F. 2000. Indicateur Fertilisation azotée en système 'prairie'. *in*, Nancy.
- Pervanchon, F., C. Bockstaller, et P. Girardin. 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator : the energy indicator. *Agricultural Systems* **72**:149-172.
- Pervanchon, F., et Blouet, A. (2003). Jeux et enjeux du mot : cas de l'adjectif "Durable". *Bois et Forêts des tropiques* **275**, 37-50.
- Petersen, S.O., A.M. Lind, et S.G. Sommer. 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science* **130**:69-79.
- Phillips, V. R., D. A. Cowell, R. W. Sneath, T. R. Cumby, A. G. Williams, T. G. M. Demmers, et D. L. Sandars. 1999. An assessment of ways to abate ammonia emissions from UK livestock buildings and waste stores. Part 1: ranking exercise. *Bioresource Technology* **70**:143-155.
- Pitcairn, C. E. R., U. M. Skiba, M. A. Sutton, D. Fowler, R. Munro, et V. Kennedy. 2002. Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg Nitrogen Index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables. *Environmental Pollution* **119**:9-21.
- Poincelot, P. P. 1972. The biochemistry and methodology of composting. Bulletin 727, The connecticut agricultural experiment station, New Haven.

- Portejoie, S., J. Martinez, et G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Production Animale* **15**:151-160.
- Powlson, D. S., K. W. T. Goulding, T. W. Willison, C. P. Webster, et B. W. Hutsch. 1997. The effect of agriculture on methane oxidation in soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**:59-70.
- Putten, A. H. J. v. d., et J. J. M. H. Ketelaars. 1997. Ammonia Volatilization from Dairy Farms : Experiments and Model. Pages 123-130 *in* S. C. Jarvis et B. F. Pain, editors. *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International.
- Qian, J. H., J. W. Doran, K. L. Weier, A. R. Mosier, T. A. Peterson, et J. F. Power. 1997. Soil denitrification and nitrous oxide losses under corn irrigated with high nitrate groundwater. *Journal of Environmental Quality* **26**:348-360.
- Ramos, S. 2000. le réchauffement planétaire de Kyoto à la Haye. *Courrier de l'environnement de l'INRA* **39**:55-61.
- Renault, P. 1999. Les modèles opérationnels d'émissions de N₂O par les sols aux échelles régionales. *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:163-176.
- Rigby, D., et D. Caceres. 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agricultural Systems* **68**:21-40.
- Robin, P., C. Aubert, D. Blin, G. Tricot, et V. Vacher. 2001. Maîtrise du compostage du fumier de volaille à la ferme : mélange initial, retournements, couvertures. *in* Quatrième journées de la Recherche Avicole, Nantes.
- Robin, P., J. M. Paillat, et S. Hacala. 2000. Compostage des fumiers de litière accumulée de bovins : Estimation et caractérisation des pertes d'azote par volatilisation. Rapport final - Convention IE-INRA INRA - UMR S.A.S Rennes -Institut de l'élevage.
- Robin, P., D. Souloumiac, P. A. V. d. Oliveira, et C. Kermarrec. 1997. Maîtrise à la source des émissions gazeuses et de l'état final des effluents en élevage intensif de porcs sur litières. Institut National de Recherche agronomique, Rennes.
- Roger, P., J. L. Mer, et C. Joulian. 1999. L'émission et la consommation de méthane par les sols : mécanismes, bilan, contrôle. *C. R. Acad. Agric. Fr.* **85**:193-210.
- Rom, H. B., et P. J. Dahl. 1997. Quantification of the ammonia balance in fattening pig units with totally slatted floors. Pages 71-77 *in* *Livestock environment Proceedings of the Fifth International Symposium*. American Society of Agricultural Engineers (ASAE), St Joseph, USA, Bloomington, Minnesota, USA.
- Romer, G., P. Boeker, et P.S. Lammers. 1994. Ammonia emissions from solid manure. *Landtechnik* **49**:72-73
- Rossier, D., et G. Gaillard. 2001. Bilan écologique de l'exploitation agricole. FAL FAT FIBL SRVA LBL, Zurich.
- Ruxton, G. D. 1995. Mathematical modelling of ammonia volatilization from slurry stores and its effect on *Cryptosporidium* oocyst viability. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* **124**:55-60.
- Rynk, R., M. v. d. Kamp, G. B. Willson, M. E. Singley, T. L. Richard, J. J. Kolega, F. R. Gouin, L. L. Jr., D. Kay, D. W. Murphy, H. A. J. Hoitink, et W. F. Brinton. 1992. *On Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca.
- Sauerbeck, D. R. 2001. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture - perspectives and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**:253-266.
- Sauvant, D. 1992. La production de méthane dans la biosphère : le rôle des animaux d'élevage. *Le courrier de la cellule environnement de l'INRA* **18**:65-70.

- Sauvant, D., J.-P. Jouany, S. Giger-Reverdin, M. Vermorel, et G. Fonty. 1999. Production de CH₄ par les ruminants : analyse des processus, quantification et modélisation, spatialisation et bilans, possibilités de réduction des émissions. C. R. Acad. Agric. Fr. **85**:70-86.
- Shepherd, M., T. Philipps, et A. Bhogal. 2000. Manure management on organic farms : to compost or not to compost ? Pages 50-53 in T. Alföldi, W. Lockeretz, et U. Niggli, editors. 13th International IFOAM Scientific Conference, Basel.
- Sibbesen, E., et A. M. Lind. 1993. Loss of Nitrous Oxide from Animal Manure in Dungheaps. Acta Agric. Scand. Sect. B. Soil and Plant Sci. **43**:16-20.
- Singles, R., M. A. Sutton, et K. J. Weston. 1998. A multi-layer model to describe the atmospheric transport and deposition of ammonia in Great Britain. Atmospheric Environment **32**:393-399.
- Smith, K. A., P. E. Thomson, H. Clayton, I. P. McTaggart, et F. Conen. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. Atmospheric Environment **32**:3301-3309.
- Smith, P., K. W. Goulding, K. A. Smith, D. S. Powlson, J. U. Smith, P. Falloon, et K. Coleman. 2001. Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. Nutrient Cycling in Agroecosystems **60**:237-252.
- Solana, P. 1999. la bio : de la terre à l'assiette, Paris.
- Sommer, S. G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy **14**:123-133.
- Sommer, S. G., B. T. Christensen, N. E. Nielsen, et J. K. Schjorring. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry : effect of surface cover. Journal of Agricultural Science **121**:3-71.
- Sommer, S. G., et P. Dahl. 1999. Nutrient and Carbon Balance during the Composting of Deep litter. Journal of Agricultural Engineering Research **74**:145-153.
- Sommer, S. G., et A. K. Ersboll. 1994. Soil tillage on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. Journal of Environmental Quality **23**:493-498.
- Sommer, S. G., et N. Hutchings. 1995. Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. Water, Air and Soil Pollution **85**:237-248.
- Sommer, S. G., et N. J. Hutchings. 1997. Components of Ammonia Volatilization from Cattle and Sheep Production. Pages 79-93 in S. C. Jarvis and B. F. Pain, editors. Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands. CAB International.
- Sommer, S. G., et N. J. Hutchings. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction-invited paper. European Journal of Agronomy **15**:1-15.
- Sommer, S. G., N. J. Hutchings, O. T. Carton, K. Smith, H. T. Sogaard, F. A. Nicholson, H. J., W. Bussink, T. Misselbrook, B. Pain, S. Genermont, J. Martinez, H. Menzi, J. Morken, B. Verwijs, L. Rodhe, et H. Döhler. 2002. Ammonia Loss from Field-applied Animal Manure FAIR-PL90-4057. in. ALFAM.
- Sommer, S. G., et J. E. Olesen. 1991. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. Journal of Environmental Quality **20**:679-683.
- Sommer, S. G., J. E. Olesen, et B. T. Christensen. 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. Journal of Agricultural Science, Cambridge **117**:91-100.
- Sommer, S. G., S. O. Petersen, et S. H. T. 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. Journal of Environmental Quality **29**:744-751.

- Sommer, S. G., H. T. Sogaard, H. B. Moller, et S. Morsing. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmospheric Environment*:2023-2032.
- Steed, J. J., et A. G. Hashimoto. 1994. Methane emissions from typical manure management systems. *Bioresource Technology* **50**:123-130.
- Stepniewski, W., et A. Rozej. 2000. Methanotrophic bacteria and the impact of soil physical conditions on their activity. *International Agrophysics* **14**:135-139.
- Sutton, M. A., C. Milford, U. Dragosits, C. J. Place, R. J. Singles, R. I. Smith, C. E. R. Pitcairn, D. Fowler, J. Hill, et H. M. ApSimon. 1998. Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. *Environmental Pollution* **102**:349-361.
- Sutton, M. A., C. J. Place, M. Eager, D. Fowler, et R. I. Smith. 1995. Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the United Kingdom. *Atmospheric Environment* **29**:1393-1411.
- Svensson, L. 1994. Ammonia Volatilization Following Application of Livestock Manure to Arable Land. *J. Agric. Engng* **58**:241-260.
- Swierstra, D., M. C. J. Smits, et W. Kroodsma. 1995. Ammonia emission from cubicle houses for cattle with slatted and solid floors. *Journal of Agricultural Engineering Research* **62**:127-132.
- Tamura, T., T. Katayama, et K. Haga. 1999. Emission patterns of malodorous compounds and greenhouse gases from the pile-type composting of cattle manure. *Animal Science Journal* **70**:235-239.
- Tenuta, M., D. A. J. Barry, G. Fairchild, et E. G. Beauchamp. 2001. Nitrous oxide production by manure samples collected from six manure-handling systems. *Can. J. Soil Sci.*:33-38.
- Thakur, S. K., et C. R. Sharma. 1998. Effect of Rock Phosphate Enrichment and *Azotobacter* Inoculation on the Transformation of Nitrogen and Phosphorus during Composting. *Journal of the Indian Society of Soil Sciences* **46**:228-231.
- Thiébaud, L. 1999. Protection et altération de l'air par l'agriculture. *Courrier de l'environnement de l'INRA* **36**:89-90.
- Thompson, R. B., B. Pain, et D. R. Lockyer. 1990. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. *Plant and Soil* **125**:109-117.
- Tillie, M., et J. Capdeville. 1993. Etude sur les déjections bovines, Paris.
- Tillie, M., J. Capdeville, J. Jaubourg, C. Aubert, C. Texier, et P. Rousseau. 1996. Bâtiments d'élevage Bovin, Porcin et Avicole Réglementation et préconisations relatives à l'environnement. Cemagref Institut de l'élevage ITAVI.
- Tiquia, S. M., N. F. Y. Tam, et I. J. Hogkiss. 1998. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **67**:79-89.
- Tomlinson, A. P., W. J. Powers, H. H. V. Horn, R. A. Nordstedt, et C. J. Wilcox. 1996. Dietary protein effects on nitrogen excretion and manure characteristics of lactating cows. *Transactions of the ASAE* **39**:1441-1448.
- van der Peet-Schwering, C. M. C., A. J. A. Aarnink, H. B. Rom, et J. Y. Dourmad. 1999. Ammonia emissions from pig houses in the Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science* **58**:265-269.
- Velthof, G. L., et O. Oenema. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands journal of agricultural sciences* **45**:347-359.
- Verite, R., et L. Delaby. 1998. Conduite alimentaire et rejets azotés chez la vache laitière. Interrelations avec les performances. Pages 185-192 in *Rencontre Recherche Ruminants*.

