



HAL
open science

Eléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France

Claire Oudot, Bertrand Pain, José Martinez

► **To cite this version:**

Claire Oudot, Bertrand Pain, José Martinez. Eléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France. Cemagref Editions, pp.1-308, 2003, Etudes du Cemagref, série Equipements pour l'eau et l'environnement, n° 27, 2-85362-617-2. hal-02583006

HAL Id: hal-02583006

<https://hal.inrae.fr/hal-02583006v1>

Submitted on 3 Aug 2023

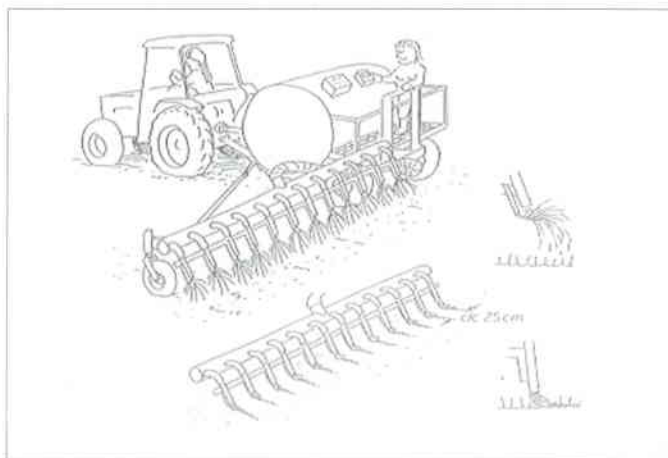
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

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.

PUB00013904

Éléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France

Claire OUDOT, Brian PAIN, José MARTINEZ



Éléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France

Claire OUDOT¹, Brian PAIN², José MARTINEZ¹

**¹Cemagref - Groupement de Rennes
Unité de Recherche « Gestion des effluents d'élevage
et des déchets municipaux »
17, avenue de Cucillé. CS 64427
35044 - RENNES Cedex
Tél : 02 23 48 21 21. Fax : 02 23 48 21 15
Email : jose.martinez@cemagref.fr**

**²Lamorna, The Square, Sandford, Crediton,
Devon. EX 17 4 LN, UK
Email : brian.pain@ukgateway.net**



9 782853 626170

ISBN 2-85362-617-2

Prix : 29,50 €

Eléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France. *Claire Oudot, Brian Pain, José Martinez.*—
©Cemagref Éditions 2003, tous droits réservés – 1^{ère} édition. ISBN 2-85362-617-2 ; ISSN 1258-276X. Dépôt légal 2^{ème} trimestre 2003. Collection *Études du Cemagref*, série *Équipements pour l'eau et l'environnement*, n° 26, dirigée par François Lacroix, chef du département. Impression et façonnage : ateliers Cemagref, BP 44, 92163 Antony cedex – Vente par correspondance : PUBLI-TRANS ZI Marinière 2, rue Désir Prévost, 91080 Bondoufle; tél.: 01 69 10 85 85. Diffusion aux libraires TEC et DOC, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan, cedex; tél.: 01 47 40 67 00.

Le Cemagref, institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, est un établissement public sous la tutelle des ministères chargés de la Recherche et de l'Agriculture.

Ses équipes conçoivent des méthodes et des outils pour l'action publique en faveur de l'agriculture et de l'environnement. Leur maîtrise des sciences et techniques de l'ingénieur contribue à la mutation des activités liées à l'agriculture, à l'agro-alimentaire et à l'environnement.

La recherche du Cemagref concerne les **eaux continentales**, ainsi que les **milieux terrestres** et plus particulièrement leur occupation par **l'agriculture** et la **forêt**. Elle a pour objectif d'élaborer des méthodes et des outils d'une part de **gestion intégrée** des milieux, d'autre part de conception et d'exploitation **d'équipements**.

Les équipes, qui rassemblent un millier de personnes réparties sur le territoire national, sont organisées en quatre départements scientifiques :

- Gestion des milieux aquatiques
- Equipements pour l'eau et l'environnement
- Gestion des territoires
- Equipements agricoles et alimentaires

Les recherches du département Equipements pour l'eau et l'environnement s'orientent vers :

- l'ingénierie et la prévention des risques naturels en montagne,
- l'ingénierie et la sécurité des barrages et des ouvrages hydrauliques,
- la maîtrise et la gestion des déchets,
- les techniques et la gestion de l'irrigation et du drainage,
- les techniques et la gestion d'équipements publics pour l'eau et les déchets,
- l'ingénierie des interactions eau-matériaux-ouvrages.

Résumé

Ce rapport aborde tout d'abord brièvement les sources d'émissions d'ammoniac et leur impact sur l'environnement, sur le cycle et l'utilisation de l'azote dans les sols ainsi que sur la santé humaine et animale. Il synthétise les travaux de recherche réalisés pour développer et évaluer des techniques de réduction des émissions d'ammoniac, afin d'identifier celles ayant un rapport efficacité/coût le plus élevé possible tout en étant largement applicables. Les Etats Membres de l'Union Européenne sont signataires d'accords internationaux visant à limiter les émissions d'ammoniac. Le rapport met en avant les politiques actuelles pour résoudre ce problème, menées par cinq pays (les Pays-Bas, le Danemark, le Royaume-Uni, la Suède et l'Allemagne). Jusqu'à présent, il n'y a pas de politique formalisée visant spécifiquement une réduction des émissions d'ammoniac en France ; des options sont donc considérées dans ce rapport en utilisant notamment le modèle MARACCAS (Model for the Assessment of Regional Ammonia Cost Curves for Abatement Strategies).

La majorité de l'ammoniac émis dans l'atmosphère provient de l'urée excrétée par les animaux d'élevage. Il est clairement reconnu que les déjections produites par les animaux dans les bâtiments d'élevage sont la principale source d'émission d'ammoniac, mais des émissions moins importantes peuvent aussi être issues des pâturages, de l'utilisation d'engrais et de diverses sources non-agricoles telles que les animaux sauvages, les eaux usées, etc... Une fois émis, le gaz ammoniac peut se déposer aux alentours de la source d'émission ou, après réaction avec des composés acides présents dans l'atmosphère, être transporté sur de longues distances au-delà des frontières nationales avant de se déposer sur la terre ou sur les eaux de surface sous forme d'ammonium. Les dépôts peuvent avoir des impacts néfastes sur les écosystèmes naturels et semi-naturels par phytotoxicité directe, enrichissement en azote (eutrophisation) ou acidification des sols. Ces processus peuvent, non seulement affecter la croissance d'espèces de plantes désirables, mais aussi altérer la biodiversité des écosystèmes sensibles qui nécessitent d'être conservés. Pour toutes ces raisons, les pays ont accepté les limites (ou plafonds) nationales d'émissions d'ammoniac à atteindre d'ici 2010, imposées par la signature du Protocole UN/ECE de Göteborg et de la Directive Européenne sur les Plafonds d'Emissions Nationaux. La

réduction des émissions issues d'exploitations porcines et avicoles importantes pourra aussi être nécessaire au titre de la Directive Européenne sur la Réduction et la Prévention Intégrées de la Pollution (IPPC).

Les émissions d'ammoniac peuvent être réduites en introduisant des mesures techniques au sein des exploitations d'élevage. Bien que la plupart de ces techniques fonctionnent expérimentalement, peu d'entre elles se sont avérées d'un rapport efficacité/coût élevé, pratiques et largement applicables à l'échelle de la ferme. Ces techniques comprennent des stratégies alimentaires pour réduire l'azote contenu dans les déjections animales (et donc le potentiel d'émission d'ammoniac), de nouvelles configurations des bâtiments d'élevage, et, élément le plus important, des méthodes pour réduire les émissions issues du stockage et de l'épandage des déjections. Limiter l'utilisation d'engrais à base d'urée est une autre option possible. Les politiques nationales sur la réduction des émissions d'ammoniac varient d'un pays à l'autre, dépendant de l'ampleur de la réduction fixée par les accords internationaux et des risques de dommages sur des écosystèmes nationaux fragiles. Aux Pays-Bas, par exemple, la loi impose aux éleveurs de couvrir les fosses de stockage des déjections et d'utiliser des techniques "faiblement émettrices" lors de l'épandage du lisier. Il existe aussi des règles sur la configuration des bâtiments d'élevages et sur la gestion de l'azote sur les exploitations. Au Danemark et en Suède, des mesures ont été mises en place dans certaines régions. La politique de réduction des émissions en Allemagne n'en est encore qu'à ses prémices bien que la réduction imposée par les accords internationaux soit considérable. Même si une prise de conscience du problème ammoniac existe au Royaume-Uni, la législation actuelle est purement volontaire et est appuyée par les Codes de Bonne Pratique Agricole. Les objectifs de réduction fixés pourront peut-être être atteints sans avoir recours à une action supplémentaire.

Il est estimé que l'objectif de réduction fixé pour la France (4% de réduction par rapport au niveau d'émission de 1990 à atteindre d'ici 2010) pourra être atteint sans avoir à mettre en place des mesures spécifiques de réduction (il n'est cependant pas exclu que des objectifs plus ambitieux soient fixés à l'occasion de nouvelles négociations). Le modèle MARACCAS évalue les émissions françaises actuelles d'ammoniac d'origine agricole à 548,5 kt $\text{NH}_3\text{-N}$, comparativement au niveau calculé par le CITEPA en 2000 s'élevant à 584,9 kt. Des

émissions calculées par le modèle, 31% proviendraient des vaches laitières, 27% des autres bovins, 10% des porcs, 15% des volailles, 2% des caprins et ovins et 15% de l'utilisation d'engrais azotés. Le modèle a été utilisé pour évaluer les réductions des émissions d'ammoniac et les coûts associés, qui pourraient être atteints en employant des techniques de réduction dans les bâtiments d'élevage, au stockage et à l'épandage pour chaque catégorie d'animaux. Ceci montre, par exemple, que la couverture des fosses de stockage des déjections et l'utilisation de techniques d'épandage faiblement émettrices pourraient réduire les émissions issues de porcs à l'engraissement de 37 kt $\text{NH}_3\text{-N}$ par an à 29 kt pour un coût de 3,1 Euros par kilogramme d'ammoniac réduit. Les mêmes mesures appliquées aux élevages de vaches laitières donneraient une réduction de 167 kt $\text{NH}_3\text{-N}$ à 140 kt $\text{NH}_3\text{-N}$ pour un coût de 4,1 Euros/kg. Les mesures de réduction applicables aux élevages avicoles sont très onéreuses. Le modèle a aussi été utilisé pour déterminer les effets et les coûts de différentes stratégies de réduction pour la France. Employer les techniques ayant le rapport efficacité/coût le plus élevé pour toutes les catégories d'animaux et pour les engrais réduirait ainsi le total des émissions nationales de 15,5% pour un coût d'environ 433,8 millions d'Euros. Utiliser les techniques "faiblement émettrices" pour les élevages bovins et porcins seulement et remplacer les engrais à base d'urée pourrait être une alternative, réduisant le total des émissions nationales de 13,8% pour un coût d'environ 139 millions d'Euros.

Bien qu'il ne soit peut-être pas nécessaire de prendre immédiatement des mesures pour réduire les émissions nationales d'ammoniac en France, il est important de mieux connaître les risques encourus par les écosystèmes sensibles à une échelle nationale et régionale. Les émissions d'ammoniac rendent aussi l'utilisation d'azote dans les exploitations moins efficace. Par ailleurs, une meilleure gestion de l'azote provenant des élevages, pourrait conduire à une réduction de la pollution par un accroissement du recyclage agricole raisonné (sol/plante) de cet élément.

Remerciements

Cette étude a été initiée à la demande du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DERF : Direction de l'Espace Rural et de la Forêt). Nous tenons à remercier particulièrement Guy LANDMANN, Chef du Département de la Santé des Forêts, pour nous l'avoir proposée.

Que soient également remerciés différents collègues du Ministère de l'Agriculture qui ont accompagné et soutenu cette étude : Roger Jumel, Marie-Joseph Guillou (DERF), Gaëlle Régnard (DPEI), ainsi que toutes les personnes ayant contribué à la réalisation de ce rapport.

Sommaire

Introduction générale	13
Chapitre I : Les émissions d'ammoniac en France	15
I.1. Les sources d'ammoniac	15
I.2. Impacts sur l'environnement	16
I.3. Impacts sur le cycle de l'azote et sur son utilisation	17
I.4. Impacts sur la santé humaine et animale	17
I.5. Accords internationaux	18
I.6. Situation actuelle en France	20
Chapitre II : Techniques de réduction des émissions d'ammoniac	23
II.1. Synthèse bibliographique sur les techniques de réduction des émissions d'ammoniac	23
II.2. Recommandations générales et inventaire critique de préconisations techniques	36
Chapitre III : Politique environnementale sur l'ammoniac dans d'autres pays d'Europe	45
III.1. Les Pays-Bas	45
III.2. Le Danemark	57
III.3. Le Royaume-Uni	68
III.4. La Suède	77
III.5. L'Allemagne	79
Chapitre IV : Options de réduction pour la France	83
IV.1. Le modèle MARACCAS	83
IV.1.1. Développement du modèle MARACCAS	83
IV.1.2. Calculs des émissions	84
IV.1.3. Réduction des émissions	86
IV.2. Modélisation MARACCAS pour la France	89
IV.2.1. Estimation des émissions d'ammoniac en France	89
IV.2.2. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac envisageables pour la France	91

Conclusions et recommandations	99
<u>Annexe 1</u> : Eléments bibliographiques détaillés sur les techniques de réduction des émissions d'ammoniac	105
<u>Annexe 2</u> : Résumés <i>in extenso</i> d'articles et de documents sur les méthodes de réduction des émissions d'ammoniac issues de la production animale	129
<u>Annexe 3</u> : Résultats détaillés des simulations obtenues à l'aide du modèle MARACCAS pour les différentes catégories d'animaux	151
Bibliographie	157

Introduction générale

Un intérêt croissant a été porté sur les émissions gazeuses d'ammoniac (NH_3) en Europe ces 10 dernières années car l'ammoniac, après s'être déposé sur les sols ou les eaux de surface, peut causer des dommages à long terme à des écosystèmes naturels et semi-naturels sensibles (Portejoie *et al.*, 2002)^b. Ce gaz pouvant être transporté sur de longues distances, il est un problème à l'échelle nationale et internationale. L'agriculture contribue également à l'émission d'autres gaz polluants tels que le méthane (CH_4) et le protoxyde d'azote (N_2O). L'état des connaissances sur ces derniers étant moins avancé, nous nous sommes limités dans ce rapport à fournir des éléments liés à la maîtrise des émissions d'ammoniac d'origine agricole.

Les Etats Membres de l'UE sont signataires d'accords internationaux fixant des limites d'émission. De plus, quelques pays ont mis en place d'autres mesures afin de mieux protéger les écosystèmes nationaux. Comme il est clairement admis que la majorité des émissions d'ammoniac en Europe provient des activités d'élevage, les politiques nationales et internationales se concentrent sur ce secteur de l'industrie.

L'ammoniac étant un composé azoté, sa volatilisation contribue aussi à une perte d'azote qui pourrait répondre aux besoins en matière fertilisante des prairies ou des cultures arables. L'étendue et la nature des politiques visant à limiter les émissions d'ammoniac varient selon les Etats Membres, dépendant essentiellement des impacts environnementaux provoqués. Par exemple, des mesures sont obligatoires aux Pays-Bas alors qu'au Royaume Uni, où les effets sur l'environnement sont moins sévères ou ne sont pas clairement démontrés, une réduction des émissions d'ammoniac issues des exploitations agricoles est volontaire. Jusqu'à présent, il n'y a pas de politique formelle sur la réduction des émissions d'ammoniac en France. Le but de ce rapport est donc de fournir des éléments :

- i) de connaissance de la problématique ammoniac – agriculture (chapitre I);
- ii) de bibliographie concernant les techniques de réduction des émissions (chapitre II);
- iii) de comparaison de la situation de différents pays européens (chapitre III);
- iv) de simulation et de prospective concernant l'agriculture française (chapitre IV);

Chapitre I : Les émissions d'ammoniac en France

I.1. Les sources d'ammoniac

L'agriculture est de loin la plus importante source d'émission d'ammoniac en Europe, ce gaz provenant des urines et des déjections animales, de quelques engrais azotés et des cultures. L'excès d'azote (sous forme de protéines) dans le régime alimentaire des bovins, moutons, cochons et autres mammifères est excrété dans les urines sous forme d'urée. L'urée est rapidement transformée par l'enzyme uréase présente dans les fèces, le sol, etc. en ammonium à partir duquel le gaz ammoniac est émis par phénomène de volatilisation. Les volailles excrètent de l'acide urique mais celui-ci est rapidement transformé en urée sous conditions humides. Ainsi, les déjections animales, qu'elles soient accumulées sur le sol des bâtiments d'élevage, stockées ou épandues sur les terres, sont les principales sources d'émission d'ammoniac. Les émissions proviennent aussi de l'urine déposée sur les pâturages par les animaux à l'herbage. La volatilisation d'ammoniac se produit à la surface de solutions aqueuses, lorsque le gaz diffuse des concentrations élevées (c'est-à-dire dans les urines ou les déjections) vers des concentrations plus faibles (c'est-à-dire dans l'atmosphère). Ainsi, des surfaces importantes de contact entre les déjections et l'air (dans les bâtiments d'élevage ou suite à l'épandage de déjections par exemple) sont associées à des taux d'émission élevés. Les taux d'émissions associés à l'urine déposée lors du pâturage tendent à être plus faibles. L'urine s'infiltrant dans le sol plus rapidement qu'un lisier visqueux, la volatilisation cesse. Les déjections présentes dans les bâtiments d'élevage, épandues et dans une moindre mesure stockées sont donc les principales sources agricoles d'émission d'ammoniac. Il n'y a pas de différence significative sur le total des émissions issues de systèmes de gestion de déjections à base de lisier ou de fumier. Parmi tous les animaux d'élevage, les bovins sont les premiers émetteurs d'ammoniac. La plupart des engrais azotés peuvent aussi être une source d'ammoniac, mais le potentiel d'émission est bien plus élevé pour les engrais à base d'urée. Les cultures peuvent aussi émettre de l'ammoniac sous des conditions particulières.

Dans la plupart des pays, l'agriculture est responsable de plus de 80% du total national des émissions d'ammoniac, le reste provenant de nombreuses sources non agricoles telles que les eaux usées, les oiseaux et animaux sauvages, les véhicules, la sueur humaine, les cigarettes etc.

I.2. Impacts sur l'environnement

Une fois émis, le gaz ammoniac peut se déposer aux alentours de la source d'émission (dépôt sec) ou réagir avec des composés acides présents dans la haute atmosphère pour former des aérosols contenant des sels d'ammonium. Ainsi, l'ammonium peut être transporté sur de longues distances dans l'atmosphère avant d'être déposé sur la terre lors de pluies (dépôt humide). Des dommages peuvent être provoqués aux végétations et écosystèmes sensibles selon trois voies :

1. Toxicité directe de l'ammoniac sur la végétation située près d'une importante source d'émission comme les bâtiments d'élevage par exemple.

2. Enrichissement d'azote ou eutrophisation. Les dépôts d'ammoniac peuvent apporter de l'azote aux communautés de plantes qui ont évolué sur des sols pauvres en nutriments telles que les landes, et quelques forêts qui nécessitent souvent d'être conservées. Les espèces natives peuvent alors être "envahies" et remplacées par des plantes d'intérêt moindre telles que de l'herbe, qui poussent beaucoup mieux sur des sols riches en azote.

3. Acidification. Après avoir été déposé sur le sol, l'ammoniac s'oxyde en nitrates par un mécanisme qui libère des protons et augmente l'acidité du sol. Les sols ont une certaine capacité de neutralisation, mais une fois les charges critiques dépassées, l'acidité augmente. La disponibilité d'éléments toxiques pour les plantes (comme l'aluminium par exemple) est alors plus importante, tandis qu'à l'inverse la disponibilité d'éléments essentiels à la croissance des plantes diminue.

Les émissions d'ammoniac se sont produites dès que les animaux ont été domestiqués dans les fermes. Les problèmes environnementaux sont devenus plus importants notamment car les quantités d'azote utilisées sur les exploitations, et donc les émissions d'ammoniac, ont considérablement augmenté ces 50-60 dernières années. De plus, les

dommages causés par les dépôts d'ammoniac n'apparaissent et ne sont détectables que longtemps après. Les initiatives internationales pour diminuer les émissions d'autres polluants atmosphériques contribuant à l'acidification, tels que le dioxyde de soufre issu de l'industrie, ayant été une réussite, les effets de l'ammoniac sont désormais prépondérants.

I.3. Impacts sur le cycle de l'azote et son utilisation.

Seulement près de 20 à 40% de l'azote contenu dans le régime alimentaire sont retenus par les animaux d'élevage ou transformés en produits animaux. Le reste est principalement excrété sous forme d'urée (d'acide urique pour les volailles) aisément transformable en ammonium puis en nitrates dans le sol et facilement assimilable par les cultures en croissance. Les émissions d'ammoniac, se produisant dans les bâtiments d'élevage, lors du stockage ou de l'épandage des déjections, constituent donc des pertes d'azote ammoniacal qui diminuent la valeur fertilisante des déjections. Minimiser les émissions d'ammoniac pour conserver l'azote contenu dans les déjections risque d'augmenter les pertes azotées via d'autres processus du cycle de l'azote. A moins que l'azote conservé ne soit rapidement assimilé par les plantes en croissance, les pertes peuvent avoir lieu au sein du système plante/sol par lessivage de nitrates ou par dénitrification, conduisant à la formation du gaz diazote (N_2) ou de protoxyde d'azote (N_2O) qui est un gaz à effet de serre. Les émissions d'ammoniac et leur réduction doivent donc être considérées dans le contexte global du cycle de l'azote et de l'utilisation des déjections dans les exploitations.

I.4. Impacts sur la santé humaine et animale

Le seuil de perception olfactive de l'ammoniac est très variable – de quelques dixièmes de ppm à plus de 100 ppm – selon la sensibilité olfactive des individus. En France, la valeur limite d'exposition (ou VLE) et la valeur moyenne d'exposition (ou VME) sont respectivement fixées à 50 ppm ou 36 mg/m^3 et 25 ppm ou 18 mg/m^3 . L'exposition prolongée et répétée à l'ammoniac entraîne une tolérance ; l'odeur et les effets irritants du gaz ne sont alors perçus qu'à des concentrations plus élevées qu'initialement. Il est admis que ce gaz, du fait de sa grande

solubilité dans l'eau, est piégé par les sécrétions nasales où sa toxicité se manifeste rapidement. Les effets directs de l'ammoniac sur le tractus respiratoire ne se manifestent la plupart du temps que chez des sujets soumis à des teneurs atmosphériques élevées ; les lésions pulmonaires n'apparaissent qu'au cours de séjours prolongés dans une ambiance riche en ammoniac alors que les irritations nasale et oculaire sont les premiers symptômes observés. Au total, les poumons semblent relativement protégés du fait de l'efficacité des voies aériennes supérieures à piéger une grande partie du toxique inhalé. Néanmoins, ce captage n'est pas absolu. En outre, les poussières ainsi que les particules d'eau peuvent servir de vecteurs pour atteindre la profondeur des voies respiratoires, d'où le danger encouru par les animaux et le personnel dans les bâtiments d'élevage lorsque la concentration du gaz est proche de la VME. Les bronchites chroniques, l'asthme, la fibrose pulmonaire, les affections des voies aériennes supérieures constituent la majorité des maladies respiratoires professionnelles des éleveurs.

L'ammoniac est également incriminé dans la diminution des performances zootechniques des animaux, observée dans certains cas lors d'exposition à des teneurs en NH_3 de 50 ppm et plus. Chez des porcelets, une réduction du gain moyen quotidien a été observée et, même à faible concentration, l'ammoniac semble influencer les performances de reproduction des truies et plus particulièrement l'apparition de la puberté chez les cochettes. L'ammoniac réduirait aussi la résistance des animaux à certaines bactéries en diminuant l'activité antibactérienne des macrophages dans les poumons, ainsi que la résistance à certains parasites.

I.5. Accords internationaux

En commun avec d'autres Etats Membres de l'UE, la France est signataire de trois accords internationaux visant à réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture :

Le Protocole UN/ECE relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique.

Ce protocole de la convention UN/ECE sur le transport de la pollution atmosphérique à longue distance a été signé en 1999 à

Göteborg par les différents ministres de l'environnement et vise à réduire les émissions d'oxydes de soufre et d'azote, de composés organiques volatiles et d'ammoniac. Le Protocole de Göteborg fixe des objectifs de réduction pour chaque polluant à atteindre d'ici 2010 et contient une panoplie de mesures que les pays devraient employer pour réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture lorsqu'elles sont applicables. Ce protocole inclut la publication et la diffusion d'un code national de bonnes pratiques agricoles pour diminuer les émissions d'ammoniac. Un "code cadre" sera produit par l'UN/ECE pour aider à cette démarche. Ce code soulignera les techniques pour réduire les émissions d'ammoniac, incluant des stratégies alimentaires pour les animaux d'élevage, la modification de la configuration et/ou de la gestion des bâtiments d'élevage, la couverture des ouvrages de stockage des déjections, l'utilisation d'épandeurs en bande faiblement émetteurs ou d'injecteurs pour épandre le lisier ou l'incorporation rapide des déjections solides au sol et la gestion appropriée des engrais minéraux azotés.

La Directive Européenne sur les Plafonds d'Emissions Nationaux (Directive NEC)

Cette directive a été signée en 2000 et fixe des objectifs similaires, ou des plafonds, pour les émissions d'ammoniac et d'autres polluants concernés par le Protocole de Göteborg.

La Directive Européenne sur la Réduction et la Prévention Intégrées de la Pollution (IPPC)

Le Conseil de l'Union Européenne a adopté cette directive en 1996 bien qu'elle ne soit pas encore totalement mise en place pour toutes les exploitations nouvelles et existantes. Le but de cette directive est de prévenir, réduire et éliminer la pollution issue de l'industrie à travers la délivrance d'autorisations spécifiant les conditions opératoires, les limites d'émission dans l'air, la terre et l'eau et la déclaration de polluants émis chaque année. Bien que l'agriculture soit largement exclue de cette directive, les exploitations importantes d'élevage porcin (plus de 7500 porcs) et de volailles (plus de 40 000 animaux) sont concernées par cette directive, étant assimilées à des installations industrielles. Les éleveurs devront utiliser les "meilleures techniques disponibles" pour diminuer les émissions d'ammoniac et déclarer les émissions issues de leurs exploitations en se basant sur des Notes de Conseils.

I.6. Situation actuelle en France

Contexte agricole

L'agriculture française recouvre 60% de la superficie totale du pays qui est de 55 millions d'hectares. Les terres arables représentent les deux tiers de la surface agricole utilisée, le tiers restant étant dédié aux cultures industrielles et permanentes (comme les vignes par exemple).

L'élevage français a produit en 2000 20,3 millions de bovins dont 4,2 millions de vaches laitières, 14,9 millions de porcs, 55,7 millions de poules pondeuses, 126,3 millions de poulets de chair et 9,4 millions d'ovins (source AGRESTE 2000). Il est essentiellement concentré en Bretagne et en Pays de la Loire.

Les émissions d'ammoniac émises en France proviennent pour 95% des activités agricoles. L'estimation de ces émissions d'ammoniac en 2000 en fonction du type d'animaux, est donnée dans le tableau 1.

Le diagramme 1 représente la répartition des sources d'ammoniac en France en 2000 (source CITEPA 2001).

Catégorie d'animaux	Population (AGRESTE)	Emissions d'ammoniac (kt NH ₃) (CITEPA)
Vaches laitières	4 193 266	124,83
Autres bovins	16 065 658	239,88
Truies	1 416 061	24,6
Porcs à l'engraissement	8 027 028	37,85
Caprins et ovins	10 618 178	14,95
Poules pondeuses	55 742 180	32,10
Autres volailles	212 419 682	128,3
Total		602,51

Tableau 1. Estimation des émissions d'ammoniac issues des animaux d'élevage en France en 2000
(sources AGRESTE et CITEPA).

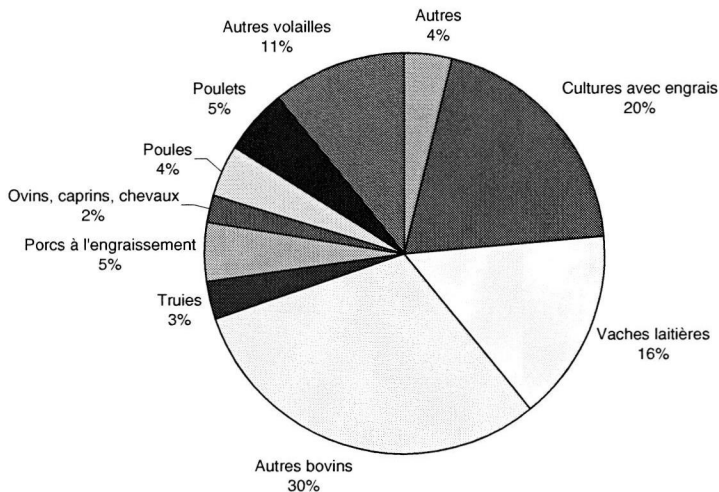


Diagramme 1. Répartition des sources d'ammoniac en France en 2000 (source CITEPA 2001).

Protocole de Göteborg

La France est signataire du protocole de Göteborg, imposant un niveau d'émission de 781 kt d'ammoniac d'ici 2010, soit une réduction de 4% des émissions par rapport au niveau d'émission de 1990 qui était de 814 kt d'ammoniac.

Mesures actuellement mises en place en France.

Jusqu'à présent, il n'existe pas de législation spécifique aux émissions d'ammoniac en France. Cependant, un travail de sensibilisation et d'état des connaissances a déjà été entrepris depuis 4 ou 5 ans, notamment grâce aux travaux initiés dans le cadre du CORPEN (Groupe Composés Azotés).

Chapitre II : Techniques de réduction des émissions d'ammoniac

Ce chapitre détaille les techniques de réduction existantes à travers :

- une analyse bibliographique approfondie;
- des recommandations générales et un inventaire critique de préconisations techniques.

II.1. Synthèse bibliographique sur les techniques de réduction des émissions d'ammoniac

Cette synthèse bibliographique présente les différentes techniques de réduction des émissions d'ammoniac explicitées à travers l'analyse d'une soixantaine d'articles scientifiques. L'ordre de présentation des techniques de réduction suit l'ordre chronologique de gestion des déjections au sein d'une exploitation, des bâtiments d'élevage à l'épandage en passant par le stockage des déjections. Chaque technique de réduction est ensuite détaillée par catégorie d'animaux : bovins, porcins ou volailles.

Ce chapitre est complété par deux annexes : l'annexe 1 présente les principaux résultats de la recherche scientifique sous forme de tableaux, chiffrant le pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac obtenu par rapport à une technique de référence, le coût de la méthode utilisée si possible, la référence bibliographique associée et quelques commentaires sur cette technique de réduction (avantages, inconvénients...); les résumés complets de certaines publications scientifiques sont extraits et compilés dans l'annexe 2.

A. Techniques de réduction au niveau des bâtiments

- 1) Stratégie alimentaire
- 2) Additifs
- 3) Bâtiments (flushing, modification de la configuration du sol, litière, ventilation...)

B. Techniques de réduction au stockage

- 1) Couverture des fosses de stockage, croûtes naturelles
- 2) Acidification (pH≈5)

C. Techniques de réduction à l'épandage

- 1) Optimisation de la dose apportée, de la période
- 2) Matériel d'épandage à faible taux d'émission
- 3) Substitution d'engrais contenant de l'urée

A. Techniques de réduction au niveau des bâtiments

1) Stratégie alimentaire

La concentration en azote contenu dans les déjections varie selon les espèces animales, le régime alimentaire et l'âge. Généralement, les animaux utilisent moins de 30% de l'azote contenu dans leur alimentation, 50 à 80% de l'azote excrété se retrouvant dans les urines et 20 à 50% dans les fèces (McCrary & Hobbs, 2001).

Réduire le surplus de protéines azotées dans l'alimentation animale pourrait réduire la teneur en azote des déjections et ainsi diminuer les émissions d'ammoniac. Cette technique est particulièrement intéressante puisqu'elle agit directement à la source, des mesures de réduction des émissions d'ammoniac au sein des bâtiments d'élevage, au stockage ou à l'épandage pourraient ainsi être évitées.

Pour les élevages bovins, remplacer l'herbage par du maïs ou du foin pourrait être un moyen de réduction efficace. Les émissions d'ammoniac varient linéairement en fonction de la quantité d'azote contenue dans le régime alimentaire : de -0,3 à -0,5 kg N par kilogramme d'azote réduit dans la ration. Un régime triphasé avec ajout d'acides aminés n'est pas approprié aux bovins, du à leur physiologie de digestion (Hartung & Phillips, 1994).

Pour les élevages porcins, un régime triphasé avec ajout d'acides aminés ou une réduction du taux de protéines brut complété par l'ajout d'acides aminés semblent être les voies de réduction les plus prometteuses sans pour autant diminuer les performances zootechniques des animaux. Pour la première méthode, le pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac varie de 20 à plus de 30% (Hartung & Phillips, 1994; Menzi *et al.*, 1997). Pour la deuxième méthode, ce pourcentage varie entre 30 et 60%. Réduire le taux protéique de la ration provoque une diminution de la teneur azotée dans les urines et une réduction du pH des déjections, ce qui explique la diminution de volatilisation de l'ammoniac (cf. figure 1.) (Portejoie *et al.*, 2002^a; Sutton *et al.*, 1997; Misselbrook *et al.*, 1997; Chadwick, 1997; Canh *et al.*, 1998^b; Kay & Lee, 1997).

D'autres voies de réduction sont aussi possibles :

- 1) Augmenter la teneur en fibre de la ration (tourteaux de soja, pulpe de betterave...), ce qui permet un transfert de l'azote des urines vers les fèces..
- 2) Augmenter la teneur en carbone facilement assimilable pour favoriser l'activité microbienne dans les intestins, augmentant alors la concentration en acides gras dans les fèces et les lisiers. La baisse du pH des déjections entraîne alors une diminution des émissions d'ammoniac.
- 3) Remplacer la chaux (CaCO₃) souvent contenue dans les rations par d'autres sels de calcium acidifiants (CaCl₂, CaSO₄, Ca-benzoate...) pour diminuer le pH des déjections (Stevens *et al.*, 1997; Canh *et al.*, 1998^b; Hendriks & Vrielink, 1997).

Sur les élevages avicoles, peu d'études ont été entreprises. Cependant une réduction de 4% du taux protéique de la ration compensé par un ajout d'acides aminés permet une réduction des émissions de 30% (Elwinger & Svensson, 1996).

Réduire les apports azotés dans l'alimentation permettrait non seulement de réduire les émissions d'ammoniac, mais aussi de diminuer le volume de déjection produit, ce qui est un avantage pour le stockage des déjections. Une réduction simultanée des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) est sujette à débat.

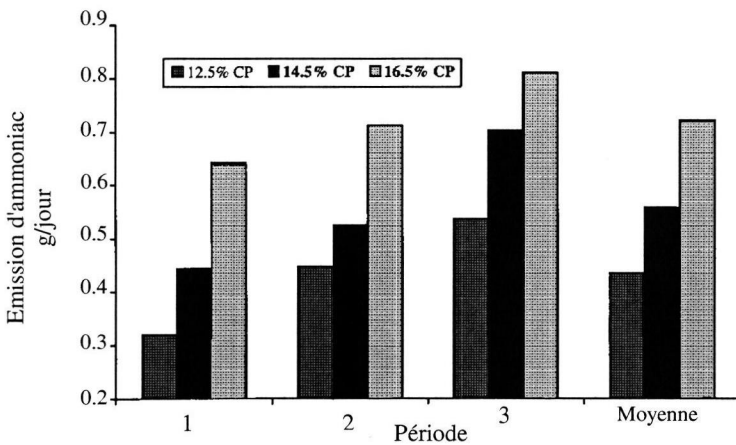


Figure 1. Comparaison en laboratoire des émissions d'ammoniac issues de lisier de porcs nourris avec des régimes en teneurs protéiques brutes différentes : 12,5%, 14,5% et 16,5%. Durée de l'expérience : 9 semaines, nombre de porcs : 18 (Canh, 1998)

2) Additifs

L'ajout d'additifs aux déjections animales dans les bâtiments d'élevage a été le sujet de plusieurs publications. Ceux-ci peuvent diminuer les émissions d'ammoniac en acidifiant les déjections (Berg & Hornig, 1997; Hendriks & Vrieling, 1997; Witter, 1991, Jurgens, 1987), en inhibant l'hydrolyse de l'urée (Varel, 1997), en adsorbant directement les espèces NH_4^+ et NH_3 (Miner, 1984; Booker *et al.*, 1996; Kithome *et al.*, 1999), en favorisant la production microbienne d'acides gras volatils pour abaisser le pH ou bien encore en favorisant l'immobilisation microbienne de l'azote (Subair *et al.*, 1999).

Pour les élevages bovins et porcins, une addition de 10, 40 ou 100 mg/L de phényl phosphorodiamidate (PPDA) une fois par semaine pour empêcher l'hydrolyse de l'urée serait l'une des techniques envisageables les plus efficaces (Varel, 1997). La réduction des émissions d'ammoniac est alors comprise entre 38 et 70% pour les bovins, entre 72 et 92% pour l'élevage porcin.

Subair *et al.*, 1999, a étudié l'amendement de lisier de truie (2,3g $\text{NH}_4\text{-N/ kg}$) à 2,5% ou 5% en masse de lisier frais par des produits de

papeterie broyés tels que des sacs en papier, des filtres en papier, des journaux et des boues de papeterie. L'incubation en laboratoire a duré 56 jours. L'ajout de ces matières carbonées avec une faible teneur azotée a permis une immobilisation microbienne de l'azote, ce qui entraîne une réduction de la volatilisation d'ammoniac. Une grande partie de l'azote reste ainsi sous forme organique, ce qui est un avantage par rapport à l'utilisation de couvertures qui n'empêche pas la volatilisation ultérieure de l'ammoniac. Lorsque l'ajout de matière carbonée augmente de 2,5 à 5%, la volatilisation d'ammoniac est réduite de 29 à 47% par rapport à du lisier sans additif selon le type de produit amendé.

La figure 2 représente la volatilisation cumulée de l'ammoniac issue du lisier de truie en fonction du temps et du type d'additif utilisé. Cette technique est particulièrement intéressante puisqu'elle est peu onéreuse et permet de recycler des sous-produits de l'industrie du papier.

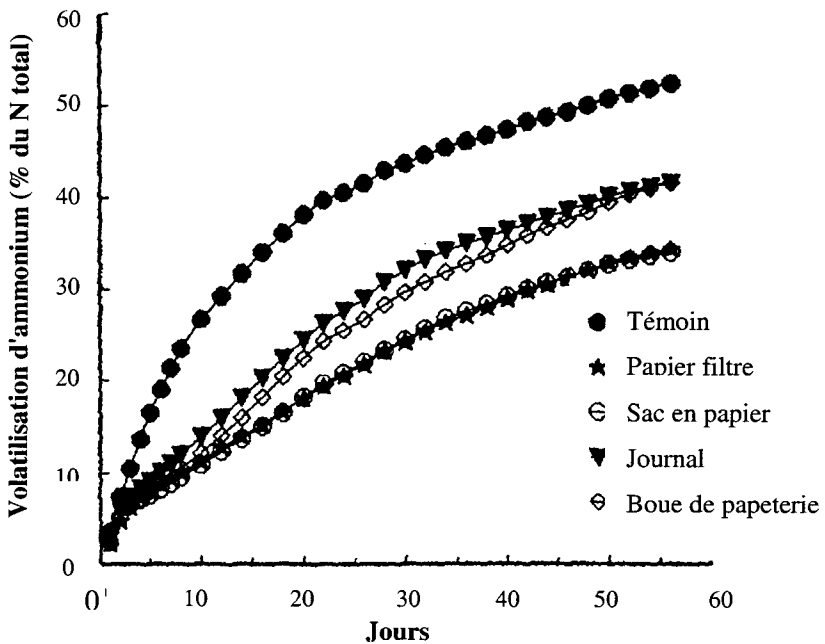


Fig2. Effet du type d'amendement organique, moyenne des deux taux (2.5 et 5% en poids de lisier frais), sur la volatilisation d'ammoniac cumulée issue de lisier de truie incubé pendant 56 jours. Subair *et al.*, 1999.

En production avicole, les techniques de réduction les plus efficaces (autour de 75%) seraient l'ajout de superphosphate tous les 5 jours ou de chlorure de calcium (CaCl_2).

Le type d'additif utilisé conditionne énormément l'efficacité de la technique. D'une manière générale, la quantité d'additif à apporter est importante et l'efficacité est de courte durée, ce qui augmente considérablement le coût et demande plus de temps aux éleveurs pour l'entretien au sein des bâtiments. De plus, certains produits sont dangereux à manipuler

3) Bâtiments (*flushing, modification de la configuration du sol, litière, ventilation...*)

Les bâtiments d'élevage sont une source importante d'émission d'ammoniac. La valeur moyenne d'exposition à l'ammoniac en France est de 25 ppm, mais aucune législation n'impose de limite pour les bâtiments d'élevage. La figure 3 représente la répartition des bâtiments d'élevage bovins, porcins et avicoles en fonction de la concentration ammoniacale présente dans l'air. Cette figure est basée sur l'étude de 82 bâtiments d'élevage en Allemagne réalisée par Seedorf & Hartung, 1999.

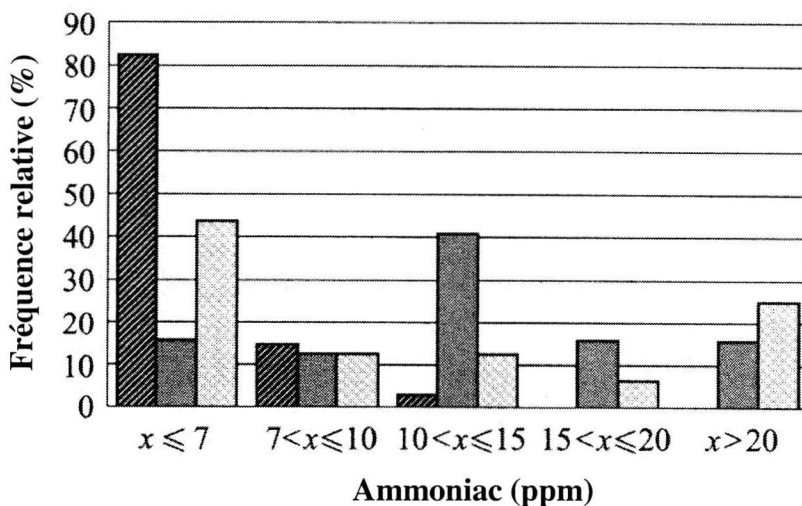





Figure 3. Distribution de fréquence relative de concentration d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage

bovins  , porcins  et avicoles  (Seedorf & Hartung, 1999).

- Flushing à l'eau ou à l'acide dilué

Un flushing à l'eau ou à l'acide dilué permet de diminuer les émissions d'ammoniac en réduisant la durée d'exposition des déjections à l'air par un effet dit de "chasse d'eau". Le système de flushing à l'eau pourrait diminuer les émissions de 17% maximum (Monteny & Kant, 1997) et diminuerait simultanément les émissions de méthane (CH₄) sans avoir d'effet sur les émissions de N₂O (Brink *et al.*, 2001^{a,b}).

L'ajout d'acide ou de formaldéhyde serait plus efficace : de 50 à 80% de réduction (Ogink & Kroosma, 1996; Monteny & Kant, 1997).

Cependant, une telle technique nécessite une quantité d'eau très importante et augmente le coût d'entretien dans les bâtiments d'élevage, au stockage (les déjections diluées nécessitent un volume de stockage plus conséquent) et à l'épandage (le volume à épandre étant plus important). Evacuer fréquemment les déjections à l'intérieur du bâtiment vers une fosse de stockage semble être une alternative à privilégier.

- Modification de la configuration du sol et /ou du réseau collecteur de déjections

Pour les élevages bovins, un sol en forme de "V" avec une gouttière centrale et un flushing à l'eau permet une réduction des émissions d'ammoniac de 25 à 65% (Braam *et al.*, 1997; Monteny & Kant, 1997; Smits *et al.*, 1995). Cependant, ce système présente des risques de glissade pour les animaux.

Pour les élevages porcins, la technique la plus efficace est de réduire la surface de caillebotis. Le passage d'un sol entièrement caillebotis à un sol à 25 ou 50% de caillebotis permet une réduction comprise entre 20 et 40% (Hartung & Phillips, 1994; Brink *et al.*, 2001). Cette technique réduirait simultanément les émissions de méthane mais augmenterait les émissions de N₂O d'un facteur dix si le lisier est séparé, l'aération de la fraction liquide et le compost de la fraction solide favorisant les émissions de protoxyde d'azote (Brink *et al.*, 2001). Remplacer les lattes de béton par des lattes en fonte n'aboutirait qu'à 5% de réduction des émissions d'ammoniac, mais adopter un caillebotis triangulaire en métal réduirait les émissions de 36% (Aarnink *et al.*, 1997). Refroidir le lisier de porc est une technique efficace mais coûteuse en énergie (Den Brok & Verdoes, 1997; Phillips *et al.*, 1999). Cette technique est largement répandue aux Pays-Bas (Bâtiments Label Vert) et permet une réduction simultanée des émissions de méthane.

Celles-ci seraient réduites de 66% lorsque la température du lisier est abaissée de 20 à 10°C (Hilhorst *et al.*, 2001).

Pour les élevages avicoles, l'enlèvement des déjections deux fois par semaine sur une courroie de transport vers des cuves de stockage couvertes placées à l'extérieur du bâtiment d'élevage permettrait d'atteindre 90% de réduction des émissions d'ammoniac (Hartung & Phillips, 1994). Eviter une trop grande teneur en eau des déjections peut être obtenue par l'utilisation d'un abreuvoir à bec plutôt qu'un abreuvoir à cloche et réduirait ainsi les émissions d'ammoniac de 40% (Elwinger & Svensson, 1996).

- Litière

La litière utilisée (type, quantité et durée d'utilisation) peut avoir une influence sur les émissions d'ammoniac.

Pour les élevages bovins, une étude réalisée sur de jeunes bovins montre que l'on peut atteindre une réduction des émissions d'ammoniac comprise entre 57 et 60% si l'on utilise une litière contenant 60% de tourbe et 40% de paille par rapport à une litière paille longue (Jeppsson, 1999).

Pour les élevages porcins, les bâtiments à litière accumulée réduiraient les émissions d'ammoniac par rapport à un sol entièrement caillebotis mais favoriseraient en contrepartie la pollution de l'air par d'autres gaz azotés tels que le protoxyde d'azote par exemple (Groenestein & van Faasen, 1996). Pour cela, cette technique n'est pas recommandée. Ajouter 100 kg de sciure et 58 kg de paille par porc dans le lisier réduirait les émissions d'ammoniac de 40% à 50%. Cette litière aurait une efficacité de 17 mois (Nicks *et al.*, 1997). Cependant, près de 10% de l'azote contenu initialement dans les déjections seraient volatilisés sous forme de protoxyde d'azote, et le brassage de la litière provoquerait une augmentation des émissions de N₂O et de CO₂ (Kermarrec, 2000).

- Ventilation, traitement de l'air

Les techniques efficaces de réduction des émissions d'ammoniac par ventilation ou traitement de l'air concernent essentiellement les élevages avicoles.

Un séchage forcé du fumier par ventilation de la litière ou de la courroie de transport des déjections permettrait une réduction allant de

60 à 92% (Groot Koerkamp, 1994; Groot Koerkamp *et al.*, 1998; Brink *et al.*, 2001). Cette technique diminuerait simultanément les odeurs et les émissions de méthane mais augmenterait les émissions de N₂O d'un facteur dix (Brink *et al.*, 2001^{a,b}).

Les techniques de biofiltration de l'air dans les élevages porcins ou avicoles sont efficaces mais coûtent cher et présentent un risque de colmatage. De plus, elles nécessitent une surface de filtre importante et ne sont applicables que sur des bâtiments ventilés mécaniquement (Groot Koerkamp, 1994). Le système de biofiltration pourrait aussi être adapté pour réduire les émissions de méthane issues des bâtiments d'élevage (Hilhorst *et al.*, 2001).

Les techniques de réductions des émissions dans les bâtiments d'élevage sont donc très diverses mais ne sont pas toutes applicables aux bâtiments déjà existants et peuvent s'avérer onéreuses.

B. Techniques de réduction au stockage

1) Couverture des fosses de stockage, croûtes naturelles

Les pertes azotées dues à la volatilisation d'ammoniac pendant le stockage ou après épandage peuvent varier entre 10 à 100% de l'azote ammoniacal total. Une part non négligeable des émissions de méthane provient du stockage des déjections. Les taux d'émissions d'ammoniac issues du stockage de ces déjections, relevés dans la littérature scientifique, varient entre 2,1 et 14,4 g[N]/jour/m². La valeur maximale a été obtenue lors de l'étude de lisier de porc stocké pendant l'été aux Pays-Bas. Les taux d'émission de méthane varient entre 20 et 70g[CH₄]/jour/m³ selon le moyen de stockage utilisé. La directive sur la Prévention et la Réduction Intégrées de la Pollution (IPPC) estime qu'un % de l'azote (N) contenu dans le lisier lors du stockage est perdu sous forme de N₂O contre 2% lors du stockage du fumier (Nicholson *et al.*, 2002).

La couverture des fosses de stockage des déjections bovines ou porcines par une couverture rigide ou naturelle, s'avère être une technique de réduction des odeurs et des émissions d'ammoniac efficace, empêchant le transfert de l'ammoniac vers l'atmosphère. Les couvertures naturelles (paille, tourbe...) sont moins chères mais moins efficaces qu'une feuille de plastique flottante, qu'une couverture rigide ou qu'un

toit et ont une durée de vie limitée (De Bode, 1991; Karlsson, 1996; Hartung & Phillips, 1994). L'utilisation d'une couverture d'huile présente des risques de fissures et donc une perte d'efficacité (De Bode, 1991; Sommer *et al.*, 1993). Le tableau 2 représente le pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac pour différentes couvertures placées sur des cuves de stockage de lisier de porc (Portejoie, 2003).