- Vermorel, M. 1995. Prédications gazeuses et thermiques résultant des fermentations digestives. Pages 649-670 in R. Jarrige, Y. Ruckebusch, C. Demarquilly, M. H. Farce, et M. Journet, editors. Nutrition des ruminants domestiques - ingestion et digestion. INRA, Paris.
- Vermorel, M. 1997. Emissions annuelles de méthane d'origine digestive par les ovins, les caprins et les équins en France. INRA Production Animale **10**:153-161.
- Vilain, L. 2000. La méthode IDEA : Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles Guide d'utilisation. Educagri éditions, Dijon, France.
- Voorburg, J.H., et W. Kroodsma. 1992. Volatile emissions of housing systems for cattle. Livestock Production Science **31**:57-70
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, et D. J. Dokken. 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Cambridge University Press, UK Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Webb, J. 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. Environ Pollut **111**:395-406.
- Webb, J., D. Chadwick, et S. Ellis. 2002. Effects of Composting Farmyard Manure on Emissions of Ammonia, Nitrous oxide and Methane. *in*.
- Willers, H. C., P. J. L. Derikx, P. J. W. t. Have, et T. K. Vijn. 1996. Emission of ammonia and nitrous oxide from aerobic treatment of veal calf slurry. Journal of Agricultural Engineering Research **63**:345-352.
- Willers, H. C., P. J. L. Derikx, P. J. W. t. Have, et T. K. Vijn. 1998. Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. Bioresource Technology **64**:47-54.
- Williams, J. R., B. J. Chambers, A. R. Hartley, S. Ellis, et H. J. Guise. 2000. Nitrogen losses from outdoor pig farming systems. Soil Use & Management **16**:237-243.
- Willison, T. W., C. P. Webster, K. W. T. Goulding, et D. S. Powlson. 1995. Methane oxidation in temperate soils: effects of land use and the chemical form of nitrogen fertilizer. Chemosphere **30**:539-546.
- Wuebbles, D. J., A. Jain, J. Edmonds, D. Harvey, et K. Hayhoe. 1999. Global change : state of the science. Environmental Pollution **100**:57-86.
- Xu, C., M. J. Shaffer, et M. Al-kaisi. 1998. Simulating the impact of management practices on nitrous oxide emissions. Soil Sci. Soc. Am. J. **62**:736-742.
- Xue, S. K., S. Chen, et R. E. Hermanson. 1999. Wheat straw cover for reducing ammonia and hydrogen sulfide emissions from dairy manure storage. Transactions of the ASAE **42**:1095-1101.
- Zeeman, G. 1994. Methane production/emission in storages for animal manure. Fertilizer Research **37**:207-211.
- Ziegler, D., et M. Hédit. 1991. Engrais de ferme. Valeur fertilisante, gestion, environnement. Institut Technique du Porc (ITP) Institut Technique des Céréales et Fourrages (ITCF) Institut Technique de l'Élevage Bovin (ITEB).

Listes des illustrations

Liste des tableaux

Tableau 1 : Bilan moyen annuel de CO ₂ de 1989 à 1998 exprimé en Gt C/ an.....	6
Tableau 2 : Principales sources d'émissions anthropiques de méthane.....	8
Tableau 3 : Importance des différentes sources agricoles en % des émissions anthropiques globales de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O.....	9
Tableau 4 : Mode de construction des indicateurs de la méthode INDIGO 'Grandes cultures' et type d'estimation de l'impact agronomique et environnemental	20
Tableau 5 : Facteurs de variation des ratios N ₂ O/NO ₃ ⁻ durant la nitrification et N ₂ O/N ₂ durant la dénitrification	30
Tableau 6 : Production de méthane et perte d'énergie sous forme de méthane des principaux types de ruminants domestiques.....	35
Tableau 7 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Alimentation animale de l'indicateur CH ₄	36
Tableau 8 : Les valeurs de VS en % de MS des déjections animales : synthèse de la littérature.....	37
Tableau 9 : Coefficient Bo en m ³ de CH ₄ / kg de VS pour différentes déjections animales et différents régimes alimentaires	38
Tableau 10 : Coefficient MCF ou facteur de conversion réelle en méthane pour différents types de stockage des déjections animales liquides (à l'intérieur et à l'extérieur).....	39
Tableau 11 : Coefficient MCF ou facteur de conversion réelle en méthane pour différents types de stockage des déjections animales solides (à l'intérieur et à l'extérieur).....	40
Tableau 12 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation 'Bâtiment et stockage' de l'indicateur CH ₄	41
Tableau 13 : Comparaison de valeurs d'indicateurs CH ₄ avec des données bibliographiques	44
Tableau 14 : Impact du taux de protéines brutes d'une ration alimentaire de volaille sur le taux de N excrété dans la litière.....	46
Tableau 15 : Réduction de l'azote excrété chez les porcins suivant la productivité et le mode d'alimentation.....	46
Tableau 16 : Les facteurs d'émissions de N ₂ O disponibles dans la littérature	49
Tableau 17 : Comparaison de résultats d'émission de N ₂ O en utilisant différentes méthodologies pour le module d'évaluation Bâtiment et Stockage	50
Tableau 18 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation 'Bâtiment et stockage des déjections' de l'indicateur N ₂ O.....	51
Tableau 19 : Variables de contrôle des émissions de N ₂ O des sols agricoles.....	52
Tableau 20 : Comparaison de résultats d'émission de N ₂ O en utilisant différentes méthodologies pour le module d'évaluation Epanchage terres cultivées et prairies.....	57
Tableau 21 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Epanchage sur terres cultivées et prairies de l'indicateur N ₂ O.....	58
Tableau 22 : Flux de N-NH ₃ dans les bâtiments d'élevage système liquide	67
Tableau 23 : Réduction d'émissions de NH ₃ dans les bâtiments d'élevage 'système liquide'.....	67
Tableau 24 : Valeurs du sous-module Bâtiments d'élevage système liquide et émissions de NH ₃ associées.	68
Tableau 25 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système liquide de l'indicateur NH ₃	69

Tableau 26 : La mise en classe des variables du sous-module Bâtiment d'élevage système solide de l'indicateur NH ₃	74
Tableau 27 : Détermination des valeurs de vérité et valeurs de conclusion des règles de décision d'un système expert associé à la logique floue : exemple avec les variables Humidité et rapport C/N.....	74
Tableau 28 : Coefficients correctifs du rapport C/N en fonction de la dégradabilité du carbone	76
Tableau 29 : Coefficients d'appartenance à la valeur favorable de la variable 'Fréquence d'apport de l'agent structurant' du sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide'	77
Tableau 30 : Valeurs de conclusion de l'arbre de décision du sous module Bâtiment d'élevage système solide et émissions de NH ₃ associées.....	77
Tableau 31 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système solide de l'indicateur NH ₃	78
Tableau 32 : Les variables du sous-module Bâtiment d'élevage système volaille de l'indicateur NH ₃	80
Tableau 33 : Degré d'appartenance à la classe favorable de la variable Fréquence de sorties des déjections	80
Tableau 34 : Valeurs du sous module Bâtiment Volaille et émissions de NH ₃ associées	80
Tableau 35 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation Bâtiment d'élevage système volaille de l'indicateur NH ₃	81
Tableau 36 : Périodes standards animaux en bâtiment	82
Tableau 37 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Bâtiment d'élevage de l'indicateur NH ₃	82
Tableau 38 : Flux de NH ₃ lors du stockage des déjections liquides	85
Tableau 39 : Réduction d'émissions de NH ₃ lors du stockage des déjections liquides	85
Tableau 40 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation stockage système liquide de l'indicateur NH ₃	85
Tableau 41 : Variables du sous module Stockage système solide	88
Tableau 42 : Coefficients d'appartenance à la valeur favorable de la variable 'Retournement'	89
Tableau 43 : Valeurs du sous module stockage système solide et émissions de NH ₃ associées	89
Tableau 44 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du sous-module d'évaluation stockage 'système solide' de l'indicateur NH ₃	90
Tableau 45 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Stockage de l'indicateur NH ₃	91
Tableau 46 : Exemple de facteurs d'émissions de NH ₃ lors de l'épandage de lisier de vache et de porc d'après le modèle de Sommer et al (2002).....	95
Tableau 47 : Facteurs d'émissions de NH ₃ lors de l'épandage de fumier d'après Chambers et al (1998)	95
Tableau 48 : Données à récupérer et variables retenues dans la construction du module d'évaluation Epandage sur terres cultivées et prairies de l'indicateur NH ₃	96
Tableau 49 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH ₃ de système bovin	104
Tableau 50 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH ₃ de système porcin	104
Tableau 51 : Comparaison des résultats du module bâtiment d'élevage avec des données expérimentales d'émissions de NH ₃ de système volaille	104

Tableau 52 : Comparaison des résultats du module stockage de l'indicateur NH ₃ avec des résultats d'expérimentations de terrain issues de la bibliographie.....	105
Tableau 53 : Informations sur les données retenues lors de la comparaison Indicateur NH ₃ et modèle d'émission de NH ₃ par Hutchings et al. (1996).....	107
Tableau 54 : Résultats de la comparaison de l'Indicateur NH ₃ et du modèle d'émission de Hutchings et al. (1996)	107
Tableau 55 : Comparaison des résultats de l'indicateur NH ₃ et des résultats des fermes expérimentales de Bergström and Sannö (2002).....	107
Tableau 56 : Comparaison des émissions de NH ₃ de Robin et al. (2000) avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.	109
Tableau 57 : Comparaison des émissions de NH ₃ de Robin et al. (2001) avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.	109
Tableau 58 : Comparaison des émissions de NH ₃ de la bibliographie avec les valeurs du sous-module stockage système solide obtenues.	109
Tableau 59 : Résultats des notes d'indicateurs NH ₃ , CH ₄ et N ₂ O d'une exploitation en agriculture biologique système vache laitière avec un chargement de 0,6 UGB / ha	119
Tableau 60 : Résultats des notes d'indicateurs NH ₃ , CH ₄ et N ₂ O d'une exploitation en agriculture biologique système bovin et avicoles avec un chargement de 0,6 UGB / ha	120