Les effets sur les émissions de méthane sont discutés : elles diminueraient de 50% pour une couverture standard disposée sur des déjections bovines selon Williams & Nigro, 1997 et Hilhorst *et al.*, 2001, mais augmenteraient de 10% selon Brink *et al.*, 2001^{a,b}. Les émissions de protoxyde d'azote seraient réduites simultanément de 10% (Brink *et al.*, 2001).

La formation d'une croûte naturelle à la surface du fumier n'est possible que sur du fumier bovin, ayant une teneur en matière sèche plus élevée que celle du lisier porcin. Cette croûte réduirait les émissions d'ammoniac de 20% comparé à du fumier mis en fosse toutes les semaines.

La couverture d'une lagune est très onéreuse et présente des difficultés d'installations (Scotford & Williams, 2001).

Couverture	Pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac par rapport à du lisier de porc stocké non couvert	
	Stockage	Stockage + épandage
Huile	93	40
Film plastique	99	59
Polystyrène percé	76	-
Tourbe	77 (a) – 100 (b)	42 (a) – 57 (b)
Tourbe hydrophobe	100 (a, b)	56 (a) – 63 (b)

a) Couverture directement placée à la surface du lisier

b) Couverture placée sur le polystyrène percé (placé sur le lisier)

Tableau 2. Etude en laboratoire de l'action d'une couverture de fosse de stockage de lisier de porc sur les émissions d'ammoniac lors du stockage puis à l'épandage. Durée de stockage : 15 jours. (Portejoie *et al.*, 2003)

2) Acidification (pH≈5)

Le pH des déjections animales conditionne la quantité d'ions ammonium présente dans celles-ci. Un pH élevé (>8) favorise les émissions d'ammoniac tandis qu'un pH inférieur à 5 empêche le phénomène de

volatilisation de l'ammoniac. Cette réduction du pH peut être obtenue par l'ajout d'acides organiques (Stevens *et al.*, 1997; Berg & Hornig, 1997) ou inorganiques et d'additifs commerciaux (Martinez *et al.*, 1997) au lisier. Ces derniers ne sont pas tous efficaces, d'autres tests indépendants seraient nécessaires pour conclure à leur efficacité.

Selon Monteny & Kant, 1997, les émissions d'ammoniac pourraient être réduites de 37%, tandis que pour Stevens *et al.*, 1997, l'acidification du lisier autour d'un pH 5,5 par de l'acide nitrique 12M tout de suite avant épandage avec le même taux d'application que le lisier permet une réduction allant jusqu'à 83% après épandage suivant le type d'épandeur utilisé.

Acidifier le lisier lors du stockage permettrait aussi de réduire simultanément les émissions de protoxyde d'azote et de méthane (Hilhorst *et al.*, 2001) (cf. figure 4).

Cependant, cette technique nécessite de manipuler de grandes quantités d'acide, ce qui peut être dangereux et le problème agronomique de l'épandage de lisier acide sur les terres n'est pas résolu.

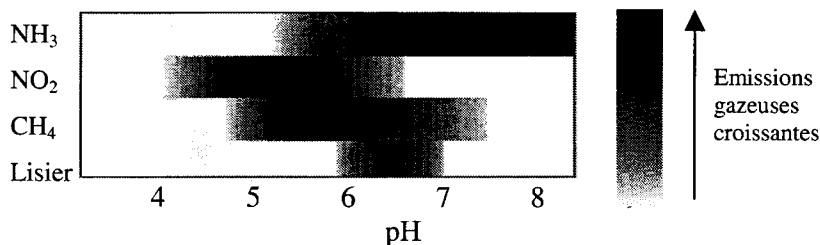


Figure 4 : Effet du pH sur les émissions gazeuses d'ammoniac, de méthane et de protoxyde d'azote. (Hilhorst *et al.*, 2001)

C. Techniques de réduction à l'épandage

1) Optimisation de la dose apportée, de la période

Le phénomène de volatilisation de l'ammoniac dépend de nombreux paramètres, et notamment de facteurs météorologiques. En effet, une forte température extérieure lors de l'épandage augmentera les émissions d'ammoniac, de même que la présence de vent. L'optimisation de la dose de déjection apportée et de la période d'épandage est donc une technique de réduction des émissions d'ammoniac peu coûteuse et efficace. Sommer *et al.*; 1997 estiment qu'une réduction de 50% des

émissions d'ammoniac peut être atteinte si l'épandage durant les jours de potentiel d'émissions d'ammoniac élevé est évité.

La dilution du lisier avant épandage est aussi une technique de réduction envisageable, mais augmente le coût à l'épandage car nécessite de manipuler un plus grand volume de déjection. Une dilution du lisier bovin à 1 : 0,9-1,2 (lisier : eau) diminuerait les émissions de 50% (Frost, 1994).

L'irrigation après épandage est aussi une technique efficace, réduisant les émissions de 11 à 25% suivant la technique d'irrigation utilisée (Rodhe *et al.*, 1996; Steffens & Lorenz, 1998). Mais cette technique peut augmenter le risque de lessivage des nitrates (Webb *et al.*, 2001).

2) Matériel d'épandage à faible taux d'émission

Il existe un grand nombre d'équipements qui peuvent réduire sensiblement les émissions d'ammoniac par injection ou enfouissement. Cependant, ces techniques ne sont pas toutes applicables sur le terrain puisqu'elles dépendent du type de lisier, de sa viscosité, du type de terrain... L'épandage de surface est la technique conduisant au taux de volatilisation de l'ammoniac le plus élevé.

Les rampes d'épandage permettent de déposer le lisier à même le sol et réduisent les émissions jusqu'à 60% (Hartung & Phillips, 1994; Frost, 1994; Steffens et Lorenz, 1998). Brink *et al.*, 2001 estiment que les émissions de protoxyde d'azote augmenteraient alors de 60% tandis que les émissions de méthane seraient inchangées par rapport à l'épandage par aspersion. Cette technique n'est pas applicable si le lisier est trop visqueux.

L'utilisation d'enfouisseurs/injecteurs tels que les sabots traînés permet une réduction pouvant aller jusqu'à 99% (Frost, 1994; Steffens & Lorenz, 1998; Sommer *et al.*, 1997; Dendooven *et al.*, 1998; Huijsmans *et al.*, 1997; Hartung & Phillips, 1994). Les émissions de protoxyde d'azote augmenteraient de 100%, les émissions de méthane étant inchangées par rapport à l'épandage de surface (Brink *et al.*, 2001). Cette technique n'est pas applicable sur sols durs ou caillouteux ou si le lisier est trop visqueux. La figure 5 représente les pertes d'ammoniac à l'épandage suivant le type de technique utilisée (ALFAM¹, 2001)

¹ ALFAM, 2001. *DIAS report*, 60,112p.

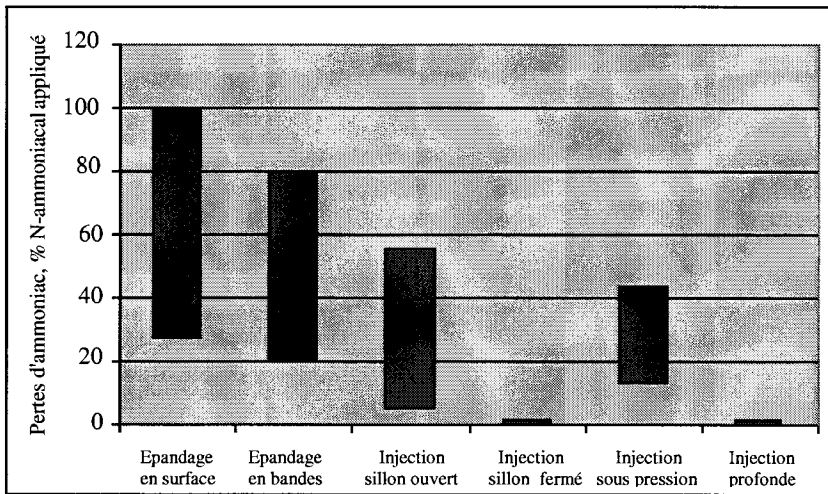


Figure 5. Pertes d'ammoniac en fonction de la technique d'épandage utilisée (ALFAM, 2001)

L'incorporation immédiate après épandage est le seul moyen de réduction des émissions d'ammoniac lors de l'épandage des déjections solides. L'efficacité de cette technique dépend du délai existant entre l'épandage et l'incorporation, plus de 60% des émissions d'ammoniac se produisant dans les 12 heures suivant l'épandage, ce qui implique des difficultés de mise en pratique au sein des exploitations.

Ces techniques sont particulièrement efficaces pour réduire les émissions d'ammoniac mais les pertes par lessivage de nitrates peuvent s'avérer importantes, et dépendent du type de déjections épandues, du matériel utilisé, de la période d'application, du type de sol, de la météorologie... Après injection de lisier ou incorporation de déjections solides à un taux d'application modélisé de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, le potentiel absolu d'augmentation de lessivage de nitrates se situe entre 6 kg N ha^{-1} (lisier bovin) et 58 kg N ha^{-1} (fumier de dinde)(Webb *et al.*, 2001).

3) Substitution d'engrais contenant de l'urée

Les engrais peuvent différer dans leur formulation de part la forme azotée qu'ils contiennent (urée, sulfate d'ammoniac, ammonitrates...). La formation d'ammoniac résultant directement de l'hydrolyse de l'urée, substituer des engrais à base d'urée dont le taux de volatilisation est de 15% par des ammonitrates par exemple dont le taux

de volatilisation n'est que de 2% est une technique de réduction efficace. Les émissions d'ammoniac seraient ainsi réduites de 80 à 90% sans avoir d'effets sur les émissions de méthane ou de N₂O (Jagusiewicz, 1999; Brink *et al.*, 2001).

II.2. Recommandations générales et inventaire critique de préconisations techniques

Plusieurs Etats Membres, tels que les Pays-Bas, le Royaume-Uni, le Danemark et la Suède ont entrepris des programmes de recherche scientifique conséquents pour développer et évaluer des méthodes de réduction des émissions d'ammoniac. Les déjections animales sont la principale source d'émission d'ammoniac mais elles offrent aussi le plus grand potentiel de réduction à faible coût. La majorité des résultats scientifiques obtenus à travers ces programmes de recherche sont détaillés dans le tableau 3 ; ce paragraphe vise à souligner la situation actuelle concernant les techniques de réduction des émissions d'ammoniac et à spécifier les contraintes pratiques d'utilisation de ces techniques au sein des exploitations commerciales.

Stratégies alimentaires

La première étape de réduction des émissions d'ammoniac est de minimiser la quantité d'azote excrété en s'assurant que, autant que possible, les protéines azotées contenues dans le régime alimentaire ne soient pas largement en excès par rapport aux besoins des animaux. Des stratégies alimentaires plus avancées visent à faire correspondre au maximum le taux de protéines contenu dans le régime avec celui assimilé directement par les animaux en formulant par exemple des régimes très spécifiques avec des acides aminés synthétiques. Ces stratégies alimentaires se sont révélées efficaces (mais plus onéreuses que les régimes traditionnels) pour les élevages porcins et avicoles, mais sont plus difficiles à mettre en œuvre au sein des élevages bovins sans compromettre la production.

Méthodes de réduction au sein des bâtiments d'élevage

Jusqu'à présent, il n'y a pas de méthodes fiables et efficaces pour réduire les émissions issues de bâtiments naturellement ventilés tels que ceux communément utilisés pour l'élevage bovin. Il a été démontré qu'augmenter la quantité de paille utilisée dans les litières pour bovins réduit les émissions d'ammoniac issues des bâtiments et des stades de gestion des déjections suivants.

Pour l'élevage porcin, de nombreux bâtiments faiblement émetteurs ont été mis au point, principalement aux Pays-Bas. Ceci est possible en modifiant la configuration du sol et/ou du réseau collecteur de déjections. Les porcs sont incités à uriner et à déféquer sur des caillebotis placés au-dessus du réseau collecteur et à s'allonger sur des sols solides (il s'agit donc de bâtiments avec caillebotis partiel). Les sols restant aussi propres que possible, les émissions d'ammoniac sont réduites. Les modifications peuvent aussi concerner les réseaux collecteurs de déjection avec des surfaces de contact lisier/air réduites, assurer l'enlèvement fréquent des déjections et améliorer les systèmes de ventilation. Pour les volailles, il est possible d'adapter des courroies de transport de déjection sous les rangées de cages de poules pondeuses pour collecter, sécher et enlever les fientes du bâtiment. Dans les élevages sur perchoir, les fientes tombent et sont séchées dans une grande chambre ventilée située sous le plancher en caillebotis. Les poulets de chair sont souvent élevés dans de grands bâtiments munis d'une couche de litière profonde (en copeaux ou sciure de bois par exemple). Les émissions d'ammoniac se produisant seulement sous des conditions humides, il est important de garder la litière aussi sèche que possible en évitant les pertes d'eau depuis les abreuvoirs pour volaille. La plupart des méthodes de réduction des émissions issues des bâtiments d'élevage ne sont applicables qu'à de nouveaux bâtiments, modifier la configuration de bâtiments déjà existants étant d'un coût prohibitif.

Méthodes de réduction pour le stockage des déjections

Les émissions d'ammoniac issues des fosses de stockage, qui sont souvent des structures circulaires faites en feuilles d'acier ou en béton peuvent être réduites significativement en adaptant des couvertures spécialement conçues et disponibles commercialement. De telles couvertures éliminent le courant d'air au-dessus de la surface du lisier et

maintiennent une concentration d'ammoniac élevée dans l'air situé au-dessus de la surface, limitant considérablement le transfert d'ammoniac de la solution vers l'atmosphère. Des options moins efficaces mais moins onéreuses incluent plusieurs types de couvertures flottantes (par exemple des agrégats d'argile expansés, des feuilles plastiques, de l'huile, de la paille etc.) ou le maintien d'une croûte naturelle. Cette dernière ne se forme qu'à la surface de déjections bovines. Adapter de telles couvertures sur des lagunes est faisable, mais présente des difficultés techniques importantes dues à leur surface conséquente et souvent irrégulière. Des méthodes efficaces et peu onéreuses pour réduire les émissions issues de déjections solides, telles que les fumiers bovins ou les litières de poulets sont toujours en développement. Garder les déjections au sec, en les stockant sous un toit et en minimisant la surface d'émission réduit les émissions d'ammoniac.

Méthodes de réduction pour l'épandage de déjections au sol

Il existe de nombreuses méthodes de réduction d'émissions issues de cette importante source d'ammoniac. Cependant, la plupart des méthodes consignées dans le tableau 1 n'ont pas été mises en œuvre sur des exploitations commerciales car elles se sont avérées incertaines ou peu pratiques. L'utilisation de techniques faiblement émettrices constitue la meilleure option pour l'épandage de lisier. Les injecteurs et les épandeurs en bande réduisent tous les deux la surface d'exposition du lisier à l'air. Les injecteurs en surface, en appliquant le lisier dans une entaille pratiquée dans le sol, augmentent le contact avec les particules du sol. Les injecteurs profonds, qui opèrent à une profondeur de 15-20 cm, sont très efficaces mais uniquement applicables sur terres arables. Les sabots traînés permettent d'épandre le lisier entre les rangées de cultures en croissance. Les épandeurs en bandes déposent le lisier en bandes sur le sol sous l'herbe ou la canopée des cultures, réduisant ainsi le courant d'air au-dessus du lisier et donc les émissions d'ammoniac. Ce type de machine est plus efficace sur des herbes hautes (d'environ 10 cm) tandis que les injecteurs en surface sont plus efficaces sur du gazon fraîchement coupé. Ces deux types de machines présentent aussi l'avantage de minimiser la contamination de l'herbe par le lisier, ce qui est un point important lorsque l'herbe sert de pâturage ou est coupée pour faire du fourrage. Les techniques faiblement émettrices coûtent plus cher à l'achat et à l'entretien que les épandeurs de lisier traditionnels.

L'utilisation de ces méthodes est aussi limitée, dépendant du type de sol, de la superficie du champ et de la topographie comme souligné dans le tableau 3.

L'incorporation des déjections au sol après leur épandage en surface est une méthode efficace pour réduire les émissions d'ammoniac et est la seule méthode disponible pour les déjections solides. Puisque qu'une proportion importante des pertes totales d'ammoniac se produit au cours des quelques heures suivant l'épandage, l'incorporation doit se faire rapidement (sous les 4 heures préférablement) après épandage. Le taux de perte d'ammoniac initial étant moins important après épandage de fumier qu'après épandage de lisier l'incorporation de fumier peut donc être repoussée. Le labourage est la méthode d'incorporation privilégiée puisqu'elle enfouit complètement les déjections. Les problèmes logistiques liés à l'incorporation des déjections dans les quelques heures suivant l'épandage peuvent être importants pour les petites exploitations ayant un accès limité aux machines et moins de main d'œuvre.

Méthodes de réduction pour les engrais azotés

Le potentiel d'émission d'ammoniac est plus important pour les engrais azotés à base d'urée que pour la plupart des autres engrais azotés minéraux. Remplacer les engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium par exemple est une technique de réduction envisageable. Les émissions issues de l'application d'engrais à base d'urée peuvent être réduites par incorporation de l'engrais au sol quand cela est possible ou en l'appliquant juste avant qu'il ne pleuve suffisamment ou avant irrigation pour l'infiltrer dans le sol.

Impact d'une réduction des émissions d'ammoniac sur les émissions de gaz à effet de serre et sur la lixiviation des nitrates

Réduire les émissions d'ammoniac risque d'augmenter les émissions d'autres polluants, en particulier celles de gaz à effet de serre comme le méthane et le protoxyde d'azote, et risque d'accroître la lixiviation des nitrates. Les sols sont une source importante d'émission de protoxyde d'azote, principalement par le processus de dénitrification des nitrates sous des conditions anaérobiques. L'injection place le lisier en bandes concentrées dans le sol, augmentant ainsi l'humidité, le carbone facilement

disponible et l'anaérobiose, conditions qui favorisent la dénitrification microbienne des nitrates en azote et protoxyde d'azote gazeux. Le nombre limité de résultats expérimentaux disponibles suggère que, dans certaines circonstances, les émissions de protoxyde d'azote sont plus importantes suite à l'injection de lisier qu'après épandage en surface. La quantité d'azote volatilisé mesurée varie de 0,2% après épandage en surface à 3,0% suite à l'injection du lisier. Pour des raisons identiques, l'incorporation des déjections solides à la terre pour réduire les émissions d'ammoniac pourrait augmenter les émissions de protoxyde d'azote, mais les résultats des expériences obtenus ne sont pas convaincants. Cependant, l'incorporation en automne ou en début d'hiver augmente très probablement le potentiel de pertes azotées via le lessivage des nitrates.

On ne sait pas si la couverture des fosses de stockage des déjections affecte les émissions de gaz à effet de serre. Couvrir le fumier en tas stocké pourrait non seulement réduire les émissions d'ammoniac mais aussi celles de protoxyde d'azote. Maintenir des conditions anaérobiques dans le fumier en tas pourrait inhiber le processus aérobique de nitrification à travers lequel l'azote ammoniacal contenu dans le fumier est transformé en nitrate, ainsi le processus de dénitrification ne peut pas avoir lieu.

Des preuves ont été avancées indiquant que l'utilisation de techniques d'épandage faiblement émettrices augmenterait les émissions de méthane. Cependant, les augmentations observées sont très faibles, les émissions de méthane issues de l'agriculture provenant majoritairement de la fermentation entérique des animaux d'élevage. Modifier le régime alimentaire des animaux est un moyen pour réduire la quantité d'azote excrété dans les déjections, et donc le potentiel d'émission d'ammoniac, et pourrait avoir des effets sur les émissions de méthane issues des ruminants. La recherche se poursuit dans ce domaine.

Méthodes de réduction ayant un rapport efficacité/coût le plus élevé possible

Le modèle MARACCAS a été utilisé pour identifier les techniques de réduction ayant le rapport efficacité/coût le plus élevé possible. Ces méthodes, ainsi que le pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac par rapport à une installation traditionnelle, sont

listés dans le tableau 4. L'efficacité et le coût d'utilisation de ces méthodes pour réduire les émissions d'ammoniac issues de l'élevage français sont discutés dans le chapitre 4. Ces méthodes sont susceptibles d'offrir les meilleures pistes de réduction des émissions nationales d'ammoniac pour répondre, par exemple, aux accords internationaux. Ces méthodes peuvent aussi être utilisées à un niveau régional où les concentrations animales sont les plus élevées ou à un niveau plus local pour protéger des écosystèmes particulièrement sensibles. Pour cette dernière considération, limiter l'étendue et le type d'activité agricole dans le voisinage proche de cet écosystème est une alternative.

Méthode	Mode d'action	Commentaires
A tous les stades de gestion des déjections		
Réduire la teneur brute en protéine dans le régime alimentaire.	Réduit la quantité d'azote excrétée et donc le potentiel d'émission d'ammoniac des déjections.	Plus facile à mettre en œuvre pour les élevages porcins et de volailles que pour les élevages bovins.
Augmenter la quantité de paille pour les litières bovines.	Immobilisation de l'ammoniac.	Recherche non approfondie.
Bonne pratiques d'élevage (garder les sols et les allées propres, éviter les gaspillages...)	Réduit le potentiel d'émission d'ammoniac.	Difficulté de quantifier l'efficacité.
Bâtiments d'élevage		
Modifier la configuration des bâtiments.	Réduit le temps et la surface d'exposition des déjections à l'air.	Principalement pour les élevages porcins. Difficile et cher à mettre en œuvre dans les bâtiments déjà existants.
Equiper les bâtiments d'élevage de purificateurs d'air ou de filtres.	Enlève l'ammoniac de l'air ventilé des bâtiments.	Seulement pour les bâtiments à ventilation mécanique. Très onéreux.

Stockage des déjections.		
Couvrir la surface des fosses avec de la paille, des feuilles plastiques, des agrégats d'argile, de l'huile...	Barrière physique partielle aux émissions d'ammoniac.	Incertain. Les agrégats ou la paille peuvent bloquer les pompes...
Fixer une couverture spécialement conçue au-dessus des ouvrages.	Barrière physique aux émissions d'ammoniac.	Cher mais efficace.
Additifs.	Variés. Adsorption (zéolithes) ou formation de composés chimiques stables	Peu fiable, nécessite de grandes quantités d'additifs. De nombreux additifs commerciaux n'ont pas fait l'objet de tests indépendants.
Epandage des déjections à la terre.		
Dilution du lisier par de l'eau.	Accélère l'infiltration du lisier dans le sol.	L'efficacité dépend des conditions du sol. Augmente le volume de déjection à gérer.
Ajout d'acide au lisier.	Diminution du pH qui immobilise l'ammoniac en solution (forme NH_4^+)	Dangereux. Peut augmenter d'autres émissions comme le protoxyde d'azote, gaz à effet de serre.
Séparation mécanique du lisier (centrifugeuse par exemple).	La fraction liquide s'infiltré plus rapidement dans le sol.	Matériel onéreux et émissions d'ammoniac issues de la fraction solide.
Irrigation après épandage du lisier.	Incorpore le lisier au sol.	Nécessite d'importantes quantités d'eau.
Choisir la période optimale.	Un temps froid et humide empêche les émissions d'ammoniac; la pluie favorise l'infiltration du lisier au sol.	Difficulté de quantifier l'efficacité. Peut causer des problèmes d'odeurs.
Utilisation d'injecteurs ou d'épandeurs en bandes.	Réduit la surface d'exposition du lisier à l'air.	Non applicable pour les déjections solides. Largement applicable, efficace et peu onéreux pour le lisier.
Incorporation dans le sol (par labourage par exemple).	L'ammonium se lie aux particules du sol.	Efficace pour lisier et déjections solides, mais seulement applicable sur terres arables.
Engrais azotés.		
Utilisation de nitrate d'ammonium à la place d'urée.	Le potentiel d'émission d'ammoniac est plus élevé pour l'urée que pour le nitrate d'ammonium.	L'urée est moins chère et, si gérée correctement, ne donne pas lieu à d'importantes émissions d'ammoniac.

Tableau 3. Méthodes de réduction des émissions d'ammoniac issues des activités d'élevage.

Source	Technique de réduction	% réduction des émissions	Applicabilité
Stockage du lisier	Couverture des fosses: Toit rigide Couverture flottante Croûte flottante	70 – 90% jusqu'à 60% 35 – 50%	Surtout pour des fosses en acier ou béton circulaires pour stockage du lisier.
Epannage du lisier	Techniques d'épandage faiblement émettrices Injection - profonde - en surface Epannage en bande - pendillard - sabot traîné	70 – 90% 50 – 90% 10 – 50% 40 – 70%	Applicabilité limitée selon les conditions du sol, topographie (forme du champ, taille et pente), culture. L'injection en surface ne peut pas être utilisée sur des sols très caillouteux.
Stockage des déjections solides	Les maintenir aussi sèches que possible.		Surtout pour les déjections avicoles.
Epannage des déjections solides	Incorporation dans le sol, préférablement par labourage.	20 – 90%	Terres arables et pâturages herbeux.

Tableau 4. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac issues des élevages ayant un rapport efficacité/coût le plus élevé possible (source MARACCAS).

Chapitre III : Politique environnementale sur l'ammoniac dans d'autres pays d'Europe

L'intérêt croissant porté ces 10-20 dernières années sur les émissions d'ammoniac a conduit certains pays d'Europe à adopter une politique environnementale spécifique sur l'ammoniac, et ceci bien avant la signature du protocole de Göteborg (1999). A ce titre, les Pays-Bas, le Danemark et le Royaume-Uni sont trois pays leader, se distinguant par leur approche réglementaire :

- Les Pays-Bas ont adopté une politique restrictive et contrôlée depuis plus de 20 ans;
- Le Danemark s'est engagé dans une voie intermédiaire entre obligations réglementaires nationales et incitations;
- Le Royaume-Uni a privilégié une démarche de sensibilisation de la profession agricole.

Ce chapitre présente donc l'analyse descriptive de la situation et de l'expérience de ces trois pays engagés dans une politique environnementale visant la maîtrise des émissions d'ammoniac complétée par une description plus succincte concernant la Suède et l'Allemagne.

III.1. LES PAYS-BAS

III.1.1. Contexte agricole

L'agriculture hollandaise est particulièrement intensive et productive. La rapide augmentation des prix des terres agricoles explique le besoin d'augmenter la production. L'agriculture et l'horticulture hollandaises couvrent actuellement près de 2 millions d'hectares sur une superficie totale de 4,2 millions d'hectares. Les prairies, le maïs fourrage et les cultures arables (céréales, pommes de terres et betteraves essentiellement) couvrent respectivement 1, 0,2 et 0,7 millions d'hectares.

L'élevage produit 4,2 millions de bovins, 14 millions de porcs, 108 millions de volailles et 1,4 millions de moutons. La densité animale moyenne s'élève à 3,9 UGB par hectare, soit la plus élevée d'Europe.

L'apport massif d'engrais a permis l'obtention de rendements élevés d'herbe et de récoltes. Bien qu'elle ait diminué de 20% depuis 1985, la moyenne actuelle d'utilisation d'engrais azotés est d'environ 200 kg d'azote par hectare.

L'intensité et la productivité de l'agriculture hollandaise, et particulièrement de l'élevage, a engendré des émissions d'ammoniac élevées par rapport aux autres pays européens (cf. tableau 5)

Pays	Emission d'ammoniac (kg NH ₃ /km ²)
Pays-Bas	4930
France	1275
Royaume Uni	2114
Danemark	2928
Allemagne	2071

Tableau 5. Emissions d'ammoniac de quelques pays européens en 1990.

L'agriculture représente plus de 90% des émissions d'ammoniac, 55% provenant de l'élevage bovin, 30% de l'élevage porcin et 15% de l'élevage avicole. Ces émissions contribuent pour 42% à l'acidification liée aux sources domestiques.

Le problème de la distribution géographique des élevages, et donc des déjections animales, se pose également, la plupart des élevages porcins et avicoles étant concentrés au centre, à l'est et au sud du pays. Ces régions sont caractérisées par des sols sableux non calcaires avec un pouvoir tampon très faible, et sont donc des zones particulièrement sensibles à l'acidification.

Le tableau 6 indique la répartition des animaux sur les régions "sensibles à l'acidification" aux Pays-Bas en 1990 et la figure 6 représente les dépôts d'ammoniac aux Pays-Bas en 1993.

Animaux	Nombre (en milliers)	% de régions sensibles à l'acidification.
Vaches laitières	1878	39
Moutons	1702	16
Bœufs	598	66
Porcs	13915	81
Poules pondeuses	44320	77
Poulets	41172	66

Tableau 6. Localisation du nombre d'animaux associé au pourcentage de régions aux sols non calcaires aux Pays-Bas en 1990.

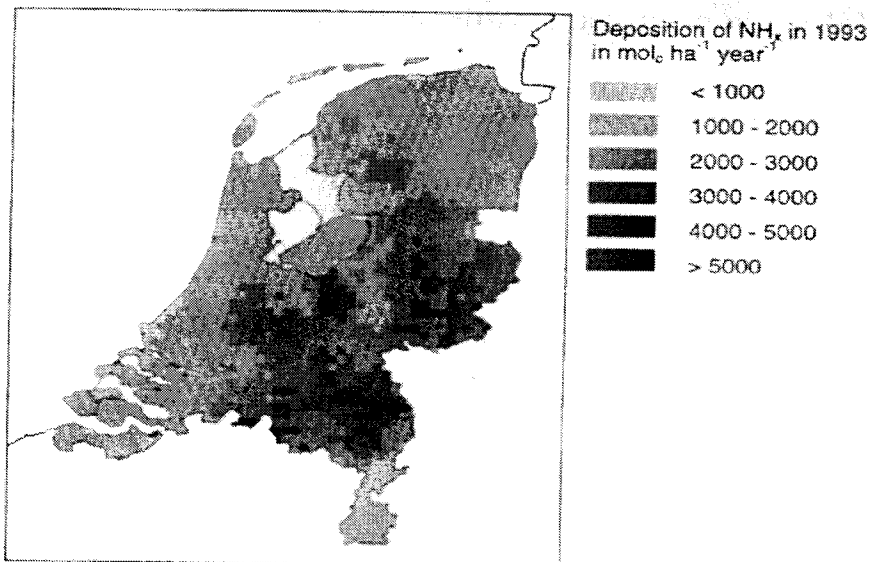


Figure 6. Dépôts d'ammoniac aux Pays-Bas en 1993.

III.1.2. Objectifs fixés par le protocole de Göteborg

Le niveau d'émissions d'ammoniac fixé par le protocole de Göteborg UN/ECE et la Directive Européenne sur les Plafonds d'Emission Nationaux est de 128 kt NH_3 , comparativement à un niveau d'émission de 226 kt NH_3 en 1990 pour les Pays-Bas, soit une réduction de 43%.

III.1.3. Politique environnementale mise en place avant le protocole de Göteborg

➤ **Politique de réduction de surplus de déjections et de minéraux**

Les Pays-Bas disposent d'une panoplie d'instruments réglementaires qui ne visent pas directement les émissions d'ammoniac mais qui peuvent avoir un effet indirect sur celles-ci. Ces décrets concernent plus particulièrement la protection des sols et de l'eau. En

particulier, ils ont pour but de réduire l'accumulation des phosphates dans les sols, d'éviter une éventuelle contamination de l'eau et de minimiser le risque de lessivage des nitrates. Ce dernier objectif est particulièrement important puisque tout le territoire hollandais a été identifié comme zone vulnérable d'après la Directive Nitrate Européenne.

Des mesures sont mises en place, ou sont proposées au niveau des élevages, afin d'optimiser l'utilisation par les plantes des nutriments contenus dans les déjections animales (azote et phosphore principalement) et de diminuer le risque de fuites dans l'environnement. Ces mesures sont résumées ci-dessous.

- ***Le système MINAS***

Tous les agriculteurs (éleveurs ou cultivateurs) devront souscrire à MINAS, un système de déclaration des minéraux (Mineral Accounting System en anglais). Ce système a été appliqué à tous les élevages intensifs de plus de 2,5 UGB par hectare, c'est-à-dire à pratiquement tous les élevages porcins et avicoles, et à une grande partie des élevages bovins intensifs. Il vise à diminuer le surplus de déjections dans le pays et donc le surplus d'azote et de phosphore, sources de pollution potentielle de l'air et de l'eau.

Ce système a été instauré pour redresser les torts des politiques précédentes sur les minéraux et à inciter les agriculteurs à une bonne gestion de ces éléments. Le système prend explicitement en compte l'azote et le phosphore, de même que les engrais chimiques ou organiques et les déjections animales. Plutôt que d'imposer des mesures pour réduire les pertes en minéraux, le système fixe les objectifs à atteindre, l'éleveur a alors la liberté de choisir les mesures qui conviennent le mieux à son exploitation.

Chaque année, les éleveurs doivent soumettre une déclaration des quantités d'azote et de phosphore entrant dans leur exploitation ("entrées") sous la forme d'aliment du bétail, d'engrais chimiques, de déjections et de bétail et des quantités de minéraux sortant de la ferme ("sorties") sous la forme de produits animaux, de céréales et de déjections. Pour calculer les entrées et les sorties au sein de l'exploitation, les analyses de la nourriture pour bétail et des engrais sont effectuées par les fournisseurs.

Les déjections importées ou exportées sont pesées, échantillonnées et analysées par un laboratoire agréé. Des valeurs standard par animal, par produit animal et des valeurs standard de rendement céréalier par hectare sont utilisées dans le calcul des sorties de l'exploitation.

Il est admis qu'une partie des minéraux sera toujours perdue au cours de la production animale, surtout si des déjections sont utilisées. Le système MINAS autorise donc des surplus d'azote et de phosphore, fixés chaque année. Ces surplus, ou "standards de perte" vont être diminué chaque année jusqu'en 2003 (cf. tableau 7).

Année	Standard de perte du phosphore		Standard de perte de l'azote					
	Terre cultivable	Prairie	Terre cultivable	Terre cultivable sur sols tourbeux ou argileux	Terre cultivable sur sols secs sableux	Prairie	Prairie sur sols tourbeux ou argileux	Prairie sur sols secs sableux
1998-1999	40	40	175	175	175	300	300	300
2000	35	35	150	150	150	275	275	275
2001	35	35	125	150	125	250	250	250
2002	30	25	110	150	100	220	220	190
2003	20	20	100	100	60	180	180	140

Tableau 7. Standards de perte en phosphore et en l'azote en kg par hectare et par an.

Après la soumission des entrées et des sorties de minéraux au Bureau des Taxes du Ministère de l'Agriculture, de la Nature et de la Gestion de la Pêche (Levies Office of the Ministry of Agriculture, Nature and Management of Fisheries), les déclarations sont enregistrées et vérifiées. De plus, des vérifications aléatoires sont mises en place, et des exploitations sont susceptibles d'être inspectées par le Service d'Inspection Générale tous les six ans.

Des taxes sont imposées aux agriculteurs si leurs standards de pertes sont excessifs (cf. tableau 8). Ces taxes sont très élevées, supérieures au coût de la technique de gestion des déjections la plus onéreuse.

Année	1998-1999	2000-2001	2002	2003
Phosphate				
0-10 kg/ha	1,13	2,25	9,00	9,00
>10 kg/ha	4,50	9,00	9,00	9,00
Azote				
0-40 kg/ha	0,68	0,68	1,13	2,25
> 40 kg/ha	0,68	0,68	2,25	2,25

Tableau 8. Taxes sur les surplus de minéraux excédant les standards de pertes (en Euro/kg)

Le système MINAS est relativement contraignant et compliqué pour les éleveurs qui ont à remplir de nombreux formulaires. Ce système est remis en question par la Communauté Européenne qui reproche aux Pays-Bas de ne pas être en accord avec la Directive Nitrate.

- ***Régulation de la production et de l'épandage des déjections au sol***

Le gouvernement hollandais prévoit des mesures pour s'assurer que la quantité de déjections produite dans l'exploitation correspond à la quantité qui peut être épandue sur les sols à proximité de la ferme. La Directive Nitrate fixe un taux de 170 kg d'azote par hectare, mais une valeur de 250 kg d'azote par hectare sera probablement autorisée sur les prairies car l'herbe a une forte demande en azote quel que soit le type de sol et pousse bien sur une longue période sous les conditions hollandaises. Ainsi, plus de déjections peuvent être apportées au sol sans augmenter le risque de lessivage des nitrates. Ces limites deviendront effectives d'ici 2003.

Les mesures évitant une production et un apport de déjections excessifs sont :

- 1) Contrat de gestion des déjections
- 2) Réduction du cheptel
- 3) Règles d'épandage des déjections

- 1) Contrat de gestion des déjections

Les exploitations où la production de déjections est trop importante pour répondre aux limites fixées ci-dessus devront négocier

des contrats avec des cultivateurs ou des stations de traitement des déjections acceptant le surplus de déjection. L'éleveur devra calculer la quantité d'azote produit sur sa ferme, basée sur le nombre d'animaux et le taux standard d'azote produit par animal. Il devra alors comparer cette quantité calculée avec la quantité d'N-déjections qu'il peut épandre sur ses terres, afin de calculer le surplus. Ces contrats pourront être négociés avec des fermes arables avoisinantes ou avec des stations de traitement des déjections agréées. Cette mesure devrait prendre effet en 2003.

2) Réduction du cheptel

Bien que la production intensive animale soit stable actuellement, les éleveurs peuvent s'agrandir en achetant des droits de production de déjection ou de production porcine. Toutefois, pour abaisser le nombre d'animaux, le gouvernement retient 60% des droits de production de déjection porcine à chaque transaction et 25% des droits de production de déjections d'autres animaux. Le gouvernement a aussi imposé une diminution de 10% des droits de production porcine sur l'ensemble du cheptel porcin.

3) Règles d'épandage des déjections

Des règles d'épandage de déjections (période, méthode à utiliser) sont inscrites dans l'Acte de Protection du Sol (The Soil Protection Act), de même que des règles sur la composition des effluents d'élevage et des composts.

Les règles d'épandage dépendent du type de sol, de son utilisation et du statut de la zone concernée. Les autorités régionales peuvent désigner des zones où les périodes d'épandage sont limitées afin de protéger le sol ou les sources d'eau potable.

L'épandage des déjections est recommandé au printemps ou en été, car la demande en minéraux des cultures est maximale et le risque de lessivage est faible durant cette période. Ainsi, l'épandage des déjections est interdit sur les prairies ou les terres cultivables entre le 1^{er} septembre et le 1^{er} février.

Les déjections peuvent être épandues sur les prairies jusqu'au 16 septembre, sauf sur des zones réglementées (sols sableux par exemple) où le risque de lessivage est plus important. L'interdiction d'apport d'engrais en automne et en hiver sera prescrite dans un futur proche.

L'épandage de déjections sur des sols gelés ou recouverts de neige est aussi interdit, et des contrôles lors de l'épandage sur des sols à forte déclivité sont sur le point d'être mis en place. Les éleveurs doivent avoir une capacité de stockage des déjections adaptée pour répondre aux exigences d'interdiction d'épandage durant certaines périodes.

III.1.4. Politique environnementale sur l'ammoniac

Une politique de réduction des émissions d'ammoniac a été mise en place dès les années 1980, privilégiant les améliorations technologiques plutôt qu'une réduction du cheptel. La politique instaurée est un mélange de législation et de régulation basé sur un système de subventions et de primes pour atteindre les objectifs de réduction des émissions d'ammoniac.

De 1985 à 1991, une première phase du plan national de la politique environnementale a consisté à stabiliser la situation et à rechercher des solutions techniques.

Durant la deuxième phase, de 1991 à 1994, l'objectif était de diminuer les émissions d'ammoniac de 1980 de 30% en 1994 et de 70% d'ici 2000-2005 en incitant les éleveurs à adopter des mesures de réduction.

La politique de réduction des émissions d'ammoniac est à la fois nationale et régionale, non seulement parce que le taux d'émission au niveau national est inacceptable, mais aussi parce que l'impact sur les écosystèmes naturels est particulièrement fort dans les régions d'élevages aux sols sensibles à l'acidification où l'on considère que 25% de l'ammoniac émis est déposé à proximité de la source d'émission.

Le problème est aussi transfrontalier car une importante proportion de l'ammoniac émis aux Pays-Bas est transporté vers d'autres pays, tandis qu'une autre est importée aux Pays-Bas depuis la Belgique et l'Allemagne.

➤ La politique nationale sur l'ammoniac

L'ensemble des mesures nationales de réduction des émissions d'ammoniac est basé sur le principe du coût minimum raisonnable (ALARA en anglais : As Low As Reasonably Achievable).

Il est ainsi clairement reconnu que l'agriculture hollandaise doit rester compétitive. Ceci implique que, en plus de réduire l'impact sur l'environnement, les mesures soient :

- techniquement faisables
- socio-économiquement acceptables.

Les coûts à payer par les éleveurs pour adopter ces mesures doivent être raisonnables.

Ces mesures comprennent :

- 1) l'utilisation de techniques d'épandage des déjections à faible taux d'émission
- 2) la couverture des fosses
- 3) la construction de bâtiments d'élevage à faible émission et l'adoption de stratégies alimentaires.

1) Techniques d'épandage de déjections animales à faible taux d'émission

L'épandage de déjections animales en surface est interdit. Une panoplie de techniques à faible taux d'émission, tels que les injecteurs/enfouisseurs, les rampes avec pendillards... sont disponibles et doivent être utilisés. La réduction des émissions est importante par rapport à l'épandage en surface et diffère selon le type de machine utilisé. Le type de machine à utiliser dépend surtout du type de sol et de culture. Incorporer les déjections dans le sol immédiatement après épandage est une alternative valable uniquement sur des terres arables et est la seule technique utilisable pour des déjections solides.

L'utilisation de techniques faiblement émettrices est d'abord devenue obligatoire dans l'est et le sud des Pays-Bas, où les écosystèmes sont les plus fragiles et les plus exposés aux émissions d'ammoniac. Depuis 1995, cette mesure a été étendue à l'ensemble du territoire, et les systèmes d'épandage utilisés doivent au moins conduire à une réduction des émissions de 40% comparativement à l'épandage en surface. Les agriculteurs peuvent acheter, fabriquer ou louer les machines adaptées.

2) Couverture des fosses

Depuis 1992, toutes les fosses de stockage construites après 1987 doivent être couvertes, afin de réduire les émissions d'ammoniac de 75% minimum. Seule une couverture rigide est autorisée, l'usage de couvertures naturelles (paille, tourbe...) étant interdit. Ceci a suscité de nombreuses contestations, notamment des éleveurs bovins, qui voulaient que la croûte qui se forme naturellement à la surface du lisier bovin soit autorisée comme couverture.

3) Réduction des émissions issues des bâtiments d'élevage

Depuis 1993, les éleveurs ont été encouragés à utiliser des bâtiments d'élevage à faible taux d'émission à travers un schéma incitatif de subventions et de certifications (Label Vert). Ainsi, les éleveurs ayant mis en place de tels dispositifs n'ont pas à investir davantage dans des moyens de réduction des émissions d'ammoniac durant les 15 années suivantes. Cela leur permet aussi d'augmenter leur nombre d'animaux tout en maintenant un taux d'émission constant.

Les dispositifs Label Vert sont disponibles sur le marché et sont testés vis-à-vis des émissions d'ammoniac par les autorités gouvernementales avant d'obtenir l'accréditation. Pour cela, les émissions d'ammoniac doivent être réduites d'environ 50% par rapport aux dispositifs classiques existant pour chaque catégorie d'animaux. Près de 30 dispositifs Label Vert ont déjà été reconnus, plus couramment répandus dans les élevages porcins où la surface de déjections en contact avec l'air est réduite au minimum afin de diminuer les émissions d'ammoniac. Ceci est possible en modifiant la configuration du sol et/ou du réseau collecteur de déjections.

Les premiers dispositifs agréés étaient chers et difficiles à mettre en œuvre dans les bâtiments d'élevage déjà existants. Les systèmes développés récemment sont devenus plus simples, moins chers et plus faciles à installer. Les coûts et l'efficacité de réduction des émissions d'ammoniac sont comparés pour divers dispositifs concernant les porcs à l'engraissement dans le tableau 9. Ces systèmes sont listés par ordre chronologique pour souligner leur progression.

Type de système	Coût par porc		Facteur d'émission (kg NH ₃ /porcelet)
	Capital	Par an	
Standard avec caillebotis intégral	264	28	0,75
Standard avec caillebotis partiel	+3	+0,1	0,34
Racleur de déjections « Haglando »	+68	+12	0,18
Drains » WX »	+21	+4	0,21
Réseau collecteur de déjections « Sondag »	+8	+2	0,13
Sol convexe « Sterksel »	+6	+0,5	0,26

+ = coût supplémentaire par rapport au système standard avec caillebotis intégral

Tableau 9. Comparatif des coûts (en Euro) et des émissions d'ammoniac pour un bâtiment d'élevage de porcelets.

Les quantités d'ammoniac pouvant être émises par animal seront revues à la baisse d'ici cette année, et l'Acte sur la Gestion de l'Environnement (Environmental Management Act) sera élaboré à travers un Ordre de Développement Général (General Development Order), obligeant les éleveurs ayant des bâtiments neufs ou rénovés à investir dans des dispositifs faiblement émetteurs.

Le niveau acceptable d'émission d'ammoniac sera basé sur le principe du coût minimum raisonnable décrit précédemment.

En 2008, tous les élevages porcins et avicoles devront être munis de tels dispositifs, excepté les petits éleveurs (entre 200 et 400 porcs par exploitation) qui devront appliquer cette mesure d'ici 2013. Les élevages bovins ne sont pas soumis à cette obligation, ayant fait valoir que l'application de tels dispositifs dans les bâtiments d'élevage bovin était onéreuse par rapport à l'efficacité obtenue. Cette remarque n'est pas justifiée mais le lobby bovin étant puissant aux Pays-Bas, les politiques ont accepté cette dérogation et se focalisent désormais sur une stratégie alimentaire pour les bovins. En effet, remplacer le fourrage par du maïs diminue le surplus de protéines contenu dans le régime alimentaire et diminue ainsi les émissions d'ammoniac à la source. Cependant, le contrôle de l'application d'une loi future sur une stratégie alimentaire bovine sera délicat à mettre en œuvre, et l'efficacité d'une telle mesure sur le plan national est difficile à estimer.

➤ **La politique régionale sur l'ammoniac**

La politique nationale est renforcée par une politique régionale prenant en compte la localisation de l'exploitation par rapport aux terrains sensibles à l'acidification et aux réserves naturelles.

La responsabilité première est donnée aux autorités régionales et municipales.

- ***Permis environnemental***

La politique est définie dans l'Acte sur l'Ammoniac et l'Elevage (Ammonia and Livestock Farming Act) mis en application dès 1994. Tous les éleveurs hollandais doivent demander un permis environnemental à la municipalité dans laquelle leur exploitation est implantée. Ce permis est accordé si la ferme répond à tous les critères environnementaux fixés par les autorités locales, y compris le critère sur les émissions d'ammoniac.

En imposant des limites de dépôts aux fermes en construction ou en extension, les zones sensibles à l'acidification ou à l'azote sont ainsi protégées.

L'Acte autorise aussi les autorités municipales à mettre en place un Plan de Réduction d'Ammoniac (ARP : Ammonia Reduction Plan). Les éleveurs peuvent s'agrandir en achetant des "droits d'ammoniac" à d'autres éleveurs soumis à ce protocole. La municipalité a aussi la possibilité de retirer du marché une partie des droits d'ammoniac à chaque transaction, afin de réduire les émissions globales.

Les réserves naturelles importantes peuvent être encore mieux protégées en imposant des limites de dépôts plus contraignantes et les municipalités peuvent faire enlever la couche supérieure de sols trop pollués où les charges critiques acidifiantes sont largement dépassées.

Après les élections de 1998, le gouvernement hollandais a renforcé la politique nationale au détriment de la politique régionale.

- ***Les pics de dépôts***

Depuis 1990, le gouvernement a proposé une compensation financière à un nombre limité d'éleveurs dont les fermes étaient

responsables de forts taux de dépôts sur des zones sensibles et qui acceptaient de cesser leur activité.

- *Le "fossé ammoniac"*

Les baisses de la concentration en ammoniac dans l'air (et donc de ses dépôts) n'ont pas atteint l'objectif attendu après la mise en place des mesures de réduction entre 1993 et 1997, ce qui entraînerait des répercussions sur l'efficacité des techniques de réduction et sur les objectifs fixés par le Protocole de Göteborg et par la directive NEC fixant les plafonds d'émission nationaux.

Cependant, des mesures réalisées jusqu'en 2000 montrent que l'écart entre les émissions d'ammoniac calculées et mesurées n'est pas aussi important qu'il y paraît. En effet, les années 1996 et 1997 ont été des années très sèches et les émissions d'ammoniac ont été très élevées, nettement supérieures aux émissions d'ammoniac calculées par le modèle. Or, en 1998, les émissions d'ammoniac ont été très faibles, inférieures à celles estimées par le modèle, dû à une pluviométrie importante.

De 1998 à 2000, le rapport des émissions d'ammoniac calculées et mesurées est constant, les émissions d'ammoniac calculées étant toujours inférieures à celles mesurées. Une étude approfondie est désormais en cours pour affiner le modèle et réduire cet écart.

Les émissions d'ammoniac ont diminué de 32% entre 1980 et 2000.

III.2. LE DANEMARK

III.2.1. Contexte agricole

L'agriculture danoise représente près de 62% de la superficie totale du Danemark (43080 km²) contre 13% pour la sylviculture. La production céréalière couvre plus de la moitié de la surface agricole, le blé d'hiver étant la céréale dominante. La population bovine et porcine représente 96% des 2,5 millions d'unités animales (UGB) élevés sur le territoire.

L'élevage produit 20 millions de porcs, 100 millions de volailles, 0,7 millions de vaches à viande et de veaux et 4,7 millions de tonnes de lait par an. La densité bovine moyenne est de 1,3 UGB par hectare et la densité porcine moyenne s'élève à 1,9 UGB par hectare. La densité animale moyenne la plus importante se trouve sur les sols sableux du centre et de l'ouest du Jutland.

Un intérêt croissant pour l'environnement et la qualité des produits a été porté par l'agriculture danoise durant ces 15 à 20 dernières années. Les élevages biologiques ont bénéficié d'une attention particulière et d'un soutien financier, et occupent 6,7% de la surface agricole totale.

L'agriculture représente plus de 98% des émissions d'ammoniac, les déjections animales, bien que non uniformément réparties sur le territoire, étant responsables de près de 70% de ces émissions d'après les estimations consignées dans le tableau 10.

Source d'émission	1996	1999	2003
Bâtiments d'élevage	29,3	26,6	26,6
Fosses de stockage	16,2	10,9	7,9
Épandage des déjections	22,5	18,8	15,2
Pâturage	2,2	2,2	2,1
Engrais minéraux	6,5	5,7	3,8
Traitement de la paille à l'ammoniac	4,2	1,7	1,6
Cultures	11,7	11,12	10,8
Effluents d'élevage	0,1	0,1	0,1
Total	92,7	77,2	68,2

Tableau 10. Sources d'émission d'ammoniac (kt N) liées aux activités agricoles au Danemark en 1996, 1999 et 2003 en imaginant une application totale du Plan d'Action 2 et les développements probables de techniques dans les bâtiments d'élevage et à l'épandage.

Le Danemark est un exportateur net d'ammoniac puisque seulement 30% de l'ammoniac émis au Danemark est déposé sur son propre territoire.

III.2.2. Législation concernant les émissions d'ammoniac

Le niveau d'émissions d'ammoniac fixé par le protocole de Göteborg UN/ECE est de 70 kt NH₃ d'ici 2010, comparativement à un

niveau d'émission de 122 kt NH₃ en 1990 pour le Danemark, soit une réduction de 43%.

Le Danemark est signataire du Protocole de Göteborg de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière Longue Distance et de la Directive Européenne sur les Plafonds d'Emission Nationaux. Le Danemark s'est aussi engagé à suivre la Directive Européenne sur l'Habitat (92/43/EEC) (EU Habitat Directive) qui vise à protéger des écosystèmes ciblés dans toute l'Europe et qui nécessitent une réduction des émissions d'ammoniac. Ceci concerne les tourbières, la lande atlantique et ses lichens, les prairies sur sols secs siliceux, les forêts naturelles et certains lacs particulièrement vulnérables aux dépôts d'ammoniac si ceux-ci venaient à dépasser les charges critiques. Par exemple, les charges critiques sont dépassées pour toutes les tourbières danoises.

Au niveau national, le Protocole de Protection de la Nature (Protection of Nature Act) vise à assurer la protection d'un certain nombre d'écosystèmes en déclin depuis plusieurs années. Il a été établi que les dépôts d'ammoniac sont une menace réelle pour de nombreux écosystèmes danois, les lisières des forêts étant les plus touchées. En effet, les charges critiques pour l'eutrophisation sont dépassées sur 51% des forêts de chênes et sur 81% des forêts de pins, sur 47% et 38% respectivement pour les charges critiques pour l'acidification.

Les dépôts d'ammoniac ont aussi des effets secondaires préoccupant sur l'environnement aquatique, à travers le lessivage des nitrates issus d'un excès d'azote.

III.2.3. Politique environnementale mise en place avant le protocole de Göteborg

➤ Plans d'Action 1 et 2

La politique environnementale, essentiellement axée sur la qualité des eaux de surface et souterraines, a conduit à la mise en place du Plan d'Action 1 sur l'environnement aquatique en 1987 et à de nouvelles initiatives dans le Plan d'Action 2 en 1998.

Ces plans d'actions gouvernementaux ne visent pas directement une réduction des émissions d'ammoniac mais une amélioration de la gestion des nutriments (azote et phosphore principalement) dans l'agriculture, la sylviculture et l'horticulture. Toutefois, améliorer

l'utilisation de l'azote et réduire les excès conduira indirectement à une réduction des émissions d'ammoniac.

Le Plan d'Action 1 a été mis en application en 1987 pour endiguer le nombre croissant d'incidents liés à l'épuisement en oxygène des lacs, des rivières et des eaux côtières en partie dû à des fuites conséquentes d'azote par lessivage (plus de 70 kg/ha) issues des exploitations agricoles. Le pays entier a été identifié comme étant une Zone Vulnérable aux Nitrates après la mise en place de la Directive Nitrate Européenne en 1991. Le Plan d'Action 1 étant insuffisant pour atteindre les objectifs fixés par la Directive Nitrate, le Ministère de l'Environnement et de l'Energie ainsi que le Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche ont établi le Plan d'Action 2 en 1998. Ce plan consigne de nouvelles initiatives et des règles plus strictes vis-à-vis de l'utilisation de l'azote, de l'assimilation de l'azote par les cultures, des zones ripariennes, des régions particulièrement fragiles, de l'agriculture biologique et d'une meilleure utilisation des fourrages.

Les plans d'action 1 et 2 incluent un nombre important de lois et plusieurs ordres ministériels.

L'utilisation de l'azote dans l'agriculture est consignée dans un ordre ministériel administré par l'Institut des Plantes danois (Danish Plant Directorate). Bien que la législation concerne l'utilisation de l'azote (minimiser la teneur en azote dans les eaux souterraines et les dépôts d'ammoniac par exemple), les grandes lignes sur l'utilisation du phosphore sont également données.

En application de ces plans, les agriculteurs doivent calculer la quantité d'azote qui peut être utilisée sur leurs exploitations (le quota d'exploitation). Ce calcul est basé sur des normes azote (c'est-à-dire des taux d'application en kg N/ha) pour différents types de cultures, dépendant du type de sol, des cultures précédentes, de la pluviométrie... Le quota doit être atteint en ajustant les quantités d'engrais minéraux et de déjections utilisées sur l'exploitation. Les valeurs standards minimales sont utilisées pour calculer la quantité d'azote contenue dans les déjections.

L'agriculteur soumet chaque année une déclaration sur le quota et l'utilisation d'azote pour son exploitation à l'Institut des Plantes. Une utilisation excessive d'azote est une violation de la loi qui peut être poursuivie au tribunal civil. Une évaluation de la situation danoise en 2000 a indiqué que les objectifs de réduction des fuites azotées ne seront

pas atteints d'ici 2003, il pourrait donc être nécessaire de renforcer l'action menée.

Les plans d'action sont complétés par des Codes de Bonnes Pratiques Agricoles et d'autres ouvrages de conseils.

➤ Règles d'utilisation de l'azote dans l'agriculture

1) Déclaration à l'Institut des Plantes. Cette mesure est obligatoire pour tous les agriculteurs qui désirent acheter des engrais sans avoir à payer de taxes et qui gèrent un cheptel conséquent ou qui reçoivent une quantité de déjection supérieure à celle autorisée.

2) Rapport à l'Institut des Plantes. Les agriculteurs déclarés doivent soumettre un plan écrit le 1^{er} septembre de chaque année, décrivant les cultures qui seront semées et la surface occupée associée. A la fin du mois de mars, les agriculteurs doivent soumettre le détail des quantités maximales d'azote autorisées estimées pour leurs exploitations (quota azote) et la quantité d'azote contenue dans les déjections qui sera utilisée. Au mois de mars de l'année suivante, les agriculteurs doivent rendre compte du quota azote effectif.

3) Calcul du quota azote. Les normes azote, ou les taux d'épandage, sont utilisés pour calculer le quota d'engrais minéraux nécessaire pour l'exploitation. Ces normes dépendent principalement du type de culture et ne répondent pas forcément à des critères économiques. Pour chaque culture, ces normes sont affinées, prenant en compte le type de sol, les effets résiduels de la culture précédente, l'irrigation et les données météorologiques. Elles peuvent aussi être revues à la hausse si l'agriculteur fournit la preuve que ses cultures nécessitent un taux plus élevé pour avoir un meilleur rendement. Les valeurs standards d'azote contenu dans les déjections animales doivent être utilisées en correspondance avec les quantités d'azote disponible pour l'assimilation par les cultures au cours de la saison actuelle et à venir (effet résiduel) (cf. tableau 11).

Type de déjection	Année courante	Année suivante	Année courante	Année suivante
	1998	1999	1999	2000
Déjections bovines	50	10	55	10
Déjections porcines	55	10	60	10
Litière	20	15	25	15
Autre	45	10	50	10

Tableau 11. Pourcentage d'azote contenu dans les déjections animales utilisé pour calculer les quotas des exploitations agricoles.

4) Fourrages verts et cultures dérobées. Ils permettent d'assimiler une partie de l'azote excédentaire contenu dans le sol en automne, réduisant ainsi les risques de lessivage des nitrates. De nombreuses plantes peuvent être cultivées comme fourrages verts, à condition que celles-ci recouvrent au moins 65% des terres arables et des jachères de l'exploitation et qu'elles ne soient pas moissonnées avant le 20 octobre. Les cultures dérobées sont limitées aux plantes assimilant efficacement l'azote. Elles ne doivent pas être moissonnées avant le 20 octobre et doivent être suivies d'une culture ensemencée au printemps. Les taux d'apport d'azote sont abaissés pour des cultures ensemencées au printemps.

5) Stockage des déjections. La capacité de stockage doit être suffisante pour éviter d'avoir à épandre sur les terres durant les périodes non autorisées. Les fosses doivent donc être assez grandes pour stocker les déjections durant 6 mois minimum, 9 mois étant la durée conseillée. Les éleveurs n'ayant pas une capacité de stockage adéquate peuvent passer un accord avec d'autres éleveurs qui puissent stocker ou acheter leur surplus de déjections.

6) Epandage des déjections. L'épandage de lisier et de fumier est interdit entre la récolte et le 1^{er} février. Cependant, il existe des exceptions. Le lisier peut être épandu de la moisson jusqu'au 1^{er} octobre sur les prairies et sur les terres ensemencées de colza d'hiver. Les déjections solides peuvent être épandues de la récolte au 20 octobre si des cultures d'hiver sont ensemencées par la suite.

7) Violation des règles. Les agriculteurs qui ne rendent pas compte de leur déclaration d'azote ou qui excèdent les limites d'utilisation de l'azote reçoivent un avertissement écrit et peuvent avoir à payer une amende. Ces contraventions ont soulevé de nombreux débats au Danemark et ont permis de prendre conscience des conséquences d'une utilisation d'azote excessive.

Il est intéressant de noter qu'en 1998/1999, 96% des agriculteurs utilisaient moins d'azote par hectare qu'autorisé.

III.2.4. Politique environnementale sur l'ammoniac

La mise en place du Plan d'Action 2 sur l'environnement aquatique diminuera les émissions d'ammoniac, mais les mesures envisagées seront insuffisantes pour répondre aux engagements nationaux et internationaux. Le Ministère de l'Environnement et de l'Energie et le Ministère de l'Alimentation, le l'Agriculture et de la Pêche ont donc décidé d'élaborer un plan d'action spécifique pour réduire les émissions d'ammoniac liées aux activités agricoles.

➤ Plan d'action pour réduire les émissions d'ammoniac liées aux activités agricoles.

L'objectif de ce plan est de réduire les pertes azotées dans l'environnement aquatique danois et de protéger les écosystèmes naturels et les espèces vulnérables. En même temps, ce plan devrait permettre au Danemark de répondre à ses obligations concernant les accords et les directives internationaux.

Ce plan fait partie intégrante du Plan d'Action 2 sur l'environnement aquatique instauré en 1998. Il provient d'une série détaillée de rapports scientifiques commandités par le Ministère de l'Environnement et de l'Energie et le Ministère de l'Agriculture auprès de l'institut de recherche pour l'environnement et de l'institut danois de recherche en agriculture (DIAS).

Rapport 1 : Emissions d'ammoniac issues des activités agricoles : situation et sources.

Rapport 2 : Possibilités technologiques pour réduire la volatilisation de l'ammoniac issue de l'agriculture.

Rapport 3 : Nature et impacts environnementaux de l'ammoniac.

Rapport 4 : Evaluation économique des mesures pour réduire la volatilisation de l'ammoniac issue de l'agriculture.

Un comité (le Comité Wilhjelmsen) a la tâche de préparer un rapport comparable à un plan d'action sur la biodiversité et la protection de la nature. Le gouvernement élaborera ensuite un plan national sur ces différents aspects. Ce plan précisera probablement la localisation, la construction et l'agrandissement d'exploitations agricoles au voisinage des écosystèmes naturels vulnérables.

➤ Mesures de réduction des émissions d'ammoniac

1) Bâtiments d'élevage

Les bâtiments d'élevage contribuaient pour 46% des émissions agricoles totales en 1999, augmentant jusqu'à 50% suite à l'application du Plan d'Action 2 qui provoqua une baisse des émissions issues d'autres sources. Il existe une panoplie de techniques qui réduisent les émissions issues des bâtiments d'élevage, mais il est reconnu que :

- plusieurs d'entre elles sont plus faciles et moins chères à mettre en place dans les bâtiments neufs ou rénovés que dans les bâtiments déjà existants ;

- ces mesures peuvent être en désaccord avec le bien-être des animaux, une recherche plus approfondie est donc nécessaire.

Il est proposé que ces mesures soient mises en place à travers :

- ✓ une campagne d'information ciblée sur le rôle important de la gestion de l'exploitation sur ces fuites ammoniacales (lavage fréquent des bâtiments par exemple) ;
- ✓ une prise en compte de la réduction des émissions d'ammoniac dans le calcul de l'azote contenu dans les déjections après stockage ;
- ✓ l'assurance que de nouveaux projets mis en place d'après le Schéma d'Investissement dans l'Agriculture incluent des mesures pour réduire les émissions d'ammoniac. Ce schéma gouvernemental délivre une aide financière pour améliorer les bâtiments déjà existants ou inciter à en construire de nouveaux munis de techniques de réduction des émissions d'ammoniac. Cette mesure devrait prendre effet cette année, le schéma sera revu annuellement.

Animaux à fourrure (vison).

Les pratiques de gestion actuelles conduiraient à la perte de 75% de l'azote contenu dans les déjections qui fournissent 3,5 kt d'ammoniac par an. Installer des gouttières sous les cages pour collecter les déjections et les acheminer chaque semaine vers une fosse de stockage adaptée pourrait réduire significativement ces émissions.

Il est proposé :

- ✓ d'introduire des recommandations pour la collecte, l'enlèvement et le stockage des déjections d'ici 2004 ;
- ✓ de prendre en compte la réduction des émissions d'ammoniac dans le calcul de l'azote contenu dans les déjections après stockage.

2) Stockage des déjections

Déjections solides et liquides

Une législation déjà existante (l'ordre statutaire sur les déjections animales) impose que les fosses de stockage des déjections solides et liquides soient couvertes à l'aide d'une couche ou d'une couverture flottante imperméable. Cependant, des enquêtes réalisées sur les 2-3 dernières années ont montré qu'il existe des problèmes de mise en œuvre, surtout dans les exploitations porcines, où moins de 50% des éleveurs se sont imposés une couverture répondant à la réglementation et 10% n'ont pas du tout de couverture. La situation est meilleure, mais toujours à améliorer, pour les exploitations mixtes et bovines. Les enquêtes réalisées ont démontré que maintenir une couverture flottante adaptée sur les déjections porcines présentait des difficultés techniques. De légers agrégats expansés, des membranes flottantes ou des structures en forme de tente sont des alternatives envisageables.

Suite à la non-adéquation de la législation déjà mise en place avec les objectifs voulus, des exigences plus poussées ont été introduites :

- ✓ En août 2001, des membranes flottantes ou des structures en forme de tente sont devenues obligatoires sur toutes les cuves de stockage des déjections quel que soit le type d'élevage. Des dérogations peuvent être obtenues à travers la participation à un schéma « dans bâtiment » (« in-house ») si la présence d'une couche flottante bien hermétique est démontrée. Si ce n'est pas le cas, l'éleveur doit

installer une couverture fixe. Ce schéma de dérogation nécessite un rapport détaillé de l'éleveur sur la mise en place et la gestion de la couche flottante ainsi qu'une inspection annuelle et la transmission des informations aux autorités municipales. Ce schéma n'est pas applicable à tous les éleveurs, par exemple, de nouvelles enceintes de stockage des déjections installées au voisinage d'un écosystème vulnérable doivent obligatoirement être couvertes à l'aide d'une couverture fixe.

- ✓ Le gouvernement réétudiera l'adéquation de la politique mise en place avec les contraintes imposées en 2003, et si celle-ci n'est pas avérée, le schéma de dérogation sera repoussé de 3 ans.
- ✓ Les réductions des émissions d'ammoniac seront prises en compte dans le calcul de l'azote contenu dans les déjections après stockage.

Déjections solides.

La législation n'imposait pas de couvrir les déjections solides. Il a été proposé :

- ✓ d'imposer que les déjections solides d'un usage non quotidien soient couvertes avec une couche de fumier composté et stable ou avec un matériau imperméable à l'air immédiatement après stockage en août 2001 ;
- ✓ de prendre en compte les réductions d'ammoniac dans le calcul de l'azote contenu dans les déjections après stockage.

3) *Epandage*

Il est proposé :

- ✓ d'interdire l'épandage en surface du lisier et des déjections liquides d'ici août 2002 ;
- ✓ d'imposer que les déjections solides ne restent pas à la surface (et soient donc incorporées) plus de 6 heures après épandage. La limite actuelle est de 12 heures.

4) *Traitement de la paille à l'ammoniac*

Ce procédé est actuellement utilisé pour améliorer la digestibilité de la paille et la conservation de la paille humide; 65% de l'ammoniac utilisé serait perdu au cours de ce traitement dans l'atmosphère.

Il est donc proposé :

- ✓ d'interdire le traitement de la paille à l'ammoniac d'ici août 2004. Des dérogations pourront être obtenues à un niveau national et régional pour traiter la paille durant les années de moisson très humides après consultation de conseillers.

➤ **Effets des mesures prises pour réduire les émissions d'ammoniac**

L'impact potentiel des mesures proposées sur les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture danoise sont résumées dans le tableau 12.

Mesure	Réduction annuelle estimée (kt N)
Optimisation de la gestion des déjections dans les bâtiments d'élevages bovins, porcins et avicoles.	2.6
Optimisation de la gestion des déjections dans les bâtiments d'élevage des animaux à fourrure.	0.5
Couverture des fosses de stockage des déjections.	1.7
Interdiction de l'épandage en surface des déjections	3.4
Interdiction du traitement de la paille à l'ammoniac	1.2-1.4
Total	9.4-9.6

Tableau 12. Estimations des effets des mesures proposées pour réduire les émissions d'ammoniac.

Les mesures concernant les bâtiments d'élevage seront introduites progressivement, lors de la rénovation des exploitations et n'atteindront donc pas l'objectif de réduction final d'ici 2010. D'autres mesures seront mises en place en 2004.

Une application totale du plan d'action augmentera le taux d'azote contenu dans les déjections, améliorant ainsi leur potentiel de fertilisation des cultures. L'azote contenu dans les déjections issues des batteries à fosse profonde augmenterait ainsi de 3,9 à 7,0%.

Le plan d'action pour réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture devrait réduire les émissions d'environ 9 kt N, quoique les incertitudes sur ce chiffre soient considérables. De plus, les émissions

liées au traitement de la paille à l'ammoniac et aux cultures ne sont pas prises en compte. Ainsi, les objectifs de réduction devraient être atteints, si on suppose une application totale du Plan d'Action 2 incluant le plan d'action sur l'ammoniac (cf. tableau 13).

Protocole de Göteborg et Convention UN/ECE	Application totale du plan d'action 2 incluant le plan d'action sur l'ammoniac
69,0 kt NH ₃	68,2 kt N
	moins 1,6 kt dû à l'interdiction du traitement de la paille
	moins 10,5 kt dû aux culture
= 55,6 kt N	= 55,8 kt N

Tableau 13. Objectif fixé sur les émissions d'ammoniac et estimation des émissions après application du Plan d'Action 2.

III.3. LE ROYAUME-UNI

III.3.1. Contexte agricole

Le Royaume-Uni comprend l'Angleterre, le Pays de Galles, l'Ecosse et l'Irlande du Nord, et a une superficie totale de 24 millions d'hectares. En général, les montagnes du nord et de l'ouest du Royaume-Uni sont moins peuplées que les terres en contrebas du sud et de l'est. Les sols sont très variables. L'industrie agricole est désormais administrée et légalement encadrée par le Département de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires Rurales (le DEFRA). L'agriculture recouvre près de 18 millions d'hectares, 4,5 millions d'hectares étant dédiés aux cultures arables (principalement des céréales), les prairies recouvrant le reste. Les élevages (surtout bovins et ovins) sont concentrés à l'ouest du Royaume-Uni, plus humide, tandis que la majeure partie des cultures arables se trouve à l'est. En 2001, l'élevage a produit 10,6 millions de bovins dont 2,25 millions de vaches laitières et 1,71 millions de bœufs, 5,85 millions de porcs, 163,88 millions de

volailles et 37,72 millions de moutons et d'agneaux. L'agriculture biologique est en expansion avec près de 300 mille hectares convertis ou en voie de conversion en 1999.

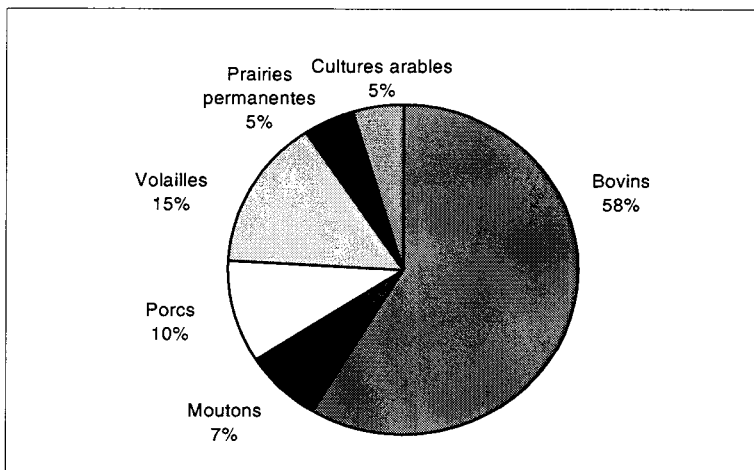
Emissions d'ammoniac au Royaume-Uni

Les émissions d'ammoniac au Royaume-Uni sont calculées annuellement à l'aide d'un tableau EXCEL soumis à l'EMEP au mois de décembre de chaque année. Le tableau contient les facteurs d'émission d'ammoniac pour toutes les principales sources d'émission agricoles, basés, quand cela est possible, sur des mesures réalisées sous les conditions du Royaume-Uni. De plus, le tableau contient des données d'activité, incluant le nombre d'animaux, le taux d'engrais utilisé, les quantités et la teneur en azote des déjections produites dans les élevages et les résultats d'une enquête menée sur le type et le nombre de bâtiments d'élevage, de fosses de stockage... au Royaume-Uni. Les facteurs d'émission et les données d'activité sont actualisées chaque année pour prendre en compte les informations nouvelles, révisées et remises à jour. Ces dernières années, les émissions d'ammoniac issues de sources non-agricoles ont été ajoutées, basées sur des estimations faites à partir de données et d'informations trouvées dans la littérature. Un nouveau modèle informatique (NARSES) est actuellement en développement pour estimer les émissions à l'échelle nationale, régionale et de l'exploitation et pour permettre d'évaluer le coût et l'efficacité des mesures de réduction.

L'estimation des émissions totales d'ammoniac au Royaume-Uni pour l'année 1999 est de 330,2 kt d'azote (N). Ce chiffre comprend 272,6 kt N (83%) issues de sources agricoles et 57,6 kt N (17%) issues de sources non-agricoles. La répartition des sources agricoles est donnée dans la figure 7.

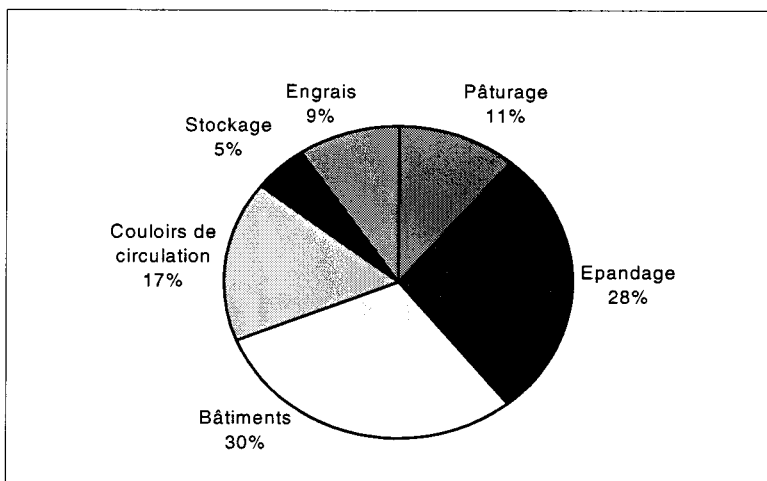
Les transports routiers (22%), les chevaux (19%), les procédés industriels (12%), les animaux domestiques (9%), les animaux sauvages et les oiseaux de mer (9%), les eaux usées (8%) et les décharges (7%) constituent les principales sources d'émission non-agricoles.

a) Type d'élevage ou de culture



Contribution du type d'élevage sur les émissions totales d'ammoniac au Royaume-Uni.

b) Gestion de l'exploitation



Emissions issues des différents stades de gestion de l'exploitation agricole au Royaume-Uni.

Figure 7. Contributions des sources agricoles sur les émissions d'ammoniac au Royaume-Uni en 1999.

Les données présentées ci-dessus illustrent que, tout comme d'autres pays européens, les déjections animales sont les principales sources d'émission au Royaume-Uni. Des émissions importantes sont issues des déjections présentes dans les bâtiments d'élevage ou lors du stockage et de l'épandage des déjections.

Bien que la tendance des émissions agricoles soit à la baisse depuis 1990, une forte augmentation de 43 kt d'azote entre 1998 et 1999 a été remarquée due à de nouvelles données sur les couloirs de circulation. Les couloirs de circulation sont des zones souvent bétonnées, situées en plein air autour des bâtiments et utilisées pour rassembler ou nourrir le bétail. Bien qu'elles ne soient pas utilisées constamment, ces zones peuvent être salies par les fèces et urines des animaux (particulièrement les bovins) présents en nombre important et représentent donc une source importante d'émission d'ammoniac.

Toutes les estimations des émissions d'ammoniac nationales présentent des incertitudes liées aux erreurs associées aux facteurs d'émission et aux données d'activité. Pour le Royaume-Uni, l'incertitude sur les émissions totales d'ammoniac serait de $\pm 25\%$. De plus, il existe une divergence entre le taux d'émission national estimé et le bilan atmosphérique de l'ammoniac. Ce bilan est basé sur des mesures de concentrations atmosphériques et de dépôts d'ammoniac et sur un modèle mathématique. Ces études laissent à penser que le taux d'émission total serait sous-estimé.

III.3.2. Objectifs fixés par le protocole de Göteborg

Le niveau d'émission d'ammoniac fixé par le protocole de Göteborg UN/ECE et la Directive Européenne sur les Plafonds d'Emissions Nationaux est de 296 kt NH₃ par an, comparativement à un niveau d'émission de 333 kt NH₃ en 1990 pour le Royaume-Uni, soit une réduction de 11%.

III.3.3. Politique environnementale sur l'ammoniac

Etant donné l'importance prépondérante des sources agricoles, le DEFRA a la responsabilité des émissions d'ammoniac. Durant les 10-20 dernières années, des liens forts ont été maintenus entre la science, la politique et la réglementation. La recherche scientifique a d'abord été

chargée de soutenir les objectifs politiques qui se sont ensuite appuyés sur les conclusions scientifiques. La politique a été mise en place à travers une réglementation qui, au Royaume-Uni, continue d'être largement basée sur une action volontaire chaque fois que possible. Ainsi, pendant les années 1980-1990, la politique instaurée a encouragé l'utilisation d'azote (et d'autres nutriments pour les plantes) contenu dans les déjections animales et à prendre en compte une diminution de leur pouvoir fertilisant due aux émissions d'ammoniac. L'implication politique, scientifique et réglementaire figure largement dans la Directive Nitrate Européenne. Les événements mentionnés ci-dessus ont conduit à un développement rapide d'une politique de réduction des émissions d'ammoniac dans les années 1990 et à une augmentation des fonds de recherche. Celle-ci a permis la réalisation d'un inventaire détaillé des émissions d'ammoniac, de quantifier les effets et de fixer un objectif de réduction des émissions. L'attention est toujours portée sur les coûts, l'efficacité et la possibilité de mise en œuvre de méthodes visant à réduire les émissions issues de l'agriculture au Royaume-Uni. La recherche actuelle financée par le DEFRA porte sur le développement d'un modèle informatique contribuant à la prédiction et à la compréhension des émissions, l'évaluation d'expériences sur le terrain et au sein d'exploitations commerciales, le développement de techniques de réduction applicables aux déjections et sur l'étude d'un système expérimental permettant d'avoir accès aux émissions issues des bâtiments d'élevage, des fosses de stockage et de l'épandage des déjections au sol. Des recherches sont aussi en cours sur le transport et les dépôts d'ammoniac et sur les impacts sur l'environnement.

Options pour réduire les émissions

Comme il est souvent onéreux de réduire les émissions issues des bâtiments d'élevage, l'attention continue d'être portée sur la réduction des émissions issues des fosses de stockage et de l'épandage des déjections. Les options bon marché et applicables sur de nombreuses exploitations sont :

- l'utilisation d'épandeurs en bandes ou d'injecteurs pour appliquer le lisier au sol ;
- l'incorporation des déjections solides (litières de poulets par exemple) dans le sol (en labourant préférentiellement) sous les 24 heures suivant l'épandage ;

- couvrir les fosses de stockage de lisier quand des méthodes adaptées existent.

Adopter des techniques faiblement émettrices pour l'épandage des déjections et couvrir les fosses de stockage augmentera forcément significativement les coûts de gestion des déjections. La mise en œuvre de techniques de réduction sur les exploitations commerciales peut aussi présenter des difficultés pratiques. Pour répondre à ces problèmes potentiels, un projet financé par le DEFRA (actuellement dans sa troisième année) vise à évaluer les avantages et les inconvénients liés à l'utilisation de ces techniques de réduction au sein d'exploitations commerciales bovines, porcines et avicoles.

Instruments politiques

L'un des objectifs principaux du DEFRA est de "maintenir et faire progresser l'environnement rural et marin et le plaisir du public aux agréments qu'il procure et de promouvoir la sylviculture". Des contrôles spécifiques sur les pertes azotées, y compris les pertes d'ammoniac sont reconnus nécessaires pour atteindre cet objectif et répondre aux obligations internationales. Le DEFRA reconnaît aussi le besoin de maintenir une industrie agricole compétitive. L'intérêt est donc surtout porté sur des mesures pratiques bon marché et sur des contrôles volontaires plutôt qu'obligatoires, surtout vis-à-vis du climat économique actuellement défavorable de l'agriculture.

Ce point de vue a été renforcé dans le Plan d'Action pour l'Agriculture émis par le Premier Ministre en juin 2000.

Les instruments politiques pertinents pour réduire les émissions d'ammoniac sont les suivants:

- *Code des Pratiques Agricoles pour la Protection de l'Air* (le Code sur l'Air).

Ce code a été réimprimé en 1998 et est disponible gratuitement. C'est un code bénévole qui contient des conseils sur les techniques réduisant la pollution de l'air tels que les odeurs, l'ammoniac, les fumées et les gaz à effet de serre. Ce code expose brièvement les techniques disponibles pour réduire les émissions d'ammoniac issues des déjections animales.

- *Le Protocole relatif à la Réduction de l'Acidification de l'Eutrophisation et de l'Ozone Troposphérique UN/ECE.*

Ce protocole lié à la Convention sur le Transport de la Pollution Atmosphérique à Longue Distance UN/ECE a été signé par les différents ministres de l'environnement en 1999 à Göteborg et vise à réduire les émissions de soufre, d'oxydes d'azote, de composés organiques volatiles et d'ammoniac. C'est la première fois qu'un traité international cible les émissions d'ammoniac. Le Protocole de Göteborg fixe des objectifs de réduction à atteindre d'ici 2010 pour chacun des polluants et contient une série de mesures que les pays devraient employer lorsqu'elles sont applicables, pour réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture. Ceci comprend la publication et la diffusion d'un code national de bonnes pratiques agricoles pour le contrôle des émissions d'ammoniac, basé sur un code d'orientation produit par l'UN/ECE. Ce code d'orientation passe en revue de nombreuses techniques de réduction des émissions d'ammoniac, regroupant des stratégies alimentaires pour les animaux d'élevage, la modification de la conception et/ou de la gestion des bâtiments d'élevage, la couverture des fosses de stockage des déjections, l'utilisation d'épandeurs en bandes ou d'injecteurs faiblement émetteurs pour appliquer le lisier à même le sol, l'incorporation rapide des déjections solides par travail du sol et une gestion appropriée des engrais minéraux azotés. Le DEFRA a joué un rôle actif dans ces négociations, en présidant le groupe de travail sur les techniques de réduction des émissions d'ammoniac et en publiant le code d'orientation.

- *La Directive Européenne Nationale sur les Plafonds d'Emission (CNED).*

Cette directive a été signée en 2000 et fixe des objectifs similaires ou des plafonds pour les émissions d'ammoniac et d'autres polluants au Protocole de Göteborg. Le département de l'Environnement, du Transport et des Régions a pris la tête des négociations pour l'Angleterre et le Pays de Galles.

- *La Directive Européenne sur la Prévention et le Contrôle de la Pollution Intégrés (IPPC).*

Cette directive a été adoptée en 1996 par le Conseil de l'Union Européenne, dans le but d'éviter, de réduire et d'éliminer la pollution issue de l'industrie à travers la délivrance d'autorisations spécifiant les conditions opératoires, les limites d'émission dans l'air, l'eau et le sol et

inventoriant les émissions annuelles de polluants. Bien que l'agriculture soit très peu incluse dans cette directive, cela concerne tout de même les exploitations porcines et avicoles importantes, considérées comme des installations industrielles. En Angleterre et au Pays de Galles, l'Agence pour l'Environnement délivre les autorisations aux exploitations. La Directive devrait être appliquée aux exploitations nouvelles et déjà existantes d'ici 2007. Les éleveurs devront utiliser les "meilleures techniques disponibles" pour réduire les émissions d'ammoniac et faire le rapport des émissions issues de leurs exploitations en se basant sur des Notes de Conseils publiées par l'Agence qui percevra de l'argent pour l'inspection et la délivrance d'autorisations.

Les estimations réalisées indiquent que l'objectif de réduction ou le plafond d'ammoniac de 297 kt NH₃ au Royaume-Uni devrait être atteint d'ici 2010 à travers la baisse attendue du nombre d'animaux d'élevage, sans avoir à introduire des mesures de réduction obligatoires. Cependant, la prise en compte des émissions additionnelles issues des couloirs de circulation et des sources non agricoles dans l'inventaire de 1999 laisse à penser que l'objectif pourrait ne pas être atteint.

Les responsables politiques sont conscients du conflit potentiel existant entre la réduction des émissions d'ammoniac et la Directive Nitrate Européenne, surtout lors de la mise en œuvre de techniques de réduction des émissions d'ammoniac sur les exploitations affectées par l'IPPC et situées sur des Zones Vulnérables aux Nitrates. Incorporer les déjections en automne pour diminuer les émissions d'ammoniac par exemple pourrait conduire à une augmentation du lessivage potentiel des nitrates.

Conseils aux éleveurs

Il n'y a pas de publications spécifiques qui procurent des conseils aux éleveurs pour contrôler les émissions d'ammoniac. Un fascicule (intitulé "Pourquoi tout ça sur l'ammoniac?") a été publié et distribué pour que les éleveurs se prennent conscience du problème et des conséquences possibles. Des informations générales sur la réduction des émissions d'ammoniac sont disponibles à travers :

- *Le Code Air*

Déjà décrit précédemment.

- *Recommandations sur l'utilisation d'engrais pour les cultures agricoles et horticoles* (RB209) Publié par le DEFRA, cet ouvrage a été largement revu en 2000 et inclut un chapitre sur l'utilisation de déjections organiques qui résume les avantages d'une réduction des pertes azotées à travers les émissions d'ammoniac.

Livrets 1, 2 et 3 de gestion de déjections animales

La production de ces trois livrets élaborés par trois instituts de recherche a été financée par le DEFRA. Les livrets procurent des conseils pratiques sur l'utilisation des déjections sur les terres arables (livret 1), les prairies (livret 2) et sur l'épandage des déjections (livret 3). Ils soulignent tous les avantages d'éviter les pertes d'ammoniac et décrivent les méthodes et les équipements pour y parvenir.

MANNER

C'est une modélisation informatique qui permet aux éleveurs d'estimer l'azote contenu dans les déjections disponible pour les plantes, en considérant les pertes d'azote à travers les émissions d'ammoniac.

Démonstration de la gestion des nutriments dans les exploitations

Ce projet financé par le DEFRA a été pris en charge par ADAS. Des méthodes, incluant des techniques de réduction des émissions d'ammoniac, ont été introduites dans de nombreuses exploitations commerciales différentes. Les exploitations et les données collectées associées forment la base de conseils, de rapports et de démonstrations.

Conclusions

Le DEFRA vise à réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture essentiellement à travers la mise en application du Protocole de Göteborg UN/ECE et la Directive NEC Européenne. Une recherche scientifique approfondie sur la quantification des sources, l'étendue et les effets des émissions d'ammoniac et sur le développement de techniques de réduction applicables aux élevages du Royaume-Uni a aidé à fixer les directives politiques. Les estimations actuelles indiquent que les objectifs de réduction seront atteints à travers la baisse attendue du nombre d'animaux

d'élevage, sans avoir à introduire des mesures de réduction obligatoires. Ceci est susceptible de changer à la lumière de nouvelles mesures et conclusions scientifiques. Les émissions d'ammoniac ayant une part importante dans l'inefficacité de l'utilisation de l'azote par les cultures, leur réduction est donc encouragée. Un nouveau document stratégique sur l'ammoniac sera publié par le DEFRA à la fin de cette année. Un livret résumant la recherche et le développement sur les émissions d'ammoniac effectués au Royaume-Uni ces 10 dernières années est aussi sur le point d'être publié. De nouvelles initiatives majeures sont en train d'être planifiées par le DEFRA sur le transfert de technologie afin d'informer et conseiller les éleveurs sur les impacts environnementaux, incluant les émissions d'ammoniac.

III.4. LA SUEDE

III.4.1. Contexte agricole

La Suède a une surface totale de 449 964 km² et est divisée en trois régions : le Götaland au sud, le Svealand au milieu et le Norrland au nord du pays. La surface arable totale est de 2,78 millions d'hectares, essentiellement concentrée au sud de la suède, tandis que la production animale se trouve principalement au Götaland.

L'élevage produisait 1,7 million de bovins dont 449 000 vaches laitières, 260 000 truies, 3,9 millions de porcs à l'engraissement et 64 millions de poulets en 1998.

L'agriculture biologique représente actuellement 10% de la surface agricole totale, et est en extension.

L'agriculture suédoise est responsable de 90% des émissions d'ammoniac.

III.4.2. Législation concernant les émissions d'ammoniac

L'objectif de réduction des émissions d'ammoniac fixé par le protocole de Göteborg UN/ECE est de 57 kt NH₃ d'ici 2010, comparativement à un niveau d'émission de 61 kt NH₃ en 1990 pour la Suède, soit une réduction de 7%.

III.4.3. Politique environnementale sur l'ammoniac

En Suède, une législation visant à éviter les émissions d'ammoniac existe depuis 1993. Celle-ci régleme comment stocker les déjections et comment les épandre. Jusqu'à présent, il n'y a pas de réglementation sur la teneur azotée de l'alimentation ni sur la gestion des déjections dans les bâtiments. La législation tient compte des différences régionales, les élevages situés au sud du pays ayant plus de contraintes que ceux situés au nord de la Suède.

➤ Stockage des déjections

Les élevages de plus de 10 UGB situés dans les régions sensibles à la pollution (sud de la Suède et élevages situés à moins de 20 km des côtes du comté de Stockholm) doivent avoir une capacité de stockage adaptée. Celle-ci doit correspondre à un volume de déjections bovines ou ovines produit pendant 8 mois, pendant 10 mois pour les autres catégories d'animaux. Les élevages suédois ayant plus de 100 UGB sont aussi concernés par cette mesure.

Pour les exploitations plus petites, les capacités de stockage des déjections doivent correspondre à la quantité de déjection produite durant la période où l'épandage est interdit.

Depuis 1997, dans les exploitations supérieures à 10 UGB du Götaland et des plaines du Svealand, les urines et les fèces doivent être couvertes de façon à éviter les émissions d'ammoniac et les cuves de stockage doivent être remplies en dessous de la couverture. La méthode la plus efficace est une couverture adaptée ou un toit, mais des agrégats d'argile expansés, de la paille, de la tourbe, une couverture plastique ou d'autres matériaux peuvent aussi réduire les émissions d'ammoniac. L'éleveur est libre de choisir la méthode de couverture, à condition que celle-ci soit efficace.

➤ Epandage des déjections

La réglementation suédoise contient des règles relatives à la densité animale, c'est-à-dire au nombre d'animaux maximal autorisé par hectare de terrain disponible pour l'épandage des déjections. Cette réglementation concerne les exploitations de plus de 10 UGB, afin

d'éviter des pertes de nutriments trop importantes vers les lacs, les mers et les cours d'eau.

Depuis janvier 1999, l'épandage des déjections animales et d'autres déchets organiques sur les zones sensibles à la pollution mentionnées plus haut est interdit entre le 1^{er} janvier et le 15 février, l'épandage d'engrais commerciaux est interdit du 1^{er} novembre au 15 février. Il est aussi interdit d'épandre des engrais sur des terres engorgées d'eau ou inondées de même que sur des sols gelés ou recouverts de neige.

Du 1^{er} août au 30 novembre, les déjections animales et autres engrais organiques peuvent seulement être épandus sur des cultures ou avant un ensemencement d'automne. De plus, la quantité d'engrais épandu doit correspondre au besoin d'azote des cultures. Une taxe de 0,19 euros par kg d'azote épandu en excès a été fixée.

Depuis 1996, tous les types de déjections et d'urines doivent être incorporés dans les quatre heures suivant l'épandage pour réduire les émissions d'ammoniac après épandage sur sols nus. Cette mesure concerne 3 comtés du sud de la Suède. Depuis 1998, le lisier doit être épandu avec des techniques faiblement émettrices, telles que l'épandage en bande, l'injection ou l'épandage en surface, à condition que le lisier soit au moins dilué avec 50% d'eau et que l'épandage soit suivi sous les 4 heures d'une irrigation avec au moins 10 mm d'eau.

Les recherches s'orientent actuellement sur l'effet d'ajout d'additifs aux déjections et sur des mesures pour réduire les émissions d'ammoniac issues de l'élevage de vaches laitières.

III.5. L'ALLEMAGNE

III.5.1. Contexte agricole

L'agriculture allemande représente 54% de la superficie totale du pays (356 947 km²). Le blé d'hiver (2,7 millions d'hectare) et l'orge (1,4 million d'hectare) sont les céréales les plus cultivées. Les prairies recouvrent 5,2 millions d'hectare.

L'élevage allemand est intensif, produisant 24,2 millions de porcs, 20,9 millions de bovins et 97,2 millions de volaille en 1997, principalement concentré au nord-ouest de l'Allemagne tandis que la

plupart des cultures se trouvent au Nouveau Länder. L'agriculture biologique est en progression mais ne représente que 2,4% de la surface agricole totale.

L'agriculture allemande est responsable de 90% des émissions d'ammoniac dont 70% proviennent de l'élevage bovin.

III.5.2. Législation concernant les émissions d'ammoniac

Le niveau d'émission d'ammoniac fixé par le protocole de Göteborg UN/ECE est de 550 kt NH₃ d'ici 2010, comparativement à un niveau d'émission de 764 kt NH₃ en 1990 pour l'Allemagne, soit une réduction de 28%. Le plafond d'émission fixé par la Directive NEC est de 413 kt NH₃ d'ici 2010 soit une réduction de 46%.

Les émissions d'ammoniac ont déjà diminué de 14% en 1997, dû à une réduction du cheptel.

III.5.3. Politique environnementale sur l'ammoniac

Jusqu'à présent, aucune législation spécifique à la réduction des émissions d'ammoniac n'a été mise en place. Cependant, certaines mesures liées aux activités d'élevage peuvent avoir des effets directs sur les émissions d'ammoniac.

➤ Bâtiments d'élevages

Pour palier aux problèmes environnementaux issus de l'élevage, la construction, l'agrandissement ou un changement radical des installations d'une exploitation (bâtiments d'élevage, cuves de stockage des déjections...) doivent obtenir une licence. Le terme de "changement radical" comprend un changement d'utilisation (élever des porcs à la place de bovins par exemple), un changement de ventilation ou d'enlèvement des déjections ou tout autre changement qui pourrait avoir un impact sérieux sur l'environnement. Selon le type et le nombre d'animaux élevés, la licence peut être accordée d'après le Code Fédéral sur les Bâtiments par les autorités cantonales (district) ou d'après l'Acte Fédéral de Diminution des Emissions (Federal Immission Control Act) par les autorités régionales ou cantonales. Ce dernier est plus contraignant et est obligatoire pour les élevages ayant par exemple plus

de 750 truies et 2000 porcs à l'engraissement. Les élevages bovins n'ont besoin d'une licence qu'en cas de surcapacité.

Une réglementation sur la distance entre les bâtiments d'élevage et les habitations est aussi mise en place, uniquement fonction du nombre d'animaux, mais ces mesures visent essentiellement à éviter les nuisances olfactives et ne concernent pas spécifiquement les émissions d'ammoniac.

➤ **Stockage des déjections**

Seules les cuves de stockage des déjections d'un volume supérieur à 2500 m³ doivent être couvertes d'après l'Acte Fédéral de Réduction des Emissions, et une capacité de stockage des déjections de 6 mois est prescrite. Celle-ci peut être abaissée si le lisier est traité (traitement aérobie par compostage, séchage forcé ou digestion anaérobie par exemple).

Les couvertures naturelles faites de paille, d'agrégats d'argile ou de plastique sont utilisées. Ces couvertures ne se forment qu'à la surface de lisier bovin ou d'un mélange de lisier bovin et porcin. La couverture naturelle est maintenue par un lit de paille broyée (7 kg/m²) disposé sur le lisier. De nombreuses études tendent à montrer que les émissions peuvent être réduites jusqu'à 90%, même avec l'utilisation d'une couverture de paille. Les couvertures de paille sont équivalentes à une fosse couverte et sont meilleur marché (de -30 à -50% par rapport à une couverture d'argile ou de plastique, de -60 à -70% par rapport à un toit de construction légère).

➤ **Epandage des déjections à la terre**

L'Ordonnance sur les engrais (application de la Directive Nitrate) vise essentiellement à éviter des impacts nocifs sur les eaux souterraines et de surface mais peut diminuer directement les émissions d'ammoniac.

Principes généraux de l'Ordonnance sur les engrais :

- Les engrais et les déjections animales doivent être épandus sur des cultures ayant un besoin actuel d'azote.

- L'épandage d'engrais azotés et de déjections est interdit sur des sols inondés, gelés ou recouverts de neige.

Principes particuliers sur l'utilisation de déjections animales :

- Les émissions d'ammoniac doivent être évitées. Lors de l'épandage sur sols nus ou moissonnés, les déjections liquides et le lisier doivent être incorporés immédiatement (sans délai fixé). Si cela est impossible, l'utilisation d'une technique d'épandage à faible trajectoire est obligatoire.
- Les pertes d'ammoniac issues des déjections animales suivant l'épandage ne doivent pas excéder 20% de l'azote total épandu.
- Après récolte, la quantité résiduelle d'azote issue des déjections ne doit pas dépasser 40 kg d'azote ammoniacal ou 80 kg d'azote total par hectare.
- L'épandage de déjections animales liquides est interdit entre le 15 novembre et le 15 janvier.
- L'azote issu de déjections animales liquides ne doit pas excéder 170 kg N/ha sur les terres arables et 210 kg N/ha sur les prairies.

Avec la mise en place de la Directive Européenne sur la Prévention et la Réduction Intégrées de la Pollution, l'utilisation de meilleures techniques disponibles pour la protection de l'environnement et les valeurs limites d'émission d'ammoniac pourront être imposées.

Chapitre IV : Options de réduction pour la France

IV.1. Le modèle MARACCAS

Le modèle MARACCAS (Model for the Assessment of Regional Ammonia Cost Curves for Abatement Strategies) a été financé par le Département de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires Rurales (LE DEFRA) au Royaume-Uni et a été élaboré par David Cowell de l'Imperial College en 1998 avec la collaboration d'experts européens. Ce modèle a été développé dans le but d'évaluer le potentiel de réduction des émissions d'ammoniac en Europe et de quantifier les coûts correspondants. Avec des données suffisamment précises, ce modèle s'avère être un outil performant pour déterminer les stratégies efficaces et peu onéreuses à privilégier.

IV.1.1. Développement du modèle MARACCAS

Le développement du modèle MARACCAS a mis en œuvre :

- L'identification et la classification de systèmes de gestion d'animaux d'élevage distincts dans les bâtiments d'élevage, pour le stockage des déjections, pour l'épandage...
- L'estimation des taux de volatilisation de l'ammoniac pour chacun de ces systèmes, à partir de données publiées dans la littérature scientifique et de la consultation d'experts Européens.
- L'identification de mesures possibles de réduction et l'évaluation de leur efficacité, applicabilité et coût déterminés dans la littérature et lors des consultations.
- La collection de données spécifiques à chaque pays sur le nombre d'animaux et les systèmes de gestion du cheptel à travers un questionnaire initial et des consultations poursuivies. Des données issues de sources statistiques ont servi à compléter le modèle (FAO, 1992; EUROSTAT, 1994 in Cowell & Apsimon, 1998).
- Le développement et la programmation du modèle MARACCAS.
- L'application du modèle pour évaluer les réductions maximales réalisables et divers scénarios intéressants.