Liste des figures

figure 1 : Les courants de pensée de l'agriculture biologique	2
figure 2 ;Variation des quantités de carbone stockées suivant les changements d'utilisation des terres et des pratiques agricoles.	7
figure 3 : Emissions de gaz en 2000 par secteur en France	11
figure 4 : Chaîne de gestion des déjections animales sur l'exploitation	12
figure 5 : Matrice agri-environnementale Grandes Cultures.....	19
figure 6 : Matrice agri-environnementale adaptée à l'agriculture biologique.....	20
figure 7 : Schéma de construction de l'outil d'évaluation de l'impact des pratiques agri- biologiques sur la qualité de l'air	21
figure 8 : Flux de C et de N entre les différents pools de matière organique.....	22
figure 9 : Les mécanismes mis en jeu lors de la volatilisation d'ammoniac par la matière organique	22
figure 10 : Les grandes réactions bio-chimiques de l'azote dans la transformation de la matière organique	23
figure 11 : Effet de la température, du pH et de l'humidité sur la décomposition de l'acide urique d'après Koerkamp (1994).....	24
figure 12 : Les puits de NH ₃	24
figure 13 : Synthèse des mécanismes de volatilisation de l'ammoniac	27
figure 14 :Les réactions de productions et d'émissions de N ₂ O	28
figure 15 : Principales étapes de la décomposition anaérobie de la matière organique fraîche	31
figure 16 : La biométhanogénèse	31
figure 17 : Présentation du calcul global de l'indicateur CH ₄	33
figure 18 : Diagramme des flux d'énergie ingérée lors de la digestion chez l'animal.....	35
figure 19 : Graphiques représentant la variation de MCF en fonction de la température	41
figure 20 : Relation entre les émissions de CH ₄ en kg / ha et les point d'indicateur CH ₄	42
figure 21 : Sensibilité de la valeur de l'indicateur CH ₄ des systèmes vaches laitières en fonction de la température	43
figure 22 : Sensibilité de la valeur de l'indicateur CH ₄ des systèmes volailles en fonction de la température	43
figure 23 : Résultats pour différentes systèmes d'élevage de l'indicateur CH ₄	44
figure 24 : Présentation du calcul global de l'indicateur N ₂ O	45
figure 25 : : Emissions de N ₂ O de différents types de déjections animales	45
figure 26 : Impact de l'oxygénation sur les réactions de nitrification et dénitrification et le ratio N ₂ O / [N ₂ O+N ₂] des émissions gazeuses	47
figure 27 : Facteurs de contrôle de la dénitrification dans les sols agricoles.....	52
figure 28 : Relation entre les émissions de N ₂ O-N en kg / an et les notes d'indicateur	58
figure 29 : Sensibilité de l'indicateur N ₂ O des systèmes vaches laitières.....	59
figure 30 : Sensibilité de l'indicateur N ₂ O pour les systèmes porc en engraissement.....	59
figure 31 : Résultat pour différents systèmes d'élevage et chargement de l'indicateur N ₂ O	59
figure 32 : Présentation du calcul global de l'indicateur NH ₃	62
figure 33 : Cinétiques d'émissions de NH ₃ lors du stockage des déjections animales solides et liquides	63
figure 34 : Cinétiques d'émissions de NH ₃ lors du stockage des déjections de volailles à faire.....	63
figure 35 : Schéma Bâtiment d'élevage système liquide	64

figure 36 : Relation entre les émissions de NH ₃ -N et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage système liquide.....	68
figure 37 : : Sensibilité de la valeur du sous-module bâtiment d'élevage système liquide selon les systèmes laitiers et le temps en bâtiment.....	68
figure 38 : Sensibilité de la valeur du sous-module bâtiment d'élevage système liquide selon les différents modes d'alimentation des porcs à l'engraissement et le système de logement	68
figure 39 : Schéma illustrant les variables prises en compte dans le sous-module Bâtiment d'élevage système solide litière	70
figure 40 : Arbre de décision du sous module Bâtiment d'élevage système solide	73
figure 41 : Fonctions d'appartenance de la variable humidité aux classes favorables et défavorables du sous-module Bâtiment d'élevage système solide.....	74
figure 42 : Fonctions d'appartenance de la variable rapport C/N aux classes favorables et défavorables du sous-module Bâtiment d'élevage système solide.....	76
figure 43 : Relation entre les émissions de NH ₃ -N en kg / m ² / an et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage système solide de l'indicateur NH ₃	77
figure 44 : Sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage 'système solide' quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.....	78
figure 45 : Arbre de décision du sous-module Bâtiment d'élevage système volaille	80
figure 46 : Relation entre les émissions de NH ₃ -N en kg / m ² / an et les notes du sous-module Bâtiment d'élevage 'système volaille' de l'indicateur NH ₃	80
figure 47 : Sensibilité du sous-module Bâtiment d'élevage système volaille quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.....	81
figure 48 : Schéma de synthèse de la construction du module d'évaluation Bâtiment d'élevage de l'indicateur NH ₃	82
figure 49 : Schéma de synthèse des principales réactions biochimiques et physiques lors du compostage	86
figure 50 : Impact des pratiques de compostage sur l'émission de NH ₃	87
figure 51 : Arbre de décision du sous module stockage système solide	88
figure 52 : Ventilation dans un tas de compost : 'Effets cheminées'	88
figure 53 : Relation entre les émissions de NH ₃ -N en kg / m ² / an et les notes du sous-module stockage système solide de l'indicateur NH ₃	89
figure 54 : Sensibilité du sous-module stockage 'système solide' quand deux des trois variables sont bloquées pour des valeurs défavorables et la troisième varie du moins favorable au plus favorable.	90
figure 55 : Schéma de synthèse de la construction du module d'évaluation Stockage de l'indicateur NH ₃	91
figure 56 : Cinétiques d'émissions de NH ₃ lors de l'épandage d'effluents organiques.....	92
figure 57 : Facteurs contrôlant l'émission de NH ₃ lors de l'épandage d'effluent organique	92
figure 58 : Caractéristiques des trois modules d'évaluation de l'indicateur NH ₃	97
figure 59 : Emissions de NH ₃ à partir de sources ponctuelles et diffuses et principes de déposition	98
figure 60 : Relation entre les émissions de NH ₃ -N en kg / ha / an par exploitation agricole et les valeurs de l'indicateur NH ₃	99
figure 61 : Sensibilité de la note d'indicateur NH ₃ à différents systèmes d'élevage Vache allaitante	100

figure 62 : Sensibilité de la note d'indicateur NH ₃ à différents systèmes d'élevage Vache laitière.....	100
figure 63 : Sensibilité de la note d'indicateur NH ₃ à différents systèmes d'élevage Porcin.....	100
figure 64 : Sensibilité de la note d'indicateur NH ₃ à différents systèmes d'élevage Pondeuses	101
figure 65 : Sensibilité de la note d'indicateur NH ₃ à différents systèmes d'élevage Volailles de chairs	101
figure 66 : Illustration du test de vraisemblance	102
figure 67 : Test de vraisemblance du sous-module stockage système solide de l'indicateur NH ₃	110
figure 68 : : Présentation des 20 scénarios ou règles de décisions à évaluer	111
figure 69 : Résultats de l'expertise Danoise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH ₃	112
figure 70 : Résultats de l'expertise Hollandaise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH ₃	113
figure 71 : Résultats de l'expertise Anglaise et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH ₃	114
figure 72 : Résultats de l'expertise Belge et comparaison avec les sorties de l'indicateur NH ₃	115
figure 73 : Règles de décision pour caractériser les voyants d'alerte de l'indicateur 'Gaz à effet de Serre'	126
figure 74 : Arbre de décision du sous-module stockage système solide modifié : nouvelles conclusions de règles de décisions.....	127
figure 75 : Test de vraisemblance modifié suite aux changements de conclusions de règles de décision	127
figure 76 : Schéma de synthèse de la méthode d'évaluation de l'impact des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air.....	129

Glossaire

Evaluation environnementale de l'agriculture
--

Acidification : en pédologie, phénomène par lequel un certain nombre de cations du complexe adsorbant sont remplacés par des ions H^+ . Cela se traduit par une baisse du pH du sol.

Agriculture biologique : Mode de production agricole excluant tout recours aux fertilisants de synthèse et impliquant l'abandon de la quasi-totalité des produits chimiques pour la protection des plantes et des animaux

Caillebotis : Treillis en béton ou béton armé servant de plancher amovible au-dessus d'un caniveau ou d'une fosse à déjections

Compartiments de l'environnement : éléments du milieu naturel (eau, air, sol, biodiversité), ressources non renouvelables (énergie fossile, phosphore, potasse...) et paysage.

Compost : Mélange de produits organiques obtenus par fermentation aérobie

Compostage : Méthode consistant à laisser fermenter (de façon aérobie) des résidus agricoles ou urbains

Déjections animales : excrément solide (crottin, bouse, crotte etc.) ou liquide (urine, pissat) d'un animal

Diagnostic environnemental d'exploitation : Evaluation des pratiques mises en œuvre sur l'exploitation agricole pour une année donnée permettant de mettre en évidence des dysfonctionnements vis à vis de l'environnement. Etats des lieux permettant de repérer les points forts et les points faibles du système.

Effluents d'élevage : ensemble constitué des déjections animales, des eaux de lavages de la laiterie (blanches) des installations (vertes) produites sur une exploitation.

Etable : Bâtiment d'élevage réservé au logement des bovins toutes catégories :

Stabulation entravée : animaux attachés par l'encolure

Stabulation libre : animaux peuvent se déplacer sur l'air de vie

Logettes : animaux en emplacement individuel dans une étable réservée au couchage d'une vache dans lequel l'animal peut entrer librement et sortir à reculons

Eutrophisation : Dégradation de la qualité des eaux continentales (lacs, étangs) provoquée par des apports excessifs d'éléments minéraux (phosphate et nitrate en particulier)

Fermentation : Transformation de la matière organique sous l'action des micro-organismes

Fermentation aérobie : fermentation qui se produit en présence d'air

Fermentation anaérobie : fermentation qui se produit en absence d'air

Fermentation entérique : transformation de la matière organique ingérée dans le tube digestif des animaux.

Fientes : Excréments des oiseaux formés du mélange des déjections liquides et solides

Fumier : Mélange solide de déjections animales et de litière.

Humification : Ensemble des transformations aboutissant à la production de substances humiques (humus) à partir de tissus végétaux et animaux apportés au sol par les organismes morts, les résidus de récolte, les amendements et les déchets organiques.

Indicateur composite : condensation de l'information fournie par des variables d'état ou des variables indicatrices pour renseigner sur l'état d'un système.

Indicateurs agri-environnementaux : indicateurs composites évaluant soit :

- l'impact d'une pratique agricole sur l'ensemble des compartiments de l'environnement
- l'impact de l'ensemble des pratiques d'une exploitation sur un compartiment de l'environnement, soit,

Lignines : substances organiques imprégnant les parois cellulaires de certains tissus végétaux. Macromolécules complexes formées par la polymérisation de monomères de type phényl-propane.

Lisier : Mélange complet des déjections (fèces et urine) des animaux. Différents types de lisier : lisier dilué avec apport d'eau pluviale, lisier égoutté par filtration ou évaporation, lisier pailleux.

Litière : Lit de paille ou d'autres matières végétales qu'on répand dans les bâtiments d'élevage et sur lequel se couchent les animaux.

Matrice agri-environnementale : Tableau à double entrée permettant de caractériser l'impact des pratiques agricoles (en colonnes) sur les compartiments de l'environnement (en lignes).

Méthode INDIGO : méthode mise au point à l'INRA de Colmar constituée d'une batterie d'indicateurs agri-environnementaux.

Minéralisation : Ensemble des réactions chimiques et biochimiques qui permettent le passage des éléments (C, N, P et S) d'une forme organique à une forme minérale.

Module d'évaluation : calcul mis au point pour évaluer l'impact d'une pratique agricole sur un compartiment de l'environnement : élément de base dont l'agrégation va donner un indicateur composite.

Organisation de l'azote (ou immobilisation) : prélèvement de l'azote par les micro-organismes pour le transformer en azote organique.

Outil d'aide à la décision : Outil évaluant les effets potentiels sur l'environnement de variations simulées du système afin d'améliorer les pratiques mises en œuvre.

Sous-module d'évaluation : composante d'un module d'évaluation.

Stockage des fumiers (fumière) : tas de fumier ou aire bétonnée sur laquelle est stocké le fumier.

Stockage des lisiers :

Fosses extérieures : fosses enterrées en béton de 1,5 m à 2 m pour les petits volumes ou fosses de grandes capacités talutées et étanchéifiées par des géomembranes souples (2,5 à 3 m de profondeur) (semi-enterrée ou hors-sol)

Fosses sous caillebotis : fosses en béton de 1,5 m à 2 m de profondeur dans les bâtiments.

Pré-fosses : fosse sous caillebotis dans les bâtiments dont le temps de stockage des lisiers est court (curage régulier vers une fosse extérieure)

Système d'élevage : type de production animale sur l'exploitation.

Système de culture : Ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique, défini par la nature des cultures, leur ordre de succession et les type et succession des techniques appliquées à ces différentes cultures.

Système de polyculture – élevage : présence d'élevage et de systèmes de cultures céréalières et fourragères sur l'exploitation.

Variable indicatrice : information qui renseigne de façon indirecte sur l'état du système. Ce type de mesure est aussi appelé indicateur simple.

Annexes

Liste des annexes

Annexe 1 : Coefficients de production de méthane

Annexe 2 : Quantités et Qualités des déjections animales

Annexe 3: Températures moyennes en France et températures conseillées en bâtiment d'élevage

Annexe 4: Excrétion d'azote des vaches laitières

Annexe 5 : Azote fourni par les résidus de culture

Annexe 6 : Surfaces standard par catégories d'animaux et mode de logement (conventionnel et agriculture biologique)

Annexe 7 : Teneur en lignine des différents matériaux

Annexe 8 : Rapport C/N et Taux de matière sèche de différents matériaux

Annexe 9 : Scénarios d'expertise et variables retenues pour le calcul de l'indicateur NH₃

Annexe 10 : Prise de données des informations nécessaires au calcul des indicateurs auprès des exploitants

Annexe 1 : Coefficients de production de méthane

Annexe 1A : Coefficients $EG_{d \text{ ou } b}$

Annexe 1B : Exemple de digestibilité des aliments

Annexe 1C : Mode de calcul des coefficients EB et ED de l'IPCC

Annexe 1 A : Coefficients EG_d ou b

Type d'animal	Poids (kg)	Production (kg/j) ⁽¹⁾	Régime ⁽²⁾	EG_d (% ED) ⁽³⁾	Méthane (l/j)
Ovins					
Bélier	110	-	F ou H	13,2	57
Brebis à l'entretien	60	0	F ou H	13,2	36
Brebis allaitante (2 ^e mois)	70	2,6	2/3 F et 1/3 C	10,3	76
Brebis laitière (3 ^e mois)	70	1,8	2/3 F et 1/3 C	10,3	72
Agneau de bergerie	27	0,3	20% F + 80% C	3,7	14
	37	0,3	20% F + 80% C	3,7	17
Agneau d'herbe	27	0,25	72% H + 28 % C	8,0	31
	37	0,25	72% H + 28 % C	8,5	42
Agneau d'élevage	27	0,15	H	11	23
	37	0,10	H	12	34
Caprins					
Bouc	100	-	F ou H	13,2	67
Chèvre à l'entretien	60	0	F ou H	13,2	40
Chèvre en lactation					
1 ^{er} mois	60	3,2	0 % F + 40 % C	10,3	54
3 ^e mois	0	3,2	70% F + 30% C	10,9	87
7 ^e mois	60	1,6	85% F + 15 % C	12	71
Chevrette					
5 ^e mois	25	0,12	75 % F + 25 % C	11	25
1 an	45	0,05	90 % F + 10 % C	12	34
Equins					
Chevaux de sport					
Etalons	600	-	F ou H	3,4	73
Juments et hongres	525	-	40% F, 30% C, 30% P	3,1	64
Juments en gestation (10 ^e mois)	550	-	80% F + 20% C	3,3	57
Juments en lactation (2 ^e mois)	510	16	70% F + 30% C	3,3	98
Poulains de 16 mois	360	0,6	H	4,1	85
Poulains de 22 mois	420	0,05	90% F + 10% C	3,3	79
Chevaux de trait					
Etalons	850	-	H	4,1	80
Juments à l'entretien	730	-	H	4,1	74
Juments en gestation (10 ^e mois)	760	-	90% F + 10% C	3,4	80
Juments en lactation (2 ^e mois)	690	25	H	4,1	165
Poulains de 15 mois	500	0,8	H	4,1	115
Poulains de 27 mois	620	0,54	H	4,1	123
Poneys					
Ponettes et hongres, entretien	220	-	H ou F	4,5	38
Ponette en lactation (2 ^e mois)	210	10	F	4,5	78

(1) lait ou gain de poids vif ; (2) F : foin, H : herbe, P : paille, C : aliment concentré ; (3) énergie du méthane produit en % de l'énergie digestible ingérée

Source : d'après Vermorel (1997)

Tableau 1 : Coefficients de production de méthane en % de l'énergie digestible ingérée pour les ovins, caprins et équins en France

Type de bovin	Poids (kg)	Production	Régime ⁽²⁾	Méthane (l/j)	ECH ₄ (%EI)	ECH ₄ (%ED)
Vache laitière ⁽¹⁾	600	0	Foin	205	8,4	12,3
	600	20 kg/j	75 % F, 25 % C	550	6,7	10,5
	650	30 kg/j	65 % E, 35 % C	600	6,3	9,3
	700	40 kg/j	60 % F, 40 % C	700	6,0	8,6
Vache laitière ⁽²⁾		33 kg/j	30 % F + 70 % O	365	4,8	6,4
		27 kg/j	30 % F + 70 % PB	537	7,4	9,5
Vache allaitante ⁽³⁾	650	0	Foin	290	7,5	14,0
	650	7 kg/j	Foin	370	6,5	11,2
Génisse laitière ⁽⁴⁾ (vêlage à 27 mois)	125		28 % F, 72 % C	56	4,7	6,2
	175		46 % F, 54 % C	94	5,6	8,2
	250		73 % F, 27 % C	183	7,7	11,4
	350	650 g/j	75 % F, 25 % C	224	7,6	11,3
	450		75 % F, 25 % C	238	7,5	11,3
	550		75 % F, 25 % C	250	7,8	11,4
2 derniers mois de gestation	650		50 % F, 50 % C	232	8,0	12,1
Taurillon Frison ⁽⁵⁾	150	1000 g/j	15 % F, 85 % C	38	3,7	4,5
	250	1120 g/j	25 % F, 75 % C	140	6,1	8,3
	350	1120 g/j	22 % F, 78 % C	210	6,8	9,4
	450	1100 g/j	20 % F, 80 % C	250	7,1	9,7
	525	1180 g/j	20 % F, 80 % C	270	6,9	9,3
Taurillon Frison ⁽⁶⁾	265	1100 g/j	40 % F, 60 % C	155	5,6	8,4
Taurillon Charolais	250	1100 g/j	40 % F, 60 % C	130	5,5	8,3
Taurillon Frison	580	930 g/j	60 % F, 40 % C	310	7,1	10,7
Taurillon Charolais	620	860 g/j	60 % F, 40 % C	285	7,3	10,4

ECH₄ %EI : énergie perdue sous forme de méthane en % de l'énergie brute ingérée.

ECH₄ %ED : énergie perdue sous forme de méthane en % de l'énergie digestible ingérée.

F = Foin ; E = Ensilage de maïs ; C = Concentré ; O = Orge agglomérée ; PB = Pulpes de betteraves déshydratées.

(1) Vermorel *et al* 1982 ; (2) Beever *et al* 1989, (3) Ortigues *et al* 1993, (4) Schiemann *et al* 1987 ; (5) Schiemann *et al* 1976 ; (6) Vermorel *et al*.1976.

Source : d'après Vermorel (1995)

Tableau 2 : Coefficients de production de méthane en % de l'énergie digestible ingérée pour les bovins en France.

Espèce	Rations	Const ante	Cellulose brute	Matières azotées	CUD énergie	Niveau d'alime ntation	N	R ²	ETR	CV
Mouton	F	13,43	-0,0121	-0,0123		-0,72	42	0,48	0,75	10%
	F + RM	14,26	-0,0125	-0,0054		-1,77	158	0,44	0,87	11%
	F	1,08	0,0029	-0,0095	0,1255	-1,24	49	0,65	0,62	8%
	F + RM	1,84	0,0004	-0,0073	0,1343	-1,62	158	0,61	0,73	9%
		12,43	-0,0085	-0,0053		-1,06	189	0,48	0,87	13%
Vaches laitière	F + RM	-2,20	0,0044	-0,0073	0,1636	-0,66	189	0,82	0,51	8%
		6,80	0,0075	-0,0075		-0,61	14	0,68	0,39	8%
	RC	3,93	0,0093	-0,00151	0,0467	-0,39	14	0,72	0,39	8%

Rations : F = foins ; F + RM = foins + rations mixtes ; RC = rations ayant plus de 50% aliments concentrés
N = nombre de régimes ; ETR = écart-type résiduel ; CV = coefficient de variation

Source : (Vermorel 1995)

Tableau 3 : Equations de prédiction de la production de méthane en % de l'énergie brute ingérée de moutons et de vaches laitières

Annexe 1 B : Exemple de digestibilité des aliments

Aliments	Energie Brute ingérée (EB) en Mcal / kg MS)	Energie Digestible ingérée (ED) en Mcal / kg MS
Fourrages verts		
Prairies permanentes	4,4	3
Graminées fourragères : année du semis	4	3
Graminées fourragères : année d'exploitation	4,2	De 2 à 3,5
Céréales plantes entières	4,3	2,8
Légumineuses fourragères	4,5	3
Autres légumineuses	4,5	3
Fourrages ensilés		
Ensilage d'herbe de prairies permanentes	4,7	3,2
Ensilage de graminées	4,5	3
Ensilage de céréales	4,4	3
Ensilage de légumineuses	5,6	3
Fourrages secs		
Foins de prairies permanentes	4,4	2,8
Foins de graminées	4,3	2,6
Foins de légumineuses	4,2	2,6
Fourrages déshydratés et agglomérés	4,2	2,6
Pailles	4,2	2

Source : Jarrige, (1988)

Tableau 1 : Quelques valeurs moyennes de coefficients EB et ED pour les grands types d'aliments : aliments par aliments dans l'ouvrage de référence de Jarrige (1988).