IV.1.2. Calculs des émissions

Les systèmes de gestion des déjections sont modélisés par un flux d'azote ammoniacal total (NAT). Ainsi, le NAT excrété initialement est graduellement épuisé par les émissions d'ammoniac se produisant à toutes les étapes du système de gestion, comprenant les bâtiments d'élevage, le stockage et l'épandage. Il est donc évident que le volume d'émission issu des dernières étapes est affecté par les émissions issues des étapes précédentes, puisque l'émission se produisant à chaque étape détermine la quantité de NAT perdue pour l'étape suivante. Cette modélisation repose sur l'hypothèse que la conversion de NAT en azote organique est négligeable à l'échelle de temps des flux d'azote déterminants pour les émissions d'ammoniac. Dans le modèle, l'ammoniac émis à chaque étape est calculé en utilisant des taux d'émission (exprimés en pourcentages) choisis pour représenter les valeurs types d'émissions ayant lieu dans les bâtiments, lors du stockage... De plus, ces taux de volatilisation sont affinés avec la prise en compte de la température et du type de sol dans le cas de l'épandage de déjections. Ainsi, les émissions issues d'un bâtiment hl dans un pays c seront données par l'équation (1) :

$$E_{(hl,c)} = \frac{V_{(hl,c)}}{100} T_{(c)} N_{(hl,c)} \quad (1)$$

où E est la quantité d'ammoniac émis ($\text{kg NH}_3\text{-N}$), V le taux de volatilisation (%), T le facteur de température et N la masse de NAT (kg).

Le modèle MARACCAS recouvre les cinq principales classes d'animaux : vaches laitières, autres bovins, porcs, volailles et caprins & ovins, sous divisées en 18 groupes d'animaux d'élevage. Chaque étape du système de gestion est divisée en plusieurs sous catégories, avec, au sein de chacune d'elles, une différenciation entre les déjections liquides ou solides et un calcul séparé des émissions. De plus, les émissions issues de l'apport d'engrais au sol sont calculées, basées sur l'étude ECETOC (ECETOC, 1994) et les émissions mineures issues de sources diverses estimées dans l'inventaire EMEP/CORINAIR sont ajoutées au total.

Bien que les calculs d'émission basés sur les flux d'azote permettent de cerner les effets des émissions d'ammoniac ou de leur réduction d'une étape de gestion des déjections (comme les bâtiments d'élevage par exemple) à une autre (comme l'épandage des déjections à la terre), ils ont l'inconvénient d'être largement dépendants des hypothèses faites sur la quantité d'azote excrété par animal. La comparaison des estimations de la teneur azotée des déjections animales du modèle MARACCAS avec celles d'autres références, comme la directive IPPC pour les Inventaires Nationaux des Gaz à Effet de Serre de 1996 et la publication de Van der Hoek, 1998, ne montre pas d'écarts significatifs, mis à part les estimations faites pour les poulettes, les poulets de chair et les truies. En effet, la quantité d'azote contenue dans les déjections de poulettes et de poulets de chair semble être sous-évaluée dans le modèle MARACCAS par rapport aux autres sources, tandis qu'à l'inverse, la quantité d'azote contenue dans les déjections de truies semble surévaluée (cf. tableau 14).

Type d'animal	Quantité d'azote contenue dans les excréments (kg N/animal/an)		
	IPPC, 1996	Van der Hoek, 1998	MARACCAS
Vaches laitières	100	100	106
Vaches laitières < 1 an	/	/	30
Vaches laitières 1-2 an	/	/	45
Vaches laitières > 2 an	/	/	70
Autres bovins	70	50	70
Bovins viandes < 1 an	/	/	33
Bovins viandes 1-2 an	/	46	50
Porcs à l'engraissement	20	11	13,75
Truies	20	11	35,8
Poules pondeuses	0,6	0,5	0,71
Poulettes	0,6	0,5	0,28
Poulets de chair	0,6	0,5	0,27
Dindes	0,6	0,5	1,9
Canards (+ autre volaille)	0,6	0,5	0,4
Brebis	20	10	10,4
Agneaux	/	/	1,5
Chèvres	25	9	10,4
Chevrettes	/	/	1,5

Tableau 14. Comparaison des estimations de l'azote contenu dans les déjections animales suivant diverses sources.

IV.1.3. Réduction des émissions

Etant donné le modèle de flux de NAT décrit précédemment, la réduction des émissions d'ammoniac à une étape du système de gestion des déjections peut avoir des répercussions sur les émissions issues des étapes suivantes. L'efficacité et le coût de chaque mesure dépendent donc de la combinaison précise d'autres mesures mise en place (ou non). Des mesures de réduction spécifiques à chaque étape de gestion des déjections sont déterminées pour chaque sous catégorie d'animaux. Celles-ci concernent des techniques de réduction au sein des bâtiments d'élevage (configuration du sol, ventilation...), pour le stockage (couverture des fosses...) et pour l'épandage (utilisation de techniques faiblement émettrices...). Le modèle est aussi capable d'évaluer l'efficacité et le coût associé à la substitution d'engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium.

L'efficacité d'une mesure de réduction dépend de trois facteurs : son rendement, son applicabilité et son coût. Le *Rendement*, exprimé comme un pourcentage de réduction des émissions quantifie la diminution du taux d'émission d'une source particulière après la mise en place de la mesure; l'*Applicabilité*, exprimée aussi en pourcentage, définit la proportion de cas où la mesure pourrait être appliquée en pratique dans un pays; et le *Coût* réfère au coût unitaire d'installation de la mesure, généralement exprimé par tête de bétail ou par unité de volume de déjections. L'intégration d'une technique de réduction f dans le mécanisme (1) décrit précédemment donnera l'équation suivante :

$$E_{(c,h1,f)} = \left(\frac{V_{(c,h1)}}{100} T_{(c)} N_{(c,h1)} \right) \left[\left(\frac{100 - A_{(c,h1,f)}}{100} \right) + \left[\frac{A_{(c,h1,f)}}{100} \left(\frac{100 - F_{(f)}}{100} \right) \right] \right] \quad (2)$$

où E , V , T et N sont définis comme précédemment, A est l'applicabilité (%) et F le rendement de la mesure (%).

Les rendements des mesures de réduction utilisés dans MARACCAS ont été définis après consultation d'experts Européens et officiellement approuvés par le groupe de travail sur la Technologie de l'UN/ECE à La Haye en 1995. En général, les valeurs utilisées sont plus

faibles que celles citées dans les premières recherches, qui étaient limitées à des expériences relatives aux conditions spécifiques de quelques pays tels que les Pays-Bas ou le Danemark. Cela découle des résultats obtenus au Royaume-Uni à plus long terme, qui confirment qu'en des conditions plus réelles, dans des exploitations commerciales, les réductions des émissions atteintes sont plus faibles et plus variables qu'en conditions expérimentales parfaitement contrôlées. Tenant compte de la plage de résultats de recherche et des incertitudes liées à la sélection d'une certaine valeur, une plage de valeurs a aussi été déterminée pour chaque mesure de réduction.

Toutes les techniques de réduction liées à la gestion des déjections animales introduites dans le modèle sont consignées dans le tableau 15, en fonction du type d'animal, de l'efficacité, l'applicabilité et du coût de la méthode.

Etape du système de gestion	Mesure de réduction	Type d'animal	Rendement (F) (%)	Applicabilité (A) (%)	Coût unitaire (Euro/m ³) ou (Euro/tête)
B A T I M E N T S	Racleur	Bovins	35	75	3,9
	Flushing de lisier aéré	Porcs	30	100	3,9
	Passage à un caillebotis métallique	Porcs	10	100	4,9
	Réduction de la zone caillebotis	Porcs	20	0	3,1
	Biofiltration	Porcs	30	100	31,2 or 23,4 *
	Extra ventilation	Volailles	30	100	0,8
	Séchage forcé des déjections sur la courroie de transport	Volailles	50	100	1,6
S T O C K A G E	Couverture flottante sur citerne à lisier	Bovins, porcs	60	100	1,4
	Couverture flottante sur lagune	Bovins, porcs	60	100	1,9
	Couverture rigide sur citerne à lisier	Bovins, porcs	80	100	1,7
	Remplacement lagune par citerne à lisier	Bovins, porcs	85	100	15,6

E P A N D A G E	L I S I E R	Injection entaille fermée sur prairie	Bovins, porcs	80	50	2
		Injection entaille fermée sur terre arable	Bovins, porcs	80	90	2
		Injection entaille ouverte sur prairie	Bovins, porcs	60	70	2
		Injection entaille ouverte sur terre arable	Bovins, porcs	60	90	2
		Sabot traîné sur prairie	Bovins, porcs	40	70	1,3
		Sabot traîné sur terre arable	Bovins, porcs	40	95	1,3
		Rampe d'épandage sur prairie	Bovins, porcs	10	70	0,69
		Rampe d'épandage sur terre arable	Bovins, porcs	30	95	0,69
		Incorporation sous 4 heures	Bovins, porcs	40	90	0,67
		F U M I E R	Incorporation sous 4 heures	Bovins, porcs, caprins & ovins	50	90
		Incorporation sous 4 heures	Volailles	50	90	3,9
		Incorporation sous 24 heures	Bovins, porcs, caprins & ovins	20	90	0,9
		Incorporation sous 24 heures	Volailles	20	90	3,1

* Le coût dépend du type de déjections : la biofiltration est plus onéreuse au sein d'un bâtiment à sol caillebotis qu'au sein d'un bâtiment à déjections solides.

Tableau 15. Techniques de réduction incluses dans le modèle MARACCAS en fonction du type d'animal, de l'efficacité, l'applicabilité et du coût unitaire de la technique.

Des données relatives à chaque pays Européen sont enregistrées dans le modèle, concernant le nombre d'animaux, le type de bâtiments et de déjections (lisier ou fumier), la proportion de bâtiments avec ventilation mécanique, de fosses couvertes... Ces données correspondent à l'année 1990 mais chaque paramètre peut être remis à jour manuellement afin de déterminer quelle combinaison de mesures serait la plus adaptée pour réduire significativement les émissions tout en étant la plus économique possible.

Suivant le choix de priorité voulu par l'utilisateur (méthodes les plus efficaces, les plus économiques ou ayant un rapport efficacité sur coût le plus élevé possible), MARACCAS sélectionnera les techniques de réduction les plus appropriées.

IV.2. Modélisation MARACCAS pour la France

IV.2.1. Estimations des émissions d'ammoniac en France

➤ Emissions d'ammoniac issues des déjections animales

Les données concernant le nombre d'animaux en France ont été remises à jour dans le modèle avec le dernier inventaire réalisé (AGRESTE,2000). Les quantités d'azote excrétées (en kg/tête) ont aussi été modifiées pour les volailles et les caprins & ovins car les émissions d'ammoniac issues de ces animaux calculées par le modèle étaient relativement basses comparé à l'inventaire des émissions d'ammoniac en France (CITEPA,2000). Les taux d'émission, exprimés en pourcentage de NAT n'ont pas été modifiés. Les valeurs remises à jour sont consignées dans le tableau 16 de même que les émissions d'ammoniac calculées par MARACCAS comparées à celles de l'inventaire CITEPA, 2000.

Type d'animal	Population (AGRESTE, 2000)	N excrété par an (kg/tête)	NH ₃ -N émission (kt) MARACCAS	NH ₃ -N émission (kt) CITEPA, 2000
Vaches laitières	4 193 266	106	167,42	102,80
Vaches laitières < 1 an	2 446 071	30		
Vaches laitières 1-2 an	1 762 887	45		
Vaches laitières > 2 an	1 193 633	70		
Autres bovins	2 876 083	33	146,23	197,55
Bovins viandes < 1 an	2 069 477	50		
Bovins viandes 1-2 an	5 716 380	70		
Porcs à l'engraissement	8 027 028	35,8	17,37	20,26
Truies	1 416 061	13,75	36,70	31,17
Poules pondeuses	55 742 180	0,71	18,32	26,44
Poulettes	21 326 895	0,6	61,98	105,66
Poulets de chair	126 296 895	0,71		
Dindes	38 110 298	1,9		
Canards (+ autres volailles)	48 012 489	06	11,73	12,31
Brebis	9 416 241	20		
Agneaux	12 731 650	1,5		
Chèvres	1 201 937	20		
Chevrettes	1 426 000	1,5		
		TOTAL	459,75	496,19

Tableau 16. Comparaison des émissions d'ammoniac issues des déjections animales en France en 2000 calculées par MARACCAS ou par CITEPA,2000.

Les émissions d'ammoniac issues des activités d'élevage varient selon le mode de gestion des animaux (configuration des bâtiments, régime alimentaire, utilisation de litière de paille...) et de leurs déjections (type de stockage, période et méthode d'épandage...). Des différences dans les estimations d'émissions sont à prévoir dues non seulement aux méthodes de calcul différentes mais aussi dues aux hypothèses faites sur le mode de gestion des animaux et de leurs déjections en France. Actuellement, il est difficile d'y remédier à cause du manque de données détaillées sur le nombre d'animaux et sur les quantités de déjections qui sont gérés de différentes façons. De plus, tous les inventaires d'émission d'ammoniac sont associés à un degré d'erreur provenant d'incertitudes importantes sur les données utilisées dans les estimations. Cependant, mis à part les émissions d'ammoniac issues des déjections avicoles, les émissions calculées par MARACCAS ne sont pas très différentes de celles relevées par CITEPA, 2000. MARACCAS s'avère donc être un outil utile pour évaluer les émissions d'ammoniac issues des déjections animales.

Les chevaux ne sont pas pris en compte dans le modèle, le CITEPA estime qu'ils sont responsables de l'émission de 2.10 kilotonnes d'ammoniac (NH₃-N).

➤ Emissions d'ammoniac issues de l'application d'engrais et de sources non agricoles

Des données sur les engrais, comprenant le type de fertilisant, leur prix, leur consommation annuelle et leur taux d'émission sont introduites dans le modèle MARACCAS. Les valeurs de 1990 pour la France n'ont pas été modifiées et peuvent être consultées dans le tableau 17.

Type d'engrais	Prix (Euro/tonne)	N consommation (tonne/an)	Taux d'émission (%)	NH ₃ -N émission (kt/an)
Urée	609	254 000	15	38,10
Nitrate d'ammonium	778.5	1 059 000	2	21,18
Sulfate d'ammonium	778.5	44 000	10	4,40
Phosphate d'ammonium	778.5	79 000	5	3,95
NK et NPK	778.5	1 056 000	2	21,12
Total NH ₃ -N				88,75

Tableau 17. Emissions d'ammoniac issues de l'application d'engrais calculées par MARACCAS.

Les solutions d'engrais ne sont pas prises en compte dans le modèle, cependant, avec un taux de volatilisation de 8% et une consommation annuelle de 610 000 tonnes, les émissions d'ammoniac issues de leur application atteignent 48 800 tonne/an (CITEPA, 2000). Les émissions d'ammoniac totales liées à l'utilisation d'engrais en France sont donc égales à 137,55 kt NH₃-N/an.

La valeur entrée par défaut dans le modèle pour les sources non agricoles était de 16,5 kt NH₃-N pour la France. La valeur relevée dans CITEPA, 2000 de 25,57 kt NH₃-N a été choisie pour remplacer celle du modèle.

Le total des émissions d'ammoniac issues des sources agricoles ou non s'élève alors à 624,97 kt NH₃-N pour MARACCAS et à 661,41 kt NH₃-N pour CITEPA, 2000. La différence relative entre ces deux estimations n'excédant pas l'incertitude de calcul, MARACCAS semble donc un outil efficace pour estimer les émissions d'ammoniac en France.

IV.2.2. Techniques de réduction des émissions d'ammoniac envisageables pour la France

➤ Techniques de réduction des émissions d'ammoniac applicables à la gestion des déjections animales

De nombreuses techniques de réduction sont introduites dans le modèle MARACCAS (cf. paragraphe VI.1.) qui peuvent diminuer les émissions d'ammoniac à chaque étape du système de gestion des déjections, depuis les bâtiments d'élevage jusqu'à l'épandage.

Chaque technique de réduction a d'abord été testée séparément pour chaque sous catégorie d'animaux afin d'évaluer leur efficacité et coût associé, puis combinée avec d'autres techniques pour déterminer le choix de mesures qui conviendraient le mieux pour la France.

Les techniques d'épandage à faible émission sont souvent le meilleur moyen de réduire sensiblement les émissions d'ammoniac pour un coût relativement faible, de même que la substitution d'engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium.

Les résultats du modèle obtenus pour les porcs à l'engraissement sont consignés dans le tableau 18 à titre d'illustration.

Les résultats obtenus pour les autres catégories d'animaux peuvent être consultés dans l'annexe 3.

Etape du système de gestion des déjections	NH ₃ -N émission (kt) Sans mesures de réduction	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections liquides	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections solides	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)
Bâtiment	10,066	6,156	13,2	8,54	33,0
Stockage	5,457	5,822		5,581	
Epannage	21,173	22,713		21,856	
Total	36,696	34,691		35,977	

Etape du système de gestion des déjections	NH ₃ -N émission (kt) Couverture des fosses et lagunes	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Techniques faiblement émettrices et incorporation sous 24 heures	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Mesures pour le stockage et l'épandage	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)
Bâtiment	10,066	11,1	10,066	1,1	10,066	3,1
Stockage	2,846		5,457		2,846	
Epannage	22,217		15,471		16,206	
Total	35,129		30,994		29,117	

Tableau 18. Résultats de l'évaluation des techniques de réduction des émissions d'ammoniac issues des porcs à l'engraissement d'après le modèle MARACCAS pour la France.

A la vue de ces résultats, il paraît clair que la seule technique de couverture des fosses ou des lagunes n'est pas l'option à privilégier, étant peu efficace et relativement chère. Combinée avec des mesures de réduction à l'épandage, les émissions d'ammoniac issues des porcs à l'engraissement sont réduites de 21% pour un coût de 3,1 Euro par kg de NH₃-N réduit. Les mesures de réduction dans les bâtiments sont très onéreuses pour une faible efficacité.

Des résultats équivalents ont été obtenus pour les vaches laitières, autres bovins et truies. Les techniques de réduction au sein de l'élevage avicole sont très chères ou peu efficaces. Une réduction de 29,4% des émissions d'ammoniac issues des volailles a été atteinte avec la mise en place de techniques au sein des bâtiments d'élevage et à l'épandage pour un coût de 15,3 Euro par kg de NH₃-N réduit, la priorité entrée dans le modèle étant un rapport efficacité/coût le plus élevé possible. Des méthodes de réduction pour les caprins et ovins ne semblent pas appropriées, ces animaux n'étant pas une importante source d'émission

d'ammoniac. Cependant, une réduction de 2,4% des émissions issues de cette catégorie d'animaux a été atteinte pour un coût de 2,1 Euro par kg de NH₃-N réduit.

➤ Techniques de réduction des émissions d'ammoniac issues de l'application d'engrais

La seule technique de réduction des émissions d'ammoniac issues de l'application d'engrais envisagée par le modèle MARACCAS est la substitution d'engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium.

Avec l'hypothèse que la totalité des engrais à base d'urée soit remplacée par des engrais à base de nitrate d'ammonium, la réduction des émissions d'ammoniac issues de l'application d'engrais serait de 24% pour un coût de 0,9 Euro par kg de NH₃-N réduit.

➤ Techniques de réduction des émissions d'ammoniac pour la France

A la vue de ces résultats, deux scénarios ont été élaborés pour la France : le premier met en place toutes les meilleures techniques de réduction désignées par le modèle pour chaque catégorie d'animaux, le deuxième ne met en place que les meilleures techniques concernant les élevages bovins et porcins et l'application d'engrais.

Les résultats sont consignés dans les tableaux 19 et 20.

D'après le premier scénario, une réduction de 15,5% des émissions nationales d'ammoniac peut être atteinte, pour un coût de 4,2 Euro par kg de NH₃-N réduit (les sources non agricoles sont prises en compte dans le total des émissions). Le deuxième scénario conduit à une diminution de 13,8% des émissions nationales pour un coût de 1,5 Euro par kg de NH₃-N réduit.

Le maximum de réduction des émissions d'ammoniac possible pour la France a aussi été évalué par le modèle. Pour cela, toutes les techniques de réduction ont été prises en compte, les techniques les plus efficaces ayant l'ordre de priorité le plus élevé. La réduction des émissions d'ammoniac atteindraient alors 31% pour un coût de 3,1 Euro/kg d'NH₃-N réduit. Les résultats obtenus pour ce scénario sont consignés dans le tableau 21.

En conclusion, les techniques d'épandage faiblement émettrices semblent être les techniques les plus efficaces pour un coût peu élevé, surtout concernant les élevages bovins et porcins. La combinaison de ces techniques avec la couverture de citernes de stockage des déjections serait l'une des meilleures solutions pour la France, conduisant à une réduction sensible des émissions d'ammoniac (de même que des odeurs) pour un coût relativement faible.

MARACCAS ne prétend pas être un outil très précis, mais les valeurs (pourcentages de réduction, coûts...) permettent d'avoir une idée du potentiel de réduction des émissions d'ammoniac en France. En effet, la mise en pratique de certaines techniques de réduction n'a jamais été testée dans la plupart des pays et les données concernant les coûts relatifs à chaque pays sont donc difficiles à évaluer. De plus, les coûts réels varieront d'une exploitation à l'autre, dépendant de la localisation, de la taille de l'exploitation et de la configuration des terrains (type de sol, pente...). Les valeurs des coûts actuellement utilisées dans le modèle sont basées sur les prix à l'installation ou sur des devis, appliqués principalement au Royaume-Uni. Alors qu'en principe les estimations de coûts devraient représenter les coûts de fabrication (excluant toute taxe ou profit fait par le fournisseur ou le contractant), les prix réels sont une meilleure estimation d'après les données actuellement disponibles. En général, les coûts associés aux techniques les plus chères et les plus expérimentales (telles que la modification des bâtiments d'élevage) présentent une plus grande incertitude que les options plus simples, telles que les techniques d'épandage à faible taux d'émission.

MARACCAS se révèle donc être un outil utile pour l'estimation des émissions d'ammoniac et pour le choix des meilleures techniques de réduction applicables à un pays donné dans un processus complexe de prise de décision.

Source	Emission NH ₃ -N (kt) Situation actuelle	Technique de réduction	Emission NH ₃ -N (kt) Après mise en place des techniques de réduction	Réduction de NH ₃ -N (%)	Coût (Euro)
Vaches laitières	167,423	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h.	144,421	13,7	51 109 186
Autres bovins	146,232	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	126,008	13,8	44 936 217
Truies	17,374	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	15,027	13,5	1 935 451
Porcs à l'engraissement	36,696	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	30,994	15,5	6 249 323
Caprins et ovins	11,729	Incorporation sous 24 heures	11,45	2,4	590 410
Poules pondeuses	18,317	Ventilation + séchage forcé des déjections sur la courroie de transport	13,015	28,9	82 207 830
Autre volaille	61,981	Extra ventilation	56,133	9,4	211 640
engrais	167,025	Substitution d'engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium	126,929	24,0	095 35 179 000
Total	626,77		523,977	16,4	433 847 512

Tableau 19. Premier scénario pour la France : mise en place de toutes les meilleures techniques de réduction déterminées par MARACCAS, pourcentages de réduction des émissions et coûts associés.

Source	Emission NH ₃ -N (kt) Situation actuelle	Technique de réduction	Emission NH ₃ -N (kt) Après mise en place des techniques de réduction	Réduction de NH ₃ -N (%)	Coût (euro)
Vaches laitières	167,423	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	144,421	13,7	51 109 186
Autres bovins	146,232	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	126,008	13,8	44 936 217
Truies	17,374	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	15,027	13,5	1 935 451
Porcs à l'engraissement	36,696	Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24 h	30,994	15,5	6 249 323
Engrais	167,025	Substitution d'engrais à base d'urée par des engrais à base de nitrate d'ammonium	126,929	24,0	35 179 000
Total	534,75		443,379	17,1	139 409 177

Tableau 20. Deuxième scénario pour la France : mise en place des meilleures techniques de réduction déterminées par MARACCAS liées aux élevages bovins et porcins et aux engrais seulement, pourcentages de réduction des émissions et coûts associés.

	Emissions d'ammoniac (kt) issues des vaches laitières	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) issues des autres bovins	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) issues des truies	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) issues des porcs à l'engraissement	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	42,753		37,59		1,251		6,156	
Stockage	12,768		11,226		1,604		3,072	
Epandage	40,13		35,283		5,324		8,034	
Pâturage	5,514		3,878		0,015		0	
Total	101,165	2,6	87,977	2,6	8,194	6,1	17,262	4,0

	Emissions d'ammoniac (kt) issues des poules pondeuses	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) issues des autres volailles	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) issues des caprins et ovins	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	12,462		28,516		2,102	
Stockage	0,263		9,268		0,298	
Epandage	0,183		10,092		6,273	
Pâturage	0		0		2,359	
Total	12,908	8,5	47,876	15,5	11,032	1,0

Tableau 21. Evaluation du maximum de réduction des émissions d'ammoniac possible pour la France en appliquant toutes les techniques de réduction à tous les types d'animaux.

Conclusions et recommandations

1. Conclusions

- Le secteur agricole est de loin la principale source d'émissions d'ammoniac vers l'atmosphère en Europe (environ 95% des émissions totales en France) dues à la diffusion de ce composé à partir de sources azotées telles que les urines et déjections animales, certaines formes d'engrais industriels et certaines cultures. L'azote excédentaire est naturellement excrété sous forme d'urée par tous les mammifères terrestres et sous forme d'acide urique par les volailles. Ces deux composés se dégradent spontanément en azote ammoniacal et ensuite en ammoniac gazeux. Des émissions moindres sont liées à des sources non-agricoles telles que les animaux sauvages et les oiseaux, les eaux usées et les humains ainsi que certains procédés industriels, etc...
- Les déjections animales (lisiers et déjections solides telles que fumiers et litières avicoles) accumulées dans les bâtiments d'élevage et dans les ouvrages de stockage et, à la suite à leur épandage aux champs, constituent la principale source d'émissions ammoniacales.
- A la suite de l'émission, l'ammoniac est soit re-déposé à proximité des zones d'émission ou bien rejoint la haute atmosphère. Ainsi il réagit avec des composés acides pour former des aérosols contenant des composés riches en ammonium et qui seront alors transportés sur de longues distances, avant d'être entraînés par les précipitations retombant sur le sol ou des eaux de surface. Les dommages provoqués à la végétation naturelle ou semi-naturelle proviennent, soit d'une toxicité directe, soit de l'enrichissement en azote ou de l'acidification des sols. Cela peut conduire à une diminution de la biodiversité des habitats ou à des effets néfastes sur la santé et la croissance des végétaux.

- Les émissions d'ammoniac diminuent d'autant la teneur en azote des déjections et ainsi représentent une moindre valeur pour leur utilisation en agriculture.
- Il existe de nombreux éléments objectifs démontrant également la toxicité pour la santé humaine et animale de l'ammoniac émis au niveau des bâtiments.
- La France ainsi que de nombreux Etats Membres de l'union Européenne est signataire d'accords internationaux destinés à réduire les émissions d'ammoniac (et d'autres gaz polluants).
- Il existe de nombreuses méthodes permettant de réduire les émissions d'ammoniac issues de l'agriculture qui ont été évaluées sur le plan expérimental. Les déjections animales représentent la principale source d'émissions d'ammoniac mais également le potentiel maximum de réduction. De nombreuses méthodes de réduction présentent un coût élevé et sont difficiles à mettre en œuvre sur le terrain et leur efficacité est incertaine à l'échelle de la ferme. Les meilleures options de réduction incluent les stratégies alimentaires qui limitent l'excrétion azotée, de nouvelles conceptions de bâtiments (notamment pour les porcs), la couverture des fosses de stockage, et l'utilisation d'épandeurs en bande ou d'enfouisseurs/injecteurs (équipement à faible taux d'émission) pour l'épandage des lisiers ou l'incorporation (par labour) pour les déjections solides dans les heures qui suivent l'épandage. La substitution d'engrais à base d'urée par de l'ammo-nitrate est également une option potentielle de réduction des émissions.
- Il existe un risque que les techniques de réduction des émissions ammoniacales s'accompagnent d'une augmentation des émissions azotées à travers d'autres voies. Cela peut conduire à une augmentation de la lixiviation des nitrates ou bien à l'émission de gaz à effet de serre tels que le protoxyde d'azote. Il n'existe pas suffisamment de connaissances permettant de quantifier précisément ce risque.

- La politique officielle pour réduire les émissions d'ammoniac varie d'un pays à l'autre au sein de l'UE. Cela va d'approches réglementaires strictes et d'un cadre législatif important aux Pays-Bas, où le potentiel d'impact des dépôts d'ammoniac est particulièrement élevé à des approches plus volontaires basées sur des préconisations et des codes de bonne pratique au Royaume-Uni. ; la Suède, le Danemark et l'Allemagne se situant à des niveaux intermédiaires entre ces 2 approches.
- Le modèle MARACCAS a été conçu pour évaluer le potentiel de réduction des émissions d'ammoniac en Europe et pour évaluer les coûts correspondants. Bien qu'il subsiste des incertitudes sur ce modèle, il fournit un outil utile pour simuler les options de réduction pour la France et précise le niveau d'efficacité et le coût.
- L'inventaire des émissions d'ammoniac calculé par le modèle MARACCAS pour la France est sensiblement inférieur à celui fourni par le CITEPA pour l'année 2000, mais cela reste dans l'ordre de grandeur supposé des incertitudes liées à l'estimation de ces émissions.
- L'inventaire actuel des émissions d'ammoniac pour la France indique que l'engagement pris (Göteborg, 1999) d'une réduction des émissions (4% de réduction en 2010 sur la base des données de 1990) pourrait être atteint sans nécessiter l'introduction généralisée de techniques de réduction au niveau des exploitations d'élevage. Il pourrait cependant être utile d'envisager de telles mesures à un niveau local ou régional afin de protéger des habitats spécifiques. Des informations complémentaires seraient alors nécessaires pour déterminer leur localisation.
- Les résultats du modèle indiquent que l'utilisation des techniques les plus efficaces sur les exploitations d'élevage permettrait de réduire au maximum les émissions d'ammoniac de 31% mais à un coût rédhibitoire.
- En utilisant les techniques de réduction dont le rapport efficacité-coût est le plus élevé et en les appliquant à

l'ensemble du secteur de l'élevage et à l'utilisation des engrais azotés, cela aboutit à une réduction de 15,5% des émissions nationales d'ammoniac pour un coût total de l'ordre de 434 millions d'Euros. Une autre alternative qui consiste à utiliser les techniques les plus efficaces (techniques d'épandage à faible coût plus substitution de l'urée) uniquement pour les bovins et les porcs, aboutit à un niveau de réduction de 13,8% pour un coût total de 139 millions d'Euros.

2. Recommandations

- Une brochure devrait être mise à disposition des éleveurs et autres professionnels concernés, afin de sensibiliser le monde agricole français au problème des émissions ammoniacales et d'informer sur les meilleures options de réduction.
- Il faut également envisager la rédaction et la diffusion d'un code de bonnes pratiques agricoles permettant de réduire les émissions d'ammoniac comme l'exige le protocole de Göteborg.
- Il faut prendre en considération l'exigence de réduction des émissions d'ammoniac issues des exploitations importantes de porcs et de volailles imposée par l'application de la directive européenne IPPC (Réduction et Prévention intégrées de la pollution)
- Des investigations supplémentaires sont nécessaires afin d'identifier les habitats sensibles en France et qui subirait les émissions d'ammoniac liées à l'agriculture, afin d'évaluer l'impact local et régional sur l'environnement et d'envisager les mesures appropriées pour réduire ces émissions.
- Un besoin d'informations quantitatives est nécessaire concernant les pratiques de gestion des déjections en France ce qui permettrait de réduire les incertitudes et d'augmenter la robustesse des inventaires nationaux d'émissions ammoniacales. Le type de bâtiments, les caractéristiques des déjections (e.i. gérées sous forme de

lisier ou sous forme de fumier, le niveau d'eau utilisé etc), le type de stockage, le taux et les périodes d'application etc., le type de sol et les conditions météorologiques, tous ces facteurs ont un impact important sur les émissions d'ammoniac.

- Il est urgent de vérifier à l'échelle de la ferme la faisabilité et le coût des techniques de réduction réellement disponibles en France, probablement à travers l'élaboration de fermes pilotes représentatives (les expériences issues d'autres pays démontrent que l'efficacité et le coût varient fortement de ceux obtenus en conditions expérimentales), ce qui permettrait également aux éleveurs d'identifier les avantages et inconvénients des techniques proposées.
- Le risque potentiel d'accroissement d'autres polluants à la suite de l'introduction de techniques de réduction des émissions d'ammoniac en France doit être envisagé. Ainsi les techniques d'épandage par localisation en bandes ou par injection présentent le risque d'augmenter les fuites nitriques par lixiviation ou d'intensifier les processus de dénitrification dans le sol (ce qui peut conduire à l'émission de protoxyde d'azote, un gaz à effet de serre important).

ANNEXE 1 : Eléments bibliographiques détaillés sur les techniques de réduction des émissions d'ammoniac

Cette annexe regroupe les différentes techniques de réduction des émissions d'ammoniac explicitées dans la littérature scientifique, classées dans l'ordre chronologique de gestion des déjections animales dans une exploitation : bâtiment, stockage puis épandage. Chaque technique est ensuite divisée par catégorie d'animaux : bovins, porcins ou volaille.

Pour chaque référence bibliographique sont notés le rendement de la technique (c'est à dire le pourcentage de réduction des émissions d'ammoniac que l'on peut obtenir par cette méthode), le coût d'investissement et de fonctionnement et quelques commentaires sur les avantages ou inconvénients liés à cette technique de réduction.

Les résumés des articles référencés avec une astérisque peuvent être consultés dans l'annexe .

Pour la source UN/ECE, la catégorie 1 correspond à une technique de réduction des émissions d'ammoniac ayant un rendement élevé pour un coût peu important. Cette catégorie correspond aux techniques les plus recommandées. A l'inverse, la catégorie 3 correspond aux techniques non applicables car trop chères ou peu efficaces.

Pour la source PHILLIPS (1999), un taux d'efficacité de 5/5 correspond à une technique de réduction des émissions d'ammoniac dont le rendement est supérieur à 80%, un taux de 1/5 correspond donc à une technique non efficace.

Concernant la colonne «investissement/coût », un taux de 5/5 correspond à une technique peu onéreuse, à l'inverse un taux de 1/5 correspond à une technique au coût très élevé.

A. BATIMENTS

1) Réduction de l'apport azoté dans l'alimentation.

➤ Vaches laitières + autres bovins :

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
40 %	/	CORPEN	
-0,3 à 0,5 kg N par kg d'azote réduit dans la ration	Bon marché	UN/ECE	Catégorie2. Peu d'études. Remplacer l'herbage par du maïs ou du foin
Inefficace	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Réduction non possible à cause de la physiologie de digestion des bovins (régime triphasé + aminoacides).
15%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Diminution simultanée de N ₂ O.
10-20%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	Adapter un régime riche en protéines avec 10 à 20% de maïs, de foin et/ou de betteraves.
30-40%	/	PAUL* <i>et al.</i> (1998)	Le taux de protéines brut varie de 16,4 à 12,3% ou de 18,3 à 15,3%. Rendement calculé sur les émissions d'ammoniac pendant 24h. (vaches laitières)
39%	/	SMITS* <i>et al.</i> (1997)	Rendement calculé pour un régime de 0,1kg de protéines azotées fermentescibles dans le rumen en surplus/1kg.
39%	/	SMITS <i>et al.</i> (1995)	Régime à 15% en teneur brute de protéines comparé à un régime à 20% (standard).

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement (%)	Investissement/ coût	Source	Commentaires
25%		CORPEN	Passage régime unique à un régime biphase.

30 à 50%	Bon marché	UN/ECE	Catégorie 2. Peu d'études. Alimentation bi ou triphasée diminuer le teneur brute en protéines et ajouter des acides aminés.
>30%	5 Euro/porc	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Régime triphasé + aminoacides.
20%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Les émissions de N ₂ O diminuent aussi.
63%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2002)	Quand le taux protéique passe de 20 à 12%. Mesures effectuées sur du lisier frais.
20-30%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	Régime triphasé + aminoacides. Mesures effectuées sur du lisier frais.
Non quantifié	Méthode économique	CANH <i>et al.</i> (1998)	Pour chaque % d'amidon de maïs remplacé par de la peau de noix de coco, des tourteaux de soja et de la pulpe de betterave à sucre séchée, les émissions d'ammoniac diminuent de 0,35, 0,51 et 0,36% respectivement.
28-34%	/	SUTTON* <i>et al.</i> (1997)	Régime alimentaire à 10% en teneur protéique brute + acides aminés comparé à un régime à 13%. Réduction de 37% si régime alimentaire ayant un taux de 10% en protéines brut + acides aminés + 2% d'oligosaccharide. Si l'oligosaccharide est remplacé par 5% de cellulose, réduction de 68%. (Porcs en fin d'engraissement)
46-58%	/	KAY* & LEE (1997)	Le taux de protéine brut passe de 225 à 205g/kg ou de 165 à 140g/kg. Le volume de lisier diminue. Mesures effectuées sur du lisier frais. (Porcs à l'engraissement)
47%	/	CANH* <i>et al.</i> (1997)	30% de pulpe de betterave à sucre dans le régime alimentaire

60%	/	MISSELBROO K* <i>et al.</i> (1997)	Réduire la teneur brute en protéine du régime alimentaire (140g/kg CP au lieu de 205g/kg CP) + ajout d'acides aminés diminuent le phénomène de dénitrification et les émissions de CH ₄ . Pas de changement pour N ₂ O. (Porcs en fin d'engraissement, efficacité calculé après épandage)
Non quantifié	Peu onéreux	STEVENS <i>et al.</i> (1997)	Augmenter le taux d'hydrates de carbone fermentescibles dans le régime alimentaire et ajouter CaSO ₄ , CaCl ₂ ou benzoate de calcium à la place de CaCO ₃ : diminue les émissions de NH ₃ .
60%	/	CHADWICK (1997)	Réduire le taux de protéines brut (-25%) + aminoacides. Rendement calculé après épandage, pas de variation de N ₂ O.
30-54%	/	CANH <i>et al.</i> (1998)	Rendement d'ajout de : CaCl ₂ = 30%, CaSO ₄ = 33%, benzoate de calcium = 54% (remplace la chaux CaCO ₃).
10-12,5%	/	CANH <i>et al.</i> (1998)	Les émissions d'ammoniac diminuent de 10-12,5% lorsque le taux de protéine brut diminue d'1 % + aminoacides. (Porcs en fin d'engraissement)
37%	/	HENDRIKS* & VRIELINK (1997)	Remplace chaux (CaCO ₃) par un mélange de sels acides.
Non quantifié	Coût d'investissement : 5/5 Coût de fonctionnement : 5/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Stratégie alimentaire. Efficacité = 5/5.

➤ Poules / Poulets :

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	Coût élevé	CORPEN	Peu d'études. Envisageable à long terme.

30-50%	Bon marché	UN/ECE	Catégorie 2. Peu d'études. Alimentation bi ou triphasée ou diminuer le taux de protéine brut et ajouter des acides aminés.
10-20%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Diminution simultanée de N ₂ O.
25%	Coût élevé	GROOT KOERKAMP (1994)	Peu d'études. Envisageable à long terme.
5-8%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	Peu d'études.
30%	/	ELWINGER* & SVENSSON (1996)	Quand le taux protéique diminue de 22 à 18% avec ajout d'acides aminés pour éviter les pertes zootecniques. (poulets à grains)
Non quantifié	Coût d'investissement : 5/5 Coût de fonctionnement : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Stratégie alimentaire. Efficacité = 5/5 .

2) Additifs

➤ Vaches laitières + autres bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	/	CORPEN	Peu d'études.
Non quantifié	/	UN/ECE	Catégorie 3. Peu d'études. Trop grande quantité d'additifs nécessaire.
Non quantifié	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Peu d'études.
Jusqu'à 60%	/	MINER (1984)	1 à 4% (en masse) de clinoptite.
36%	Superphosphate moulu moins cher que les autres additifs	JURGENS* (1987)	Superphosphate moulu + efficace que dicyandiamide, bentonite et substances organiques ou solution de cyanamide à 50%.

38-70%	/	VAREL* (1997)	Addition de 10, 40 ou 100 mg/L de phenyl phosphorodiamidate (PPDA) une fois par semaine pour empêcher l'hydrolyse de l'urée.
--------	---	---------------	--

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	/	CORPEN	Peu d'études.
Non quantifié	/	UNECE	Catégorie 3. Peu d'études. Trop grande quantité d'additifs nécessaire.
Non quantifié	Cher	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Risque hygiène et sécurité, risque de corrosion. Trop grande quantité d'acide à manipuler.
29-47%	/	SUBAIR* <i>et al.</i> (1999)	2,5 à 5% de produits issus de la papeterie.
33%	Superphosphate moulu moins cher que les autres additifs.	JURGENS* (1987)	Superphosphate moulu + efficace que dicyandiamide, bentonite et substances organiques ou solution de cyanamide à 50%.
72-92%	/	VAREL* (1997)	Addition de 10, 40 ou 100 mg/L de phényl phosphorodiamidate (PPDA) une fois par semaine pour empêcher l'hydrolyse de l'urée.
Non quantifié	/	BOOKER* <i>et al.</i> (1996)	Ajout de zéolithe. Capacité d'adsorption = 4,5mg de NH ₄ -N/g.
69%	/	HEBER* & DUGGIRALA (1997)	Additifs commerciaux pour fumier déversés sur le sol à la surface du fumier.
90%	Idem biofiltres ou purificateur d'air biologique.	BERG* & HORNIG (1997)	Acidification du lisier (pH=4,5) avec de l'acide lactique.
40-85%	/	MARTINEZ* <i>et al.</i> (1997)	2 additifs commerciaux sur 5 sont efficaces. Acidification à pH=6 avec CaCl ₂ est la technique utilisée la plus efficace.

42-45%	12.6 Euro/porc/an + coût supplémentaire	HENDRIKS* & VRIELINK (1997)	Addition d'acides organiques. Le rendement est calculé pour une porcherie dont le sol est partiellement recouvert de caillebotis.
23% 78%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2003)	195g de farine de bois pour 5 kg de lisier. 195 g de glucose pour 5 kg de lisier.
Non quantifié	Coût d'investissement : 4/5 Coût de fonctionnement : 1/5 Coût d'investissement : 3/5 Coût de fonctionnement : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Ajout d'acide. Efficacité = 5/5 . Ajout de zéolithe. Efficacité = 3/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 4/5 Coût de fonctionnement : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Inhibition de l'uréase. Efficacité = 4/5 .

➤ Poules + poulets

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
75%	Pas cher, disponible	CORPEN	100-200g/m ² de superphosphosphate tous les 5 jours.
Non quantifié	/	UN/ECE	Catégorie 3. Peu d'études. Trop grande quantité d'additifs nécessaire.
Non quantifié	Cher	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Peu d'études.
73%	/	WITTER* (1991)	Ajout de CaCl ₂ à 36 mg Ca/g (poids sec). Cependant, cette technique n'est applicable qu'à du lisier frais, contenant de l'urée ou de l'acide urique (poulets)
44-49%	/	KITHOME* <i>et al.</i> (1999)	33% zéolithe : -44%, 33% mésocarpe de noix de coco : -49% sur du fumier de volaille composté.

Non quantifié	Coût d'investissement : 1/5 Coût de fonctionnement : 2/5 Coût d'investissement : 4/5 Coût de fonctionnement : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Fixation à l'acide. Efficacité = 3/5 . Zéolithe. Efficacité = 3/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 4/5 Coût de fonctionnement : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Inhibition de l'acide urique. Efficacité = 3/5 .

3) Résine époxy + raclage fréquent

➤ Vaches laitières + autres bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
30%	/	CORPEN	
50%	217 Euro/ place occupée par vache Coût supplémentaire = 31 euro/place occupée par vache/an	UN/ECE	Catégorie 2.
35-50%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Pas d'effet sur CH ₄ ou N ₂ O.

4) Flushing eau avec ou sans acide

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	/	CORPEN	Forte consommation d'eau. Augmente le coût de gestion du lisier lors du stockage et de l'épandage.
50%	217 Euro/place occupée par vache Coût supplémentaire = 31 euro/place occupée par vache/an	UN/ECE	Etude pour bovins. Catégorie 2. Risque de glissade des animaux si le sol est légèrement en pente pour faciliter la récupération des déjections. Flushing sans acide.
60-70%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Etude dans bâtiments d'élevage porcin.

50%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Diminue les émissions de CH ₄ , pas d'effet sur N ₂ O.
50%	/	OGINK* & KROODSMA (1996)	Eau + 4g/L de formaldéhyde. Flushing toutes les 2 heures. 20L/jour/vache.
<17%	/	MONTENY & KANT (1997)	Flushing à l'eau
50-80%	/	MONTENY & KANT (1997)	Flushing à l'eau + formaldéhyde sur sol solide plus efficace que sur caillebotis.
30%	/	KROODSMA <i>et al.</i> (1993)	Flushing à l'eau toutes les 1 à 2 heures, pendant 2 secondes sur allée caillebotis dans bâtiment d'élevage bovins. 50 à 100 l d'eau par vache, double le volume des déjections

➤ Toutes catégories

5) Modification de la surface des caillebotis

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
30-40%	/	CORPEN	Passage caillebotis intégral avec préfosse à 25-50% caillebotis, préfosse couvrant ¼ à ½ de la surface.
20%	5 Euro/place occupée par porc Coût supplémentaire = 8.27 Euro/place occupée par porc/an	UN/ECE	Catégorie 1. 50% caillebotis.
20-30%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Efficacité dépend de la déclivité du sol.
30-40%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Diminue les émissions de CH ₄ (-10%), augmente les émissions de N ₂ O d'un facteur 10.
Non quantifié	Coût d'investissement : 1/5 Coût de fonctionnement : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Minimiser la surface d'exposition du lisier à l'air. Efficacité = 4/5.

6) Caillebotis fonte

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
15%	/	CORPEN	
40%	9 Euro/place occupée par porc + 3 Euro/place occupée par porc/an	UN/ECE	Catégorie 1.
5%	/	AARNINK* <i>et al.</i> (1997)	Lattes de 2,5 cm de largeur, espacées de 1,5 cm comparé à des lattes de 10 cm de largeur espacées de 2 cm (standard). (porcs à l'engraissement)

7) Caillebotis fil triangulaire

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
27%	/	CORPEN	Peut faire boiter les animaux.
36%	/	AARNINK* <i>et al.</i> (1997)	Lattes d'1cm de largeur espacées d'1 cm comparées à des lattes de 10 cm de largeur espacées de 2 cm : réduit la surface d'émission du lisier et l'activité de l'uréase est diminuée sur les lattes de métal.

8) Enlèvement fréquent du fumier de volaille

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
60%	/	UN/ECE	Catégorie 1. Courroies de transport du fumier de volaille sans séchage
90%	0,09 Euro/place occupée par volaille/an	CORPEN	Catégorie 1.
91%	/	GROOT KOERKAMP (1994)	

Non quantifié	Coût d'investissement : 1/5 Coût de fonctionnement : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Enlèvement immédiat des déjections du bâtiment. Efficacité = 4/5.
90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Enlèvement des déjections 2 fois par semaine sur courroie de transport du fumier de volaille.

9) Systèmes d'abreuvoir dans les bâtiments d'élevage de volailles

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	/	UN/ECE	Catégorie 1 : Séchage du fumier par utilisation d'abreuvoir à bec.
40%	/	ELWINGER & SVENSSON (1996)	Abreuvoir à bec plus efficace qu'un abreuvoir à cloche (poulets)

10) Système de ventilation dans les bâtiments d'élevage de volailles (séchage forcé)

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
80-90%	0.09 à 0.68 Euro/place occupée par volaille/an	UN/ECE	Catégorie 1 : séchage du fumier.
60-80%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Augmente les émissions de N ₂ O d'un facteur 10, diminue les émissions de CH ₄ de 90%.
92%	/	GROOT KOERKAMP (1994)	Maximum de réduction atteint pour 60% d'humidité de la litière.
72%	/	GROOT KOERKAMP* <i>et al.</i> (1998)	Le fumier est enlevé quotidiennement sur une courroie de transport et est séché par un jet d'air d'un débit de 500 m ³ /h issu de 3 conduits. (poules pondeuses)
Non quantifié	Coût d'investissement : 2/5 Coût de fonctionnement : 3/5 Coût d'investissement : 2/5 Coût de fonctionnement : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Séchage du fumier par ventilation de la litière. Efficacité = 4/5. Séchage par chauffage du fumier. Efficacité = 4/5.

11) Litières, bâtiments

➤ Bovins

Rendement	Investissement/ coût	Source	Commentaires
57-60%	/	JEPSSON* (1999)	Litière 60% tourbe, 40% paille broyée. Rendement calculé par rapport à une litière paille longue. Un couloir pour récupérer le fumier est plus efficace qu'une litière à paille longue. (jeunes bovins)
50-65%	/	BRAAM* <i>et al.</i> (1997)	Sol en forme de "V" avec une gouttière au milieu. Les émissions diminuent par flushing à l'eau.
Inefficace	/	BRAAM* & SWIERSTRA (1999)	Imprégner ou enrober le sol dans les bâtiments d'élevage bovin par une résine : pas de réduction des émissions d'ammoniac. Seul un enlèvement fréquent des déjections ou l'inactivation de l'uréase pourrait être efficace. (Bâtiment d'élevage de vaches laitières)
50%	/	MONTENY* & KANT (1997)	Sol solide en forme de "V". Risque de glissade des animaux.
Non quantifié	/	DEWES* (1999)	Les déjections solides présentent des conditions biologiques telles que les émissions d'ammoniac sont réduites par rapport à des déjections liquides. (Bâtiment d'élevage de vaches laitières)
63%	/	SVENNERSTED T* (1999)	Réseau de drainage surmonté d'une couverture perforée de trous de 30 mm de diamètre. Référence : sol entièrement caillebotis.
25%	/	SMITS <i>et al.</i> (1995)	Sol en forme de "V" recouvert d'un mélange mortier-résine époxy + flushing à l'eau 2 fois par jour. (Bâtiment d'élevage de vaches laitières)

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	/	GROENESTEIN* & VAN FAASEN (1996)	Les bâtiments d'élevage à litière accumulée pourraient réduire les émissions d'ammoniac par rapport à un sol entièrement caillebotis mais la pollution de l'air par des gaz azotés augmenterait due à la formation de N ₂ O. Cette méthode n'est pas recommandée pour cela. (porcs à l'engraissement)
40%	/	NICKS* <i>et al.</i> (1997)	100kg de sciure + 58 kg de paille (50%MS) par cochon. Si le lisier est traité : -30% / lisier non traité avec 78 kg de sciure par porc. Durée de vie de la litière : 17 mois. (Bâtiments d'élevage de porcs à l'engraissement)
44-75%	Dépend de la catégorie d'animaux	DEN BROK* & VERDOES (1997)	Refroidissement du lisier. Le rendement dépend de la catégorie d'animaux.
Non quantifié	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Le refroidissement du lisier de 20 à 10°C diminue les émissions de méthane de 66%.
50%	/	KERMARREC (2000)	Comparaison litière sciure / caillebotis intégral. Contrepartie : émissions d'N ₂ O (10% de l'azote contenu initialement dans les déjections). Le brassage de la litière favorise les émissions de N ₂ O et CO ₂
Non quantifié	Coût d'investissement : 1/5 Coût de fonctionnement : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Refroidissement du lisier. Efficacité = 4/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 3/5 Coût de fonctionnement : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Litière de paille. Efficacité = 3/5 .