Annexe 1 C : Mode de calcul des coefficients EB et ED de l'IPCC

Equation globale

$$EB = \frac{[(Nem + Nemobilisé + NEa + NEI + NEp) / \{Nema/DI\}] + (NEg / \{NEga / DI\})}{(DI/100)}$$

Les différentes équations Ne pour les bovins, ovins et caprins

1. NEm (énergie d'entretien en MJ/j) = Cfi * (Poids vif en kg)^{0,75}
Avec Cfi = coefficient qui varie pour chaque catégorie d'animaux (tableau 1)

Catégorie d'animal	Cfi	Commentaires
Bovin (non-laitier)	0,322	
Bovin (laitier)	0,335	
Ovin (agneau à 1 an)	0,236	15% de plus pour un mâle
Ovin (plus vœux que 1 an)	0,217	15% de plus pour un mâle

Tableau 1 : Coefficient Cfi suivant le type et l'âge des animaux

2. NEa (MJ/j) = energie nette d'activité = Ca * NEm (**pour les bovins**)
NEa (MJ/j) = energie nette d'activité = Ca * poids vif en kg (**pour les ovins**)

Avec Ca = coefficient correspondant aux conditions d'alimentation de l'animal (Tableau 2)

Situation	Définition	Ca
Bovins		
Etable	Confinement dans de petits espaces	0
Pâturage	Dans des espaces où ils n'ont pas besoin de chercher la nourriture	0,17
Pâturage extensif	Espace vaste où le bétail cherche activement sa nourriture	0,36
Ovins		
Brebis à l'étable	Confinement lors de la fin de gestation	0,0090
Pâturage	Espace restreint (1 km parcouru par j)	0,0107
Pâturage extensif	Espace vaste	0,024
Atelier d'engraissement des agneaux	Confinement en bâtiment	0,0067

Tableau 2: Coefficient Ca suivant les conditions d'alimentation des animaux

3. NEg (énergie nette liée au gain de poids en MJ/j) = $4,18 * \{0,0635 * [0,891 * (\text{Poids vif (en kg)} * 0,96) * (478/(C * \text{Poids d'un animal mature (en kg)}))]^{0,75} * (\text{gain de poids journalier (en kg/j)} * 0,92)^{1,097}\}$ (**pour les bovins**)

NEg (énergie nette liée au gain de poids en MJ/j) = {gain de poids * [a + 0,5 b (poids de sevrage + poids abattage)] (**pour les ovins**)

Avec C = 0,8 pour les femelles bovines, 1 pour les animaux castrés et 1,2 pour les taureaux.
a, b dans le tableau 3

Catégorie Ovins	a	B
Mâles	2,5	0,35
Castrés	4,4	0,32
Femelles	2,1	0,45

Tableau 3 : coefficient a et b nécessaire au calcul de NEg

4. NE mobilisée (énergie nette mobilisée) $19,7 * \text{perte de poids}$ (**pour les vaches laitières, au début**)

NE mobilisée (énergie nette mobilisée) = NEg * (-0,8) (**pour les autres**)

5. NEl (Energie nette de lactation) = kg de lait par jour * (1,47 + 0,40 * matière grasse (en %)) (**pour les vaches laitières**)

NEl (Energie nette de lactation) = kg de lait par jour * valeur énergétique de production du lait (soit par défaut 4,6 MJ/kg) (**pour les brebis laitières**)

NEl (Energie nette de lactation) = ((5 * Gain de poids de l'agneau jusqu'au sevrage)/365) valeur énergétique de production du lait (soit par défaut 4,6 MJ/kg) (**pour les brebis allaitantes**)

6. NEwool (Energie nette production de laine) = Valeur énergétique de production d'un kg de laine produite * production de laine d'un mouton dans l'année)/365

Avec en valeur référence EVwool = 24 MJ/kg

7. NEp (Energie nette pour la grossesse) = C p * Nem * % de femelle enceinte

Avec Cp : coefficients liés aux grossesses (Tableau 4)

Catégorie d'animal	Cp
Bovin	0,10
Ovin	
Une naissance	0,077
Double naissance	0,126
Triple naissance ou plus	0,150

Tableau 4 : coefficients Cp liés aux grossesses

8. Nema/DI (ratio entre énergie nette disponible dans une ration pour l'entretien et l'énergie digestible consommée) = $1,123 - (4,092 * 10^{-3} * \text{DI}) + [1,126 * 10^{-5} * (\text{DI})^2] - (25,4/\text{DI})$

Avec DI = ED (en % de EB) : A DETERMINER suivant la ration

9. Nega/DI (ratio entre énergie nette disponible dans une ration pour le gain de poids et l'énergie digestible consommée) = $1,64 - (5,160 * 10^{-3} * \text{DI}) + [1,308 * 10^{-5} * (\text{DI})^2] - (37,4/\text{DI})$

Annexe 2 :
Quantités et Qualités des déjections animales

Guide de lecture

1. Les grands types de bâtiment d'élevage en France

- Tableau 1 : Les différents bâtiments d'élevage en France

2. Les bovins

Tableaux de référence :

- Tableau 2 : Quantités de déjections produites en bâtiments d'élevage bovins.
- Tableau 3, 4 et 5 : Qualités des déjections produites en bâtiments d'élevage bovins.

Note pour les calculs :

- Densité du fumier : 0,5 t / m³ pour des fumier très pailleux à 0,8 t / m³ pour les fumiers mous.
- Densité lisier: 1 t / m³

3. Autres ruminants

Tableaux de référence :

- Tableau 11 : Quantités des déjections produites en bâtiments d'élevage bovins, ovins, caprins et équins
- Tableau 6 : Qualités des déjections produites en bâtiments ovins et caprins.

4. Les porcins

Tableaux de référence :

- Tableau 7 : Quantités de déjections produites en bâtiments d'élevage porcins
- Tableau 8 : Qualités des déjections produites en bâtiments d'élevage porcins

5. Les volailles

Tableaux de référence :

- Tableau 9 : Quantités de déjections produites en bâtiments d'élevage avicole
- Tableau 10 : Qualités des déjections produites en bâtiments d'élevage avicole

6. Données supplémentaires

Tableaux 11 et 12 : Quantités de déjections des élevages bovins, porcins, ovins, caprins, équins et avicoles.

Note : données de 1991 dont les valeurs sont souvent très supérieures aux données plus récentes.

7. Fraction d'azote minérale pour épandage

Tableau 13 : Fraction d'azote minéral des différentes déjections produites pour le calcul du TAN.

Animaux concernés	Type de bâtiment	Type de déjections	Stockage
Volailles			
Pondeuses	Cages	Fientes (plus ou moins humides suivant le système de récupération)	Extérieur ou intérieur
Poulettes	Cages	Fientes (plus ou moins humides suivant le système de récupération)	Extérieur ou intérieur
Poulets de chair	Au sol	Fumier	Extérieur
Autres	Au sol	fumier	Extérieur
Bovins			
Vaches laitières, allaitantes et génisses	Entravée	Fumier ,purin ou lisier (suivant sol)	Extérieur ou intérieur
	Stabulation libre (tout couvert)	Fumier, purin ou lisier (suivant sol)	Extérieur ou intérieur
	Stabulation libre (aire exercice non couverte)	Fumier, purin ou lisier (suivant sol)	Extérieur ou intérieur
Taurillons	Caillebotis	Lisier	Extérieur ou intérieur
Veaux	Cases individuelles ou collectives	fumier	
Porcins			
Truies	Caillebotis ou gisoir paillé	Lisier ou fumier	Extérieur ou intérieur
Porcs à l'engraissement	Caillebotis ou gisoir paillé	Lisier ou fumier	Extérieur ou intérieur
Porcelets	Litière	Fumier	
Autres			
Ovins	Litière	Fumier	
Caprins	Litière	Fumier	
Equins	Litière	Fumier	

Tableau 1 : Grands types de bâtiment d'élevage en France d'après Tillie et al. (1996)

Tableau 2 : Quantités des déjections dans différents bâtiments d'après Tillie and Capdeville (1993)

Type d'étable	Caractéristiques		Catégories d'animaux	Effluents produits	Quantités de litières(kg/ax /j)	Poids en kg	V de déjections en m ³ /ax/mois	MS en %			
	habitat	aire d'exercice							aire de repos		
Stabulation entravée	Tout couvert	Néant	Stalle avec litière	VL	Fumier	3	650	1,5 - 1,8	18,5		
					Purin			0,4 - 0,5	5,1		
				litière accumulée /sol plat	VL	Fumier	6,5	650	0,75 - 0,9	22,1	
						lisier			0,8 - 1,2	9,9	
					VL	Fumier	6	565	1,7 - 1,8	18,2	
						Purin			0,18 - 0,2	9,9	
			couverte dallée, curée périodiquement	litière sur sol en pente	VA	Fumier	3,75	754	0,8 - 1,0	18,2	
						Purin			/		
					JB	Fumier	3	500	0,7 - 0,8	18,2	
						lisier			purin dans fumier		
					G	Fumier	1,3	424	0,7 - 0,9	18,2	
						lisier			purin dans fumier		
	caillebotis	litière accumulée /sol plat	VL	Fumier	6,5	655	1 - 1,2	22,1			
				Purin			1,1 - 1,2	9,9			
		caillebotis	JB	lisier	0	480	0,6 - 0,8	11			
Stabulation libre paillée	Partiellement couverte	Non couverte, dallée, curée périodiquement	Litière accumulée / sol plat	VL	Fumier	6,5	625	0,8 - 0,9	22,1		
					lisier			0,8 - 1,2	5,1 à 11,1		
				VA	Fumier	4	680	1,2 - 1,3	22,1		
					lisier			0,8 - 1,2	5,1 à 11,1		
Stabulation libre à logettes	Tout couvert			VL	lisier	1,2	645	1,7 - 1,9	9,9		
					Fumier	2,7	600	1,3 - 1,5	19		
				Couverte dallée, curée périodiquement	Logettes avec litières		lisier			0,4 - 0,6	9,9
						VA	Fumier	2,5	610	1,2 - 1,4	19
							lisier			1,2 - 1,4	19
						G	Fumier	2	400	1,2 - 1,5	19
							lisier			purin dans fumier	
										purin dans fumier	
			Partiellement couverte	Non couverte, dallée, curée périodiquement	Logettes sans litières	VL	lisier	0	650	1,7 - 1,9	9,9
			Logettes avec litières	VL	lisier	0,55	625	1,7 - 2,0	5,1 à 11,1		
				VA	lisier	0	620	1,5 - 1,8	5,1 à 11,1		

Tableau 3 : Qualité des fumiers issus des différentes étables d'élevage bovins d'après Tillie and Capdeville (1993)

Type de fumier	MS en %	MO en %	N en g/kg	C/N (calculé)
Fumier très compact de litière accumulée	22,1	18	5,8	18
Fumier issu de litière sur sol en pente	18,2	14,8	4,9	17,5
Fumier d'étable à stabulation entravée	18,5	15,2	5,3	16,5
Fumier compact issu de logettes	19	16	5,1	18

Tableau 4 : Qualité des lisiers issus des différentes étables d'élevage bovins d'après Tillie and Capdeville (1993)

Type de lisier	MS en %	MO en %	N en g/m3
Lisier d'étable couverte pour autres bovins que bovins à l'engrais	9,9	8,2	3,5
Lisier d'étable couverte pour jeunes bovins à l'engrais	11	9,1	5,2
Lisier d'étable non totalement couverte	11,1	8,9	4
Lisier dilué d'étable non totalement couverte	8	6,56	2,7
Lisier très dilué d'étable non totalement couverte	5,1	4,1	1,6

Tableau 5 : Qualité des purins issus des différentes étables d'élevage bovins d'après Tillie and Capdeville (1993)

Type de purin	MS en %	MO en %	N en g/m3
Purin	5,1	3,4	3
Lixiviât ou purin dilué	0,8	0,5	0,04

Tableau 6 : Qualités des déjections d'ovins, caprins et équins d'après Bodet et al. (2001)

Type de fumier	MS en %	MO en %	N en g/kg	C/N (calculé)
Fumier d'ovins	30	23	6,7	20
Fumiers de caprins	45	36	6,1	34
Composts de fumiers d'ovins	36	26	11,5	13