12) Biofiltration de l'air

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
70-85%	/	CORPEN	Surface du filtre : de 0,2 à 0,3 m ² /porc. Problème de gestion de l'humidité du substrat.
Non quantifié	Très onéreux	UN/ECE	Catégorie 3. Risque de colmatage. Non applicable à des bâtiments ventilés naturellement.
Non quantifié	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Cette technique pourrait être adaptée pour réduire les émissions de méthane (-50%)
Non quantifié	Coût d'investissement : 2/5 Coût de fonctionnement : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Biofiltres, purification de l'air biologique. Efficacité = 5/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 2/5 Coût de fonctionnement : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Filtre en zéolithe. Efficacité = 5/5 .

➤ Poules + poulets

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	Cher	UN/ECE	Catégorie 3. Colmatage du filtre.
80-90%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	1% de TAN converti en N ₂ O. Pas d'effet sur CH ₄ .
Non quantifié	Cher	GROOT KOERKAMP (1994)	Problème de poussière. Valable que si le système de ventilation est mécanique.
Non quantifié	Coût d'investissement : 1/5 Coût de fonctionnement : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Purification de l'air à l'intérieur des bâtiments. Efficacité = 5/5 .

B. STOCKAGE

1) Couverture fosse, croûtes artificielles

➤ Bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
40-90%	/	CORPEN	Hypothèse : 50% de rendement.
35-80%	Dépend du type de couverture. De 0 à 14.9 Euro/m ³ /an	UN/ECE	Catégorie 1 : couverture rigide ou toit (citernes + silos). Catégorie 2 : Couverture flexible, croûte naturelle (non applicable aux lagunes).
60-90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Durée de vie d'une couverture flottante naturelle courte. Un toit tendu, du carton ondulé ou une feuille de plastique flottante : plus efficace.
40-70%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Couvertures valables que pour les déjections liquides, augmente les émissions de CH ₄ de 10%, diminue les émissions de N ₂ O de 10%.
70-90%	/	DE BODE (1991)	Rendement pour couvertures solides. Attention aux fissures si utilisation d'huile.
60-70%	/	DE BODE (1991)	Couvertures naturelles.
20%	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1993)	Croûte naturelle. Rendement calculé par rapport à du lisier mis en fosse toutes les semaines.
Bonne efficacité	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1993)	Tourbe, leca, feuilles plastique. Attention aux fissures si utilisation d'huile (-50% de rendement).
70-93%	/	WILLIAMS* & NIGRO (1997)	Diminution des émissions de CH ₄ : -50% pour une couverture standard -90% pour une couverture améliorée.

45-90%	/	KARLSSON (1996)	Paille broyée (durée de vie limitée : 1 à 2 mois), couverture d'huile de colza (sensible au vent, durée de vie : 3 à 4 mois), grains de leca, tourbe, feuille de plastique flottante, toit.
Non quantifié	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Les émissions de méthane seraient simultanément réduites de 50%

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
70-90%	/	CORPEN	Réduction simultanée des nuisances olfactives.
40-80%	De 1.10 à 14.9 Euro/m ³ /an	UN/ECE	Catégorie 1 : couverture rigide ou toit (citermes + silos). Catégorie 2 : couverture flexible, croûte naturelle (pas pour lagunes).
70-90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Recommandé : un toit tendu, du carton ondulé, et des couvertures plastiques.
40-70%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Couvertures valables que pour les déjections liquides, augmente les émissions de CH ₄ de 10%, diminue les émissions de N ₂ O de 10%.
80-91%	/	HORNIG* <i>et al.</i> (1999)	Granules et paille efficace. Une couche de 6 mm d'huile de colza évite les fissures / couche de 3 mm.
70-100%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2003)	Couvertures d'huile, de film plastique ou de différents types de tourbes.
100%	25 Euro/m ² de lisier recouvert	SCOTTFORD & WILLIAMS (2001)	Couverture d'une lagune. Cher (amorti au bout de 18 ans). Difficulté de mise en œuvre.
70-90%	/	DE BODE (1991)	Attention aux fissures si utilisation d'huile (-50% de rendement).

Bonne efficacité	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1993)	Tourbe, leca, feuille plastique. Attention aux fissures si utilisation d'huile.
68%	/	WILLIAMS* & NIGRO (1997)	Effet sur les émissions de CH ₄ non démontré.
Non quantifié	Coût d'investissement : 3/5 Coût de fonctionnement : 4/5 Coût d'investissement : 4/5 Coût de fonctionnement : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Toit. Efficacité = 4/5 . Granules. Efficacité = 4/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 3/5 Coût de fonctionnement : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Membrane flottante. Efficacité = 4/5 .
Non quantifié	Coût d'investissement : 5/5 Coût de fonctionnement : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Couverture d'huile. Efficacité = 3/5 .
45-90%	/	KARLSSON (1996)	Paille broyée (durée de vie limitée : 1 à 2 mois), couverture d'huile de colza (sensible au vent, durée de vie : 3 à 4 mois), grains de leca, tourbe, feuille de plastique flottante, toit.
Non quantifié	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Les émissions de méthane seraient simultanément réduites de 50%

2) Acidification (pH \approx 5)

➤ Bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
25-50%	/	CORPEN	Problème d'application de lisiers acidifiés sur le sol + coût. Hypothèse : 35% de rendement.

30-95%	/	UN/ECE	Catégorie 3. Risque hygiène et sécurité, acidification du sol, émissions de N ₂ O + odeurs.
Non quantifié	Cher	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Risque hygiène et sécurité, de corrosion. Nécessite une grande quantité d'acide.
Non quantifié	/	ANDERSSON (1996)	Efficace mais dangereux à manipuler, corrosif. Grandes quantités d'acide nécessaires.
37%	/	MONTENY (1997)	
83%	/	STEVENS* <i>et al.</i> (1997)	Acidification du lisier (ph=5,5) avec de l'acide nitrique 12M tout de suite avant épandage avec le même taux d'application que le lisier. Le taux d'émission d'ammoniac dépend du type de technique d'épandage utilisée.
Non quantifié	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	L'acidification du lisier à un pH <4,5 empêche aussi les émissions de méthane et de N ₂ O.

C. EPANDAGE

1) Optimisation de la dose apportée, de la période

➤ Toutes catégories

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Non quantifié	Bon marché	UN/ECE	Catégorie 2. Conditions optimales d'épandage (pas de vent, humidité de l'air) peuvent engendrer des problèmes d'odeurs.
50%	/	SOMMER <i>et al.</i> (1997)	Eviter l'épandage les jours de potentiel d'émissions d'ammoniac élevé (T, pluie...).
11%	/	RODHE <i>et al.</i> (1996)	Irrigation après épandage (15mm d'eau) / épandage en surface.

50%	/	FROST* (1994)	0,9-1,2 : 1 eau : lisier bovin / épandage en surface.
25%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Épandage par projection + lavage du lisier immédiatement après épandage avec une pression de 80-100 bars et une quantité d'eau correspondant à 15% de la quantité de lisier appliquée / épandage en surface.
Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	L'irrigation après épandage peut augmenter le phénomène de lessivage des nitrates.

2) Rampe d'épandage

➤ Bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Jusqu'à 55%	/	CORPEN	Hypothèse : 50% de rendement. Référence : épandage en surface.
30%	0.68 Euro/m ³	UNECE	Catégorie 1. Non applicable si le lisier est trop visqueux. Référence : épandage en surface.
Jusqu'à 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Référence : épandage en surface.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Augmente les émissions de N ₂ O de 60%, pas d'effet sur CH ₄ . Référence : épandage en surface.
60%	/	FROST* (1994)	Épandage en bande / épandage en surface.
30%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Épandage en bande / épandage en surface.
70%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Sabot glissé / épandage en surface.

Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées via le lessivage des nitrates pourraient augmenter au maximum de 30 à 45% pour du lisier bovin, de 50 à 100% pour du fumier.
---------------	---	---------------------------	---

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Jusqu'à 55%	/	CORPEN	Hypothèse : 50% de rendement / épandage en surface.
30%	0.68 Euro/m ³	UN/ECE	Catégorie 1. Non applicable si le lisier est trop visqueux. Référence : épandage en surface.
Jusqu'à 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Référence : épandage en surface.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Augmente les émissions de N ₂ O de 60%, pas d'effet sur CH ₄ . Référence : épandage en surface.
69%	/	HUIJSMANS* <i>et al.</i> (1997)	Sabot traîné / épandage en surface.
30%	/	LORENZ* & STEFFENS (1997)	Epandage en bande / Epandage en surface.
Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées par nitrates pourraient augmenter de 20 à 50% suivant le type de sol pour du lisier porcin, de 110 à 200% pour l'épandage de déjections solides.

➤ Poules + poulets

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Jusqu'à 55%	/	CORPEN	Hypothèse : 50% de rendement / épandage en surface.
30%	0.68 Euro/m ³	UN/ECE	Catégorie 1. Non applicable si le lisier est trop visqueux. Référence : épandage en surface.

Jusqu'à 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Référence : épandage en surface.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Augmente les émissions de N ₂ O de 60%, pas d'effet sur CH ₄ . Référence : épandage en surface.
Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées sous forme de nitrates augmenteraient de 50 à 70% maximum.

3) Enfouisseurs / injecteurs

➤ Bovins

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
75-98%	/	CORPEN	Hypothèse : 75% de rendement / épandage en surface.
60-80%	2.51 Euro/m ³	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du type de sol, injection trous ouverts ou fermés.
50-90%	0.67 Euro/m ³ (lisier) 1.32 Euro/m ³ (fumier)	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du délai épandage / incorporation, du sol.
Jusqu'à 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Référence : épandage en surface.
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Augmente les émissions de N ₂ O de 100%, pas d'effet sur CH ₄ .
90%	/	FROST* (1994)	Injection sous pression (non faisable). Sabot traîné / épandage en surface.
30%	/	VANDRE* <i>et al.</i> (1997)	Réduction de la matière sèche (par séparation) + injection ou incorporation : diminue de 30% les émissions de NH ₃ quelles que soient les conditions climatiques / épandage en surface.
Non quantifié	/	CLEMENS <i>et al.</i> (1997)	N ₂ O augmente selon : épandage en bande, injection, épandage en surface.

90%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Sabot traîné / épandage en surface.
Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées via le lessivage des nitrates pourraient augmenter au maximum de 30 à 45% pour du lisier bovin, de 50 à 100% pour du fumier.

➤ Porcs à l'engraissement + truies

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
75-98%	/	CORPEN	Hypothèse : 75% de rendement.
60-80%	2.51 Euro/m ³	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du type de sol, injection trous ouverts ou fermés, viscosité du lisier. Référence : épandage en surface.
40-80%	1.05 Euro/m ³ (lisier) 1.47 Euro/m ³ (fumier)	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du délai épandage / incorporation, du sol. Référence : épandage en surface.
Jusqu'à 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Augmente les émissions de N ₂ O de 100%, pas d'effet sur CH ₄ . Référence : épandage en surface.
Jusqu'à 80%	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1997)	Sabot traîné / épandage en surface.
90%	/	DENDOOVEN* <i>et al.</i> (1998)	Injection / épandage en surface.
86-99%	/	HUIJSMANS* <i>et al.</i> (1997)	Injection peu profonde, injection / épandage en surface.
70-90%	/	LORENZ* & STEFFENS (1997)	Sabot traîné, injection peu profonde. Référence : épandage en surface.

Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées par nitrates pourraient augmenter de 20 à 50% suivant le type de sol pour du lisier porcin, de 110 à 200% pour l'épandage de déjections solides.
---------------	---	---------------------------	---

➤ Poules + poulets

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
75-98%	/	CORPEN	Hypothèse : 75% de rendement / épandage en surface.
40-80%	3.19 Euro/m ³ (lisier) 6.19 Euro/m ³ (fumier)	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du type de sol, injection trous ouverts ou fermés, viscosité du lisier.
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001) ^{a,b}	Augmente les émissions de N ₂ O de 100%, pas d'effet sur CH ₄ . Référence : épandage en surface.
Non quantifié	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Les pertes azotées sous forme de nitrates augmenteraient de 50 à 70% maximum.

4) Substitution des engrais contenant de l'urée

Rendement	Investissement/coût	Source	Commentaires
Jusqu'à 90%	/	UN/ECE	Catégorie 1. Dépend du substituant, du climat, du sol.
80-90%	3.19 Euro/m ³ (lisier) 6.19 Euro/m ³ (fumier)	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Pas d'effet sur les émissions de CH ₄ ou de N ₂ O.
90%	/	JAGUSIEWICZ (1999)	

ANNEXE 2 : Résumés in extenso d'articles et de documents sur les méthodes de réduction des émissions d'ammoniac issues de la production animale

A. BATIMENTS

1) Réduction de l'apport azoté dans l'alimentation

J.W. PAUL ; N.E. DINN ; T.KANNANGARA & L.J.FISHER. (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertiliser nitrogen value. *J. Environ. Qual.* **27**, 528-534.

Altering feeding strategies for dairy cattle (*Bos Taurus*) may reduce manure N excretion and NH₃ emission from the manure. We determined the effect of dietary formulation on NH₃ emission immediately following manure excretion and the availability of manure N for plant growth. Manure (urine and faeces) was collected from dairy cattle fed diets containing crude protein levels of 16.4% (T1High), 15.3% (T1Med), and 12.3% (T1Low) in trial 1, and 18.3% (T2High), 16.7% (T2Med), and 15.3% (T2Low) in trial 2. Ammonia emission was measured in the laboratory for up to 48h. Emissions during the first 24h following manure excretion were 38 and 23% of the total manure N from Diets T1High and T1Low, and 22, and 15% of the total manure N from Diets T2High and T2Low. Manure NH₄⁺ concentration and pH were positively related to the dietary crude protein level. Manure from cattle-fed diets T1Med and T1Low were applied to soil at two rates to determine short-term N availability for three plantings of corn (*Zea mays* L.) grown for 30 d each in the greenhouse. The recovery of manure and fertiliser N in the plants and the soil for the first two plantings was 48, 31, and 103% for the T1Med, T1Low, and inorganic N treatments, respectively. Whole farm N utilisation for diets T2High and T2Low were estimated at 18 and 23%, respectively. Feeding diets lower in crude protein increases efficiency of N on the dairy farm, decreases NH₃ emissions following excretion but also decreases the short-term N availability of the manure.

K. ELWINGER & L. SVENSSON. (1996). Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *J. agric. Engng Res.* **64**, 197-208.

Using a dynamic chamber technique and passive diffusion samplers, NH₃ emissions were measured individually from 24 pens in an experimental broiler house with a total of about 3600 broiler chickens on litter. Two multi-factorial experiments were conducted in which the influence of litter, drinker type and diets was investigated.

There was no difference in NH₃ emission related to litter type or amount used. Litter dry matter content was higher and N losses lower in pens with nipple drinkers than in pens with bell drinkers. An increase in feed protein level significantly increased litter N content, NH₃ emission rate, and total N loss.

A.L. SUTTON . K.B. KEPHART . J.A. PATTERSON and coll. (1997). Dietary manipulation to reduce ammonia and odorous compounds in excreta and anaerobic manure storages. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 245-252.*

Studies were conducted with cecal cannulated growing-finishing pigs, to determine the effects of dietary nitrogen levels and selected carbohydrate sources on volatile compounds in cecal contents, fresh manure and manure stored in simulated anaerobic systems. In experiment I, different available amino acid contents in corn-soy diets were compared. In experiment II, addition of 2% oligosaccharide, sucrose thermal oligosaccharide carmel (STOC), and 5% cellulose to corn-soy diets balanced with synthetic amino acids were compared. Volatile fatty acid composition was altered, and total nitrogen, ammonia and pH were reduced in fresh manure from pigs fed the amino acid supplemented diets. Lower ammonia and pH levels were also observed in manure stored anaerobically from pig fed the amino acid supplemented diet. Addition of 2% STOC or 5% cellulose further reduced ammonia excretion levels and pH in fresh and stored manures. Cellulose addition increased volatile fatty acid concentrations in fresh manure. Sulphide compounds such as dimethyl sulphide, along with various organic acids and phenols were additional predominant compounds emitted from manure and cecal contents. Amino acid supplementation with cellulose reduced methyl sulfoxide in anaerobically stored manure.

R.M. KAY & P.A. LEE. (1997). Ammonia emission from pig buildings and characteristics of slurry produced by pigs offered low crude protein diets. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 253-260*

The objective of this experiment was to quantify ammonia emissions from buildings and nitrogen losses in slurries produced from pigs offered low crude protein (CP) diets. Growing pigs were offered either commercially available grower and finisher diets (G-com ; F-com) containing 225 and 205g/kg CP, or low CP diets (G-lc ; F-lc) containing 165 and 140 g/kg CP. Pigs were housed in fully slatted rooms within a controlled environment building and the ammonia concentration of exhaust and inlet air was determined. Ammonia emission was calculated from exhaust and inlet concentrations and total daily cumulative ventilation. For growing and finishing phases respectively,

pigs offered the -lc diets produced less slurry (0.88 vs. 1.22 m³, P=0.009 ; 0.97 vs. 1.35 m³, P=0.014) with lower ammonium-N (3.30 vs. 4.50 g/l, P=0.009, 4.2 vs. 5.77 g/l, P=0.007). Ammonia concentrations were lower for the -lc diets (5.75 vs. 13.89 ppm, P=0.011 ; 6.95 vs. 13.14 ppm, P=0.016), and ammonia emission rates were lower for both growers (78.88 vs. 186.08 g/24 pigs/day, P=0.029) and finishers (162.67 vs. 301.25 g/24 pigs/day, P=0.005). Formulating diets to low CP levels reduced the volume of slurry produced by both growing and finishing pigs by 28% and reduced ammonia emission by 58% and 46%.

T.H. MISSELBROOK ; D.R. CHADWICK ; P.J. HOBBS & B.F. PAIN. (1997). Control by dietary manipulation of emissions from pig slurry following spreading. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 261-266.*

Slurries collected from 2 groups of finishing pigs, fed either a standard commercial diet or a reduced crude protein diet, were spread in mid-March on grass/clover swards at 50 m³/ha. Measurements were made of ammonia volatilization, denitrification, and emissions of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄). Slurry from the reduced crude protein fed pigs (RS) had a lower total ammoniacal-N (TAN), total N and volatile fatty acid (VFA) content, lower pH and a higher dry matter content than slurry from the pigs on the standard diet (CS). Following landspreading, ammonia volatilization over the first five days was 60% less from RS and denitrification losses over 51 days were 73% less from RS. N₂O emissions were similar from the slurries, representing 0.5% of the applied TAN. CH₄ emissions were also lower from RS. Herbage yield and N offtake were not significantly different but % N recovery in herbage was greater from RS-treated plots. Reducing the crude protein content of the diet resulted in greater reductions in ammonia volatilization and denitrification than may have been expected if only considering the reduction in TAN content, due to changes in other slurry characteristics such as pH and VFA content.

T.T. CANH ; A.J.A. AARNINK ; J.W. SCHRAMA & J. HAAKSMA. (1997). Ammonia emission from pig houses affected by pressed sugar beet pulp silage in the diet of growing-finishing pigs. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 273-281.*

This study investigated the influence of dietary level of sugar beet pulp silage (SBPS) on the pH and the ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. Commercial crossbred barrows with initial body weight of 45.3±0.57 kg were used. Pigs were housed in two climate chambers with two pens for seven pigs each. Twelve groups of 14 barrows were assigned to one of four diets. The control diet contained no

SPBS. In the other diets, tapioca was replaced by three levels of SBPS : 5%-SBPS, 10%-SBPS and 15%-SBPS on dry matter basis. After a 13-d adaptation period the slurry was collected in a pit for a period of 7 days. A sample of 2 kg of slurry was taken to measure the ammonia emission in a laboratory set up for 7 days at 20°C. The pH of the slurry was measured in the slurry pit and in the laboratory set up at different levels : the upper, the middle and the bottom layers. The total volatile fatty acid (VFA) and DM concentration of the slurry increased when more tapioca was replaced by SPBS ($P < 0.001$). The ammonium concentration (NH_4^+) was not influenced by SPBS. For each 5% increase of SPBS, the pH of the slurry decreased by 0.4 to 0.5 unit and ammonia emission decreased approximately by 15%. We conclude that increasing levels of SPBS in the diet decrease the pH and ammonia emission from the slurry. An increase of the slurry VFA concentration seems to be the main reason for this decrease.

M.C.J. SMITS ; H.VALK ; G.J. MONTENY & A.M. VAN VUUREN. (1997). Effect of protein nutrition on ammonia emission from cow houses. *In Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands, 'eds S.C Jarvis and B.F. Pain', CAB International 1997, 101-107.*

The effects of rumen degradable protein and urine production on ammonia (NH_3) emission were studied in two experiments. In the first experiment, the urinary concentration of urea and the NH_3 emission from cows that were fed two diets alternatively were measured. Diet L contained 0.1 kg rumen protein surplus day-1 and diet H contained 1.0 kg rumen protein surplus day-1. Diet L resulted in a 39% lower emission rate compared with diet H. The urinary concentration of urea was 42% lower when feeding diet L compared with diet H. In the second experiment, three different diets were rotationally fed during seven 3-week periods. The effects of urine volume and urinary concentration of urea on NH_3 emission were studied. A higher urine volume increased not only the number of urinations but also the volume excreted per urination. Both the urinary concentration of urea and the urine volume can be influenced by the diet and do have a significant impact on NH_3 emission. From the experiments it can be concluded that nutrition may substantially contribute to reduction in NH_3 emission.

2) Additifs

M. KITHOME ; J.W. PAUL & A.A. BOMKE. (1999). Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *J. Environ. Qual.* **28**, 194-201.

Ammonia emissions during composting of poultry manure can be significant, representing increased environmental pollution and decreased fertiliser value of manure. The objectives of this study were to measure NH_3 volatilization losses during

composting of poultry layer manure, and to evaluate the potential of different amendments to reduce NH_3 losses using a laboratory composting simulator. The poultry manure was treated with various amendments which included two natural zeolites, clay, coir (mesocarp of coconut fruit), CaCl_2 , CaSO_4 , MgCl_2 , MgSO_4 , and $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. The manure was composted for 49 to 56 d. Ammonia volatilised from the manure was trapped in a 0.3 M H_2SO_4 solution. The compost was weighed and analysed for moisture content, total N and NH_4^+ . The NH_3 volatilization loss for the unamended manures ranged from 47 to 62% of the total manure N. A layer of 38% zeolite placed on the surface of the manure reduced NH_3 losses by 44%, whereas 33% coir placed on the surface of the manure reduced NH_3 losses by 49%. The 20% alum treatment reduced NH_3 losses by 28%. Composting poultry manure with zeolites, coir, and alum produced composts with high NH_4^+ concentrations ranging from 17 to 53% of total N. The addition of 20% CaCl_2 to poultry manure decreased NH_3 volatilization but did not result in increased NH_4^+ or NO_3^- concentrations. The 38% zeolite Z1 and 33% coir-treated composts had total N concentrations of 17 and 31 g kg^{-1} , respectively. The zeolite and coir amendments were proposed to be the most suitable for reducing NH_3 losses during composting of poultry manure.

G. JURGENS. (1987). The influence of ground superphosphate on the pH value and ammonia release from slurry. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*, H.G. v.d. Meer, et al. (eds) 1987. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. ISBN 90-247-3568-8. Printed in the Netherlands, 381-383.

Input trials and in trial under practical conditions, ground superphosphate was found to lower the pH value of pig and cattle slurry and to reduce the ammonia (NH_3) content in the air space above the slurry. In comparison with other slurry additives, such as dicyandiamide, bentonite with organic substances or a 50% cyanamide solution, ground superphosphate proved to be superior in lowering the pH value of the slurry and the NH_3 content in the air.

S. SUBAIR ; J.W. FYLES & I.P. O'HALLORAN. (1999). Ammonia volatilization from liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. *J. Environ. Qual.* **28**, 202-207.

Losses of N from livestock operations due to ammonia (NH_3) volatilization from animal wastes is a major source of pollution in Europe and North American and represents a significant economic loss. Paper products have potential as amendments to reduce NH_3 loss because their high carbon (C) and low nitrogen (N) contents would be expected to cause N immobilisation. Reduction in NH_3 volatilization from liquid hog manure (LHM) by paper bag (PB), filter paper (FP), newsprint (NP), and pulp sludge (PS) added at 2.5 and 5% (fresh LHM weight) was evaluated in a 56 d incubation study. Cumulative NH_3 volatilization ranged between 28 and 53% of initial manure N. When the rate increased from 2.5 to 5%, NH_3 volatilization was reduced by 47, 40, 37,

and 29%, respectively, compared to the control. Increasing the rate increased the amount of C lost from the LHM and reduced the net mineralization of organic N. Hence, the addition of organic amendments appeared to have decreased NH_3 volatilization by increasing microbial activity and N immobilisation. Liquid hog manure pH was negatively correlated with C loss, indicating that microbial decomposition of paper amendments lowered manure pH but this effect did not appear to be important in controlling NH_3 volatilization. Paper lignin content was not correlated with the loss of C, manure pH, or NH_3 volatilization, suggesting that the effectiveness of paper products in reducing NH_3 volatilization is not controlled by lignin content but rather by other more labile components.

E. WITTER. (1991). Use of CaCl_2 to decrease ammonia volatilization after application of fresh and anaerobic chicken slurry to soil. *Journal of Soil Science*. **42**, 369-380.

Ammonia losses after surface application of fresh chicken slurry (15% solids) and anaerobically stored chicken slurry (10% solids) to a silty clay soil (pH 6.9) at a rate equivalent to $34 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ were studied in a laboratory incubation experiment. Total NH_3 -N losses amounted to 29% of the initial uric acid-N+urea-N+ NH_4^+ -N content of the fresh slurry and 28% of the initial NH_4^+ -N content of the anaerobic slurry. Peaks rates of ammonia volatilization took place between 24h and 48h after application of the fresh slurry and within 5 h of application of the anaerobic slurry. The addition of CaCl_2 at a rate of 36 mg Ca g^{-1} (dry wt) slurry decreased peak rates of ammonium volatilization from the fresh slurry by 73% and total losses by 37%. The decrease in total ammonia losses through CaCl_2 addition to the anaerobic slurry was only 8%. The addition of CaCl_2 decreased CO_2 output from both slurries through precipitation of HCO_3^- as CaCO_3 , thereby removing a source of alkalinity from the solution. The failure of the CaCl_2 addition to decrease significantly ammonia losses from the anaerobic slurry suggested that HCO_3^- was an important source of alkalinity driving ammonia volatilization in the fresh slurry, but not in the anaerobic slurry. CaCl_2 addition did not affect urea hydrolysis, nor net nitrogen mineralization. The decrease in ammonia loss achieved through CaCl_2 addition was however not associated with a parallel increase in ammonium concentrations in the soil. Further experiments showed that the ammonia retained by the CaCl_2 was probably fixed by the soil and rendered non-extractable by KCl.

V.H. VAREL. (1997). Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. *Bioresource Technology* **62**, 11-17.

Current waste management systems for cattle feedlots and swine facilities result in nitrogen losses of approx. 75%. Most of this loss occurs through the rapid hydrolysis of urinary nitrogen (urea) to ammonia, which volatilises into the atmosphere. This contributes to odour, environmental problems, and loss of a valuable fertiliser resource.

Urease inhibitors cyclohexylphosphoric triamide (CHPT) and phenyl phosphorodiamidate (PPDA) were used to control the hydrolysis of urea in duplicate one-litter slurries of cattle and swine wastes (1:1 g:g faeces to urine). With cattle waste (3.3 g urea l⁻¹) and swine waste (4.8 g urea l⁻¹), both inhibitors at 10 mg l⁻¹ of waste prevented hydrolysis of the urea for 4-11 days, and then a gradual hydrolysis occurred until complete at day 28. Hydrolysis of urea in untreated cattle or swine waste (controls) was complete within one day. Addition of the inhibitors once per week was the most effective method of preventing urea hydrolysis. Weekly additions of 10, 40 or 100 mg of PPDA per litter of cattle waste (5.6 g urea l⁻¹) prevented 38, 48 and 70% of the urea from being hydrolysed after 38 days, respectively. With swine waste (2.5 g urea l⁻¹) these PPDA concentrations prevented 72, 92 and 92% of the urea from being hydrolysed after 28 days, respectively. PPDA additions were stopped after 49 days, and all urea at the three PPDA concentrations was hydrolysed after 70 and 84 days for the cattle and swine wastes, respectively. These results offer a strategy for significant control of ammonia emissions from livestock facilities and increasing the fertiliser value of wastes by improving the nitrogen to phosphorus ratio for plant growth.

N.A. BOOKER ; E.L. COONEY & A.J. PRIESTLEY. (1996). Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. *Wat.Sci.Tech.* **34** (9), 17-24.

A rapid adsorption process, which utilises the ammonium ion selectivity of a natural Australian zeolite, is being developed for removal of ammonia from sewage. The study reported in this paper claims not to have invented nor discovered this technique of ammonia removal from wastewater, but aims to realise the value of this natural Australian resource as an efficient alternative to existing treatment processes. An understanding of the equilibrium and kinetic behaviour of this material provided insight into its expected capacity as an adsorption media. Favourable results led to pilot scale trials, which revealed excellent performance of the zeolite under continuous column operation. The zeolite adsorption process has proved effective, as pilot scale, in reducing ammonium ions in sewage from concentrations ranging from 25 to 50 mg NH₄N/L down to levels below 1 mg NH₄N/L. Under optimised operating conditions, the adsorption capacity of the zeolite for this range of influent ammonium concentrations was about 4.5 mg NH₄N/g. The rate of treatment by the pilot zeolite column makes it ideally suited as a retrofit to high rate secondary sewage treatment processes, for removal of the soluble ammonium component.

A.J. HEBER ; R.K. DUGGIRALA and coll. (1997). Manure treatment to reduce gas emissions from large swine houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. *Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds)*, 449-457.

A 63-day field test of a commercial manure additive sprayed onto the underfloor manure surface in a 1000-head commercial naturally-ventilated swine finishing house resulted in a reduction of mean NH₃ emissions from 5.9 to 1.8 g/day.pig as compared to an identical untreated house. The mean H₂S emission rate of 0.15 g/day.pig did not change with the treatment. Average NH₃, H₂S and CO₂ concentrations at the air outlets were 13.7 ppm, 166 ppb and 3335 ppm in the control building and 4.3 ppm, 190 ppb and 3249 ppm in the treated building, respectively. Daily mean airflow rates between 6.4 and 109.6 m³/h.pig were estimated from a sensible heat balance of the building.

J. MARTINEZ ; J. JOLIVET ; F. GUIZIOU & G.LANGEOIRE. (1997). Ammonia emissions from pig slurries : evaluation of acidification and the use of additives in reducing losses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 485- 492.

Ammonia emissions during storage of pig slurry were followed through laboratory experiments to evaluate several chemical and commercial additives on decreasing losses. A series of cylindrical columns of 5 cm depth and 10 cm diameter were used to simulate a column of slurry stored in a pit. Each glass volatilization chamber contained 300 g of raw or chemically treated pig slurry. During the experiment the ammonia-charged air was drawn out of the lid and entered the chemical trap (0.1 N sulphuric acid or 4% boric acid) at a flow rate of 5 litres/min (about 8-10 exchange volumes/min). Five commercial chemical additives (Stalosan, De-odorase, Odorless, Biosuper and NX-23) were used at three rates (low, recommended and high) to evaluate their performances on ammonia losses. Strong acids and calcium chloride were evaluated concurrently to the pit additives. Two commercial additives from the five tested had an effect on reducing ammonia losses. The emissions from the slurries treated with these two additives were reduced by approximately 40% to 50% in comparison to emissions from the untreated slurries. Both the addition of calcium chloride and the acidification of slurries to pH 6 gave an 85% reduction in the ammonia lost. Results obtained from those laboratory experiments were confirmed in field trials using a wind tunnel system.

J.G.L. HENDRIKS & M.G.M. VRIELINK. (1997). Reducing ammonia emission from pig houses by adding or producing organic acids in pig slurry. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 493-501.

The ammonia volatilization is exponentially related with the pH of the slurry. This research tests two different methods to acidify the pig slurry. The average ammonia emission (not corrected for background concentration) of the acidification system by adding organic acids and producing organic acids were respectively 1.46 and 1.38 kg

ammonia per pig place per year. The reduction of the ammonia emission was respectively 42 and 45% compared with the ammonia emission from a pig room with a partly slatted floor (2.5 kg ammonia per pig place per year). For the use of one of both acidification systems some extra investments (discharging system, pH-meter, mixing facility, electricity costs, etc.) have to be done. The total extra annual costs are Dfl 27.88 per pig place per year for the organic acids. When the system with producing organic acids by microbiological activity is used, the total extra annual costs are Dfl 41.55 for milled wheat and Dfl 20.96 for heated potato starch.

3) Litières, bâtiments

K.H. JEPSSON. (1999). Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *J. Agric. Engng Res.* **73**, 49-57.

Ammonia volatilization from animal husbandry contribute to the total nitrogen deposition, causing acidification and eutrophication. The objective of this investigation was to compare ammonia volatilization from deep-litter housing systems using different bedding material and to compare the ammonia volatilization from the beds with that from the manure alley. Four different bedding materials were compared ; long straw, chopped straw (with and without an additive) and a mixture with 60% peat and 40% chopped straw. The effect of an additive containing sea algae and vegetable oils on ammonia emission was evaluated. The experiments were conducted during a six-month period in four bedded pens with a manure alley for young cattle. The ammonia emission rate from the beds and the manure alley, the temperature in the beds, the chemical composition of the bedding materials, the thickness of the beds and the cleanliness of the cattle were determined in the investigation. Six ventilated chambers were used to measure the ammonia emission rate. The ammonia emission rate from the bed with a bedding mixture of 60% peat and 40% chopped straw (drymatter weight) was significantly less than from the beds with long straw or chopped straw. The mixture of peat and chopped straw was estimated to reduce the ammonia emission by 57% compared with long straw. The ammonia emission rate from the manure alley (solid floor) was significantly less than from the bedding area with long straw or chopped straw as bedding material. From the manure alley, the ammonia emission was estimated to be 40% of the emission from the bedding area with long straw. The additive evaluated did not have any effect on the ammonia rate. It was also found that the temperature was an important factor for ammonia emission rate.

N.W.M. OGINK & W. KROODSMA. (1996).

Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *J. Agric. Engng Res.* **63**, 197-204.

Two methods to reduce the emission of ammonia from cow houses with a partially slatted floor were investigated. One method was based on scraping the slats and subsequent flushing with water every 2h, using 20 l/d per cow (water treatment). The second method was similar to the first one, except that 4 g of formaldehyde per litre of flushing water was added (formalin treatment). The trial was conducted in two compartments of an experimental cubicle house. In one compartment the formalin treatment was applied for a period of 24 d, followed by the water treatment for 41 d. Simultaneously, the emission was recorded in a second compartment with no scraping or flushing. Treatment effects were estimated from changes in the ratio between the emissions from the two compartments. A statistical analysis was based on time series analysis. The water treatment lowered the emission by 14% (95% confidence interval 9%-19%). The formalin treatment reduced emission by 50% (95% confidence interval 45-55%). It was concluded that effective flushing methods for slatted floors depend on addition of compounds that supplement the effects of flushing.

C.R. BRAMM ; M.J.C. SMITS ; H. GUNNINK & D. SWIERSTRA. (1997). Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *J.Agric.Engng. Res.* **68**, 375-386.

Two methods to reduce the ammonia emission from double-sloped solid floors, with a gutter at the bottom of the flat «v» and baffles dipping into the slurry, in cow houses were investigated. The effect of two extra urine gutters in the sloping floor parts and the effect of spraying water, at a rate of 6l/d per cow after scraping with a frequency of 12 times per day, were studied. The experiment was performed over 19 weeks in two compartments of an experimental mechanically ventilated cow house, each housing ten non-lactating cows. In one compartment, a double-sloped solid floor with underfloor slurry pit and floor openings, to dump manure collected by a scraper, was constructed. A central urine gutter was permanently in use. Underfloor airflow was prevented by a high slurry level and vertical baffles dipping into the slurry; these also reduced air exchange between pit and house. The other compartment served as a reference and had a traditionally slatted floor, also with underfloor slurry pit. Ammonia emissions from both compartments were recorded continuously. Ammonia emission from the compartment with the double-sloped solid floor operating with one urine gutter and without spraying water was, on average, reduced by 50% compared with the reference compartment. Emission was further reduced, on average, by 65% compared with the reference compartment when water was sprayed. The use of three instead of one urine gutter had no significant effect on the emission, despite the fact that the mean surface area covered by a single urination was reduced from 1.15 to 0.09 m². It was concluded that a further reduction of the distance between the urine gutters would not be expected to influence ammonia emission, since the mean surface area covered by a urination was already close to the minimum of 0.8 m² for slatted floors.

A.J.A. AARNINK ; D. SWIERSTRA ; A.J. VAN DEN BERG & L.SPEELMAN. (1997). Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *J.Agric.Engng.Res.* **66**, 93-102.

The influence on ammonia emission to the atmosphere of five types of slatted floor and of the degree of fouling of the solid floor was investigated in houses for fattening pigs. In the experiment there were two concrete slatted floors (S1 with slats 10 cm wide and 2 cm gaps; S2 with slats 7 cm wide and 1.8 cm gaps); a cast iron slatted floor (S3 with slats 2.5 cm wide and 1.5 cm gaps) and two floors whose metal slats were triangular in cross section (S4 with 1 cm wide slats and 1 cm gaps; S5 was the same as S4, but partially covered over an area of 0.8 x 0.7 m with studs 5 cm high and 3.2 cm diameter, spaced at 20 cm). Three partially slatted compartments (all 25% slatted and 75% bare solid concrete) for 36 fattening pigs each were used. Air was drawn from outside through underground heat exchange tubes and entered the compartments via a ceiling of perforated plastic sheeting. The five types of slats were changed around between the three compartments (three in, two out) every three weeks during two growing periods of 15 weeks each, one during the winter and one during the summer. Ammonia concentrations in incoming and outgoing air and ventilation rate were measured continuously to calculate the ammonia emission to the atmosphere. The area of the solid floor wetted with urine was assessed visually. The excreting and lying locations of the pigs were determined from video recordings. S5 showed the lowest occurrence of excretions on the solid floor. Also in S5 the lowest number of pigs were lying on the pen partition side (the side with naps) of the slatted floor. The ammonia emissions were calculated relative to S1. These were 106% for S2, 95% for S3, 73% for S4 and 64% for S5 (SED 16%). The solid floor was fouled more during the summer than during the winter ($P < 0.05$); fouling increased towards the end of the growing period ($P < 0.001$). Opting for slatted floors from metal with more open space than concrete slatted floors, such as the floor with triangular section metal slats, significantly reduces ammonia emission from the slats. Partially covering the slatted floor with studs prevents pigs from lying in this area so that they use this area for excretion, giving less fouling and ammonia emission from the solid floor.

C.R. BRAAM & D. SWIERSTRA. (1999). Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *J.Agric.Engng. Res.* **72**, 59-69.

The relation between surface characteristics and urease activity was studied for samples (300 x 300 mm) from 50 different specimens representative of concrete floors in dairy cow houses, since volatilization of NH_3 from urine pools on floors is reduced when urease activity on the floor surface is reduced, provided that urease activity is below a certain level. Variations within the factors « concrete strength », treatment of the fresh concrete surface », « curing time » and treatment of the hardened concrete surface were applied. The specimens were split into two groups, namely non-coated and coated

specimens. Floor surface roughness was measured for samples from all specimens, and also water penetration depth was measured for samples of the non-coated specimens. Samples from all 50 specimens were fouled with cow faeces and urine for 14 days and urease activity was measured. By relating urease activity of the samples from the non-coated specimens to the roughness of the floor surface and the water penetration depth, 67% of the variance was explained. This was 25% for the coated specimens, using a relation between surface roughness and urease activity. By expressing urease activity on the non-coated specimens as a function of the factors « concrete strength », « treatment of the fresh concrete » and « curing time » and the factor levels within, 87% of total variance was accounted for. Although the experimental fouling period was relatively short compared with the length of the animal housing period, urease activity on most of the non-coated samples, on average, reached values out the range in which a reduction of volatilization of ammonia from a urine pool is found when urease activity is reduced. Coated specimens in general and, in particular, non-coated specimens of which the mould side was tested, demonstrated urease activities within that range. The duration of the fouling period during housing of the cows and the basics of the formation of urease activity on floor surfaces both support the idea that build up of urease activity proceeds after 15 days of fouling. The urease-active top layer on the floor surface is expected to cause gradual diminishing of the influence of floor surface characteristics on emission of ammonia from urine pools deposited on the floor. High levels of urease activity were expected to develop on all types of floors, either coated or non-coated. Impregnating and coating of floors in dairy cow houses were therefore not expected to result in a reduction of emission of ammonia. Only floor cleaning strategies removing or inactivating the urease on the floor were expected to result in such a reduction.

C.M. GROENESTEIN & H.G. VAN FAASSEN. (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *J. agric. Engng. Res.* **65**, 269-274.

In a deep-litter housing system, animals are kept on a thick layer of a mixture of manure with sawdust, straw or woods havings. In this study, sawdust was used for two different deep-litter systems for fattening pigs (System 1 and 2). The differences between the systems were the amount of litter per pig, the size of the sawdust particles and the way the bed was treated. From manure, NH_3 (ammonia) can volatilize. In a mixture of manure and sawdust the microbial processes, nitrification and denitrification can occur which convert NH_3 into the inert N_2 (dinitrogen gas). If conditions are suboptimum and these processes do not run to completion, the air-polluting volatile intermediates N_2O (nitrous oxide) and NO (nitric oxide) are emitted. Field studies were carried out to obtain values for the concentrations in the exhaust air of NH_3 , N_2O and NO . Ventilation rates were measured and emissions of these air-polluting nitrogen gases calculated. The results were compared with the emission of a traditional system with manure storage under a fully slatted floor of 0.3 g N/h per pig as NH_3 . The nitrogen emitted as NH_3 , NO and N_2O measured with System 1 was 0.24, 0.04 and 0.3 gN/h per pig respectively. For System 2 emissions were 0.12, 0.01 and 0.2 g N/h per

pig respectively. System 2 tends to reduce the ammonia emission compared with traditional housing systems ($P = 0.078$) but for System 1 there was no difference. In both systems, the emission of total air-polluting nitrogen was not reduced compared with a traditional house, System 1 had increased N emission ($P < 0.05$). From both systems most of the air-polluting nitrogen was emitted as N_2O , although for System 2 this was not significant. In a laboratory study, samples of the deep-litter beds were incubated under various O_2 concentrations to study under which conditions N_2O was produced in the deep litter. The results showed increasing N_2O emission with decreasing O_2 concentration in the bed, indicating that N_2O is mainly produced in the course of nitrification. It is concluded that deep-litter systems for fattening pigs may reduce NH_3 emission compared with housing on fully slatted floors, but emissions of air-polluting nitrogen gases tend to be higher due to the formation of N_2O . From an environmental point of view, these two deep-litter systems are therefore not recommended.

P.W.G. GROOT KOERKAMP ; L. SPEELMAN & J.H.M. METZ. (1998). Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part 1 : Performance of a litter drying system. *J.Agric. Engng. Res.* **70**, 375-382.

The effects of a litter drying system are reported on the composition of the litter and the emission of ammonia from a tiered wire floor aviary housing system for laying hens. Air velocities above the litter, a mixture of droppings and sand, were increased by means of air that was sucked from the top of the room and blown through holes in ducts at floor level. The dry matter content of the litter was higher (above 900g/kg) and the total ammoniacal nitrogen (0.7 g/kg) and pH (7.3) of the litter were remarkably lower than in aviaries without forced drying of litter (dry matter 750-850 g/kg, total ammoniacal nitrogen 2-3 g/kg, pH about 8.6). Concentrations of ammonia in the exhaust air were below 5 p.p.m. and the emission of ammonia from the house reached a stable emission level of about 2.0 mg/h per pen when hens were about 30 weeks old. This emission was caused by the litter and the manure on the belts, and was reached when manure on the belts was removed daily and about 500 m³/h of air were blown evenly over the litter by means of three ducts. The litter drying system effectively maintained the dry matter content of the litter at a high level and minimized the degradation of nitrogenous components into ammonia. A possible increase of the volatilization rate of ammonia because of higher air velocities was of minor importance.

B. NICKS ; A.DESIRON & B. CANART. (1997). Deep litter materials and the ammonia emissions in fattening pig houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. *Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds)*, 335-342.

Two identical rooms were used to keep pigs on deep litter, one room with pigs on sawdust and the other with pigs on straw. In a first experiment, four batches of pigs per room have been reared successively over the 17 month period of experiment. On average the amount of litter used per pig was 100 kg of sawdust (50% dry matter) and 58 kg of straw. The ammonia concentrations were significantly lower during the 4 fattening periods in the room with the sawdust (40% reduction) than in the room with the straw bed. On average, the concentrations in the 2 rooms were respectively of 10.3 and 17.3 ppm. During the work of mixing pig manure with the sawdust, the NH_3 concentration increased until 100 ppm. In a second trial, 2 litters of sawdust were compared, one treated with an additive, the other non treated. Three batches of pigs were reared successively on each litter. The amount of sawdust used was 78 kg/pig. On average the ammonia concentration was 30% lower in the room with the treated litter (9.8 vs. 14.0 ppm). In a third experiment, a litter of sawdust was compared to a mixture of sawdust and straw with 50% dry matter of each material. A significant lower NH_3 concentration was observed during the second fattening period in the room with the sawdust (16.3 vs. 20.5 ppm).

G.J. MONTENY & P.P.H. KANT. (1997). Ammonia emission and possibilities for its reduction in dairy cow houses : a review of Dutch developments. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 355-364.

Ammonia, mainly originating from livestock production, contributes to environmental pollution. Cattle husbandry is responsible for more than 50% of the total ammonia emission in Europe. Absolute emission from dairy cow housing systems may be smaller than from other sources in cattle husbandry, such as slurry application and grazing. Still, in several countries (e.g. the Netherlands), there is a tendency towards legislation to reduce ammonia emission from cattle and other livestock housing systems in order to reach emission and deposition goals set to minimize environmental acidification. Dairy cow housing systems can be categorized as loose housing and tie stalls. Differences occur in floor type and waste collection system. Ammonia emission levels for loose housing systems tend to be higher (25-45 g day⁻¹ per cow) than for tie stalls (9-27 g day⁻¹ per cow), although ranges in emissions –especially for loose housing systems– are reasonably large. Possibilities for reduction of the ammonia emission from dairy cow housing systems are based upon affecting one or more of the parameters relevant for the production and volatilization of ammonia inside the house. Flushing with water has a reasonably small effect on the ammonia emission (maximum 17% reduction). Significant emission reductions were reported for flushing with diluted formalin (50% when applied on slatted floors and 80% for solid floors), slurry acidification (37%), feeding strategies (39%) and V-shaped, solid floors (50%). Before application of these measures in practice, several drawbacks will have to be solved.

T.DEWES. (1999). Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology*. **70**, 245-248.

The maximum specific ammonia emissions from liquid manure (LM) and solid manure containing 2.5 kg straw/livestock unit (LU)/day (SM 2.5) or 15 kg straw/LU/day (SM 15) increased in the sequence LM<SM 2.5< SM 15 (662.6<3163.7<6299.8 $\mu\text{g NH}_3\text{-N/h/kg}$). These emission levels were attained soon after the maximum temperatures (22.9°C<34.3°C<69.5°C) induced by microbial self-heating had been reached. After that, NH_4^+ was microbially re-bound in amounts that increased with a higher C content and a widening C:N ratio, i.e. Also in the sequence LM<SM 2.5<SM 15. Over a period of 15 to 16 days, 6.0% (LM), 10.8% (SM 2.5) and 5.9% (SM 15) of the N-total was emitted. When the accumulated ammonia emissions were extrapolated beyond this period of investigation, it was concluded that, over longer storage periods, solid manure offers better biological conditions for low ammonia emissions than liquid manure.

B. SVENNERSTEDT. (1999). Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *J.Agric. Engng. Res.* **72**, 19-25.

Drainage properties and ammonia emissions from slatted floors and drainage channels were investigated using a laboratory arrangement development for the purpose. The arrangement consists of a steel-framed box with two levels in order to simulate different slatted floor systems. The slatted floor under test is laid on the top level and manure is dropped on to it from various heights. The lower level consists of a drainage channel, the top of which is covered by a lid perforated with holes of different shapes. Drainage experiments on slatted floors for cows with slits from 30 to 45 mm wide showed an average total drainage value for faeces and urine of 72% and an average urine drainage value of 82%. Drainage experiments on slatted floors for pigs showed results varying between drainage arrangements. The best drainage capacity was obtained when the drainage channel had holes giving a large drainage area. The ammonia experiments on slatted floors for cows with 2 and 30 mm spacing showed an accumulated ammonia emission of about 8 and 3 g respectively, during the 20 h testing period. On slatted floors for fattening pigs, the accumulated ammonia emission was calculated to be about 2 g during the 20 h testing period. These ammonia emission results are related to the mass quantities and the nitrogen contents of faeces and urine, which normally are dropped to slatted floor surfaces in animal buildings.