Tableau 7 : Quantités des déjections dans différents bâtiments porcins d'après Bodet et al. (2001)

Catégories d'animal	Lisiers en m³ de produit brut / place / mois	Fumiers de litières raclées en kg de produit brut / place / mois	Fumiers de litières accumulées en kg de produit brut / place / mois
Truies gestantes	0,4	75	150
Truies allaitantes	0,6	150	
Porcelets post-sevrage	0,08		
Porcs à l'engrais (nourrisseur)	0,2		30
Porcs à l'engrais (soupe)	0,12		75
Porcs à l'engrais (abreuvement économe)	0,10		

Tableau 8 : Qualités des déjections de porcins d'après Bodet et al. (2001)

Type de déjections	MS en %	N en kg / t ou m² de produit brut
Lisiers de porcs à l'engrais (prélevés sous caillebotis) Composition moyenne	9,3	9,6
Lisiers mixtes (prélevés en fosse extérieure)	4,9	4,3
Lisier de truies gestantes	1,6	2,8
Lisiers de truies allaitantes et sa portée	3,7	3,5
Porcelets en post-sevrage	6,5	5,7
Porcs en croissance	8,2	8
Porcs en finition	8,2	7,9
Fumiers de litières accumulées sur paille	28,4 (32,9 en moyenne)	8 (C/N = 12) (7,2 en moyenne)
Fumiers de litières raclées sur paille	27,8	9,1
Fumiers de litières accumulées sur sciure	32	7 (C/N = 16)
Coproduits de lisiers de porcs centrifugés		
Lisiers bruts	3,5	2,7
Lisiers centrifugés	1,06	1,8
Refus de centrifugations	27,7	9,5
Coproduits des lisiers de porcs traités		
Lisiers bruts tamisés	5,6	4,4
Refus de tamis	34,7	8,1
Boues biologiques	8,06	2,7
Effluents liquides	0,85	0,1
Composts de fumiers de litières accumulées	31,7	7,6
Composts de fumiers de litières raclées	32,7	11
Composts de lisiers sur pailles	31	7,7
Composts de refus de tamisage de lisiers	34,3	7,2

Tableau 9 : Quantités des déjections dans différents bâtiments avicoles d'après Bodet et al. (2001)

Catégories d'animaux	Lisier en l de produit brut / animal / jour	Fumier en kg de produit brut / m² de bâtiment / jour
Poules pondeuses	0,2	Fientes : 16 kg / an (MS à 80 %) à 70 kg / an (lisier) / poules
Canards	1,67 (0,3 sans gaspillage d'eau)	
Poulets de chair		130 - 150
Poulets label		120
Dindes		150-170
Pintades		110-130

Tableau 10 : Qualités des déjections dans différents bâtiments avicoles d'après Bodet et al. (2001)

Type de déjections	MS en %	N en kg / t ou m² de produit brut	Densité kg / m³
Lisiers de canard	10	4,4 (avec eau de lavage)	
	10 à 15	5,9	
	> 15	8,9	
Lisiers de pondeuses			
Lisier (possibilité de 'flusfing')	10	6,8	
Fientes humides raclées	20		
Fientes humides	25	15	
Fientes préséchées sur tapis (sous cages	30		
Fientes préséchées sur tapis (sous cages) par ventilation	40	22	
Fientes séchées en fosse profonde	80	30	
Fientes séchées sous hangar	80	40	
Fumiers de poulets de chair			
A la sortie du bâtiment	75	29	450
Après stockage en conditions sèches		26	
Après stockage en conditions favorables à la fermentation		22	
Après stockage en conditions très humides		22	
Fumiers de poulets label			
A la sortie du bâtiment	70	20	350
Après stockage en conditions sèches		18	
Après stockage en conditions favorables à la fermentation		15	
Après stockage en conditions très humides		15	
Fumiers de dindes de chair			
A la sortie du bâtiment	65	27	450
Après stockage en conditions sèches		25	
Après stockage en conditions favorables à la fermentation		21	
Après stockage en conditions très humides		21	
Fumiers de pintades de chair			
A la sortie du bâtiment	70	32	350
Après stockage en conditions sèches		29	
Après stockage en conditions favorables à la fermentation		24	
Après stockage en conditions très humides		24	

Tableau 11 : Quantités des déjections dans différents bâtiments bovins d'après Ziegler and Heduit (1991)

Etables	Catégories d'animaux	Effluents produits	Quantités produites en kg de produit brut / ax / j	Taux de MS en %
100 % lisier	VL	lisier	45	12
	VA	lisier	40	
	G 6 à 15 mois	lisier	15	
	G > 15 mois	lisier	25	
	Taurillons 6 à 12 mois	lisier	15	15
	Taurillons 12 à 24 mois	lisier	25	15
	Veaux 0 à 6 mois	lisier	10	1,9
Stabulation 100% paillé	VL	Fumier	39	25
	VA	Fumier	35	
	G 6 à 15 mois	Fumier	13	
	G > 15 mois	Fumier	22	
	Taurillons 6 à 12 mois	Fumier	13	24
	Taurillons 12 à 24 mois	Fumier	22	24
	Veaux 0 à 6 mois	Fumier	8,5	19
Stabulation 50 % paillée	VL	Fumier	25	25
		lisier	17	18,5
	VA	Fumier	22	25
		lisier	15	18,5
	G 6 à 15 mois	Fumier	8	
		lisier	5,5	
	G > 15 mois	Fumier	14	
		lisier	9	
	Taurillons 6 à 12 mois	Fumier	8	24
		lisier	5,5	15
	Taurillons 12 à 24 mois	Fumier	14	24
		lisier	9	15
	Veaux 0 à 6 mois	Fumier	5,5	19
		lisier	3,5	1,9
Stabulation entravée	VL	Fumier	22	21
		Purin	15	3
	VA	Fumier	19	
		Purin	13	
	G 6 à 15 mois	Fumier	7	
		Purin	5	
	G > 15 mois	Fumier	12	
		Purin	8	
	Taurillons 6 à 12 mois	Fumier	7	24
		Purin	5	
	Taurillons 12 à 24 mois	Fumier	12	24
		Purin	8	
	Veaux 0 à 6 mois	Fumier	5	19
		Purin	3	
Autres ruminants				
Avec litière	Brebis	Fumier	3,5	30
	Chèvre laitière	Fumier	3,5	48
	Chevaux	Fumier	35	54

Tableau 12 : Quantités des déjections dans différents bâtiments porcins, avicoles, ovins, caprins et équins d'après Ziegler and Heduit (1991)

Porcheries	Catégories d'animaux	Effluents produits	Quantités produites en kg de produit brut / ax / j	Taux de MS en %
Litières accumulées	Truies gestantes	Fumier	13,5	21
	Truies maternité	Fumier	18	
	Porcelets post sevrage	Fumier	3	
	Porcs engraissements : lactoserum	Fumier	11	
	Verrat	Fumier	9	
Stabulation Raclage	Truies gestantes	Fumier	11,5	21
		lisier	2	10
	Truies maternité	Fumier	15	21
		lisier	3	/
	Porcelets post-sevrage	Fumier	2,5	21
		lisier	0,5	8,80
	Porcs engraissement : lactoserum	Fumier	9,5	21
		lisier	1,5	6
	Verrat	Fumier	7,5	21
		lisier	1,5	/
Caillebotis intégral	Truies gestantes	lisier	15	10
	Truies maternité	lisier	20	
	Porcelets post-sevrage	lisier	3,5	
	Porcs engraissement : lactoserum	lisier	12	
	Verrat	lisier	10	
Volailles et lapins				
Sans litière	Poules pondeuses	lisier	0,14	25,8
	Poulets de chair		0,07	33
	Dindes		0,25	44
	Canards		0,15	39
	Lapins		0,25	26
Avec litière	Poulets de chair		0,1	58
	Dindes	Fumier	0,3	54
	Canards		0,25	

Tableau 13 : Pourcentage des fractions azotées dans différents engrais de ferme issus d'élevages bovins, porcins ou avicoles d'après Bodet et al. (2001)

Type de produits	% Azote minéral	% Azote organique minéralisé dans l'année	Azote organique minéralisé les années suivantes
Fientes de volailles	70	20	10
Fumiers de volailles	70	20	10
Lisiers de porcs	60	20	20
Lisiers de bovins	40	30	30
Composts de fumiers de volailles	30	20	50
Fumiers de bovins et de porcs	10	30	60
Composts de fumier de bovins et d'ovins	/	20	80

Annexe 3 :
Températures moyennes en France et
températures conseillées en bâtiment
d'élevage

Températures moyennes de différentes villes de France et sur l'ensemble du territoire

Ville française	Mois de l'année												Moyenne sur l'année
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	
Agen	5	6,2	8,8	11,2	14,8	18	20,3	19,9	17,7	13,4	8,2	5,7	12,4
Besançon	1,5	3,2	6,4	9,4	13,4	16,6	18,5	18	15,6	10,9	5,6	2,3	10,1
Brest	6,1	6,2	7,5	8,9	11,5	14,1	15,8	16,1	14,8	12,3	8,8	7,3	10,6
Chartres	2,9	3,9	6,5	9,2	12,7	15,7	17,8	17,5	15,3	11,1	6,3	3,9	10,2
Nancy	1,1	2,5	5,5	8,8	12,7	16	17,8	17,3	14,7	10,1	5,1	2,2	9,5
Nîmes	6,2	7,4	10	12,8	16,6	20,4	23,3	22,6	19,7	15	9,8	6,9	14,2
St-Quentin	2,2	3,2	5,9	8,7	12,4	15,3	17	17	14,7	10,7	5,9	3,3	9,7
Colmar	1,5	3	6,5	10,4	14,9	18,2	20,1	19,3	15,9	10,6	5,4	2,5	10,7
Températures moyennes	3,3	4,5	7,1	9,9	13,6	16,8	18,8	18,5	16,1	11,7	6,9	4,3	10,9

Source : Atlas de la France Verte

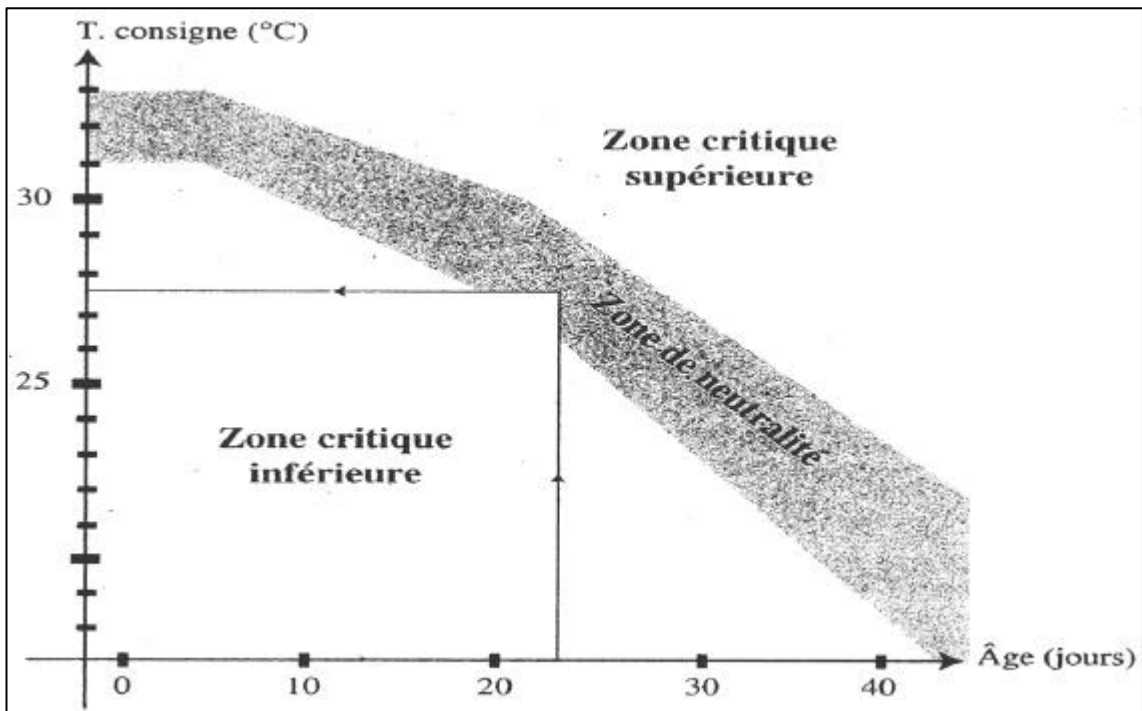
Température dans les bâtiments d'élevage

1. Système porcin : température minimale recommandée

Bâtiments d'élevage : type de sol	Caillebotis intégral	Gisoir isolé	Paille
Maternité	22°C	19°C	16°C
Post-sevrage :			
Entrée d'animaux	27°C	24°C	20°C
Sortie d'animaux	24°C	19°C	15°C
Engraissement	22°C	19°C	15°C
Verraterie-gestation	20°C	17°C	13°C

Source : Mémento de l'Éleveur de Porc (ITP, 2000)

2. Système volaille : température conseillée suivant l'âge et la sensibilité des volailles



Source : (Bochu and Meiffren 1998)

3. Ruminants

Pas de température particulière : proche de celle de l'extérieure.

Annexe 4 :
Excrétion d'azote des vaches laitières

Annexe 5 :
Azote fourni par les résidus de culture

Quantités d'azote libérées par les résidus de récolte (N_{mr}) de
différentes cultures avant hiver
d'après Bockstaller and Girardin (2002)

Cultures	Remarques sur la gestion des résidus	N_{mr} (kgN / ha) ^a
Betterave	fannes enfouies avant 1/10	+ 20
"	enfouies après 1/10	+10
"	exportées	0
Céréales à paille	pailles enfouies	- 20 ^a
"	exportées, mulch	0
"	brûlées	+ 40
	Si repousses favorisées	- 20
Colza	pailles enfouies	+ 10
"	si repousses favorisées	-25
Jachère semée ou spontanée	enfouie avant 1/09	+ 50
	après 1/09	+ 30
Luzerne	enfouie avant 1/09	+ 50 ^b
"	après 1/09	+ 30
Maïs	enfouie avant 1/10	-10
	enfouies après 1/10	0
Pois protéagineux	enfouie	+ 20 ^c
	Mulch	+ 20 ^c
Pomme de terre et légumes	fannes enfouies avant 1/09	+ 50
"	enfouies après 1/09	+ 30
"	enfouies après 1/10	+ 10
Prairie	enfouie avant 1/09	+ 200 ^d
	après 1/09	+ 150
	enfouies après 1/10	+ 100
Soja	résidus enfouis avant 1/9	+ 50
"	enfouis avant 1/10	+ 30
"	enfouis après 1/10	0
"	exportés	0
Tournesol	enfouie avant 1/10	-10
	enfouies après 1/10	0

^a En fait les valeurs portent sur la minéralisation des résidus de culture avant hiver et non sur les fournitures d'azote l'année suivante comme dans AZOBIL (Mr), (Taureau 1996). Ces valeurs sont inspirées de (Lafleuriel 1988). Nous avons modulé les valeurs en fonction du mode de gestion des résidus et notamment de la date d'enfouissement (Machet 1989).

^b d'après (Muller, 1993)

^c d'après Laurent (1998)

^d d'après Machet (1989)

Annexe 6 :
Surfaces standard par catégories d'animaux
et mode de logement (conventionnel et
agriculture biologique)

Surface de référence pour les aires de vie des animaux d'après Tillie et al. 1996)

Vaches laitières

Type d'animal	Aires paillée '100%'		Aire de couchage paillée + aire d'exercice bétonnée		Couchage en pente paillée + aire d'exercice bétonnée		Logettes		Surface aire d'exercice (m ²)	Distance barre au garrot seuil (cm)
	Surface aire paillée (m ²)	Surface stalle bétonnée facultative (m ²)	Surface aire paillée (m ²)	Surface aire bétonnée (m ²)	Surface gisoir pente paillée	Surface aire bétonnée (m ²)	Long. Totale (cm)	Larg. (cm)		
Petites tailles	8	0,5-1,5	4,5-5	2,5	4,5-5	2,5	230-235	115-120	4	170-175
Grandes tailles	10	0,5(1,5	5,5-6	3	5,5-6	3	235-240	120	4,5	175-185

Vaches allaitantes

Type d'animal	Aires paillée '100%'			Aire de couchage paillée + aire d'exercice bétonnée			Logettes					
	Surface aire paillée (m ²)			Surface stalle bétonnée (m ²)	Surface aire paillée (m ²)			Surface stalle bétonnée (m ²)	Long. Totale (cm)	Larg. (cm)	Surface aire d'exercice (m ²)	Distance barre au garrot seuil (cm)
	Vache	Veau	Total		Vache	Veau	Total					
Petites tailles	9	1-1,5	10-10,5	0-1,3	5-6	1-2	6,8	3,5	235-240	120	4,5	175-185
Grandes tailles	8	1-1,5	9-9,5	0-1,3	4,5-5	1-2	5,5-7	3	230-235	115-120	4	170-175

Génisses

Age (mois)	Aires paillée '100%'		Aire de couchage paillée + aire d'exercice bétonnée		Couchage en pente paillée + aire d'exercice bétonnée			Logettes		
	Surface aire paillée (m ²)	Surface stalle bétonnée facultative (m ²)	Surface aire paillée (m ²)	Surface aire bétonnée (m ²)	Surface gisoir pente paillée	Surface aire bétonnée (m ²)	Long. Totale (cm)	Larg. (cm)	Surface aire d'exercice (m ²)	Distance barre au garrot seuil (cm)
Sevrage 6 mois	2-3	0-0,5	2-2,5	0,8-1	–	–	–	–	–	–
6-12 mois	3-3,5	0-0,7	2,5-3	1-1,2	2	1-1,2	210	80-85	2	140-150
12-18 mois	3,5-4	0-0,8	3-3,5	1,4-1,5	2,5	1,2-1,5	210	90-100	3	150-160
18-24 mois	4-5	0,1-1	4-4,5	1,5-2	3	1,5-2	210	105-110	3,5	160-170
24 vêlage	5-7	0,1-1,3	4,5-5	2-2,5	4	2-2,5	220-230	115-120	4	170-180

Veaux et bovins à l'engrais

Poids de sortie (kg)	Aires paillée '100%'		Aire de couchage paillée + aire d'exercice bétonnée		Couchage en pente paillée + aire d'exercice bétonnée		Caillebotis intégral
	Surface aire paillée (m ²)	Surface stalle bétonnée facultative (m ²)	Surface aire paillée (m ²)	Surface aire bétonnée (m ²)	Surface gisoir pente paillée	Surface aire bétonnée (m ²)	
50	1,5-2	0	-	-	-	-	0,7
150	2-3	0-0,5	2-2,5	0,8-1,2	2	0,8-1,2	1,6
350	3-3,5	0-0,7	2,5-3,0	1,2-1,5	2,5	1,2-1,5	2,5
550	4-4,5	0-1	3,5	1,5-1,8	3	1,5-1,8	3
650	5-5,5	0-1,1	4	1,8-2	3,5	1,8-2	

Porcins (post sevrage et engraissement)

Type de sol (surface en m ²) Poids de sortie en kg	Litières accumulées et biomâtrisées	Caillebotis partiel bâtiment fermé		Caillebotis total	Niches ^(a)
		Surface totale	Surface de gisoir		
20	0,4-0,45	0,27-0,3	0,2	0,22-0,25	0,18
25	0,47-0,52	0,32-0,35	0,23	0,26-0,28	0,22
30	0,55-0,6	0,35-0,38	0,27	0,28-0,32	0,25
35	0,6-0,65	0,4-0,42	0,3	0,32-0,35	0,27
60	0,85-0,95	0,57-0,6	0,39	0,47-0,5	0,40
105	1,2-1,3	0,8-0,85	0,6	0,65-0,7	0,55

(a) : niche en / porc engraissement avec litière accumulée, la surface de la niche pourra se situer vers 0,35-0,40 m² (phase de démarrage des fermentations dans la litière)

Porcins : verraterie gestantes

	Caillebotis total pas de réfectoire ni de réfectoire dortoir	Caillebotis total ou partiel avec réfectoire dortoir	Caillebotis partiel ou aire raclée avec gisoir et réfectoire	Litière accumulée	Gisoir ou niche caillebotis partiel aire raclée
Surface par animal	2-2,2	3-3,5	3,2-3,5	3-3,5	1

Volailles

Surface minimale / poule : 450 cm² (sauf changement de la réglementation)

Densité usuelle poulets : 20 poulets / m²

Données de l'agriculture biologique (Cahier des charges Elevage : REPAB, 1998)

Logement	Porcins	Poulettes	Poules pondeuses	Volailles chair	Lapins	Bovin lait	Bovin viande	Veaux de boucherie	Ovin viande	Ovin caprin lait
Taille Bâtiment maximum	Caillebotis interdit	500 m ²	450-460m ²	200 m ²	Litière obligatoire	S repos : 6 m ² / UGB S exercice : 4 m ² /UGB	S repos : 8m ² / Mère+veau 4,5 m ² / génisses > 500 kg S exercice : 7 m ² / mère + veau 2 m ² / génisses > 500 kg	1,5 m ² / veau minimum	1,2 m ² / brebis 0,25 m ² / agneau	1,2 m ² / brebis 1,5 m ² / chèvre
Densité maximum	1,2 m ² / porc (100 kg0,8 m ² /porc (65 kg)	10 / m ²	7-10 / m ²	10/m ²						
Surface de parcours mini/animal	40 porcs ou 8 truies / ha / an ou 200 porcelets / ha / an	3 m ²	3 m ²	2,5 m ²						
Effectif maximum:										
Par bande		5000	4500							
Par élevage		10000	9000	2 * 800 m ²						

Annexe 7 :
Teneur en lignine des différents matériaux

Matière première	Taux de lignine en % (produit brut)
Paille d'orge	11
Paille de seigle	5
Tourteau de colza	3,7
Paille de blé	10-14
Paille d'avoine	14
Fanes de pois	9
Fumier de volailles	3,4
Bois de résineux	28
Bois de feuillus	10-25
Tonte de gazon	5
Fumier de bovin pailleux	8%
ensilage de maïs	4
Fumier de porc	2,2%
Déchets de tomates	11%
Foin	10
Déchets fruits	5

Source : d'après Rynk et al (1992)