G.M. DEN BROK & N. VERDOES. (1997). Slurry cooling to reduce ammonia emission from pig houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 441-447.

Temperature of slurry affects the ammonia emission from slurry. If the slurry temperature is low, the conversion of ammonium to ammonia will occur slowly. As a result the ammonia emission will reduce. A slurry cooling system in rooms for grower/finishing pigs, a farrowing room and a room for weaned piglets has been tested. The average ammonia emission in the room for grower/finishing pigs was 1.4 kg per pig place per year (reduction of 44%). The extra annual costs per place are about Dfl 23.00, depending on the pen design and cooling surface. The average ammonia emission in the farrowing room with a fully slatted floor was 2.4 kg per sow place per year (reduction 71%). The extra annual costs per place are Dfl 119.00. Slurry cooling in a room for weaned piglets resulted in an average ammonia emission of 0.15 kg (reduction 75%). The extra annual costs per place are Dfl 9.70. Satter et al. (1997) achieved in a room for dry sows with slurry cooling and ammonia emission of 2.2 kg (reduction 48%). The extra annual costs per place are Dfl 45.00.

B. STOCKAGE

1) Couverture

G. HORNIG ; M. TURK & U. WANKA. (1999). Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *J.Agric. Engng Res.* **73**, 151-157.

Covering of liquid manure storage facilities causes additional costs. Furthermore, the building of rigid covers such as tent roofs over large slurry lagoons is prohibitively expensive. Therefore, emission reducing effects and floating behaviour of low-cost covers were investigated. Such alternative cover materials are granules, chopped straw and rape oil. Tests took place both in the laboratory and in the field. On-farm studies served to determine emissions from liquid manure surfaces in large slurry storage facilities. Laboratory tests were carried out in transparent Perspex containers on a 65 l scale. The floating behaviour of the covers and the sedimentation of slurry during storage and after homogenisation were observed. The ammonia emission was also measured here and sampling for odour measurements and chemical analysis was carried out. Cover materials showed very different behaviour. The granules made a closed cover within a few hours after homogenisation, while rape oil rose to the surface only during a period of several days. Chopped straw made a solid floating layer infiltrated with slurry. Laboratory scale and on-farm studies with granules and straw as covers reduced odour emission by about 83-91%. Ammonia emission decreased by about 80-91%. The emission reduction of 85% for a 6 mm rape oil layer was similar to the other covers, but the 3 mm oil layer showed an insufficient effect.

S.G SOMMER ; B.T. CHRISTENSEN ; N.E. NIELSEN & J.K. SCHJORRING. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **121**, 63-71.

Gaseous NH₃ losses from pig and cattle slurry stored in eight storage tanks were measured simultaneously using wind-tunnels. The slurry was either stirred weekly (uncovered), or was allowed to develop a natural surface crust. Oil, peat, chopped cereal straw, PVC foil, leca (pebbles of burned montmorillonitic clay) and a lid were tested as additional covers. Convective transport of ammonium to the surface layers caused NH₃ volatilization losses of 3-5 g NH₃-N/m² per day from the stirred, uncovered tanks. The loss of NH₃ from the stirred slurry was related to air temperature. The development of a natural surface crust reduced NH₃ losses to 20% of those from stirred slurry. NH₃ losses from slurry not developing a natural surface crust layer and left undisturbed were similar to the losses from stirred slurry. A 15 cm layer of straw was as effective as a surface crust layer in reducing NH₃ losses. In one experiment, cracks developed in the oil cover and losses were therefore only reduced to 50% of those of uncovered slurry. Apart from this experiment, NH₃ losses from slurry covered with oil, leca, peat and foil were small.

A.G. WILLIAMS & E. NIGRO. (1997). Covering slurry stores and effects on emissions of ammonia and methane. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 421-428.

Experiments were conducted on field and laboratory scales to measure the effects of covering on emissions of methane and ammonia from stored pig and cattle slurries. The capacities of the field and laboratory scale stores were 50 m³ and 200 L respectively. Superficial air velocities in the laboratory stores were chosen to simulate an uncovered store, a standard cover, an improved cover and an intermediate. Slurries and air were controlled at nominal temperatures of 4, 11, 18 and 25°C. Covering reduced ammonia emissions from pig slurry in the field store by 68%, but allowing for differences in temperature and pH suggested that the reduction should be 75%. Methane emissions were too variable to demonstrate any effect at field scale. In laboratory experiments, the simulated standard cover reduced ammonia emissions from pig and cattle slurry by about 80% and 75% respectively, significantly increasing to 93% with the improved cover. Emission increased about fourfold as temperature increased from 4 to 25°C. Methane emissions from cattle slurry were generally reduced by about half with the standard cover and were reduced by about 90% with the improved cover. Emissions of ammonia-N could be reduced by about 38 kt year⁻¹ in the United Kingdom if all stored slurry was covered.

2) Acidification

W. BERG & G. HORNIG. (1997). Emission reduction by acidification of slurry-investigations and assessment. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*,

Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 459-466.

A strong reduction of harmful gas emissions is realisable by acidification of slurry at pH values of 4.5. The use of abrasive mineral acid is connected with disadvantages in regard of handling and nutrient balance. A new method is the application of lactic acid. It is advantageous not only for emission reduction but also to the handling of acid and acidified slurry as well as to using renewable raw materials or residues. Acidifying at pH values from 4 to 5 demands a lactic acid (50% concentrated) addition of about 5% by volume. This lowering of pH leads to a reduction of ammonia and methane emissions by nearly 90%. Nitrous oxide only emits from non-acidified slurry, but not before slurry surface becomes encrusted and ammonia emission is decreasing strongly. This effect includes slurry application. Negative effects of acidified slurry on soil or plant are not detectable. Present results indicate higher yields. The specific costs of reducing 1 kg nitrogen with lactic acid are comparable with those of biofilters and bioscrubbers, but the emission reduction potential of lactic acid is 3 to 5 times higher.

R.J. STEVENS ; R.J. LAUGHLIN ; C.J. O'BRIC ; O.T. CARTON & J.J. LENEHAN. (1997). The efficiency of the nitrogen in cattle slurry acidified with nitric acid for grass production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*. **129**, 335-342.

Field trials were conducted at six sites throughout Ireland in 1992, 1993 and 1994, to assess the efficiency of utilisation of N in cattle slurry treated with nitric acid. Slurries were left untreated or were acidified to pH 5.5 with 12M nitric acid immediately prior to spreading. Slurries were either band-spread or splashplate-spread using an automated tanker system. The efficiency of N ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) in slurry for grass production (Eff-N %) was measured by comparing N offtake values with those from a range of rates of inorganic fertiliser N (ammonium nitrate/calcium carbonate) treatments. Slurry was applied at rates (13-28 m^3/ha) which supplied N ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) below the highest inorganic fertiliser treatment. In all experiments, untreated cattle slurry was compared with nitric acid-treated cattle slurry at the same rate of application. The Eff-N% values for unacidified or acidified slurries were highly variable by both spreading methods. The effect of spreading method depended on whether or not the slurry was acidified. On average the Eff-N % value of the bandspread unacidified slurry (59%) was significantly higher than the Eff-N % value of the splashplatespread slurry (37%). For acidified slurry, the average Eff-N % value of the band-spread slurry (85%) was not significantly different from the Eff-N % value of the splashplate-spread slurry (81%). The overall average Eff-N % value of the acidified slurry was 83% which was significantly less than 100%. Cattle slurry acidified with nitric acid to pH 5.5 was more variable and less efficient than inorganic fertiliser N under the soil and climatic conditions tested.

C. EPANDAGE

S.G. SOMMER ; E. FRIIS ; A. BACH & J.K. SCHJORRING. (1997). Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *J. Environ. Qual.* **26**,1153-1160.

A micrometeorological mass balance technique was used to determine ammonia (NH₃) volatilization from pig (*Sus scrofa*) slurry applied to winter wheat (*Triticum aestivum* Lam.). The slurry was applied with trail hoses on the soil below the canopy or by a splashplate technique spreading the slurry on both plants and soil. The two application techniques were compared in parallel experiments of 7 d duration on each of nine occasions in the period from April 1993 to June 1995. The loss of NH₃ varied from 4 to 26% of the ammonium (NH₄⁺) in slurry applied with trail hoses and from 11 to 26% when applied with splash plates. Trail hose application reduced NH₃ volatilization by up to 80% compared with the losses from splash plate applied slurry. The greatest reduction was observed when slurry was applied to a tall and dense crop, while the trail hose technique did not reduce losses when slurry was applied to a 10 cm high crop with a leaf area index of 0.3. The decreasing NH₃ volatilization with increasing crop height was due to a reduced wind speed above the slurry surface, promoted slurry infiltration due to increased drying of the top soil and increasing leaf absorption of volatilized NH₃. Wind speed and air temperature above the canopy and the chemical composition of the slurry had little influence on NH₃ volatilization from trail hose applied slurry. On the contrary, these factors increased NH₃ volatilization from splash plate applied slurry. The NH₃ volatilized from trail hose applied slurry was absorbed by the wheat plants in rates from 0 to 0.74 g NH₃-N m⁻² leaf surface during a period of 7 d after slurry application. Canopy NH₃ absorption was responsible for up to 25% of the reduction in NH₃ loss when using trail hose application. The wheat plants did not absorb NH₃ during stem elongation in the vegetative growth period.

J.P. FROST. (1994). Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science.* **49**, 391-400.

Results from a series of five small-scale plot experiments which simulated different strategies for lowering ammonia volatilization following slurry application to grassland are reported. Strategies studied were band spreading, shallow-channel application, spike injection, rate of surface application and dilution. Volatilization was measured over the first 4h following application with ventilated enclosures. Band spread slurry resulted in 0.4 of the volatilization that occurred from surface application of the same rate of slurry. The benefit of band spreading was shown to arise from higher application rates in the bands when compared with the same quantity of slurry spread over the surface. When surface-spread slurry was applied to the same depth of slurry as

in bands, the volatilization per unit volume of slurry was the same. Shallow-channel application was more effective than band spreading and lowered volatilization per unit volume of slurry to <0.1 of that from surface-spread slurry. Spike injection was equally effective as shallow-channel application but, owing to perceived difficulties in machine design, construction and operation, was deemed impractical. Shallow-channel application has potential, through further spacing of the channels. As the application rate of surface-applied raw slurry increased, ammonia volatilization per unit volume of slurry applied decreased. Application at 50 m³ ha⁻¹ resulted in 0.4 of the specific volatilization per unit volume of slurry that occurred at 6.3 m³ ha⁻¹. Within the dilution treatments, the amount of water added to the slurry was linearly and inversely related to volatilization. At a dilution of 0.9-1.2:1 water:slurry the specific volatilization per unit volume of slurry was 0.5 of the from undiluted slurry.

R. VANDRE ; J. CLEMENS ; H. GOLDACH & M. KAUPENJOHANN. (1997). NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. NH₃ emissions. *Z. Pflanzenernähr. bodenk.*, **160**, 303-307.

Ammonia volatilization from slurry is undesirable because of environmental eutrophication and loss of fertilizer value. The dry matter content of slurry, the application technique and the weather conditions are the main factors influencing NH₃ losses from landspread slurry. In a field of winter wheat a two-factor plot experiment was conducted to study single and combined effects of slurry separation and application techniques, including broadcast and banded application, as well as incorporation by injection and the flexible harrow. Ammonia volatilization from all treatments could be measured simultaneously, and at ambient climatic conditions by an indirect, open measurement technique. The experiment was repeated four times. Due to varying weather conditions and treatment effects, cumulative NH₃ volatilization from the slurry during the first 48 hours ranged from 4 to 90% of total ammoniacal nitrogen (TAN). Both separation and incorporation significantly decreased NH₃ losses, but only the combination of dry matter reduction and injection or harrowing reduced NH₃ volatilization to about 30% of TAN in all weather conditions. Banding alone did not efficiently conserve slurry N, but even enhanced NH₃ volatilization in wet conditions.

J. CLEMENS ; R. VANDRÉ ; M. KAUPENJOHAN & 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. *Z. Pflanzenernähr. bodenk.*, **160**, 491-496.

Strategies reducing NH₃ volatilization from slurry include separation of slurry, special application techniques and additives. We studied the impact of manure application and application technique on N₂O release after manure application. Untreated and separated cattle slurry (dry matter content of 7.1% and 4.4%, respectively) was applied to winter

wheat using broadcast and banded application and injection. The N_2O emissions were measured at high frequency for 14 to 20 days after slurry treatment by the closed chamber method. Manured plots showed significantly higher N_2O emissions than the control plots but neither dry matter reduction of slurry nor application technique significantly influenced the N_2O emissions. The variability of N_2O emission was influenced by the application technique and increased in the order: banded application-injection-broadcast application. There was no correlation between NH_3 losses from applied slurry and N_2O emissions. Thus reducing ammonia volatilization will not necessarily increase N_2O emissions.

L. DENDOOVEN ; E. BONHOMME ; R. MERCKX & K. VLASSAK. (1998). Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* **27**, 5-8.

Dynamics of nitrogen (N) and carbon (C) were investigated in a loamy soil amended or injected with pig slurry. Treatments were with or without acetylene C_2H_2 (which is assumed to inhibit reduction of nitrous oxide (N_2O) to dinitrogen (N_2), and soil cores were conditioned for 15 days at $25^\circ C$ while pH, production of CO_2 and N_2O , ammonia (NH_3) emission and nitrate (NO_3^-) and (ammonium) (NH_4^+) concentrations were monitored. There was no significant difference in CO_2 production between the injected and surface applied pig slurry treatments, and within 15 days ca 5% of the C applied had been mineralized, if no priming effect was assumed. Neither the production of N_2O nor the total gaseous production of the denitrification process (N_2O plus N_2) were affected by the way the pig slurry was added to the soil. NH_3 volatilization, however, decreased by 90% when pig slurry was injected. The addition of C_2H_2 significantly increased the CO_2 production and the concentration of NH_4^+ , but significantly decreased the concentration of NO_3^- . It was concluded that the injection of pig slurry to a dry soil was an acceptable alternative to its application to the soil surface, as not only was NH_3 volatilization reduced, but the production of N_2O and N_2 through denitrification was not stimulated. It is also suggested that the composition of the organic C fraction in the pig slurry, most likely the concentration of fatty acids, had an important effect on the dynamics of N and C in the soil.

J.F.M. HUIJSMANS ; J.M.G. HOL & D.W. BUSSINK. (1997). Reduction of ammonia emission by new slurry application techniques on grassland. *In Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds S.C Jarvis and B.F. Pain), CAB International 1997, 281- 285.

Surface spreading of slurry has the disadvantage of causing considerable emission of ammonia (NH_3) into the environment. In recent years, new slurry application techniques have been developed for grassland in order to reduce NH_3 emissions. In the past 5 years, injection (closed slot), shallow injection (open slot) and narrow band spreading by trailing feet (or 'shoes') have been investigated in field trials to evaluate

their effect on emissions compared to surface-spread slurry. The results show that a significant reduction in emission can be obtained by the use of these techniques, with average NH_3 emissions being 31, 14 and 1% of those from surface spreading for trailing feet, shallow injection (open slot) and injection (closed slot), respectively.

F. LORENTZ & G. STEFFENS. (1997). Effect of application techniques on ammonia losses and herbage yield following slurry application to grassland. *In Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, eds S.C. Jarvis and B.F. Pain, CAB International 1997, 287- 292.

The effects of five application techniques (conventional broadcast spreading, broadcast spreading with water wash treatment, band spreading, 'sliding shoes' and shallow injection) on ammonia (NH_3) losses, herbage yield and on slurry nitrogen (N) efficiency were investigated on three soil types (clay, sand and peat). Treatments were applied to first and third herbage cuts, with residual effects measured at the second cut. Compared to conventional broadcast application, NH_3 losses after application were decreased by 25% (water wash treatment), 30% (band spreading), 70% (sliding shoes) and 90% (shallow injection). Herbage yields were similar for each application technique, but under dry and warm weather conditions significantly higher yields were recorded for sliding shoe or shallow injection. Herbage N offtake increased with decreasing NH_3 losses. Similar results were recorded for broadcast application (with or without washing) and band spreading, but N offtake increased after 'sliding shoe' application and particularly after shallow injection. It was concluded that sliding shoes was the most suitable application technique for use on grassland under North German conditions.

ANNEXE 3 : Résultats détaillés des simulations obtenues à l'aide du modèle MARACCAS pour les différentes catégories d'animaux

➤ Vaches laitières

	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesures de réduction	Emissions d'ammoniac (kt) Système de raclage / curage pour logettes	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Fosses et lagunes couvertes	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	49,321	42,753		49,321	
Stockage	18,936	19,524		12,502	
Epandage	93,652	96,014		96,226	
Pâturage	5,514	5,514		5,514	
Total	167,423	163,835	3,1	163,562	16,3

	Emissions d'ammoniac (kt) Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24h	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Mesures au stockage + épandage	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	49,321		49,321	
Stockage	18,936		12,502	
Epandage	70,65		72,43	
Pâturage	5,514		5,514	
Total	144,421	2,2	139,766	4,1

➤ Autres bovins

	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesures de réduction	Emissions d'ammoniac (kt) Système de raclage/curage pour logettes	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Fosses + lagunes couvertes	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	43,364	37,59		43,364	
Stockage	16,649	17,166		10,992	
Epandage	82,341	84,443		84,604	
Pâturage	3,878	3,878		3,878	
Total	146,232	143,078	35,8	142,837	16,2

	Emissions d'ammoniac (kt) Techniques d'épandage faiblement émettrices + incorporation sous 24h	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Mesures au stockage et à l'épandage	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	43,364		43,364	
Stockage	16,649		10,992	
Epandage	62,117		63,682	
Pâturage	3,878		3,878	
Total	126,008	2,2	121,915	4,1

➤ Truies

Etape du système de gestion des déjections	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesures de réduction	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections liquides.	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections solides.	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)
Bâtiment	4,684	4,082	7,5	2,155	15,3
Stockage	2,292	2,353		2,509	
Epandage	10,382	10,599		11,462	
Pâturage	0,015	0,015		0,015	
Total	17,374	17,049		16,141	

	Emissions d'ammoniac (kt) Fosses et lagunes couvertes	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Techniques d'épandage faiblement émettrices et incorporation sous 24h	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Mesures au stockage et à l'épandage	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	4,684		4,684		4,684	
Stockage	1,632		2,292		1,632	
Epandage	10,646		8,036		8,222	
Pâturage	0,015		0,015		0,015	
Total	16,977	6,8	15,027	0,8	14,553	1,6

➤ Porcs à l'engraissement

Etape du système de gestion des déjections	NH ₃ -N émission (kt) Sans mesures de réduction	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections liquides	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Mesures de réduction dans les bâtiments. Système de déjections solides	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)
Bâtiment	10,066	6,156		8,54	
Stockage	5,457	5,822		5,581	
Epandage	21,173	22,713		21,856	
Total	36,696	34,691	13,2	35,977	33,0

Etape du système de gestion des déjections	NH ₃ -N émission (kt) Couverture des fosses et lagunes	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Techniques faiblement émettrices et incorporation sous 24 heures	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)	NH ₃ -N émission (kt) Mesures pour le stockage et l'épandage	Coût par kg de NH ₃ -N réduit (Euro)
Bâtiment	10,066		10,066		10,066	
Stockage	2,846		5,457		2,846	
Epandage	22,217		15,471		16,206	
Total	35,129	11,1	30,994	1,1	29,117	3,1

➤ Poules pondeuses

	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesures de réduction	Emissions d'ammoniac (kt) Ventilation + courroies de transport avec dessiccation forcée	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Incorporation sous 24 heures	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	17,851	12,317		17,851	
Stockage	0,156	0,234		0,156	
Epannage	0,309	0,464		0,254	
Total	18,317	13,015	15,5	18,261	3,4

	Emissions d'ammoniac (kt) Mesures dans les bâtiments et à l'épandage	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	12,317	
Stockage	0,234	
Epannage	0,38	
Total	12,932	15,3

➤ Autres volailles

	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesure de réduction	Emissions d'ammoniac (kt) Extra ventilation	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)	Emissions d'ammoniac (kt) Incorporation sous 24 heures	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	40,737	28,516		40,737	
Stockage	7,129	9,268		7,129	
Epannage	14,115	18,35		11,575	
Pâturage	0	0		0	
Total	61,981	56,133	36,6	59,44	2,2

	Emissions d'ammoniac (kt) Mesures dans les bâtiments et à l'épandage	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euro)
Bâtiment	28,516	
Stockage	9,268	
Epandage	15,047	
Pâturage	0	
Total	52,83	

➤ Caprins et ovins

	Emissions d'ammoniac (kt) Sans mesures de réduction	Emissions d'ammoniac (kt) Epandage sous 24 heures	Coût par kg d'ammoniac réduit (Euros)
Bâtiment	2,102	2,102	
Stockage	0,298	0,298	
Epandage	6,969	6,691	
Pâturage	2,359	2,359	
Total	11,729	11,45	

Bibliographie

Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère. Etat des connaissances et perspectives de réduction des émissions. CORPEN. Juin 2001. 110p.

Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. *Economic Commission for Europe. Executive Body for the Convention of Long-Range Transboundary Air Pollution. 33rd session, 31 May – 4 June 1999*

AGRESTE 2000. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>

ALFAM : Ammonia Losses from Field applied Animal Manure. (2001). *DIAS report*, 60, plant production, 112p.

AARNINK A. J. A., SWIERSTRA D., VAN DER BERG A. J. & SPEELMAN L. (1997). Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research* 66, 93-102

ANDERSSON M. (1996). Performance of bedding materials in affecting ammonia emissions from pig manure. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 65, 213-222

BERG W. & HORNIG G. Emission reduction by acidification of slurry – investigations and assessment. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 459-466

BOOKER N.A., COONEY E.L. & PRIESTLEY A.J. (1996). Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. *Water Science Technology* 34(9), 17-24

BRAAM C.R. & SWIERSTRA D. (1999). Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of Agricultural Engineering Research* 72, 59-69

BRAAM C.R., SMITS M.J.C., GUNNINK H. & SWIERSTRA D. (1997). Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68, 375-386

BRINK C., KROEZE C. & KLIMONT Z. (2001)^a. Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane. Part I : method. *Atmospheric Environment* 35, 6299-6313

BRINK C., KROEZE C. & KLIMONT Z. (2001)^b. Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane. Part II : Application for Europe. *Atmospheric Environment* 35, 6313-6325

CANH T.T., AARNINK A.J.A., SCHUTTE J.B., SUTTON A., LANGHOUT D.J. & VERSTEGEN M.W.A. (1998)^a. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing finishing pigs. *Livestock Production Science* **56**, 181-191

CANH T.T., SUTTON A. L., AARNINK A.J.A., VERSTEGEN M.W.A., SCHRAMA J.W. & BAKKER G.C.M. (1998)^b. Dietary carbohydrates affect the faecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *J. Anim. Sci.* **76**, 1887-1895

CANH T.T., AARNINK A.J.A., SCHRAMA J.W. & HAAKSMA. J. Ammonia emission from pig houses affected by pressed sugar beet pulp silage in the diet of growing-finishing pigs. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 273-281

CHADWICK D. (1997). Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following application of slurry : potential abatement practices. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International. (Eds. S.C.Jarvis, B.F.Pain). 257-264

CITEPA 2001. Rapport d'avancement Göteborg. Directive NEC. 95 p.

CLEMENS J., VANDRE R., KAUPENJOHANN M. & GOLDBACH H. (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. *Z. Pflanzenernähr.bodenk.* **160**, 491-497

COWELL D.A. & APSIMON H.M. (1998). Cost-effective strategies for the abatement of ammonia emissions from European agriculture. *Atmospheric Environment* **32**(3), 573-580

DE BODE M.J.C. (1991). Odour and ammonia emissions from manure storage. In *Nielsen V.C., Voorburg J.H. and Lhermite P. (eds). Odour and ammonia emissions from livestock farming Elsevier, Amsterdam*, 59-66

DE CLERCQ P., GERTIS A.C., HOFMAN G., JARVIS S.C., NEETESON J.J., SINABELL F. 2001. *Nutrient Management Legislation in European Countries*. Wageningen Pers.

DEN BROK G.M. & VERDOES N. Slurry cooling to reduce ammonia emission from pig houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 441-447

DENDOOVEN L., BONHOMME E., MERCKES R. & VLASSAK K. (1998). Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biol Fertil Soils* **27**, 5-8

DEWES T. (1999). Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology* **70**, 245-248

DOHLER H. Ammonia volatilization from animal manure in Germany. *Ammonia Losses from Field-applied Animal Manure*. Proceedings of workshop I of the EU-concerted action : TEAGASC, Wexford, Ireland. 30 September-1 October 1999. 45-52

ECETOC. 1994. Ammonia emissions to Air in Western Europe. Technical Report n°62. Stringer D.A. (ed). 196 p. Brussels, Belgium.

ELWINGER K. & SVENSSON L. (1996). Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *Journal of Agricultural Engineering Research*. **64**, 197-208

FROST J.P. (1994). Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* **49**, 391-400

GRIMM E., KYPKE J., MARTIN I. & KRAUSE K.H. German regulations on air pollution in animal production. *Regulation of animal production in Europe*. International congress in Wiesbaden. May 9-12, 1999. KTBL. 234-242

GROENESTEIN C.M. & VAN FAASSEN H.G. (1998). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* **65**, 269-274

GROOT KOERKAMP P.W.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

GROOT KOERKAMP P.W.G., SPEELMAN L. & METZ J.H.M. (1998). Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part I : Performance of a litter drying system. *Journal of Agricultural Engineering Research* **70**, 375-382

GUSTAVSSON J. Swedish measures to reduce ammonia emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51** (1998), 81-83

HARTUNG J. & PHILLIPS V.R. (1994). Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* **57**, 173-189

HEBER A.J., DUGGIRALA R.K. and coll. Manure treatment to reduce gas emissions from large swine houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 449-457

HENDRIKS J.G.L. & VRIELINK M.G.M. Reducing ammonia emission from pig houses by adding or producing organic acids in pig slurry. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 493-501

HILHORST M.A., WILLERS H.C., GROENESTEIN C.M. & MONTENY G.J.H. (2001). Effective strategies to reduce methane emissions from livestock. *2001 ASAE Annual International Meeting. Sacramento Convention Center. Sacramento, California, USA, July 30-August 1, 2001*.

HORNIG G., TURK M. & WANKA U. (1999). Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *Journal of Agricultural Engineering Research* **73**, 151-157

HUIJSMANS J.F.M., HOL J.M.G. & BUSSINK D.W. (1997). Reduction of ammonia emission by new slurry application techniques on grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds. S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International, 281-285

IPPC. 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Workbook. 4.45 – 4.46 – 4.47.

JAKOBSSON C. Ammonia emissions – Current legislation affecting the agricultural sector in Sweden. *Regulation of animal production in Europe*. International congress in Wiesbaden. May 9-12, 1999. KTBL. 208-213

JAGUSIEWICZ A. (1999). International legal framework for abating ammonia emissions from animal production in the ECE region. *Regulation on animal production in Europe*. KTBL, 21-26

JEPSSON K.H. (1999). Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *Journal of Agricultural Engineering Research* **73**, 49-57

JURGENS G. (1987). The influence of ground superphosphate on the pH value and ammonia release from slurry. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*, H. G. v. d. Meer, et al (eds) Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. ISBN 90-247-3568-8. Printed in the Netherlands. pp 381-383

KARLSSON S. (1996). Measures to reduce ammonia losses from storage containers for liquid manure. *AGENG, Madrid*. Paper 96 E013

KAY R.M. & LEE P.A. Ammonia emission from pig buildings and characteristics of slurry produced by pigs offered low crude protein diets. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 253-260

KERMARREC C. (2000). Que devient l'azote dans une litière? *Réussir Porcs* **57**, 46-48

KITHOME M., PAUL J.W. & BOMKE A.A. (1999). Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *J. Environ. Qual.* **28**, 194-201

KROODSMA W., HUIS IN'T VELD J.W.H & SCHOLTENS R. (1993). Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science*, **35**, 293-302

LORENTZ F. & STEFFENS G. (1997). Effect of application technique on ammonia losses and herbage yield following slurry application to grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds. S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International, 287-292

MAC CRORY D.F. & HOBBS P.J. (2001) Additives to reduce ammonia and odour emissions from livestock wastes : a review. *Journal of Environmental Quality*. **30**(2), 345-355

MARTINEZ J., JOLIVET J., GUIZIOU F. & LANGEOIRE G. Ammonia emissions from pig slurries : evaluation of acidification and the use of additives in reducing losses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 485-492

MENZI H., FRICK R. & KAUFMANN R. (1997). Ammoniakemissionen in der Schweiz : Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. *Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL)*, **26**, 117p.

MINER J.R. (1984). Use of natural zeolites in the treatment of animal wastes. In *Zeo-Agriculture. Use of Natural Zeolites in Agriculture and Aquaculture*. EDS. WG Pond and FA Mumpton. Westview Press, Boulder, Colorado. 257-262.

MISSELBROOK T.H., CHADWICK D.R., HOBBS P.J. & PAIN B.F. Control by dietary manipulation of emissions from pig slurry following spreading. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production*

facilities». Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 261-266

MISSELBROOK T.H., VAN DER WEERDEN T.J., PAIN B.F., JARVIS S.C., CHAMBERS B.J., SMITS K.A., PHILLIPS V.R. & DEMMERS T.G.M. (2000). Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*. **30**, 871-880

MONTENY G.J. & KANT P.P.H. Ammonia emission and possibilities for its reduction in dairy cow houses : a review of Dutch developments. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 355-364

NICHOLSON R.J., WEBB J. & MOORE A. (2002). A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering* **81**(4), 363-377

NICKS B., DESIRON A., & CANART B. Deep-litter materials and the ammonia emissions in fattening pig houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 335-342

OGINK N.W.M. & KROODSMA W. (1996). Reduction of ammonia emissions from a cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research* **63**, 197-204

PAUL J.W., DINN N.E., KANNANGARA J., FISHER L.J. (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *J. Environ. Qual.* **27**, 528-534

PHILLIPS V.R., COWELL D.A, SNEATH R.W., CUMBY T.R., WILLIAMS A.G., DEMMERS T.G.M. & SANDARS D.L. (1999). An assessment of ways to abate ammonia emissions from UK livestock buildings and waste stores. Part I : ranking exercise. *Bioresource Technology* **70**, 143-155

Plan of Action against Plant Nutrient Losses from Agriculture. Jordbruksinformation 9-2001. Jordbruks Verket.

PORTEJOIE S., DOURMAD J.Y., MARTINEZ J., LEBRETON Y. (2002)^a. Effet de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins. *Journées de la Recherche Porcine* **34**, 1-8

PORTEJOIE S., MARTINEZ J. & LANDMANN G. (2002)^b. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Prod. Anim.* **15**(3), 151-160

PORTEJOIE S., MARTINEZ J., GUIZIOU F., COSTE C.M. (2003). Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*. 87, 199-207.

RODHE L., SALOMON E. & RAMMER C. (1996). Spreading of farmyard manure to ley with different methods. Yield and silage quality. *Swedish J. Agric. Res.* 26, 43-51

SCOTFORD I.M. & WILLIAMS A.G. (2001). Practicalities, costs and effectiveness of a floating plastic cover to reduce ammonia emissions from a pig slurry lagoon. *Journal of Agricultural Engineering Research* 80(3), 273-281

SEEDORF J. & HARUNG J. (1999). Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 133, 433-437

SMITS M.C.J., VALK H, ELZING A. & KEEN A. (1995). Effect of protein nutrition on ammonia emission from a cubicle house for dairy cattle. *Livestock Production Science* 44, 147-156

SMITS M.C.J., VALK H., MONTENY G.J. & VAN VUUREN A.M. (1997). Effect of protein nutrition on ammonia emission from cow houses. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International. 101-107

SOMMER S.G., CHRISTENSEN B.T., NIELSEN N.E. & SCHORRING J.K. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry : effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 121, 63-71

SOMMER S.G., FRIIS E., BACH A. & SCHORRING J.K. (1997). Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat : effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *Journal of Environmental Quality*. 26, 1153-1160

SVENSSON L. ; MALGERYD J. & RODHE L. Ammonia volatilisation from animal manure in Sweden. *Ammonia Losses from Field-applied Animal Manure*. Proceedings of workshop I of the EU-concerted action : TEAGASC, Wexford, Ireland. 30 September-1 October 1999. 74-80

STEFFENS G. & LORENZ F. (1998). Slurry application on grassland with high nutrient efficiency and low environmental impact. *Environmentally Friendly Management of Farm Animal Waste*. T. Matsunaka (ed.). Printed in Japan. 119-123

STEVENS R.J., LAUGHLIN R.J., O'BRIC C.J., CARTON O.T. & LENEHAN J.J. (1997). The efficiency of the nitrogen in cattle slurry acidified with nitric acid for grass production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 129, 335-342

SUBAIR S., FYLES J.W. & O'HALLORAN I.P. (1999). Ammonia volatilization from liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. *J. Environ. Qual.* **28**, 202-207

SUTTON A.L., KEPHART K.B., PATTERSON J.A. and coll. Dietary manipulation to reduce ammonia and odorous compounds in excreta and anaerobic manure storages. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 245-252

SVENNERSTEDT B. (1999). Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *Journal of Agricultural Engineering Research* **72**, 19-25

VAN DER HOEK K.W. (1998). Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental pollution* **102**, 127-132

VANDRE R., CLEMENS J., GOLDACH H. & KAUPENJOHANN M. (1997). Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. Ammonia emissions. *Z. Pflanzenernähr.bodenk.* **160**, 303-307

VAREL V.H. (1997). Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. *Bioresource Technology* **62**, 11-17

WEBB J., HENDERSON D. & ANTHONY S.G. (2001) Optimizing livestock manure applications to reduce nitrate and ammonia pollution : scenario analysis using the MANNER model. *Soil Use and Management* **17**, 188-194

WILLIAMS A.G. & NIGRO E. Covering slurry stores and effects on emissions of ammonia and methane. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 421-428

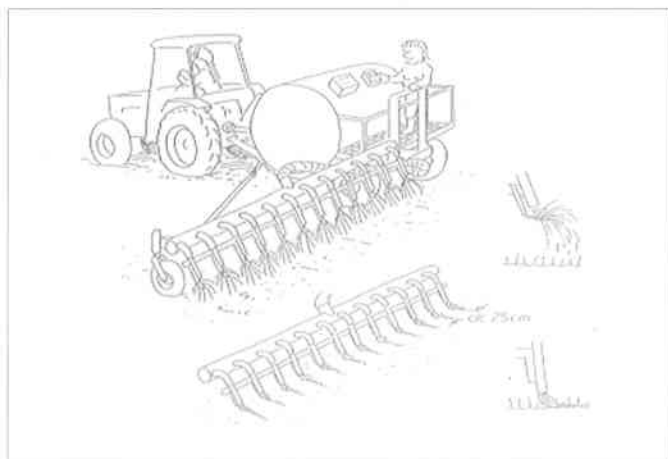
WITTER E. (1991). Use of CaCl₂ to decrease ammonia volatilization after application of fresh and anaerobic chicken slurry to soil. *Journal of Soil Science* **42**, 369-390

Équipements pour l'eau et l'environnement

27

Elements for devising a policy for abating agricultural ammonia emissions in France

Claire OUDOT, Brian PAIN, José MARTINEZ



ISBN 2-85362-617-2

Prix : 29,50 €

Cemagref
EDITIONS

Elements for devising a policy for abating agricultural ammonia emissions in France

Claire OUDOT¹, Brian PAIN², José MARTINEZ¹

¹ Cemagref - Groupement de Rennes
Livestock and municipal wastes
management research unit
17, avenue de Cucillé. CS 64427
35044 - RENNES Cedex
Tél : 02 23 48 21 21. Fax : 02 23 48 21 15

² Lamorna, The Square, Sandford, Crediton,
Devon. EX 17 4 LN, UK
Email : brian.pain@ukgateway.net



ISBN 2-85362-617-2

Prix : 29,50 €

Eléments pour une politique de réduction des émissions d'ammoniac d'origine agricole en France. *Claire Oudot, Brian Pain, José Martinez.*—
©Cemagref Éditions 2003, tous droits réservés – 1^{ère} édition. ISBN 2-85362-617-2 ; ISSN 1258-276X. Dépôt légal 2^{ème} trimestre 2003. Collection *Études du Cemagref*, série *Équipements pour l'eau et l'environnement*, n° 27, dirigée par François Lacroix, chef du département. Impression et façonnage : ateliers Cemagref, BP 44, 92163 Antony cedex – Vente par correspondance : PUBLI-TRANS ZI Marinière 2, rue Désir Prévost, 91080 Bondoufle; tél.: 01 69 10 85 85. Diffusion aux libraires TEC et DOC, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan, cedex; tél.: 01 47 40 67 00.

Summary

This report describes the sources of emissions of ammonia gas and their impact on the wider environment, on the cycling and utilisation of nitrogen in soils and on the health of humans and farm livestock. It summarises the research that has been undertaken to develop and evaluate methods for abating ammonia emissions and to identify the most cost-effective and widely applicable. EU Member States are signatories to international agreements to limit ammonia emissions and the report outlines the current policy for addressing the issues involved in five countries (the Netherlands, Denmark, the United Kingdom, Sweden and Germany). There is currently no formal policy for ammonia abatement in France so, within this report, options are considered through the use of the MARACCAS model (Model for the Assessment of Regional Ammonia Cost Curves for Abatement Strategies).

Most of the ammonia released to the atmosphere is derived from urea excreted by farm livestock. It is well established that manures produced by housed livestock are the major sources of ammonia emission but that smaller emissions also occur from grazed pasture, nitrogen fertiliser use and from a wide range of non-agricultural sources such as wild animals and birds, sewage etc. Following emission, ammonia gas may be re-deposited nearby or, after reaction with acidic compounds in the atmosphere, be transported over long distances and across international boundaries before being deposited to land or surface waters as ammonium compounds. Deposition can damage natural and semi-natural vegetation through direct phytotoxicity, nitrogen enrichment (eutrophication) or acidification of soils. These processes can not only adversely affect the growth of desirable plant species but also destroy the biodiversity of sensitive ecosystems, many of which may be of considerable conservation value. For these reasons, under the UNECE Gothenburg Protocol and the EU National Emissions Ceilings Directive countries have agreed to national limits (or "ceilings") on ammonia emission to be achieved by the year 2010. Reduction in emissions from large pig and poultry farms may also be required under the EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive.

Ammonia emissions can be reduced by the introduction of technical measures on livestock farms. Although a wide range of such measures has been addressed experimentally, relatively few have proved to be cost-effective, practical and widely applicable on commercial farms. These include livestock feeding strategies to reduce nitrogen excretion (and hence the potential for ammonia emission), new designs for livestock housing and, most importantly, methods for reducing emissions from the storage and spreading of manures. Restricting the use of urea based nitrogen fertilisers is a further option. National policy on ammonia abatement appears to vary from country to country, depending on the extent of the reduction in emissions required under international agreements and on the risk of damage to valuable national habitats. In the Netherlands, for example, there is legislation requiring farmers to fit covers to slurry stores and to use "low emission" machinery for slurry spreading. There is also regulation concerning the design of livestock housing and nitrogen management on farms. In Denmark and Sweden, there are controls in certain parts of the countries. Ammonia abatement policy in Germany is still at an early stage of development although large reductions are required under international agreements. Although there is concern about the impacts of ammonia in the UK, regulation is currently on a voluntary basis and supported by Codes of Good Agricultural Practice. It is still uncertain whether or not agreed reduction targets will be met without the need for further action.

It is thought that the reduction target agreed for France (a 4% reduction from a 1990 baseline by 2010) will be achieved without the need for specific abatement measures.

The MARACCAS model estimated current agricultural emissions for France to be 548.5 kt NH_3 -N, compared with 584.9 kt by CITEPA 2000, with about 31 % arising from dairy cattle, 27% from beef, 10% from pigs, 15% from poultry, 2% from sheep/goats and 15% from nitrogen fertiliser use. The model was used to estimate the reduction in ammonia emission, and associated costs, that could be achieved by employing abatement techniques for housing, storing and spreading manures for each class of livestock. This showed, for example, that covering slurry stores and using "low emission" spreading techniques would reduce emissions from fattening pigs in France from about 37 kt NH_3 -N per year to 29 kt at a cost of 3.1 Euro/kg reduction. Similar measure for dairy cows would give a reduction from 167 kt NH_3 -N to 140 kt and cost 4.1 Euro/kg. Abatement for poultry was very expensive.

Substituting urea fertiliser with ammonium nitrate would be a cost effective option. The model was also used to examine the effects and cost of different abatement strategies for France. This indicated that employing the most cost-effective measures for all classes of livestock and nitrogen fertilisers would reduce total, national emission by 15.5% at a cost of about 433.8 million Euros. Alternatively, using “low emission” slurry application techniques for cattle and pigs together with substitution of urea fertilisers would reduce total, national emissions by 13.8% at a cost of about 139.4 million Euros.

Although there maybe no immediate requirement to reduce national ammonia emissions in France, it is important to be aware of the potential risk to valuable natural habitats at the national and regional scale within France. Ammonia emission also represents a significant source of inefficiency in nitrogen use on farms.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was initiated by the Ministry of Agriculture and Fisheries (DERF). We would like to thank particularly Guy LANDMANN, Head of Forestry Department who elaborated and proposed this project to the Cemagref.

We are grateful to several colleagues from the Ministry of Agriculture that contributed to this study : Roger Jumel, Marie-Joseph Guillou (DERF), Gaëlle Régnard (DPEI), as well as many others anonymous contributors.

Contents

General introduction	9
Chapter I : Ammonia emissions in France	11
I.1. Sources of ammonia	11
I.2. Impacts on the environment	12
I.3. Impacts on nitrogen cycling and utilisation	12
I.4. Impacts on human and animal health	13
I.5. International agreements	14
I.6. Current situation in France	15
Chapter II : Ammonia emission abatement techniques	17
II.1. Literature review on ammonia emission abatement techniques	17
II.2. General advice and critical inventory of technical recommandations	28
Chapter III : Ammonia policy in other European countries	35
III.1. The Netherlands	35
III.2. Denmark	46
III.3. The United Kingdom	56
III.4. Sweden	65
III.5. Germany	67
Chapter IV : Abatement options for France	71
IV.1. MARACCAS	71
IV.1.1. Development of the MARACCAS model	71
IV.1.2. Emission calculations	72
IV.1.3. Emission abatement	73
IV.2. MARACCAS run for France	76
IV.2.1. Estimations of ammonia emissions for France	76
IV.2.2. Ammonia emission abatement techniques for France	78
Conclusions and recommendations	85

<u>Annexe 1</u> : Detailed data on the literature review on ammonia abatement techniques	89
<u>Annexe 2</u> : Excerpts of full abstracts from publications on abatement methods of ammonia emissions issued from livestock production	109
<u>Annexe 3</u> : MARACCAS results for each type of animal	131
References	135

General introduction

There have been increasing concerns over emissions of ammonia gas in Europe during the past 10 years because, following deposition to land or surface waters, it can cause long-term damage to sensitive natural and semi-natural ecosystems. Since it can be transported over long distances in the atmosphere, it is both a national and international problem. EU Member States are signatories to international agreements to limit emissions and, in addition, some countries have implemented further controls to provide extra protection to national habitats. It is well established that the majority of ammonia emission over Europe is derived from intensive livestock production so both international and national policies are focussed on this sector of the industry. Since ammonia contains nitrogen, emission also results in loss of nitrogen that could otherwise contribute to the fertiliser requirements of grassland or arable crops. The extent and nature of policies to limit ammonia emissions varies between Member States, depending largely on the environmental impacts. There are mandatory controls in the Netherlands, for example, whilst in the UK, where effects on the environment are less severe or not fully recognised, abatement of ammonia emission from farms is voluntary. To date, there is no formal policy on ammonia abatement in France. The purpose of this report is, therefore, to provide elements :

- i) of knowledge of the ammonia – agriculture problem (chapter 1);
- ii) of literature review concerning emission reducing techniques (chapter 2);
- iii) of comparison of the situation in different European countries (chapter 3);
- iv) of simulation and prospective concerning French agriculture (chapter 4);

Chapter I : Ammonia emissions in France

I.1. Sources of ammonia

Agriculture is by far the largest source of ammonia in Europe because it is readily released from livestock urine, manures, some nitrogen fertilisers and crops. Surplus nitrogen (in protein) in the diet of cattle, sheep, pigs and other mammals is excreted in the urine as urea. Urea is rapidly broken down by the enzyme urease, present in faeces, soil etc., to ammonium -N from which ammonia gas is released through the process of volatilisation. Poultry excrete uric acid but this is quickly broken down to urea under moist conditions. Thus, livestock manures, whether accumulated on the floors of the housing, collected in stores or spread on land, are the major sources of ammonia emission. Emission also occurs from urine deposited on pasture by grazing animals. Ammonia volatilisation occurs from the surface of aqueous solutions, when the gas moves from high concentrations (e.g. in urine or manures) to lower concentrations (e.g. the atmosphere). Hence, large surface areas (e.g. following spreading manures on land, the floors of animal houses) are associated with high emission rates. Emission rates tend to be lower from urine deposited on pasture during grazing. Urine infiltrates into the soil, when volatilisation ceases, more rapidly than viscous slurry. The largest contributors to agricultural ammonia emissions are, therefore, livestock manures in houses, spread on to land and, to a lesser extent, from manure stores. There appears to be no consistent differences in total emissions from livestock management based on slurry or solid manures such as farmyard manure (FYM). Of the livestock sectors, cattle farming is the largest source of ammonia.

Some ammonia emission occurs from most types of nitrogen fertiliser but there is much greater potential for emissions from those based on urea. Emissions also occur from crops under some circumstances.

In most countries, agriculture accounts for over 80% of the total, national ammonia emission. The remainder arises from a wide range of non-agricultural sources including sewage, wild bird and animals, vehicles, human sweat, cigarettes etc.

I.2. Impacts on the environment

Following emission, ammonia gas may be deposited nearby (dry deposition) or react with acidic compounds in the higher atmosphere to form aerosols containing ammonium salts. Thus, ammonium-N can be transported over long distances in the atmosphere before being deposited on the surface in rainfall (wet deposition). Damage to sensitive vegetation and ecosystems can occur in three ways:

1. Direct toxicity of ammonia to vegetation close to a strong source e.g. a building housing livestock.
2. Enrichment with nitrogen or eutrophication. Deposition of ammonia can add nitrogen to plant communities that have evolved on nutrient poor habitats, such as heathland, mires and some forests, that are often of great conservation value. Deposition can lead to the native species of plant being overwhelmed and replaced by plants of less interest, such as grasses, that respond much more vigorously to nitrogen addition.
3. Acidification. Following deposition to soils, oxidation to nitrates occurs through a process that releases protons and increases soil acidity. Soils have some capacity to neutralise acid but once the "critical load" is exceeded acidity increases. This increases the availability of some elements that are toxic to plants (e.g. aluminium) whilst decreasing the availability of other essential for plant growth.

Ammonia emissions have occurred from farms since animals were first domesticated. The environmental problems have arisen partly because the amount of nitrogen used on farms, and hence emissions of ammonia, has risen steeply over the past 50 –60 years. Also, the damage caused by ammonia deposition takes a long time to take effect and to become noticeable. Furthermore, international initiatives to reduce emissions of other atmospheric pollutants, such as sulphur dioxide from industry, that contribute to acidification have been very successful so the impact of ammonia is now more significant.

I.3. Impacts on nitrogen cycling and utilisation

Only about 20 – 40 % of the nitrogen contained in the diet of livestock is retained in the animal or converted to animal products. The remainder is excreted mainly as urea (uric acid for poultry) that is

readily converted to ammonium-N and then to nitrates in soil that can be taken up by growing crops. Loss of ammonium-N through ammonia emissions from housing, storage and after spreading manures on the land, therefore, decreases the fertiliser value of manures. Although it is important to minimise ammonia emissions to conserve nitrogen in manures, it can pose the risk of increasing losses of nitrogen via other pathways of the nitrogen cycle. Unless the conserved nitrogen quickly taken up by a growing crop, losses may occur from the plant/soil system through nitrate leaching or through denitrification to nitrogen gas and the greenhouse gas, nitrous oxide. Ammonia emission and abatement must be considered within the broader context of nitrogen cycling and manure utilisation on farms.

I.4. Impacts on human and animal health.

In addition to the impacts on the wider environment, there is evidence that ammonia emissions within buildings can pose a risk to the health of farmworkers and to livestock.

Humans' odour perception threshold for ammonia is very variable – from few ppm to more than 100 ppm – depending on the olfactory sensitivity of the individual. In France, the upper and average exposure limit to ammonia are fixed at 50 ppm or 36 mg/m³ and 25 ppm or 18 mg/m³, respectively. Prolonged and repeated exposure to ammonia leads to acclimatisation and tolerance ; odour and irritant effects of the gas are then detected at a higher concentration than initially. It is known that this gas, being extremely soluble in water, is trapped by nasal secretions where toxicity rapidly occurs. Direct effects of ammonia on the respiratory tract only occur after breathing air with a high ammonia concentration ; nasal and ocular irritations are the first symptoms observed whilst pulmonary lesions can occur after prolonged exposure. Lungs seem to be relatively well protected by the efficiency of the upper airways in trapping a large proportion of the inhaled gas. Nevertheless, this trapping is not totally effective and dust and water particles can act as vectors to deep respiratory passageways. This can pose a real danger to animals and workers in livestock buildings where ammonia concentration is above the average exposure value. Chronic bronchitis, asthma, pulmonary fibroses and upper airway infections are the main respiratory diseases in farmers.

Concentrations of ammonia in air above 50 ppm, can also lead to a decrease in animal performances. A reduction in the daily average weight gain has been observed in piglets and ammonia also seems to influence reproduction performances of sows and puberty of gilts, even at low concentrations. Ammonia may also decrease animals` resistance to some parasites and bacteria by reducing the antibacterial activity of macrophages within the lungs.

I.5. International agreements

In common with other EU Member States, France is a signatory to three international agreements aimed at reducing ammonia emissions from agriculture:

The UN/ECE Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone.