Tableau 1 : Teneur en lignine de différents matériaux

Annexe 8 :
Rapport C/N et Taux de matière sèche de
différents matériaux

Matière première	Matière sèche	C/N	Matière première	Matière sèche	C/N
Farines d'os	94%	4,2	<i>Végétaux</i>		
Farine de plumes	94%	4,8	Pailles (en général)	73 à 96 %	48 à 150
Farine de poisson	92 à 98%	?	Paille de blé		80
Farine de sang	95%	4,75	Paille d'avoine		60
Poudre de sang		3	Paille d'avoine		48 - 98
<i>Volailles</i>			Paille d'orge		100
Fumier de volailles		10 à 15	Paille de seigle		60
Fientes de volailles : poulets de chair	58%	11	Paille de colza		50
Litière de poulets (une moyenne assez large)	63%	14	Fanes de pois		40
Litière de poulets avec glume de riz		10,5	Fanes de féveroles		45
Litière de poulets avec copeaux		12,4	Compost de broussaille		25
Pondeuse	31%	16	Ecorces de résineux		150 à 180
Pondeuse (2)	20%	9,9	Ecorces de feuillus		90 à 130
Litière de dinde	74%	16	Engrais verts et Gazons		10 à 20
Litière de dinde avec copeaux		9,6	Tonte de gazon	18%	9 à 25
<i>Fumiers</i>			Débris végétaux sans légumineuses		10 à 15
Fumier de bovin pailleux		20 à 30	Feuilles	62%	40 à 80
Fumier VL de stabu libre	17,00%	13	Sciures	61%	200 à 750
Fumier de VL de stabu entravée	21,00%	18	Sciures de peuplier		90
Fumier de cheval	54%	30	Sciures de hêtre		100
Fumier de cheval bis	28%	30	Sciures de sapin		230
Fumier de cheval de course	37%	41	Tourbes		50 à 150
Fumier de mouton	30%	23	ensilage de maïs	32 à 35 %	38 à 43
Fumier de truies	20,00%	14	<i>Autres</i>		
<i>Lisier</i>			Pommes	12%	48
Lisier de porcs engraissement - Alimentation farine (!)	8%	8	coque de noix de coco	92%	22
<i>Déchets fruits</i>			Foin	90 à 92 %	15 à 32
Déchets de tomates	38%	11	Foin de légumineuses		15 à 19
Produits de légumes	13%	19	Foin autre		32
déchets de légumes		2,5 à 4	Algues		17
Boues liées aux pommes	41%	7	Rognures d'arbustes	85%	53
Marc de pommes	40%	13	Rognures d'arbres	30%	16

Source : d'après Rynk et al(1992)

Annexe 9 :
Scénarios d'expertise et variables retenues
pour le calcul de l'indicateur NH₃

1. Scénarios à évaluer envoyés aux experts (en anglais)

Expert assessment of the management of animal wastes on NH₃ emission at a farm scale level.

We estimate a 'potential' risk of NH₃'s emission on a breeding farm scale. So, we do not take into account climatic conditions, considering that the farmer, for example, can not foresee a punctual rain and temperature conditions too. Only the farmer's choices regarding the management of technical practices are assessed face to face by their impacts on NH₃'s emission.

The scenarios are essentially judged by comparing each one regarding the others without considering the order of height (Cf. Grid of example)

Filling in of the grid :

An example of the filling of the decision tree is given to help you assess the scenarios.

A decision rule is read like this: " If manure with straw is produced in the animal building, and if, the manure was taken out and stored in heap without treatment, and if, the manure is spread in surface then the risk of losses in global NH₃ is of ? ".

The results are between 0, scenario the most pollutant, and 10, the non pollutant one. Between the two marks, you have to compare and classify the different scenarios (rules of decision).

If the scenarios are not technically practicable, they are not considered (a cross in the grid) or if two scenarios are not distinct enough, they take the same classification. It is also possible to estimate on one hand the rules of decision regarding the solid systems, and on the other hand, those regarding the liquid systems, according to the available knowledge.

Example of filling in of the grid

Decision Tree																				
If Animal housing	Straw litter system of housing. With low straw content, added every week.					Straw litter system of housing. With high straw content, added everyday.					Slatted floor housing				Slatted floor housing, with floor washed in water everyday.					
	And if Animal wastes storage	Storage : heap on the field		Compos-ting I (1)		Compos-ting T (2)		Storage : heap on the field		Compos-ting I (1)		Compos-ting T (2)		Storage : tank		Storage : covered tank		Storage : tank		Storage : covered tank
And if Spreading		Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface
	Then Comparison of the different decision rules : marks from 0 to 10.	0			0				10				X	0						

No difference between both scenarios regarding NH3 emissions.

Practicable ?

- (1) : I = Composting with high number of turnings, short composting period (< or = 4 months)
- (2) : T = Traditional composting with maximum 2 to 3 turnings, composting period between 4 to 6 months.

Grid to fill in

Decision Tree																				
If Animal housing	Straw litter system of housing. With low straw content, added every week.					Straw litter system of housing. With high straw content, added everyday.					Slatted floor housing				Slatted floor housing, with floor washed in water everyday.					
And if Animal wastes storage	Storage : heap on the field		Compos-ting I (1)		Compos-ting T (2)		Storage : heap on the field		Compos-ting I (1)		Compos-ting T (2)		Storage : tank		Storage : covered tank		Storage : tank		Storage : covered tank	
And if Spreading	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried	Surface	Buried
Then Comparison of the different decision rules : marks from 0 to 10.																				

(1) : I = Composting with high number of turnings, short composting period (< or = 4 months)

(2) : T = Traditional composting with maximum 2 to 3 turnings, composting period between 4 to 6 months.

2. Variables retenues pour la calcul des indicateurs NH₃

Vaches laitières – système traditionnel			
Variables	Système peu pailleux	Système très pailleux	Système liquide
<i>Bâtiments d'élevage</i>			
Surfaces / animal	7,5 m ²	7,5 m ²	
Litière	100% paillé	100 % paillé	
Temps passé / j	180	180	
Quantités de litières	6 kg / j / VL	10 kg / j / VL	
Fréquences d'apport de l'agent structurant	1 fois / semaine	1 fois / jour	
Sol dur			Aire d'exercice
Surface / animal			4,5 m ²
Temps passé / j			180 (½ j / j)
Caillebotis			Aire de repos
Surface			3 m ²
Lavage			Si oui 50 % de pertes en moins
<i>Stockage</i>			
Solide	Tas ou compostage	Tas ou compostage	
Compostage	Traditionnel : 2 Intensif : 7	Traditionnel : 2 Intensif : 7	
Liquide			Fosse extérieure
Couverture fosse			Si oui: 80 % de réduction d'émission
<i>Epandage en automne ou printemps</i>			
Enfoui	Si enfoui: dans les de 24 heures	Si enfoui: dans les 24 heures	Injection

Annexe 10 :
Prise de données des informations
nécessaires au calcul des indicateurs auprès
des exploitants

Prise de données pour l'élevage

Elevage

Nom de l'exploitant :

Adresse :

SAU totale :

	Atelier 1	Atelier 2	Atelier 3	Atelier 4	Atelier 5	Atelier 6	Atelier 7
Nombre d'animaux : Espèce, race et catégorie et poids							
Niveau de production : lait, laine, gain de poids/j							
Mise bas (nombre/an)							
Alimentation							
% E et type							
% F et type							
% H et type							
% C et type							
% protéines brutes							

Calendrier Pâturage (Cf. Calendrier chambres d'agricultures)

Les bâtiments



Plan des
bâtiments et
numérotation

Bâtiments solides

	Atelier 1	Atelier 2	Atelier 3	Atelier 4	Atelier 5	Atelier 6	Atelier 7
Bâtiment n°							
Type de bâtiment							
Solide							
Surface litière							
Type de litière							
Quantité litière							
Densité animaux litière							
Temps passé sur litière / jour							
Renouvellement litière							
Surface raclage							
Densité animaux raclage							
Temps passé sur raclage / jour							

Bâtiments liquides

	Atelier 1	Atelier 2	Atelier 3	Atelier 4	Atelier 5	Atelier 6	Atelier 7
Bâtiment n°							
Type de bâtiment							
Liquide							
Surface caillebotis							
Densité animaux caillebotis							
Temps passé sur caillebotis / j							
Surface raclage							
Densité animaux raclage							
Temps passé sur raclage / j							
Lavage							

Bâtiments Volailles

	Atelier 1	Atelier 2	Atelier 3	Atelier 4	Atelier 5	Atelier 6	Atelier 7
Bâtiment n°							
Type de bâtiment							
Volaille							
Surface sol ou type bâtiment							
Densité animaux							
Temps passé sur sol / j							
Sortie des déjections							

Management du stockage : une fiche / stockage

	Atelier 1	Atelier 2	Atelier 3	Atelier 4	Atelier 5	Atelier 6	Atelier 7
Stockage n°X							
Liquide							
Nature							
Surface de la fosse							
Couverture							
Traitement							
Durée							
Solide							
Tas (tonnage)							
Nature							
Ajout d'eau (litre)							
Fréquence et nombre de retournement							
Durée							

Epandage : exemple de la fiche prairie (données nécessaires au calcul de l'indicateur NH₃ mais aussi NO₃⁻)

Calendrier de pâturage sur l'année pour toutes les prairies

Prairies : exemple d'une fiche pour une parcelle

Parcelle :	
Climat	
Pluies moyennes	
Pluies années n	
Température moyenne	
Température année n	
Données sol	
Type	
Drainage	
Organique	
pH	
Calcaire	
Composition prairie	
Luzerne/TV	
autre	
Taux de TB printemps	
Rendement	
Age des prairies	
Précédent	
Premier cycle	
Mode d'exploitation	
Nature	
Date début	
Date fin	
Rendement	
Catégorie d'animal (nombre)	

Deuxième cycle	
Mode d'exploitation	
Nature	
Date début	
Date fin	
Rendement	
Catégorie d'animal	
Troisième cycle	
Nature	
Date début	
Date fin	
Rendement	
Catégorie d'animal	
Fertilisation azotée	
<i>apport</i>	
<i>1sept-31mars</i>	
Quantité (tMF)	
Mode d'apport	
<i>apport</i>	
<i>1avril-31août</i>	
Quantité (tMF)	
Mode d'apport	
Historique	
n-5	
n-4	
n-3	
n-2	
n-1	
Compléments azotés	
nature	
Quantités	
Lieu d'apport	
Ajustement de la dose	

Récapitulatifs des renseignements demandés pour les prairies

Mode d'exploitation	Fauche	Concentré (nature)	Avoine
	Pâture		Blé dur
	Mixte		Blé tendre
Foin (nature)	ensilage		Féverole hiver
	foin précoce		Féverole printemps
	foin tardif		Haricots
	foin de repousse		Lupin printemps
Catégorie d'animal	Bovins de moins de 0 à 1 an		Maïs grain
	Bovins de 1 à 2 ans conduite précoce		Méteil
	Bovins de 1 à 2 ans conduite traditionnelle		Orge
	Taurillons 1 à 2 ans		Pois
	Bovins de 2 à 3 ans		Sarrasin
	Vache allaitante		Seigle
	Vache laitière		Sorgho
Vache tarie	Tourteau colza		
			Tourteau lin
			Tourteau pépin de raisin
			Tourteau Soja 44
			Tourteau Soja 46
			Tourteau Soja 48
		Tourteau tournesol	
		Triticale	

Pour les grandes cultures (Cf. Prise de données Bockstaller (2002)).