This protocol to the UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution was signed by environmental ministers in 1999 in Gothenburg and aims to reduce emissions of sulphur, nitrogen oxides, volatile organic compounds and ammonia. It is the first time that any international treaty has targeted ammonia emissions. The Gothenburg Protocol sets reduction targets for each pollutant to be achieved by 2010 and contains a series of measures that, where applicable, countries shall employ to reduce ammonia emissions from agriculture. This includes the publication and dissemination of a national code of good agricultural practice for the control of ammonia emissions. A "framework code" will be produced by the UN/ECE to assist in this activity. This will outline techniques for reducing emissions of ammonia including livestock feeding strategies, modifying the design and/or management of livestock buildings, covering manure stores, using low emission band spreaders or injectors for applying slurries to land or rapidly incorporating solid manures into the soil and appropriate management of mineral N fertilisers.

The EU National Emissions Ceiling Directive (NECD)

This Directive was signed in 2000 and sets similar targets, or ceilings, for emissions of ammonia and other pollutants to the Gothenburg Protocol.

The EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive (IPPC)

The Council of European Union adopted this directive in 1996 although it is not yet fully implemented for all new and existing farms. It is intended to prevent, reduce and eliminate pollution from industry through the issue of permits specifying operating conditions, emission limits to air, land and water and reporting of annual releases of pollutants. Although agriculture is largely excluded from the directive, it does encompass large pig (more than 7500 production pigs) and poultry (more than 40000 birds) farms that are considered to be industrial installations. Farmers will be required to employ "best available techniques" to limit ammonia emissions and to report on emissions from their farms based on Guidance Notes.

I.6. Current situation in France

Background

French agriculture covers 60% of the total area (55 million ha). Arable land represents two thirds of the utilised agricultural area, the remaining is used to produce industrial and permanent crops (e.g. vineyards).

In 2000, France produced 20.3 million cattle including 4.2 million dairy cows, 14.9 million pigs, 55.7 million laying hens and 126.3 million broilers and 9.4 million sheep (AGRESTE source 2000), mainly concentrated in 2 regions in western France : Brittany and Pays de la Loire.

95% of ammonia emissions in France are issued from agricultural activities. The estimation of ammonia emissions in France in 2000 depending on the type of animals is given in table 1. The repartition of ammonia sources in France in 2000 is shown in diagram 1 (CITEPA source 2001).

Type of animals	Population (AGRESTE)	Ammonia emissions (kt NH ₃) (CITEPA)
Dairy cows	4 193 266	124.83
Other cattle	16 065 658	239.88
Sows	4 416 061	24.6
Fattening pigs	8 027 028	37.85
Sheep and goats	10 618 178	14.95
Laying hens	55 742 180	32.10
Other poultry	212 419 682	128.3
Total		602.51

Table 1. Estimation of ammonia emissions issued from livestock in France in 2000 (AGRESTE and CITEPA sources).

The Gothenburg Protocol

France has agreed to a 4% reduction in 1990 ammonia emissions under the UN/ECE Gothenburg Protocol. This corresponds to a limit of 781 kt NH₃ to be achieved by 2010 compared to a baseline emission of 814 kt NH₃ in 1990.

Current measures implemented in France

Until now, there is no specific legislation on ammonia emissions in France. However, within both Ministries of Agriculture and Environment, a structure named CORPEN (Committee for the reduction of water pollution by nitrates) has created a sub-group on nitrogen gaseous compounds. This group has produced a brochure indicating the "state of the art" on the subject matter.

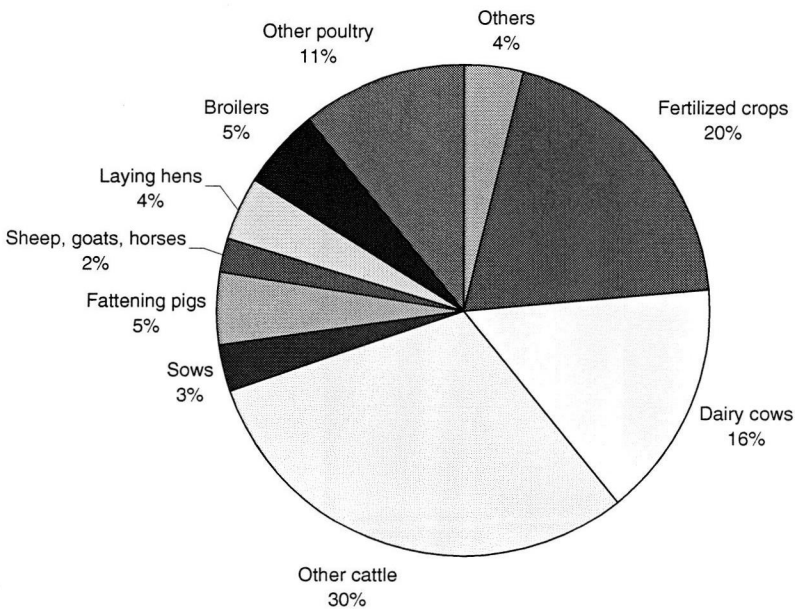


Diagram 1. Repartition of ammonia sources in France in 2000 (CITEPA source 2001).

Chapter II : Ammonia emission abatement techniques

This chapter describes ammonia emission reducing techniques through :

- a detailed literature review;
- general advice and a critical inventory of technical recommendations.

II.1. Literature review on ammonia emission abatement techniques

This literature review covers research on ammonia emission abatement techniques published in more than 60 scientific articles. The presentation order of these techniques follows the chronological order of manure management in a farm : housing, storage and spreading of manure. Each abatement technique is divided into three livestock types : cattle, pigs and poultry.

This chapter is completed by two annexes : annexe 1 presents tables of the main results issued from the scientific research, including the abatement percentage of ammonia emissions obtained compared to a reference technique, the cost of this technique if possible, the literature source and some comments (advantages, drawbacks) associated to this abatement technique; abstracts of some scientific publications are extracted and compiled in annexe 2.

A. Abatement techniques in livestock buildings

- 1) Feeding strategies
- 2) Additives
- 3) Buildings (flushing, floor design, litter, ventilation...)

B. Abatement techniques for storage

- 1) Covering slurry tanks, natural crusts
- 2) Acidification (pH≈5)

C. Abatement techniques for spreading manure

- 1) Optimisation of the quantity of manure applied to land, of the period
- 2) Low emission spreading techniques
- 3) Substitution of minerals with urea content

A. Abatement techniques in livestock buildings

1) Feeding strategies

The nitrogen (N) concentration in animal manure varies according to animal species, diets and age. Typically, animals use less than 30% of the nitrogen content in their diet, 50 to 80% of excreted nitrogen being in urine and 20 to 50% in faeces (McCrary & Hobbs, 2001).

Reducing the excess of protein-N in the diet could reduce the quantity of nitrogen content of excreta and hence could decrease ammonia emissions. This technique is particularly interesting as it prevents ammonia emissions from the source so that others abatement techniques, in buildings, for manure storage or spreading, are not required.

For cattle production, replacing grass by forage with a lower N content such as maize or hay could be an efficient reduction method. Ammonia emissions proportionally increase with the quantity of nitrogen content in the diet : from -0.3 to -0.5 kg N per kilogram nitrogen reduced in the ration. A tri-phased diet with addition of amino acids is not adapted to cattle because of their digestion physiology (Hartung & Phillips, 1994).

For pig production, a tri-phased diet (where different formulations are used for each growth stage) formulated with synthetic amino acids or a reduction of crude protein (CP) completed by the addition of amino acids seems to be the most promising abatement techniques, without reducing normal growth rate. The percentage reduction of ammonia emission varies from 20 to more than 30% for the first method, from 30 to 60% for the second one. Lowering dietary CP reduces urinary nitrogen and slurry pH, leading to a reduction of ammonia volatilization (cf. figure 1.) (Hartung & Phillips, 1994; Menzi *et al.*, 1997; Portejoie *et al.*, 2002^a; Sutton *et al.*, 1997; Misselbrook *et al.*, 1997; Chadwick, 1997; Canh *et al.*, 1998^b; Kay & Lee, 1997). Other reduction methods include:

- Shifting nitrogen excretion from urine to faeces by increasing fibrous foodstuff in the diet (soyabean, sugar beet pulp...).
- A high level of dietary non-starch polysaccharide enhances microbial activities in the hind gut of pigs, increasing volatile fatty acid concentration in faeces and in the slurry during storage. Lowering the pH of the slurry leads to a reduction of ammonia emission.

- Adding CaCl_2 , CaSO_4 , Ca-benzoate to the diet instead of CaCO_3 lowers the urinary and slurry pH (Stevens *et al.*, 1997; Canh *et al.*, 1998^b, Hendriks & Vrieling, 1997).

There are fewer studies on poultry production, but a reduction of 4% of the protein rate in the diet balanced with an addition of amino acids could lead to a reduction of 30% in N excretion (Elwinger & Svensson, 1996).

Reducing the N-content in the diet could reduce ammonia emission but also the volume of manure produced, which is an advantage for manure storage. The influence on nitrous oxide emission (N_2O) is discussed.

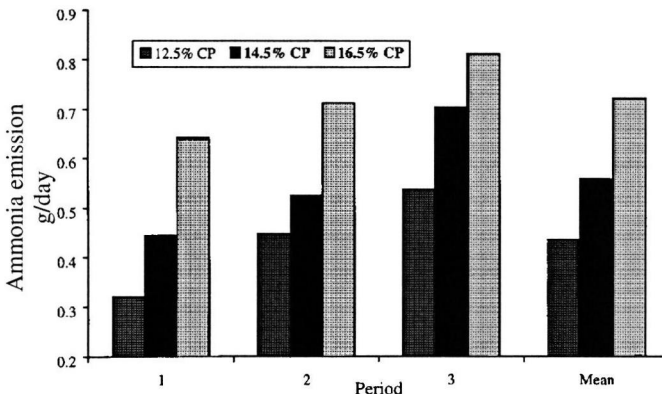


Figure 1. Laboratory comparison of ammonia emissions from slurry of pigs fed with diets having different crude protein contents : 12.5%, 14.5% et 16.5%. Experiment duration : 9 weeks, number of pigs : 18. (Canh, 1998)

2) Additives

Adding additives to animal manure in buildings has been the topic of many studies. Amendments can reduce ammonia losses if they reduce manure pH (Berg & Hornig, 1997; Hendriks & Vrieling, 1997; Witter, 1991, Jurgens, 1987), if they directly adsorb $\text{NH}_4\text{-N}$ (Miner, 1984; Booker *et al.*, 1996; Kithome *et al.*, 1999), if they inhibit urea hydrolysis (Varel, 1997), if their presence in the manure promotes microbial production of organic acids that decreases manure pH, or increases microbial N immobilization (Subair *et al.*, 1999).

For cattle and pig production, an addition of 10, 40 or 100 mg/l of phenyl phosphorodiamidate (PPDA) once a week to prevent urea

hydrolysis would be one of the most efficient technique (Varel, 1997). Ammonia emission reduction varies from 38 to 70% for cattle, from 72 to 92% for pigs.

Subair *et al.*, 1999, studied the amendment of liquid hog manure (2.3g NH₄-N/ kg) at 2.5% or 5% in fresh liquid manure weight by paper products such as paper bag, filter paper, newsprint and pulp sludge. The laboratory incubation lasted 56 days. Paper products have potential as an amendment to reduce ammonia emission from manure because their high C and low N contents is expected to cause N immobilization. Contrary to a cover on a storage tank, N immobilized by the addition of paper would remain in organic state and thus not be subject to volatilization until it was mineralized to NH₄ -N after spreading. When the rate of paper product increased from 2.5 to 5%, ammonia volatilization was reduced from 29 to 47% depending of the type of amendment used. Figure 2 represents the cumulative ammonium volatilization from the pig slurry depending on the type of organic amendment used. This method is very interesting as it is cost-effective and can recycle by-products of paper industry.

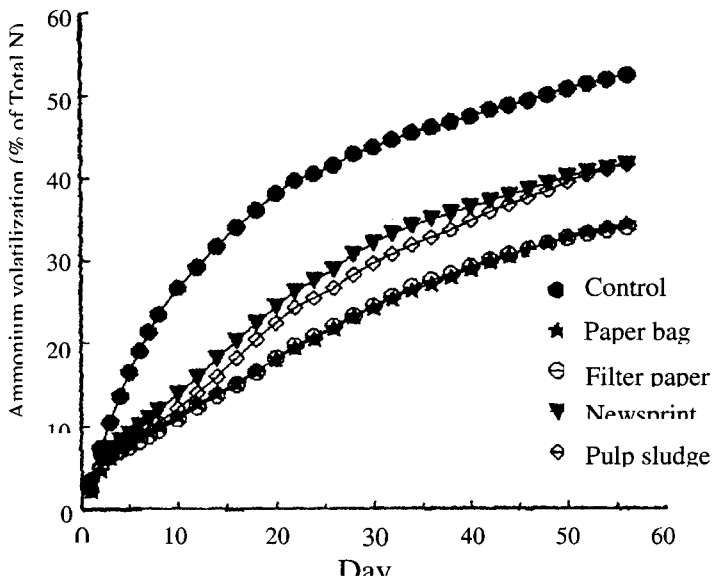


Fig 2. Effect of type of organic amendment, averaged across both rates (2.5 and 5%), on cumulative NH₃ volatilization from liquid hog manure during a 56 d incubation

For poultry production, abatement techniques (about 75% reduction) include the addition of superphosphate every 5 days or of calcium chloride (CaCl_2).

The efficiency of the method mainly depends on the type of additive added. Typically, the quantity of additive to use is important for a short-term efficiency so this method is quite expensive. Furthermore, some products can be hazardous to use

3) Buildings (flushing, floor design, litter, ventilation...)

Livestock buildings are an important source of ammonia emissions. The American exposure limit is fixed at 25 ppm for ammonia. Figure 3 represents the distribution of cattle, pigs and poultry livestock buildings depending on the ammonia concentration in the air. This figure is based on the study of 82 livestock buildings in Germany undertaken by Seedorf & Hartung, 1999.

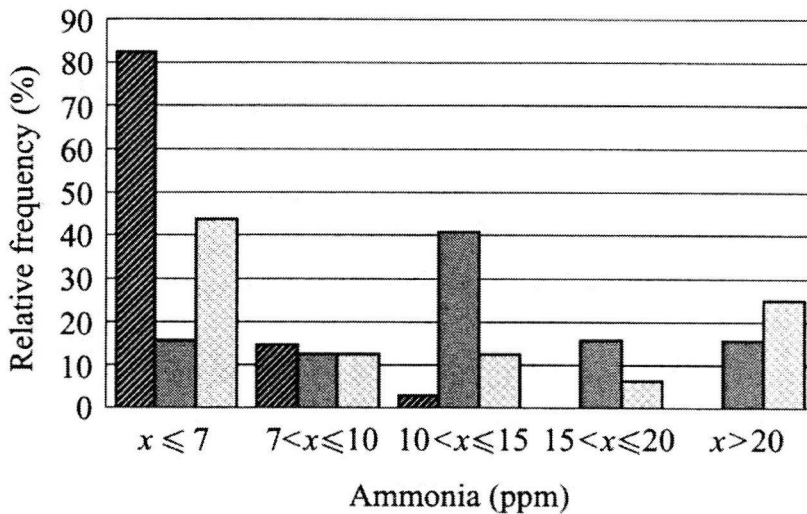





Figure 3. Relative frequency distribution of ammonia concentration in cattle  pig  and poultry  livestock buildings (Seedorf & Hartung, 1999).

- Flushing with water or with diluted acid

Flushing manure collection channels with water or with diluted acid decreases ammonia emissions by reducing the exposure time of

manure to air. Water flushing systems could reduce ammonia emission by 17% maximum (Monteny & Kant, 1997) and could reduce methane emission as well, with no effect on nitrous oxide emission (Brink *et al.*, 2001^{a,b}).

The addition of acid or formaldehyde increases efficiency : from 50 to 80% reduction (Ogink & Kroosma, 1996; Monteny & Kant, 1997).

However, this technique requires a large volume of water and increases the cost for livestock buildings, for storage (diluted manure needs a bigger storage tank) and for spreading (the volume of manure to spread being larger). The frequent removal of manure from the building to a storage tank seems to be a better alternative.

- Modification of floor design and/or collecting dung channel

For cattle production, a 'V-shaped' floor with a central gutter and a flushing system with water can lead to a reduction of ammonia emission from 25 to 62% but presents the risk of animal slipping (Braam *et al.*, 1997; Monteny & Kant, 1997; Smits *et al.*, 1995).

For pig production, the most efficient technique is to reduce the slatted floor area in the pens. A partially slatted floor (25 or 50%) could decrease ammonia emission from 20 to 40% compared to a fully slatted floor (Hartung & Phillips, 1994; Brink *et al.*, 2001). This technique would also reduce methane emission but would increase N₂O emission about ten times if the slurry is separated, due to the aeration of the liquid fraction and the compost of the solid fraction (Brink *et al.*, 2001). Replacing concrete slats by iron slats would only reduce ammonia emission by 5%, but a triangular metal slats system would reduce ammonia emission by 36% (Aarnink *et al.*, 1997). Manure cooling is an efficient technique but is energy consuming (Den Brok & Verdoes, 1997; Phillips *et al.*, 1999). This technique is common in The Netherlands (Green Label housing) and reduces at the same time methane emissions. Those emissions would be reduced by 66% when manure temperature decreases from 20 to 10°C (Hilhorst *et al.*, 2001).

For poultry production, the removal of manure twice a week on manure belts to covered storage outside the buildings can give a 90% reduction in ammonia emissions (Hartung & Phillips, 1994). Using a nipple drinking system instead of a bell drinker prevents poultry manure

from being too wet and so reduces ammonia emissions by 40% (Elwinger & Svensson, 1996).

- Litter

The litter used (type, quantity and duration) can have an impact on ammonia emissions.

For cattle production, a study undertaken with on young cattle livestock showed that a reduction from 57 to 60% can be achieved by using a litter comprised of 60% peat, 40% straw, compared to a long straw litter (Jeppsson, 1999).

For pig production, deep litter buildings could reduce ammonia emissions compared to a fully slatted floor but on the other hand could enhance air pollution with the production of other nitrogen gases like nitrous oxide (N₂O), for example (Groenestein & van Faasen, 1996). Therefore, this technique is not recommended. Adding 100kg of sawdust and 58 kg of straw per pig in the slurry could decrease ammonia emission from 40 to 50%. The life expectancy of the litter is about 17 months (Nicks *et al.*, 1997). However, mostly 10% of the initially nitrogen content in the slurry would be lost as nitrous oxide, and mixing the litter would increase N₂O and CO₂ emissions (Kermarrec, 2000).

- Ventilation, air purification

Ventilation techniques or air purification systems are mainly suitable for poultry production.

Forced drying of the manure by litter ventilation or belt ventilation could achieve a reduction from 60 to 92% (Groot Koerkamp, 1994; Groot Koerkamp *et al.*, 1998; Brink *et al.*, 2001). This technique would also prevent odour nuisance and reduce methane emissions but N₂O emissions would be ten times higher (Brink *et al.*, 2001).

Biofiltration techniques (designed to clean the air ventilated from buildings) in pig or poultry livestock buildings are efficient but expensive, require a large filter area, present the drawback of clogging up and can only be installed in buildings with mechanical ventilation (Groot Koerkamp, 1994). The biofiltration system could also be adapted to reduce methane emissions from livestock buildings (Hilhorst *et al.*, 2001).

In conclusion, there are various reduction techniques for livestock buildings but some of them can not be applied in existing buildings and can be expensive.

B. Storage

1) Covering slurry tanks, natural crusts

An important part of methane emissions arises from animal manure storage. Ammonia emission rate measured during manure storage reported in the scientific literature vary from 2.1 and 14.4 g[N]/day/m², the maximum value being measured from pig slurry stored during summer in the Netherlands. Methane emission rates vary between 20 and 70g[CH₄]/ day/m³ depending on the storage technique. The suggested losses of nitrogen as N₂O during storage, expressed as a per cent of manure N in store and for temperate climate by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC) are set to 1% for slurry and 2% for solid manure (Nicholson *et al.*, 2002).

Covering storage tanks for cattle or pig slurry with a rigid or a natural cover is an efficient technique to reduce odours as well as ammonia emissions by avoiding ammonia transfer into the atmosphere. Natural covers (straw, peat...) are cheaper but less efficient than a floating sheet, a rigid lid or a roof and their durability is limited (De Bode, 1991; Karlsson, 1996; Hartung & Phillips, 1994). Fissures can appear at the surface of an oil layer, this technique is therefore less efficient (De Bode, 1991; Sommer *et al.*, 1993). Table 2 represents the percentage of reduction in ammonia emission for different types of cover placed on a pilot-scale volatilization chamber over the surface of pig slurry (Portejoie, 2003).

Effects on methane emissions are discussed : they would decrease by 50% for a standard cover fixed on a cattle slurry tank according to Williams & Nigro, 1997 and Hilhorst *et al.*, 2001 but would increase about 10% according to Brink *et al.*, 2001. Nitrous oxide emissions would also reduce about 10% (Brink *et al.*, 2001).

The formation of a natural crust at the manure surface is only possible on cattle manure, as its dry matter content is higher and more fibrous than for pig slurry. This crust could reduce ammonia emissions by 20% compared to cattle manure removed to a slurry tank every week.

Covering a lagoon is very expensive and is difficult to install (Scotford & Williams, 2001) because of the large surface area and, often, irregular shape.

Cover	Percent reduction in ammonia emission compared with uncovered store.	
	Storage	Whole period (Storage + spreading)
Oil	93	40
Plastic film	99	59
Opening float	76	-
Peat	77(a)-100(b)	42(a)-57(b)
Hydrophobic peat	100(a,b)	56(a)-63(b)

a) directly placed on the top of the slurry

b) placed on the opening float (placed on the slurry)

Table 2. Laboratory study of the effect of covering a pig slurry tank on ammonia emission during storage and spreading. Storage period : 15 days. (Portejoie *et al.*, 2003)

2) Acidification (pH≈5)

Manure pH determines the quantity of ammonium contained in the manure. A high pH (>8) enhances ammonia emissions while a pH under 5 prevents ammonia volatilization. This pH reduction can be done by addition of organic acids (Stevens *et al.*, 1997; Berg & Hornig, 1997) or inorganic acids and commercial additives (Martinez *et al.*, 1997) to slurry. All these additives are not efficient, some independent tests would be necessary to conclude to their efficiency.

According to Monteny & Kant, 1997, ammonia emissions could be reduce by 37%, while according to Stevens *et al.*, 1997, acidifying the slurry around pH 5.5 with 12M nitric acid immediately before spreading would lead to a reduction of 83% depending on the type of spreading technique used.

Acidifying the slurry during storage could also reduce nitrous oxide and methane emissions (Hilhorst *et al.*, 2001) (cf. figure 4).

However, handling a large quantity of concentrated acid for this technique can be hazardous and the problem of spreading acidified slurry to land is not solved. There is also evidence that acidification of slurries increases the potential for emissions of N₂O.

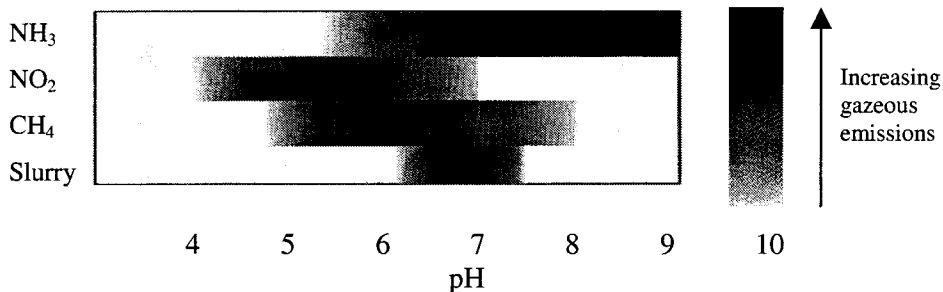


Figure 4. An illustrative overview of the effect of slurry pH on gaseous emissions (Hilhorst *et al.*, 2001).

C. Abatement techniques for spreading manure

1) Optimisation of the quantity of manure applied to land, of the period

Nitrogen losses due to ammonia volatilization during manure storage or after application of manure to land vary between 10 and 100% of total ammoniacal nitrogen.

Ammonia volatilization mechanism depends on various parameters, including weather factors.

Warm, windy conditions during spreading favour ammonia emission. Therefore, the optimisation of the rate and time of application of manure to land and is a cost-effective way to reduce ammonia emissions. Sommer *et al.*, 1997 assumes that a reduction of 50% can be achieved if spreading on days with high ammonia emission potential is avoided but it is difficult to guarantee good results

Slurry dilution before spreading is also an abatement technique, because it increases the rate of slurry infiltration into the soil, but increases the cost for spreading as it requires the application of a higher volume of manure. A cattle slurry dilution at 1:1.2-0.9 (slurry : water) could reduce emissions by 50% (Frost, 1994).

Irrigation after spreading is an other efficient technique, reducing emissions from 11 to 25% depending on the spreading technique used (Rodhe *et al.*, 1996; Steffens & Lorenz, 1998). But this method can increase the risk of nitrate leaching (Webb *et al.*, 2001).

2) Low emission spreading techniques

Ammonia emissions can appreciably be reduced by band-spreading or injection slurry or incorporation of solid manures into the soil. But the applicability of low emission spreading techniques depends on many factors, such as soil type, manure type and composition. The highest ammonia volatilization rate comes from broadcast application.

Band-spreading discharges the slurry directly on the soil in narrow bands and reduces ammonia emissions by up to 60% (Hartung & Phillips, 1994; Frost, 1994; Steffens et Lorenz, 1998). Brink *et al.*, 2001 assumes that nitrous oxide emissions would then increase about 60%, with no effect on methane emissions compared to broadcast spreading of manure. This technique is not applicable if the slurry is too viscous.

Techniques like trailing shoes or injectors can reduce ammonia emissions by up to 99% under experimental conditions (Frost, 1994; Steffens & Lorenz, 1998; Sommer *et al.*, 1997; Dendooven *et al.*, 1998; Huijsmans *et al.*, 1997; Hartung & Phillips, 1994). Nitrous oxide emissions may increase by 100%, methane emissions would be the same compared to a surface application (Brink *et al.*, 2001). These techniques are not applicable on stony or compacted soils or if the slurry is too viscous. Figure 5 represents the percentage of ammonia losses depending on the type of technique used (ALFAM, 2001)

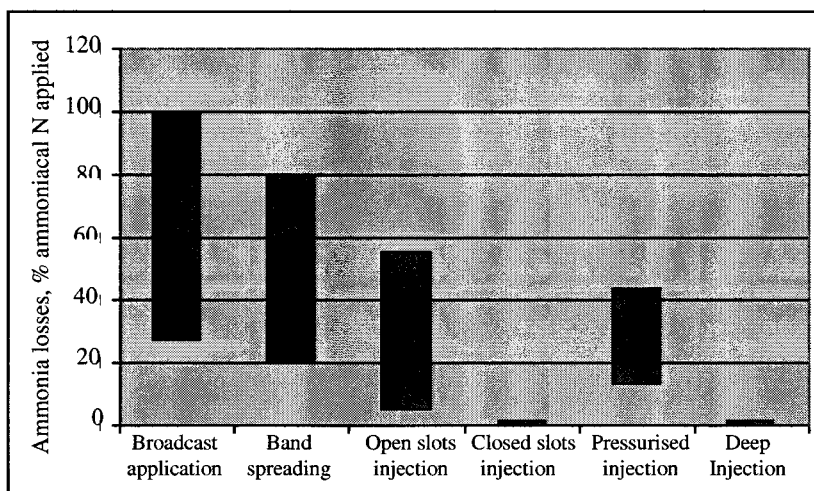


Figure 5. Ammonia losses depending on the type of spreading technique used (ALFAM, 2001)

Concerning solid manure, the only efficient way to reduce ammonia emissions is the immediate incorporation of manure after spreading. The efficiency of this technique depends on the time delay between spreading and incorporation, as more than 60% of ammonia emissions occurs during the next 12 hours after spreading. The applicability of this method is then limited.

These techniques are extremely efficient to reduce ammonia emissions but nitrogen losses via nitrate leaching can be important, depending on manure type, on the machinery used, on the application period, on type of soil, on weather... After slurry injection or solid manure incorporation at a typical application rate of $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, the absolute nitrate leaching augmentation rate is between 6 kg N ha^{-1} (cattle slurry) and 58 kg N ha^{-1} (turkey manure)(Webb *et al.*, 2001).

3) Substitution of minerals with urea content

There is greater potential for ammonia emissions from nitrogen fertilisers based on urea or ammonium carbonate than from ammonium sulphate or ammonium nitrate etc. For example, ammonia emission from urea can account for about 15% of the N applied compared with only about 2% for ammonium nitrate. Substituting urea fertiliser by ammonium nitrate is an efficient reducing technique. Ammonia emissions would then be reduced from 80 to 90% with no effect on methane or N_2O emissions (Jagusiewicz, 1999; Brink *et al.*, 2001).

II.2. General advice and critical inventory of technical recommendations

Several Member States, notably the Netherlands, UK, Denmark and Sweden, have undertaken wide ranging, scientific research programmes to develop and evaluate methods for reducing ammonia emissions. It is in some ways fortunate that livestock manures are not only the major source of emission but also offer the most potential for cost effective abatement. The main scientific findings of these programmes are detailed in annexe 1; this section aims to outline the current situation concerning ammonia abatement methods and to address the practical issues of employing the methods on commercial farms.

The main methods for reducing ammonia emissions from manures that have been examined experimentally or used on commercial farms are summarised in Table 4. Many of the methods examined experimentally have proved to be impractical, not cost effective or of very limited applicability on commercial farms.

Feeding strategies.

The first stage of abatement strategy is to minimise nitrogen excretion by ensuring that, as far as possible, the nitrogen (protein) content of the animals` diet is not grossly in excess of the animals` requirement. More advanced feeding strategies aim to match closely protein in the diet with that utilised by the animal by, for example, formulating very specific diets with synthetic amino acids. Feeding strategies have proved to be successful, but more expensive than conventional, for pigs and poultry but are more difficult to achieve with dairy cattle without compromising production.

Abatement methods for livestock housing

To date, there are no reliable and effective methods for reducing emissions from naturally ventilated buildings such as those commonly used for housing cattle. There is some evidence that increasing the amount of straw used for bedding loose-housed cattle reduces emissions from the house and from subsequent manure management. For pigs, a range of alternative, low emission building designs have been developed mainly in the Netherlands. These often incorporate modifications to the floors of the pig pens and to the below-floor channels for slurry collection. The pigs are encouraged to urinate and defaecate on a slatted area of the floor above a collection channel and lie on a solid area (i.e. a "partially slatted" floor). This ensures that floors are kept as clean as possible so that ammonia emissions are lowered. Designs may also include slurry channels with reduced surface areas, provision to empty the channels frequently and improved ventilation systems. For poultry, it is possible to fit movable belts beneath tiers of cages housing laying hens to collect, dry and remove the dropping from the house. In "stilt houses", droppings fall through, and are dried, in a large ventilated chamber beneath the house. Broiler chickens are commonly kept in large, undivided buildings with a deep layer of litter (e.g. of wood shavings or sawdust). Since ammonia emission occurs only under moist conditions, it is important to keep the litter as dry as possible by

avoiding water leakage from the birds` drinkers. Many of the methods for reducing emissions from livestock housing are appropriate only to new buildings because the cost of modifying existing buildings is prohibitive.

Abatement methods for manure stores

Emissions from above ground slurry tanks, that are often circular structures made of enamelled steel sheets or of concrete, can be significantly reduced by fitting specially engineered covers that are commercially available. Such covers eliminate airflow across the slurry surface and maintain a high concentration of ammonia gas above the surface so that much less is released from solution. Less effective, but less expensive options, include various types of floating cover (e.g. expanded clay aggregates, plastic sheets, oil, straw etc.) and the maintenance of a naturally occurring crust. The latter occurs only on cattle slurry. Although feasible, there are practical difficulties in fitting covers to lagoon-type slurry stores because of their large, often irregular, surface area.

Cost effective methods for reducing emissions from solid manures, such as farmyard manure from cattle and litter from broiler hens, are still being developed. Keeping manure dry, by storing beneath a roof and minimising the surface area, reduces ammonia emissions.

Abatement methods for spreading manures on land

There is a wide range of methods for reducing emissions from this important source of ammonia. However, many of those listed in Table 3 have not been implemented on commercial farms because they have often proved to be unreliable or impractical. For slurry, the use of low emission application machinery provides the best option. Both injectors and band spreaders act by reducing the surface area of slurry exposed to the air. Shallow injectors, by placing slurry in a slot cut in the soil, also increase contact with soil particles. Deep injectors, that operate to a depth of 15 – 20 cm, are very effective but only applicable to arable land. Trailing hose machines provide an opportunity to apply slurry between the rows of a growing crop. Trailing shoe machines are designed to place slurry in bands on the soil beneath the grass or crop canopy so that the airflow across the slurry surface, and hence ammonia emission, is reduced. This type of machine is most effective on taller grass (ca 10 cm) whilst shallow injectors work best on newly cut swards.

Both types of machine have the added advantage of minimising the contamination of grass swards with slurry that is an important consideration when swards are to be grazed or cut for silage. Low emission slurry applicators cost more to purchase and operate than conventional slurry spreading. There are also limitations on their use relating to soil type, field size and topography as outlined in Table 4.

Incorporation of manures into the soil after spreading on the surface is an effective method for reducing ammonia emission and the only method available for solid manures. Since a high proportion of the total ammonia loss occurs within a few hours of spreading slurry, incorporation must be done quickly (preferably within 4 hours) of spreading. The initial rate of ammonia loss after spreading farmyard manure is not as great as that from slurry so incorporation can be delayed. Ploughing is the preferred method of incorporation since this will completely bury the manure. The logistical problems involved in spreading and incorporating manures within a few hours can prove difficult for small farmers with limited access to machinery and labour.

Abatement methods for nitrogen fertilisers

There is greater potential for ammonia emission from nitrogen fertiliser based on urea than from most other types. Replacing urea with ammonium nitrate fertiliser, for example, is an abatement option. Emissions from urea fertiliser can be reduced by incorporation into the soil where possible or by applying just before there is sufficient rainfall or irrigation to wash it into the soil.

Impact of ammonia abatement on green house gas emissions and nitrate leaching

Abating ammonia emissions poses a risk of increasing emissions of other pollutants, especially of the green house gases, nitrous oxide and methane, and of nitrates. Soils are significant sources of nitrous oxide emission, primary through the denitrification of nitrate under anaerobic conditions. Injection places slurry in concentrated bands in the soil thus increasing moisture, freely available carbon and anaerobicity, conditions that favour the microbial denitrification of nitrate to nitrogen and nitrous oxide gas. The limited number of experimental results available suggests that, in some circumstances, nitrous oxide emission is greater from injected than from surface-applied slurry. Increases from 0.2% of the

nitrogen in surface-applied slurry to 3.0% of that in injected slurry have been measured. For similar reasons, incorporation of solid manures into soils to reduce ammonia emission might be expected to increase nitrous oxide emissions but the results obtained from experiments are not clear-cut. However, incorporation in the autumn or early winter is likely to increase the potential for loss of nitrogen through nitrate leaching.

It is not known if covering slurry stores affects green house gas emissions. Covering stored heaps of farmyard manure may not only reduce ammonia emissions but also nitrous oxide. Maintaining anaerobic conditions in the heap may inhibit the aerobic process of nitrification through which ammonium-nitrogen in the manure is transformed to nitrate so denitrification cannot occur.

There is some evidence that the low emission application techniques for slurries may increase emissions of methane. However, increases are very small and, more importantly, methane emissions from agriculture are dominated by those from enteric fermentation in ruminant livestock. Modifying diet is a means of reducing nitrogen excretion, and hence the potential for ammonia emission, by livestock and this may have an effect on methane emission by ruminants. Research is ongoing in this area.

Cost effective abatement methods.

The MARACCAS model has been used to identify the most cost effective abatement techniques. These methods, together with the percentage reductions in ammonia emission compared with conventional management, are listed in table 4. The effectiveness and costs of employing these methods to reduce ammonia emissions from French livestock production is discussed in chapter 4. These methods are likely to offer the best means of reducing national ammonia emissions, for example, to comply with international agreements. They may also be used at a regional level where there are high concentrations of livestock or more locally to protect specific, sensitive habitats. In the latter instance, there is also the possibility of limiting the extent and type of agricultural activity in the close vicinity of the habitat.

Method	Mode of action	Comments
All stages of manure management.		
Reduce crude protein in livestock diet.	Reduces amount of N excreted and hence potential for ammonia emission from manures.	Easier for pigs and poultry than cattle.
Use extra straw for bedding cattle.	Locks up ammonia.	Not fully researched.
Good husbandry e.g. keeping floors, walkways clean, avoiding spillage etc.	Reduces potential for ammonia emission.	Difficult to quantify effectiveness.
Livestock housing.		
Modify design of livestock housing.	Reduces time and area of slurry exposed to air.	Mainly for pigs. Difficult and expensive for existing houses.
Equip livestock houses with air scrubbers or filters.	Removes ammonia from air ventilated from houses.	Only for mechanically ventilated houses. Very expensive.
Manure storage.		
Cover surface of store with straw, plastic sheet, clay granules, oil etc.	Partial physical barrier to ammonia emission.	Unreliable. Granules or straw may block pumps etc.
Fit specially engineered cover on store.	Physical barrier to ammonia emission.	Effective but expensive
Additives.	Various. Physically lock up ammonia (e.g. zeolites) or form stable chemical compounds.	Large quantities needed, not reliable. Many commercially available products not tested independently.
Spreading manures on land.		
Dilute slurry with water.	Speeds up infiltration into the soil.	Effectiveness varies with soil conditions. Increases volume of slurry to be managed.
Add acid to slurry.	Lowers pH and so ammonia stays in solution.	Hazardous. May increase other emissions e.g. nitrous oxide, a greenhouse gas.
Remove proportion of solids from slurry with a mechanical separating machine.	More free-flowing liquid infiltrates into the soil more rapidly.	Machine is expensive and there are ammonia emissions from the remaining solid material.
Irrigate with water after spreading slurry.	Washes slurry into the soil.	Needs large amounts of water.
Choose optimum time.	Cool, humid weather discourages ammonia release; rain washes slurry into the soil.	Difficult to quantify effectiveness. May cause smell problems.
Use band spreaders or injectors.	Reduces exposed surface area of slurry.	Not for solid manures. Widely applicable and cost effective for slurries.
Incorporate (e.g. by ploughing) into soil.	Ammonium N bound to soil particles.	Effective for slurries and solid manures but only applicable on arable land.
Nitrogen fertilisers.		
Use ammonium nitrate instead of urea.	Potential for ammonia emissions from urea is larger than for ammonium nitrate.	Urea fertiliser is cheaper and, if managed correctly, does not give high ammonia emissions.

²Table 3. Methods for reducing ammonia emissions from livestock production

Source	Abatement technique	% reduction in emission	Applicability
Slurry storage	Cover store: Engineered roof Floating sheet Floating crust	70 – 90% up to 60% 35 – 50%	Mainly for above ground, circular stores of steel or concrete for slurry
Slurry application to land	Low emission application machinery: Injection <ul style="list-style-type: none"> - deep - shallow Band spreader <ul style="list-style-type: none"> - trailing hose - trailing shoe 	70 – 90% 50 – 90% 10 – 50% 40 – 70%	Soil type and conditions, topography (field shape, size and slope), cropping limit applicability. Shallow injection cannot be used on very stony ground.
Solid manure storage	Keep as dry as possible		Mainly for poultry manures.
Solid manure application to land	Incorporate into the soil, preferably by ploughing.	20 – 90%	Arable land and grass leys.

Table 4. The most cost effective techniques for reducing ammonia emissions from livestock manures (MARACCAS source).

Chapter III : Ammonia policy in other European countries

Increasing concern over emissions of ammonia gas in Europe during the past 10-20 years has led some European countries to implement an environmental policy focussed on lowering ammonia emissions, even before the signature of the recent Gothenburg Protocol (1999). The Netherlands, Denmark and the United Kingdom are three leading countries, conducting a different legislative approach :

- The Netherlands have adopted a restrictive and mandatory policy for more than 20 years;
- Denmark is engaged in an intermediate way comprising national legislative obligations and incentives;
- The United Kingdom has chosen to rise awareness of farmworkers.

This chapter presents a detailed analysis of the situation and experience of these three countries engaged in an environmental policy aiming at controlling ammonia emissions. A shorter description concerning Sweden and Germany is also given.

III.1. THE NETHERLANDS

III.1.1. Background

Agriculture in the Netherlands is exceptionally intensive and productive. The need to increase production per unit area of land is being exacerbated by rapidly increasing land prices. Dutch agriculture and horticulture currently covers about 2 million hectares of land out of a total area for the country of about 4.2 million hectares. Grassland, forage maize and arable crops (mainly cereals, potatoes, and sugar beet) cover about 1, 0.2 and 0.7 million hectares, respectively. There are 4.2 million cattle, 14 million pigs, 108 million poultry and 1.4 million sheep. The national livestock density is 3.9 livestock units per hectare, the highest in Europe. High grass and crop yields have been achieved through high fertiliser inputs. Although it has declined by about 20% since 1985, the current average nitrogen fertiliser use is about 200 kg N/hectare.

The high intensity and productivity of Dutch agriculture, particularly of the livestock sector, has resulted in high ammonia emissions compared with other European countries. (See Table 5.)

Country	Ammonia emission (kg NH ₃ /km ²)
The Netherlands	4930
France	1275
United Kingdom	2114
Denmark	2928
Germany	2071

Table 5. Ammonia emissions in some European countries in 1990

It is estimated that agriculture accounts for over 90% of the ammonia emissions with 55%, 30% and 15% being emitted from cattle, pig and poultry farming, respectively. These ammonia emissions account for 42% of the acidification arising from domestic sources.

A further problem in addition to the high national emissions of ammonia is that livestock farms, and hence manures, are not evenly distributed over the country. Most pig and poultry enterprises are concentrated in the central, eastern and southern part of the country. These are regions with non-calcareous sandy soils with a very low buffer capacity i.e. they are very sensitive to acidification. Table 6 gives the numbers of livestock in the Netherlands in 1990 and the proportion kept in these “acid sensitive “ regions.

Livestock	Numbers (1000s)	% in acid sensitive regions
Dairy cows	1878	39
Sheep	1702	16
Beef cattle	598	66
Pigs	13915	81
Laying hens	44320	77
Broilers	41172	66

Table 6. Livestock numbers in the Netherlands in 1990 and percentage in regions with non-calcareous soils.

Figure 6 shows the deposition of ammonia in the Netherlands in 1993 and illustrates the large spatial differences. The highest deposition levels occurred in the southern part of the country, a region of high animal density and a large proportion of acid sensitive soils.

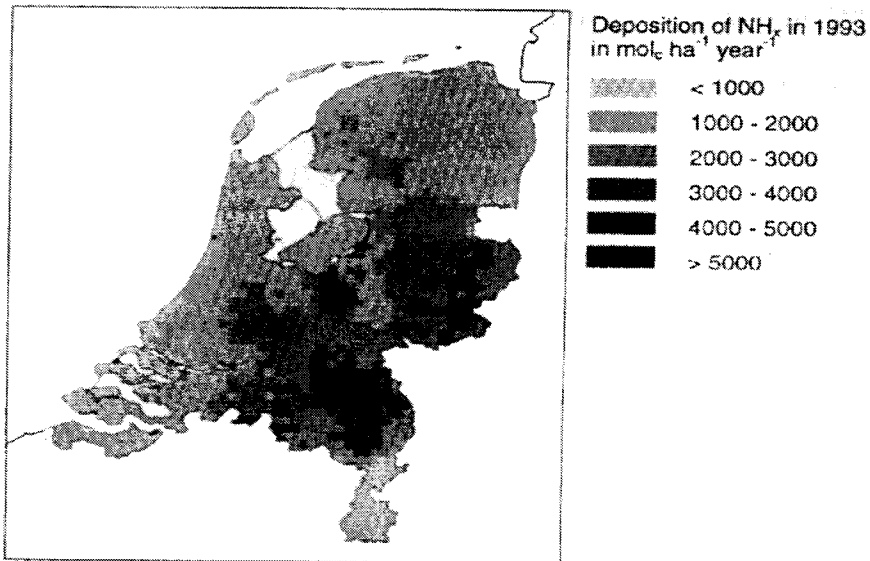


Figure 6. Deposition of ammonia in the Netherlands 1993

III.1.2. Targets for reduction of ammonia emissions under international agreements

The reduction target for the Netherlands in the UN/ECE Gothenburg Protocol and the EU National Emissions Ceilings Directive is 129 kilotonnes NH_3 per year as compared with a 1990 baseline emission of 226 kilotonnes NH_3 (-43%).

III.1.3. Environmental policy implemented before the Gothenburg Protocol

➤ Policy on reducing manure and mineral surpluses

There is a range of other policy instruments in existence in the Netherlands that are not directly focussed on ammonia but may have indirect impacts on emissions. These instruments are designed mainly to protect soil and water. In particular they aim to reduce the excessive accumulation of phosphates in soils, and eventual contamination of

water, and to minimise the risk of nitrate leaching. The latter aim is in the context of complying with the EU Nitrate Directive because the whole of the Netherlands has been identified as vulnerable area in this respect. Measures are in place, or proposed, that will improve the utilisation of plant nutrients (mainly phosphorus and nitrogen) in manures at the farm level and lower the risk of losses to the wider environment. These measures are summarised below.

- **The MINAS system**

All farmers, including livestock and arable farms, will be required to participate in the MINAS or Mineral Accounting System. Since 1998, the system applied only to intensive farms with more than 2.5 livestock units per hectare that included nearly all pig and poultry farms and most of the intensive cattle enterprises. The aim is to reduce the manure surplus in the country and, hence surpluses of nitrogen and phosphorus, that have the potential for causing air and water pollution.

The system is claimed to redress some of the shortcomings in earlier mineral policy and to stimulate good management of minerals by farmers.

It now explicitly includes nitrogen as well as phosphorus and applies to chemical fertilisers and other organic fertilisers as well as animal manures. Rather than specifying measures for reducing losses of these minerals, the focus is on achieving targets so that the farmer has some freedom to choose the most suitable measures for his farm.

The MINAS system requires farmers to submit annual records of the amount of nitrogen and phosphorus entering the farm (“inputs”) in livestock feed, manures, chemical fertiliser and livestock and how much leaves the farm (“outputs”) in animal products, crops and manure. To calculate inputs to the farm, analyses of livestock feeds and fertilisers are provided by the suppliers. Manure that is imported to or exported from the farm is weighed, sampled and analysed by an authorised laboratory. Standard values per animal or animal product are used in the calculation of outputs from the farm together with standard values per hectare for crop yields.

It is recognised that some minerals will always be lost from livestock production systems especially where manures are used. Hence,

the MINAS system allows for specified surpluses of nitrogen and phosphate each year. These surpluses, or “loss standards” are being lowered each year until 2003. (See Table 7)

Year	Phosphate loss standard		Nitrogen loss standard					
	Arable land	Grass land	Arable land	Arable land on Clay/peat soils	Arable land on dry sandy soils	Grass land	Grass land on clay/peat soils	Grass land on dry sandy soils
1998-1999	40	40	175	175	175	300	300	300
2000	35	35	150	150	150	275	275	275
2001	35	35	125	150	125	250	250	250
2002	30	25	110	150	100	220	220	190
2003	20	20	100	100	60	180	180	140

Table 7. Loss standards for phosphate and nitrogen in kg per hectare per year

Following submission of mineral inputs and outputs to the Levies Office of the Ministry of Agriculture, Nature and Management of Fisheries, the records are audited and verified. In addition, random checks are carried out and farms are likely to be inspected by the General Inspection Service every 6 years.

Levies are imposed on farmers where the loss standards are exceeded (see Table 8) . These are sufficiently high to make even the more expensive methods of manure management economic.

year	1998-1999	2000-2001	2002	2003 >
phosphate				
0 – 10ka/ha	1.13	2.25	9.00	9.00
> 10ka/ha	4.50	9.00	9.00	9.00
nitrogen				
0 – 40ka/ha	0.68	0.68	1.13	2.25
>40ka/ha	0.68	0.68	2.25	2.25

Table 8. Levies on mineral surpluses exceeding the loss standards (in Euro).

The MINAS system is quite complicated for farmers who have to deal with more paperwork. Furthermore, this system is denounced by the EU as it doesn't meet the Nitrate Directive requirements.

- **Regulating the production and application of manures to land**

The Dutch government is taking measures to ensure that the amount of manure produced on a farm is matched to the amount that can be utilised on the area of land occupied by the farm. A limit is set on the amount that may be applied per hectare based on the EU Nitrate Directive standard of 170 kg N per hectare. A higher limit of 250 kg per hectare is likely to be allowed for grassland because grass has a high nitrogen uptake regardless of soil type and, under Dutch conditions, grows well over a long season. Thus, more manure can be applied without increasing the risk of nitrate leaching. These limits will become effective by 2003.

The measures to prevent excessive production and application of manure on farms are:

- 1) Manure disposal contracts
- 2) Reducing the number of livestock
- 3) Rules for applying manure to land

- 1) Manure disposal contracts

Farms where manure production is too high to meet the limits outlined above will have to enter into contracts with arable farmers or manure processors to accept the surplus manure. The farmer will need to calculate the amount of nitrogen produced on his farm, based on animal numbers and a standard rate of nitrogen production per animal. He must then compare this with the amount of manure-nitrogen he is allowed to apply to his land in order to calculate the surplus. This may be applied to a neighbouring arable farmer's land or taken by an authorised manure processing plant. It is intended that this measure will come into effect in 2003.

- 2) Reducing the number of livestock

Although intensive livestock production is frozen at the current level, farmers can expand their enterprises by buying manure or pig production rights. However, in an attempt to lower animal numbers, the

government takes 60% of manure production rights in each transaction for pigs and 25% for other livestock. It also intends to actively purchase pig production rights and has imposed a 10% reduction on these for the entire pig population.

3) Rules for applying manures to land

The Soil Protection Act gives rules for the periods when manures may apply manures and the method that may be used. It also contains rules about the composition of sewage sludge and composts.

Rules for application depend upon soil type, soil use and the status of the area. Provincial authorities can designate areas, if necessary to protect the soil or groundwater intended for drinking, where permissible periods for application are shorter.

It is recognised that spring or summer are the best times to apply manures because crop uptake is high during these periods and the risk of leaching to water is low. Hence, manure application is not allowed on grass or arable land between 1 September and 1 February. Manures may be applied to grass land up until 16 September except in designated areas (e.g. sandy soils) where there is a higher risk of leaching. An autumn and winter ban on the application of chemical fertilisers will be introduced in the near future.

There is also a ban on application of manures to frozen or snow-covered soil and controls over application to steeply-sloping land are to be introduced.

Farmers must have adequate storage capacity for manures to comply with the “closed periods” for applying to land.

III.1.4. Ammonia abatement policy in the Netherlands

Policy to reduce ammonia emissions was first introduced in the 1980s with the emphasis on technological means rather than on a reduction in livestock numbers. The policy continues to use a mixture of legislation and regulation together with subsidies and tax incentives to achieve emission reduction targets.

The first phase from 1985 to 1991 in the National Environmental Policy Plan aimed at stabilising the situation and seeking solutions.

During the second phase from 1991 to 1994, more pressure was put on farmers to adopt abatement methods developed up to that time in an attempt to lower 1980 emissions by 30% by 1994 and by 70% by 2000-2005.

The policy for reducing ammonia emissions operates at both the national and regional level. This is because not only is the “background emission” considered to be unacceptably high, the impact on natural ecosystems is particularly severe in the areas with high livestock numbers and acid sensitive soils. It is estimated that 25% of emitted ammonia is deposited near to the source in these areas.

The problem is also transboundary because a significant proportion of ammonia emitted in the Netherlands is transported to other countries and some is imported e.g. from Belgium and Germany.

➤ National ammonia policy

All measures for reducing emissions within the national policy are based on the “ALARA” principle that stands for “As Low As Reasonably Achievable”. This is in recognition of the need for Dutch agriculture to remain competitive and profitable. It ensures that, in addition to reducing the impact on the environment, the measures are :

- technologically feasible
- socioeconomically sound.

The costs to the farmer of introducing measures should be reasonable.

The measures include:

- 1) The use of low emission techniques for the application of manures to land.
- 2) The covering of manure stores
- 3) The construction of low emission housing for livestock and changes in their diet.

1) Low emission techniques for the application of manures

Spreading slurry on the top of the soil is not allowed. A range of low emission techniques, including the use of injection machinery, trailing hoses and trailing shoes, are available and must be used. Each of

these types of machine gives a significant but different reduction in emissions compared with spreading on the surface. Which type of machine to use depends mainly upon soil type and crop (grass or arable). An alternative is to incorporate manure into the soil immediately after spreading on the surface. This is suitable only for arable land and the only technique available for solid manures.

The use of low emission techniques became mandatory in the east and south of the Netherlands where there was a particularly high risk of damage to sensitive ecosystems. Since 1995, the use of such techniques has been mandatory throughout the country and machines that give at least a 40% reduction in emissions compared with surface applications must be used.

2) Covering manure stores

Since 1992, it has been mandatory to cover all manure storage facilities built after 1987 so that emissions are reduced by at least 75%. It is prohibited to use a natural cover (straw, peat...), only rigid structures are allowed. Cattle farmers complained about this measure arguing that the natural crust formed at the surface of the cattle slurry could be sufficient to prevent ammonia emissions.

3) Reducing emissions from livestock housing

Since 1993, farmers have been encouraged to use low emission housing for their livestock through a voluntary certification scheme (the Green Label) with various incentives and subsidies. Farmers adopting Green Label housing systems are also given a guarantee that they will not have to invest in further ammonia reduction measures for 15 years. It also gives them the opportunity of increasing the number of animals they keep without increasing ammonia emissions.

Green Label systems are available commercially and are tested for ammonia emission by the government authorities before being assigned an official emission factor. To qualify, ammonia emissions must be about 50% of those from standard systems for different livestock classes. There are about 30 recognised Green Label housing systems and the scheme has been most successful for pigs.

Many systems for pigs aim to ensure that the surface area of faeces and urine exposed to air, and therefore liable to emit ammonia, is

kept to a minimum. This is often achieved by modifying the design of the floor and/or the dung collecting channel. Initially the approved systems were expensive and difficult to incorporate into existing houses. The more recently developed systems are simpler, cheaper and easier to integrate into houses. The costs and the efficiency of ammonia emission reduction are compared for some systems for fattening pigs in Table 9. The systems are in chronological order in the table that illustrates how systems have become cheaper to install and manage.

Type of system	Costs per pig place		Emission factor (kg NH ₃ /piglet place)
	Capital	Per annum	
Standard with fully slatted floor	264	28	0.75
Standard with partially slatted floor	+ 3	+ 0.1	0.34
Haglando dung scraper	+ 68	+ 12	0.18
WX drains	+ 21	+ 4	0.21
Sondag dung channel	+ 8	+ 2	0.13
Sterksel convex floor	+ 6	+ 0.5	0.26

+ = cost above that for Standard slatted floor

Table 9. Comparative costs (in Euro) and ammonia emissions for pig houses

It is planned that new regulations on livestock housing will come into force this year at the latest. The Environmental Management Act will be elaborated through a General Development Order so that farmers will be obliged to invest in low emission systems for new or renovated houses. Acceptable ammonia emissions will be based on the ALARA system described above. In 2008, low emission systems will be compulsory for all pig and poultry holdings, except for small farmers (between 200 and 400 pigs per farm) who will have to implement this measure by 2013. Cattle farms managed to obtain a derogation, wrongly arguing that the cost for building installations was very high compared to the efficiency of the technique. Policy is now focusing on feeding strategies for cattle. Indeed, replacing grass by maize reduces the excess of nitrogen contained in the diet and in the manure and so could reduce the potential for ammonia emissions. But the control of a future law on

feeding strategies for cattle will be difficult to implement, and the national efficiency of this measure is not easily estimated.

➤ **Regional ammonia policy**

National policy is supplemented by policy at regional level that takes into account the location of the farm in relation to acid sensitive woodland and wildlife habitats. Primary responsibility is with the provincial and municipal authorities.

- Environmental licence

The policy is set out in the Ammonia and Livestock Farming Act that has been in force since 1994. All livestock farmers in the Netherlands must apply for an environmental licence from the municipality where the farm is established. A licence is granted on the condition that the farm satisfies all environmental criteria set by the local authority, including criteria about ammonia emissions. This aims to prevent deposition to acid or nitrogen sensitive areas increasing when livestock farms are built or extended by imposing deposition limits.

The Act also allows for municipal authorities to draw up an ammonia reduction plan (ARP). Livestock farmers may expand by purchasing "ammonia rights" from farmers elsewhere in the area covered by the ARP. There is also the possibility for the municipality to remove from the market a proportion of the ammonia rights in each transaction to reduce overall emissions. Higher levels of protection may be accorded to important natural habitats by imposing more stringent deposition limits and municipalities can remove the top layer of the soils where critical loads are exceeded.

After the 1998 elections, the Dutch government took the opportunity to reformulate the regional policy with more emphasis on national policy.

- Deposition peaks

Since 1990, central government has offered financial compensation to a limited number of farmers whose farms were

responsible for high rates of deposition to a sensitive habitat and who agreed to cease farming.

- The "ammonia gap"

Measured decreases in ammonia concentrations in air, and hence in deposition, were lower than expected (based on calculated estimates) following the introduction of abatement measures between 1993 and 1997. This could have implications for the efficiency of abatement techniques and to target reductions in emissions set by the Gothenburg Protocol and the EU NECD.

However, there is now evidence that differences between calculated and measured ammonia emissions are not as important as first thought. For example, the years 1996 and 1997 were very dry years (conditions that favour ammonia emission) and so measured ammonia emissions were much higher than those calculated by the model. In contrast, 1998 was a much wetter year and measured emissions were lower than those calculated.

From 1998 to 2000, the ratio between ammonia emissions calculated and measured has been constant, with calculated emissions being always lower than those measured. Studies are going on to improve the model for calculating emissions.

Ammonia emissions have decreased about 32% between 1980 and 2000.

III.2. DENMARK

III.2.1. Background

About 62% of the total land area of Denmark (43080 km²) is used for agriculture and a further 13% for forestry. More than 50% of the agricultural area is used for cereal production with winter wheat being the dominant crop. The number of livestock units is about 2.5 million, 96% of which is cattle and pigs.

The annual production amounts to 20 million pigs, 100 million chickens, 0.7 million slaughtered cattle and calves and 4.7 million tonnes of milk from dairy cattle. The average livestock density is 1.3

livestock units per hectare for cattle and 1.9 for pigs. Livestock density is highest on the sandy soils of mid and western Jutland.

The main trend in Danish agriculture in the past 15-20 years has been growing concern for the environment and the quality of the products. Organic farming receives much attention and financial support in Denmark and currently occupies 6.7% of the total agricultural land.

Agriculture accounts for about 98% of the total ammonia emission for Denmark, the estimates in Table 10. indicating that manures account for over 70% although these are not evenly distributed over the country.

Source of emission	1996	1999	2003
Livestock housing	29.3	26.6	26.6
Manure stores	16.2	10.9	7.9
Spreading manures on land	22.5	18.8	15.2
Grazing	2.2	2.2	2.1
Mineral fertilisers	6.5	5.7	3.8
Ammonia treatment of straw	4.2	1.7	1.6
Growing crops	11.7	11.2	10.8
Sewage sludge	0.1	0.1	0.1
Total	92.7	77.2	68.2

Table 10. Agricultural sources of ammonia emission (kt N) in Denmark in 1996, 1999 and in 2003 assuming full implementation of Action Plan 2 and expected developments in livestock housing and manure application practice.

Denmark is a net exporter of ammonia with only about 30% of ammonia emitted from within the country being deposited on its' own territories.

III.2.2. Targets for reduction of ammonia emissions under international agreements

The reduction target for Denmark in the UN/ECE Gothenburg Protocol and the EU National Emissions Ceilings Directive is 69 kilotonnes NH₃ per year as compared with a 1990 baseline emission of 122 kilotonnes NH₃ (-43%).

The country is a signatory to the Gothenburg Protocol of the UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution and the EU National Emissions Ceilings Directive. Denmark is also committed to the EU Habitat Directive (92/43/EEC) that aims to protect

internationally designated habitats and requires reduction in ammonia emissions to specified areas. These include raised bogs, Atlantic heath with lichens, dry siliceous grasslands, natural forests and certain lakes that are especially vulnerable to the critical loads for nitrogen being exceeded through deposition. The critical loads for raised bogs, for example, are exceeded throughout Denmark.

At the national level in Denmark, the Protection of Nature Act aims to ensure the protection of a number of natural habitats that have been on the decline for some time. It is recognised that ammonia deposition poses a specific threat to certain Danish habitats. Deposition of ammonia is particularly great on the edges of forests. It is estimated that the critical load for eutrophication has been exceeded on 51 and 81%, respectively, of the area covered by oak and pine forests. The corresponding figures for acidification are 47 and 38%.

The indirect effects on the aquatic environment, through leaching of excess nitrogen as nitrates, are also of concern.

III.2.3. Environmental policy implemented before the Gothenburg Protocol

➤ Action Plans 1 and 2 on the Aquatic Environment

Concern for the environment, especially for the quality of surface and ground waters, led to the introduction of Action Plan 1 on the Aquatic Environment by the government in 1987 and to new initiatives in Action Plan 2 in 1998.

These government action plans do not focus directly on the reduction of ammonia emissions but on the improved management of N and P in agriculture, forestry and horticulture. Improving the utilisation of N and reducing excesses will, however, lead indirectly to some reduction in ammonia emissions. Some of the measures included in Action Plan 2 give a direct effect on ammonia emissions.

Action Plan 1 was implemented in 1987 to address concern about the increasing number of incidents of oxygen depletion in lakes, rivers and coastal waters which was at least in part due to substantial leaching losses (more than 70 kg/ N) from Danish farms. Following the introduction of the EU Nitrate Directive in 1991, the whole country was designated as a Nitrate Vulnerable Zone. It was considered that Action Plan 1 was insufficient to

meet the goals of the Nitrate Directive so the Ministry of Environment and Energy and the Ministry of Foods, Agriculture and Fisheries established Action Plan 2 in 1998. This comprised new initiatives and more stringent regulations concerning stricter rules regarding N use, catch crops, establishment of riparian zones, particularly sensitive areas, organic farming and the more efficient use of fodder.

Both plans encompass several laws and a large number of ministerial orders.

The use of N in agriculture is specifically addressed in a ministerial order and administered by the Danish Plant Directorate. Although the legislation concerns the use of N (e.g. to minimise N in groundwater and ammonia deposition), guidelines on the use of P are also given.

In general, under the plans, farmers are required to calculate annually the amount of N that can be used on the farm (the farm quota). This is based on N-norms (i.e. application rates in kg N/ha) for specific crops that vary with soil type, preceding crop, rainfall etc. The quota has to be met by adjusting the amounts of mineral fertiliser and manure used on the farm. For the latter, minimum standard values have to be used for N content in the calculations.

Farmers submit a declaration about the quota and N use for his farm each year to the Danish Plant Directorate. Excessive use of N is regarded as a violation that may be prosecuted in the civil courts. Evaluation of the scheme in 2000 indicated that the goal for reduction in N leaching will not be met by 2003 so further action could be necessary.

Codes of Good Agricultural Practice and other advisory literature support the plans for farmers.

- Rules regarding N use in agriculture

- 1) Registration with Plant Directorate. This is compulsory for all farmers who are entitled to purchase fertiliser without tax and who manage high densities of livestock or receive more than a specific quantity of manure.
- 2) Reporting to Plant Directorate. Registered farmers are required to submit a written plan by 1 September each year describing crops to be grown and the areas. By the end of March, farmers must submit details of the maximum permissible amounts of N for the farm (the N quota) and the amount of N in manures to be used. By the following March he

must report on the previous growing season, stating the actual use of N and the seasons' quota for the farm.

3) Calculation of farm N quota. N-norms, or application rates, are used in calculating the farm quota for mineral fertiliser. These are based predominantly on the specific crop and may be below the economically optimum. For each crop they are adjusted to take into account soil type, residual effects of a previous crop, irrigation and meteorological data. They may also be adjusted upwards if the farmer can supply evidence for crop yields that are higher than the standard. For manures, standard values for N content for different classes of stock must be used together with adjustments for the amounts of N available for utilisation by crops in both the current and following (residual effect) season. (See Table 11.)

Manure type	Current year	Following year	Current year	Following year
	1998/1999		1999/2000	
Cattle slurry	50	10	55	10
Pig slurry	55	10	60	10
Deep litter	20	15	25	15
Other	45	10	50	10

Table 11. Compulsory utilisation percentages of manure N used in calculation of farm N quotas

4) Green crops and catch crops. These provide a means of removing some of the surplus N remaining in the soil in the autumn so reducing the potential for nitrate leaching. A wide range of crops is permissible as green crops but these must cover at least 65% of the arable and fallow land on the farm and not be ploughed into the soil prior to 20th October. Catch crops are limited to crops that are particularly efficient at removing N. They must not be ploughed in before 20th October and must be followed by a spring-sown crop. N fertiliser application rates are reduced for the spring sown crop.

5) Storage of manures. The storage capacity must be sufficient to avoid the need to spread on to land during closed periods. Thus, the store must be large enough to store manure for a minimum of 6 months, preferably 9 months. Farmers with inadequate storage capacity can make an agreement with another farmer to store or purchase the surplus manure.

There are also regulations concerning the covering of manure stores outlined in the Action Plan on ammonia emissions.

6) Spreading manure on land. Spreading slurry and liquid manures is not allowed between harvest and 1st February. There are some exceptions. Slurry can be applied from harvest to 1st October on grassland and on land sown to winter rape. Solid manures can be applied from harvest to 20th October if followed by a winter crop. There are also rules concerning incorporation of manures into the soil included in the ammonia Action Plan.

7) Violation of rules. Farmers who fail to submit N accounts or exceed limits on N use receive written warnings and may be fined. Such fines have created much debate in Denmark and raised awareness of the consequences of excessive N use.

It is interesting to note that, in 1998/1999, 96% of farmers use less N per hectare than they were allowed and 20% 40kg/ha than their N quota.

III.2.4. Ammonia abatement policy in Denmark

It is considered that the implementation of Action Plan 2 on the Aquatic Environment will result in reduction in ammonia emissions but that this will be insufficient to meet Denmark's` national and international commitments. It was decided that the Ministry for Environment and Energy and the Ministry for Foods, Agriculture and Fisheries should draw up a specific action plan to reduce ammonia emissions from agriculture.

➤ Action Plan for Reducing Ammonia Emissions from Agriculture

The aim of this plan is to help reduce nitrogen losses to the Danish aquatic environment and to protect vulnerable natural habitats and species. At the same time, it is intended that the plan will ensure that Denmark meets its` obligations under international agreements and directives.

The Plan forms part of the agreement reached by the Danish government in 1998 concerning the Action Plan 2 on the Aquatic Environment. It arises from a series of detailed, scientific reports commissioned by the Ministry of Environment and Energy and the Ministry for Foods, Agriculture and Fisheries from the National

Environmental Research Institute and the Danish Institute of Agricultural Sciences.

Report 1 : Agricultural emissions of ammonia: status and sources.

Report 2 : Technological possibilities for reducing ammonia volatilisation from agriculture.

Report 3 : Nature and environmental effects of ammonia.

Report 4 : Economic assessment of measures to reduce ammonia volatilisation from agriculture.

A committee (the Wilhelm Committee) has the task of preparing a report to serve as an action plan on biodiversity and nature protection. The government will prepare a national plan on these aspects when the report has been presented. This is likely to effect decisions on the location, establishment and expansion of livestock holdings in the vicinity of vulnerable natural habitats.

- Measures to reduce ammonia emissions

1) Livestock housing

Livestock housing accounted for 46% of total agricultural emissions in 1999 increasing to 50% on implementation of Action Plan 2 due to decreases in emissions from other sources. There is a range of technical measures available for reducing emissions from housing but it is recognised that :

- many are easier and cheaper to implement on new or renovated rather than existing houses and,
- there may be conflict with animal welfare issues. More research is to be undertaken on the latter.

It is proposed that technical measures be implemented through:

- ✓ an information campaign focussing on the important role that farm management can play in reducing emissions (e.g. frequent removal of manure from houses) ;
- ✓ taking reduction in ammonia emission into account when calculating the N content of manure ex store ;

- ✓ ensuring that application for investment projects under the scheme for Investments in Agriculture include measures to reduce ammonia emissions. This government scheme provides support to improve existing houses and new so long as the old is no longer used. The scheme is revised annually so this measure could come into effect this year.

Fur animals (Mink)

It is estimated that current management practices result in the loss of 75% of the N in manure including 3.5 kt NH₃ per year. It is thought that installing gutters under the cages to collect manure and emptying them weekly into a properly designed store could significantly reduce this.

It is proposed to:

- ✓ introduce requirements for the collection, removal and storage of manure from 2004 ;
- ✓ take reduction in ammonia emission into account when calculating the N content of manures ex store.

2) Manure storage

Slurry and liquid manure.

There is legislation (the Statutory Order on Livestock Manure) that requires slurry and liquid manure stores to have a tightly fitting floating layer or be fitted with some other form of tightly fitting cover. However, surveys over the past 2-3 years indicate that there are problems with compliance, especially by pig farms. Less than 50% complied with the Statutory Order on the establishment of a tightly fitting cover and covers were completely lacking on 10%. The situation was better, but still with room for improvement, on mixed farms and cattle farms. The surveys indicated that there were technical difficulties in maintaining a suitable floating layer on pig slurry. Lightweight expanded aggregate, floating membranes or tent-like structures are possible alternatives.

Due to the lack of compliance with the legislation already in force, it is proposed to introduce more stringent requirements :

- ✓ From August 2001, floating membranes or tent structures to be required on slurry containers on all livestock holdings. Exemptions from his requirement can be obtained through participation in an “in-house” scheme to document the presence of a sufficiently well sealed floating layer. If this proves to be inadequate, the farmer has to fit a fixed cover. The exemption scheme requires that the farmer keeps a detailed record of the condition and management of the floating layer and be subject to annual inspection and reporting to the municipal authority. The scheme is not available to all farmers e.g. those that construct new stores in the vicinity of a vulnerable habitat must fit a fixed cover.
- ✓ The government will review compliance with the regulations in 2003 and, if this is unsatisfactory, the exemption provision will be phased out over three years.
- ✓ Reduction in ammonia emission will be taken into account when calculating the N content of manures ex store.

Solid manure

Current legislation does not require covers on solid manures. It is proposed to:

- ✓ require solid manures in stores that are not in daily use to be covered with a mat of stable, composted manure or airtight material immediately after storage from August 2001 ;
- ✓ the reduction in ammonia emission to be taken into account when calculating the N content of manures ex store.

3) Application to land

It is proposed to:

- ✓ ban the surface spreading of slurry and liquid manures from August 2002 ;
- ✓ require that manures (solid manures) do not remain on the ground surface (i.e. are incorporated) for more than 6 hours after spreading. The current limit is 12 hours.

4) Ammonia treatment of straw

This is currently used to improve the digestibility of straw and to improve the conservation of wet straw. It is estimated that 65% of the ammonia used is lost from the process to the atmosphere.

It is, therefore, proposed to:

✓ ban ammonia treatment of straw from August 2004. It will be possible to obtain exemption at a general and regional level to treat straw in very wet harvest years through approved advisors.

- Effects of measures on ammonia emissions

The potential impact of the proposed measures on ammonia emission from Danish agriculture is summarised in Table 12.

Measure	Estimated annual reduction (kt N)
Optimisation of manure management in cattle, pig and poultry housing	0.5
Optimisation of manure management in housing for fur animals	2.6
Covering manure stores	1.7
Banning surface application of manures	3.4
Banning ammonia treatment of straw	1.2 - 1.4
Total	9.4 - 9.6

Table 12. Estimated effects of proposed measures on ammonia emissions.

It is proposed that measures for housing will be introduced in phase with the expected renovation of farm buildings so will not be achieved till 2010. Other measures will be implemented by 2004.

Full implementation of the plan will lead to an increase in the N content of manures and give greater potential for utilising these materials for crop production. It is, for example, estimated that the N content of manures leaving the store will increase by about 3.9% and 7.0% for deep litter.

It is estimated that full implementation of measures contained in the Action Plan for Reducing Ammonia Volatilisation from Agriculture,

as outlined below, will reduce emissions by about 9 kt N although there is clearly considerable uncertainty in this figure. Furthermore, emissions from ammonia treatment of straw and from growing crops are not included in the agreed limits. Thus, it is considered that the emission targets will be met as illustrated in Table 13.

Gothenburg Protocol and EU NEC Directive	Full implementation of Action Plan 2 including Ammonia Action Plan
69.0 kt NH ₃	68.2 kt N
	less 1.6 kt from ammonia treatment of straw less 10.8 kt from growing crops
= 55.6 kt N	= 55.8 kt N

Table 13. Ammonia emission target and predicted emission following implementation of Action Plan 2.

III.3. THE UNITED KINGDOM

III.3.1. Background

The United Kingdom comprises England, Wales, Scotland and Northern Ireland and has an area of 24 million hectares. In general, the UK comprises more sparsely populated highlands to the North and West and densely populated lowlands in the South and East. Soils are very variable. The agricultural industry is now administered and legislated by the Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Agriculture is practised on about 18 million hectares that includes about 4.5 million hectares of arable crops (mainly cereals), the remainder being mostly grassland. Most of the livestock production, especially cattle and sheep, occurs in the wetter west whilst arable cropping occurs in the drier east of the country. In 2001, there were 10602 thousand cattle in the UK including 2251 thousand dairy cows and 1708 thousand beef. There were also 5845 thousand pigs, 163875 thousand fowl and 36716 thousand sheep and lambs. Organic farming is increasing with almost 300 thousand hectares converted or in conversion in 1999.

Ammonia emissions in the UK

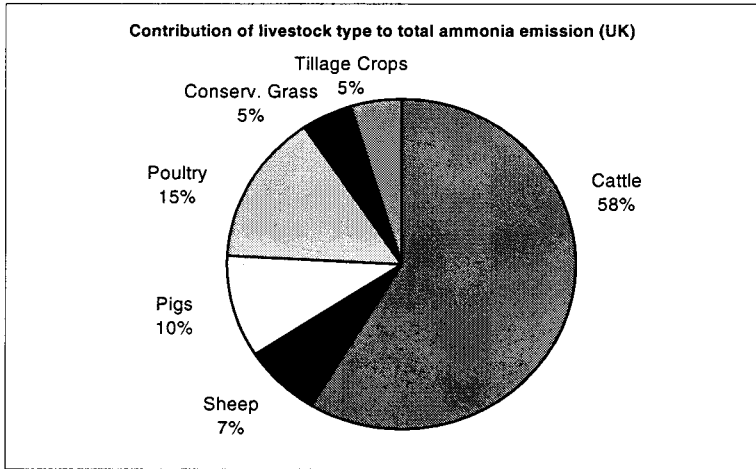
Estimates of ammonia emission in the UK are calculated annually using an EXCEL spreadsheet for submission to EMEP in December of each year. The spreadsheet contains ammonia emission factors for all the major agricultural sources of emission based, wherever possible, on measurements of emission undertaken under UK conditions. In addition, the spreadsheet contains activity data including numbers of farm animals, fertiliser use, amounts and nitrogen content of manures produced by housed livestock and results of survey data on types and numbers of animal buildings, manure stores etc in the UK. Emission factors and activity data are updated each year to take into account new, updated and revised information.

In recent years, emissions from non-agricultural sources have been included based on estimates made from data and information in the literature. A new computer model (NARSES) is currently under development to estimate emissions at the national, regional and farm level and to allow the cost and effectiveness of abatement measures to be assessed.

The interim estimate of total ammonia emission from UK sources for the year 1999 is 330.2kt nitrogen (N). This comprises 272.6kt N (83%) from agricultural sources and 57.6 kt N (17%) from non-agricultural sources. The contributions to agricultural sources are given in Fig. 7.

The main contributors to the non-agricultural sources are road transport (22%), horses (19%), industrial processes (12%) domestic pets (9%), wild animals and seabirds (9%), sewage sludge (8%) and landfill (7%).

a) livestock type



b) farm management

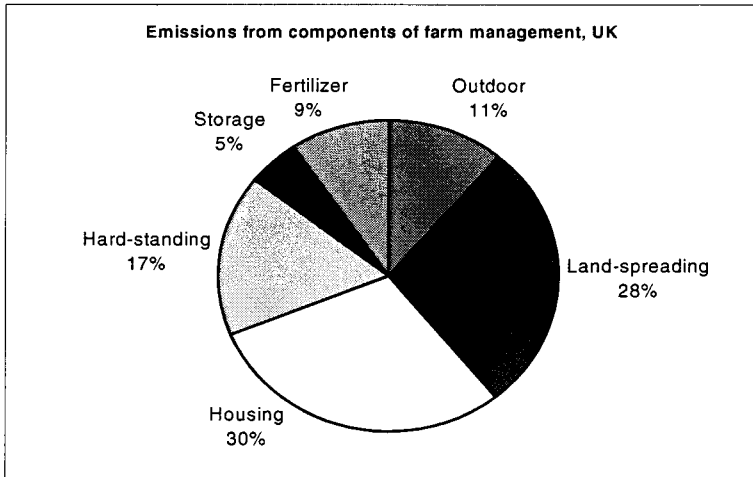


Fig. 7. Contributions to agricultural sources of ammonia emission in the UK, 1999

Data presented above illustrate that, in common with other European countries, livestock manures are the largest source of ammonia

emission in the UK. Large emissions arise from manure in livestock buildings, in stores and from spreading on the land.

Although there has been a downward trend in agricultural emissions since 1990, there was a large increase between 1998 and 1999 of 43kt N. This was due to the inclusion in 1999 of new data on emissions from hardstandings. Hardstandings are outdoor, often concreted areas, around buildings that are used for collecting, gathering or feeding animals. Although often not in constant use, such areas may be dirtied with faeces and urine by animals (especially cattle) at high stocking densities so represent large sources of ammonia emission.

There are uncertainties in all estimates of national ammonia emissions. This arises from error associated with emission factors and activity data. For the UK, the uncertainty of the total emission is estimated to be +/- 25%. Furthermore, there is some discrepancy between the national emission estimate outlined above and that needed to balance the atmospheric budget for ammonia. The budget is based on measurements of atmospheric concentrations and deposition of ammonia and mathematical modelling. These studies suggest that total emission may be underestimated.

III.3.2. Targets for reduction of ammonia emissions under international agreements

The reduction target for the UK in the UN/ECE Gothenburg Protocol and the EU National Emissions Ceilings Directive is 296 kilotonnes NH₃ per year as compared with a 1990 baseline emission of 333 kilotonnes NH₃ (-11%).

III.3.3. Ammonia abatement policy in the UK

Because of the overwhelming importance of farm animal sources, DEFRA takes the prime responsibility for ammonia emissions. Over the past 10-20 years, strong links have been maintained between science, policy and regulation. Scientific research has been commissioned primarily to support policy objectives that in turn have

been mediated by research findings. Policy has been implemented through regulation that, in the UK, continues to be based largely on voluntary action wherever possible. Thus, during the 1980s and 1990s, there was policy interest in encouraging the utilisation of N (and other plant nutrients) contained in animal manures and in the effects of ammonia emission in decreasing their value as fertilisers. The implications of the EU Nitrate Directive featured largely at this time in policy, research and regulation. More recently there has been rapid development of policy for the reduction of ammonia emissions and increase in research funding. The latter enabled the construction of a detailed ammonia emission inventory, the effects to be quantified and a target reduction in emission to be agreed. The costs, effectiveness and practicality of methods for reducing emissions from UK agriculture continue to receive attention. Current research funded by DEFRA includes the development of computer models to aid prediction and understanding of emissions, field plot and commercial farm scale evaluation and development of abatement techniques for manures and experimental system studies encompassing emissions from animal buildings, manure storage and spreading on land. There is also research on transport and deposition of ammonia and on the impacts on the environment.

Option for reducing emissions

The data presented above illustrate that, in common with other European countries, livestock manures are the largest source of ammonia emission in the UK. Large emissions arise from manure in livestock buildings, in stores and from spreading on the land. Since it is often costly to abate emissions from existing buildings, the focus continues to be on reduction of emissions from storing and spreading manures. The most cost effective and widely applicable options are:

- The use of band spreaders or injectors for applying slurry to land.
- Incorporation of solid manures (e.g. farm yard manure and broiler litter) into the soil (preferably by ploughing) within 24 hours of spreading.
- Covering slurry stores where suitable methods exist (e.g. for above ground tanks).

It is recognised that changing to “low emission” techniques for manure application and covering stores would significantly increase the costs of manure management. There may also be practical difficulties in employing abatement techniques on commercial farms. To address these potential problems, a DEFRA funded project (currently in its` third year) is assessing the advantages and disadvantages of employing low emission manure application machinery and covers on slurry stores on a range of commercial cattle, pig and poultry farms.

Policy instruments

One of the objectives of the DEFRA is *to sustain and enhance the rural and marine environment and public enjoyment of the amenities they provide and to promote forestry*. It is accepted that specific controls over nitrogen losses, including ammonia, are required to fulfil this objective and to meet international obligations. DEFRA also recognises the need to maintain a *sustainable* agricultural industry. Hence the emphasis is on practical, cost-effective control measures and voluntary rather than mandatory controls wherever possible, particularly under the currently poor economic climate in farming. This viewpoint was reinforced in the *Action Plan for Farming* issued by the Prime Minister in June 2000.

Policy instruments relevant to reducing ammonia emissions include the following:

- *Code of Agricultural Practice for the Protection of Air (The Air Code)*

This Code was reprinted in 1998 and is available free of charge. It is a voluntary code and contains advice on practices for reducing air pollution from odours, ammonia, smoke and greenhouse gases. It briefly outlines the techniques available for reducing ammonia emissions from manures

- *The UN/ECE Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone.*

This protocol to the UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution was signed by environmental ministers in

1999 in Gothenburg and aims to reduce emissions of sulphur, nitrogen oxides, volatile organic compounds and NH₃. It is the first time that any international treaty has targeted NH₃ emissions. The Gothenburg Protocol sets reduction targets for each pollutant to be achieved by 2010 and contains a series of measures that, where applicable, countries shall employ to reduce NH₃ emissions from agriculture. This includes the publication and dissemination of a national code of good agricultural practice for the control of ammonia emissions. A "framework code" will be produced by the UN/ECE to assist in this activity. This will outline techniques for reducing emissions of ammonia including livestock feeding strategies, modifying the design and/or management of livestock buildings, covering manure stores, using low emission band spreaders or injectors for applying slurries to land or rapidly incorporating solid manures into the soil and appropriate management of mineral N fertilisers. DEFRA has taken an active role in these negotiations, provided chairmanship of the Working Group on Ammonia Abatement Techniques and editorship of the framework code.

- The EU National Emissions Ceiling Directive (NECD)

This Directive was signed in 2000 and sets similar targets, or ceilings, for emissions of NH₃ and other pollutants to the Gothenburg Protocol. The Department of Environment, Transport and Regions has taken the lead for England and Wales in these negotiations.

- The EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive (IPPC)

The Council of European Union adopted this directive in 1996. It is intended to prevent, reduce and eliminate pollution from industry through the issue of permits specifying operating conditions, emission limits to air, land and water and reporting of annual releases of pollutants. Although agriculture is largely excluded from the directive, it does encompass large pig and poultry farms that are considered to be industrial installations. The Environment Agency is responsible for the issue of permits to these farms in England and Wales. It is intended that the Directive will be fully implemented to include new and existing farms by 2007. Farmers will be required to employ "best available techniques" to limit NH₃ emissions and to report on emissions from their farms based on Guidance Notes published by the Agency that will levy a charge for inspection and the issue of a permit.

The reduction target or ceiling for ammonia emission for the UK is 297kt NH₃-N to be achieved by 2010. This applies to the UN/ECE Gothenburg Protocol and the NECD. Model estimates indicate that this will be achieved through the expected reduction in the numbers of farm animals without the need to introduce mandatory abatement measures. However, the inclusion of additional emissions from hardstandings and non-agricultural sources indicates that the target may not be achieved.

Policymakers are aware of potential conflict between ammonia abatement and the EU Nitrate Directive. This is particularly relevant to the deployment of ammonia abatement techniques on farms affected by IPPC and located within Nitrate Vulnerable Zones. Ploughing in manures in the autumn to reduce ammonia emissions, for example, may lead to an increase in the potential for nitrate leaching.

Advice to farmers

There is no specific publication providing advice to farmers on the control of ammonia emissions. A leaflet (entitled "*What's all this about ammonia?*") has been published and distributed to increase farmers' awareness of the problem and possible consequences. General information on ammonia abatement is available as follows:

The Air Code.

See above.

Fertiliser Recommendations for Agricultural and Horticultural Crops (RB 209)

Published by DEFRA, this book was extensively revised in 2000 and includes a chapter on utilisation of organic manures that summarises the benefits of reducing N loss through ammonia emission.

Managing Livestock Manures Booklets 1,2 and 3

The production of the three booklets in this series by three research organisations was funded by DEFRA. They provide practical advice on utilising manures on arable land (booklet 1), grassland (booklet 2) and on spreading manures (booklet 3). Together they outline the advantages of avoiding ammonia loss and describe methods and machinery for achieving this.

MANNER

This is a computer model that enables farmers and others to predict the plant available N content of manures, taking into account estimates of N lost as ammonia.

Nutrient Demonstration Farms

This is a DEFRA funded project being undertaken by ADAS. Methods, including ammonia abatement techniques, have been introduced on a series of contrasting commercial farms. The farms, and data collected from them, form the basis of advisory events, reports and demonstrations.

Conclusions

DEFRA aims to reduce ammonia emissions from agriculture primarily through implementation of the UN/ECE Gothenburg Protocol and the EU NECD. Policy has been supported by a considerable amount of research aimed at quantifying the sources, extent and effects of ammonia emission and at developing abatement techniques applicable to UK farming. Current estimates indicate that reduction targets will be met through the expected reductions in farm animal numbers without the need to introduce mandatory abatement measures. This may change in the light of new measurements and findings. Reducing ammonia emission is encouraged since it represents a large source of inefficiency in the use of N for crop production. A new strategy document on ammonia will be published by DEFRA later this year. A booklet summarising the research and development undertaken in the UK over the past 10 years on ammonia emission, transport and deposition is also nearing publication. Major new initiatives are currently being planned by DEFRA on technology transfer to inform and advise farmers about environment issues including ammonia emissions.

III.4. SWEDEN

III.4.1. Background

Sweden covers an area of 449,964 km² and is divided into three regions : Götaland in the South, Svealand in the middle and Norrland in the North. The total area of arable land is 2,78 million ha, mostly concentrated in Southern Sweden, while most of the animal production is concentrated in Götaland.

In 1998, Swedish agriculture produced 1.7 million cattle out of which 449,000 were dairy cows, 260,000 sows, 3.9 million fattening pigs and 64 million poultry.

In 2001, organic farming covered 10% of the total agricultural area and is currently increasing.

Approximately 90% of the ammonia emission in Sweden originate from agriculture with animal production being the major contributor.

III.4.2. Targets for reduction of ammonia emissions under international agreements

Sweden has agreed to a 7% reduction in 1990 ammonia emissions under the UN/ECE Gothenburg Protocol. This corresponds to a limit of 57 kt NH₃ to be achieved by 2010. The same target was accepted under the EU NECD.

III.4.3. Ammonia abatement policy in Sweden

In Sweden, there has been legislation to prevent ammonia emission since 1993. The legislation includes regulation on the storage and spreading of slurry and urine. There is, so far, no legislation in this respect concerning the nitrogen-content in feed-stuff or on manure handling in animal housing. The legislation takes regional differences into consideration with greater restrictions concerning farming in the south of Sweden.

➤ Manure storage

Increased requirements on manure storage capacity exist for all farms with more than 10 animal units in a specified pollution sensitive area comprising southern Sweden and a 20 km wide strip of coastal zone from the Norwegian border to Stockholm county. In this area, storage facilities must be of a size corresponding to the manure production during 8 months for cattle, horses, sheep or goats and 10 months for other animals. These requirements also apply to farms with more than 100 animal units in the rest of Sweden.

Manure storage on smaller farms in this part of the country must be large enough to avoid spreading on the land at unsuitable times of the year.

Since 1997, for farms with more than 10 animal units located in Götaland and in the plains of Svealand, slurry and urine tanks have to be covered to reduce ammonia emissions during storage, and filling must take place beneath the covering. The best way to prevent ammonia emissions from the pits is by a tight-fitting lid or a roof. Light expanded clay aggregates (LECA), straw, peat, plastic foil or other coverings may also effectively reduce ammonia emissions. The farmer is free to choose the covering method providing this is effective.

➤ Manure application to land

Swedish regulation lays down rules on stocking density, i.e. the maximum number of animals permitted per hectare of land that is available for the spreading of manure. The regulation applies to farms that keep more than 10 livestock units. The regulation is intended to avoid excessively high rates of manure application that could result in losses of nutrients to surface and ground waters.

Since January 1999, it has been prohibited to apply manure and other organic fertilisers in the previously mentioned pollution sensitive area from the 1st December – 28th February and commercial fertilisers containing nitrogen from the 1st November to 15th February unless they are incorporated into the soil the same day. Fertilisers may not be spread on water-saturated or flooded ground, neither on frozen or snow-covered ground.

During the period of 1 August – 30 November, manure and other organic fertilisers may only be spread in growing crops or before autumn

sowing. Fertilizers application must be matched to the nitrogen requirement of the crop. The nitrogen tax is 0.19 Euro per kg nitrogen spread in excess.

Since 1996, all kinds of manure and urine must be incorporated within 4 hours after land application to reduce ammonia emissions after spreading on bare soils. This applies to the three counties in southern Sweden. From 1998, slurry must be spread with techniques that efficiently reduce ammonia losses when applied to growing crops. Examples of techniques are : band spreading, injection, broadcast spreading of slurry diluted with at least 50% water and broadcasting followed by irrigation with at least 10 mm water within 4 hours.

A new national project has just been launched to show an efficient and innovative way to reduce ammonia leakage on dairy farms. There is also a need for a method to test the effects of additives to manure.

III.5. GERMANY

III.5.1. Background

The overall agricultural area in Germany is about 54% of the total country area (356 947 km²). Winter wheat (2.7 million ha) and barley (1.4 million ha) are the most important cereals. The total grassland area amounts to 5.2 million ha.

Germany is an intensive livestock producing country with 24.2 million pigs, 20.9 million cattle, and 97.2 million poultry in 1997, mostly centered in the Northwest of Germany whereas most arable farms can be found in the New Länder. The importance of organic farming has increased steadily over the past years but the area is only 2.4% of the overall agricultural area.

Animal production accounts for 90% of ammonia emissions with 70% of this arising from cattle farming.

III.5.2. Targets for reduction of ammonia emissions under international agreements

Germany has agreed to a 28% reduction in 1990 ammonia emissions under the UN/ECE Gothenburg Protocol. This corresponds to a limit of 550 kt NH₃ to be achieved by 2010 compared to a ceiling of 413 kt NH₃ to be achieved by 2010 targeted by the EU CNED (-46%).

Ammonia emissions have decreased by 14% in 1997, due to the decline of animal production in the former GDR after the reunion process.

III.5.3. Ammonia abatement policy in Germany

Up to the present, no specific legislation relating directly to ammonia emission abatement has been enforced, but some measures can give a direct effect on ammonia emissions.

➤ Livestock buildings

To meet environmental problems related to livestock farming, the construction, enlargement or substantial alteration and operation of livestock building installations (e.g. housings, manure stores) are subject to licensing. The term "substantial alteration" includes the change of utilisation (e.g. keeping pigs instead of cattle), the change of ventilation or manure removal system (e.g. slurry instead of manure) or any other alteration that might have serious impact on the environment. Depending on the type and number of animals kept, either an approval according to the Federal Building Code by the district authorities or according to the Federal Immission Control Act by the regional authorities or the district authorities is required. The latter is more strict and obligatory for farms with more than e.g. 750 sows and 2,000 fattening pigs. Cattle farms need a license according to the Building Code only irrespective of capacity.

Guidelines prescribe a minimum distance between livestock housing and dwellings or neighbourhood. The minimum distance is based on the number of animal places in the housing.

These measures are not focused directly on ammonia emissions but are aimed at avoiding odour nuisance.

➤ Manure storage

There is only a requirement for covering manure storage with a capacity of more than 2500 m³ according to the Federal Immission Control Act, and a storing capacity of 6 months is prescribed. A smaller capacity is sufficient if slurry is treated (e.g. aerobic treatment by composting, forced drying or anaerobic digestion).

Covers consisting of natural floating crusts, or straw, burnt clay pellets and plastic are used. Usually, natural floating crusts only build up on cattle slurry or on a mixture of cattle and pig slurry. The build-up of a floating crust is encouraged by mixing chopped straw (7 kg/m² surface area) into the slurry. Several investigations revealed, that even with floating covers made of straw, emissions can be reduced up to 90%. For this reason, floating covers made of straw are not only equivalent to closed tanks but also more cost effective. Annual cost are about 30 - 50% lower than for covers made of clay pellets or plastic and 60 - 70% lower than for light construction roofs.

➤ Application of manure to land

The Fertiliser Ordinance (implementation of the EC Nitrate Directive) aims predominantly at the prevention of harmful impacts on surface and ground water but can reduce indirectly ammonia emissions.

General principles of the Fertiliser Ordinance :

- Fertilisers and manure can be applied only when there will be an actual plant need.
- The use of nitrogen containing fertilisers and manure is not allowed on waterlogged, deeply frozen and snow covered soils.

Particular principles for the use of animal manures :

- Ammonia emissions must be avoided. In case of application to bare soils or harvested fields, liquid manure and slurry must be incorporated immediately after spreading. If incorporation isn't possible, the use of a low trajectory application technique (e.g. band spreader or injector) is obligatory.
- Ammonia losses from animal manure following application mustn't exceed 20% of total N applied.

- After harvesting the main crop applied animal manure N to field forage, undersowings, autumn sowings, including catch crops and straw fertilising mustn't exceed 40 kg Ammonium-N or 80 kg total N per ha.
- It is not allowed to apply liquid animal manure between 15 November and 15 January.
- Nitrogen from animal manure mustn't exceed 170 kg N/ha on arable land and 210 kg N/ha on grassland.

With the implementation of the EC Directive on Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), the use of the best available techniques on environmental protection and limiting values for (ammonia) emissions could be required.

Chapter IV : Abatement options for France

IV.1. MARACCAS

The MARACCAS model (Model for the Assessment of Regional Ammonia Cost Curves for Abatement Strategies) was funded by the Department of Environment, Food and Rural Affairs (DERFA) in the UK and developed at Imperial College in 1999 with the collaboration of people in the UK and in Europe. The model was designed to assess the potential for abatement of ammonia emissions in Europe and to quantify the costs involved. Given sufficiently accurate data, this provides a valuable tool for constructing cost-effective ammonia abatement strategies.

IV.1.1. Development of the MARACCAS model

- The development of the MARACCAS model involved :
- Identification and classification of distinct livestock management systems at the various stages of animal housing, waste storage, application to the land, etc.
 - Estimation of ammonia volatilization rates from each of these systems, from a range of published literature and consultation with experts from around Europe.
 - Identification of possible abatement measures and assessment of their efficiency, applicability and cost from literature and consultation.
 - Collection of country-specific data on animal numbers and livestock management systems through an initial questionnaire and continuing consultations. Further data was obtained from existing statistical sources (FAO, 1992; EUROSTAT, 1994).
 - Development and programming of the MARACCAS model itself.
 - Application of the model to assess maximum feasible reductions and various scenarios of interest.

IV.1.2. Emission calculations

The ammonia emission calculations in MARACCAS are based on the concept of the waste management systems as a flow of total ammoniacal nitrogen (TAN). Thus the initial TAN in the waste excreted is gradually depleted by the emission of ammonia at each stage of the management systems, including housing, storage and application to the land. It is, therefore, clear that the amount of emission from the later stages is affected by emission from the earlier ones, since the emission at each stage will determine the throughput of TAN to the next stage in the system. This assumes that conversion of TAN to organic N is negligible on the time scale of N flow relevant to ammonia emissions. Within the model, emissions from each stage are calculated using percentage emission rates chosen to represent typical emissions from each type of housing, storage, etc. In addition, adjustments to emission rates are made according to variations in temperature and in the case of fertiliser, soil types. Thus, the emission from housing type *hl* in country *c* would be given by the equation:

$$E_{(hl,c)} = \frac{V_{(hl,c)}}{100} T_{(c)} N_{(hl,c)} \quad (1)$$

where *E* is the emission of ammonia (kg NH₃-N), *V* the volatilization rate (%), *T* the temperature factor and *N* the mass of TAN (kg).

MARACCAS includes 18 sub-categories of livestock within the five main classes of dairy cows, other cattle, pigs, poultry and sheep & goats. Each stage of the management system is divided into several sub-types, and, within each of these, solid and liquid wastes are differentiated and calculated separately. In addition, emissions from fertiliser application are calculated, based on the system used in the ECETOC study (ECETOC,1994) and miscellaneous minor emissions estimated in the EMEP/CORINAIR inventory are added to the total. Although the calculation of emissions based on N flows has the advantage of enabling the effects of emission, or abatement, at upstream management stages (e.g. housing) on those downstream (e.g. spreading on land), it has the disadvantage of being very dependant on estimates of the amounts of nitrogen excreted by livestock. Comparison of MARACCAS estimations of nitrogen content in waste with those from other sources, such as 1996 IPPC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories and Van der Hoek, 1998, shows a reasonable agreement,

except for the nitrogen content in pullets or broilers manure which is lower for MARACCAS model and for the nitrogen content in turkey manure which is higher for MARACCAS model than for the other estimations (cf. table 14).

Type of animals	Nitrogen excretion (kg N/animal/yr.)		
	IPPC, 1996	Van der Hoek, 1998	MARACCAS
Dairy cattle	100	100	106
Dairy youngstock < 1 yr.	/	/	30
Dairy youngstock 1-2 yr.	/	/	45
Dairy youngstock > 2 yr.	/	/	70
Non dairy cattle	70	50	70
Beef cattle < 1 yr.	/	/	33
Beef cattle 1-2 yr.	/	46	50
Fattening pigs	20	11	13.75
Sows	20	11	35.8
Laying hens	0.6	0.5	0.71
Pullets	0.6	0.5	0.28
Broilers	0.6	0.5	0.27
Turkeys	0.6	0.5	1.9
Ducks (+ other poultry)	0.6	0.5	0.4
Ewes	20	10	10.4
Lambs	/	/	1.5
Goats	25	9	10.4
Kids	/	/	1.5

Table 14. Comparison of estimations of nitrogen content in animal excretions.

IV.1.3. Emission abatement

Given the N flow model of the waste management system described above, abatement of emissions at one stage may affect emission from another. The result of this is that the cost-effectiveness of each measure is dependent on the precise combination of other measures (or lack of them) implemented. Specific abatement measures at each stage of the waste management system are determined for each class of livestock. These abatement techniques include those applicable to livestock buildings (e.g. floor design, ventilation, flushing...), manure storage (e.g. covering tanks) and for spreading (e.g. the utilisation of low emission techniques). The model is also capable of evaluating the cost-effectiveness of substituting urea by ammonium nitrate.

The efficacy of an abatement measure depends on three factors; efficiency, applicability and cost. *Efficiency*, expressed as a percentage reduction of unabated emissions describes by how much the emission rate from a particular source is reduced by implementation of the measure; *Applicability*, also expressed as a percentage, defines the proportion of cases within a country where the measure could be applied in practice. *Cost* refers to a unitary measure of the cost of implementation, usually per head of stock or unit of waste volume. Implementation of an abatement measure f to the process described in equation (1) would thus give the following equation :

$$E_{(c,h,l,f)} = \left(\frac{V_{(c,h,l)}}{100} T_{(c)} N_{(c,h,l)} \right) \left[\left(\frac{100 - A_{(c,h,l,f)}}{100} \right) + \left[\frac{A_{(c,h,l,f)}}{100} \left(\frac{100 - F_{(f)}}{100} \right) \right] \right] \quad (2)$$

where E , V , T and N are defined as before and A is the applicability of measure (%) and F the efficiency of measure (%).

The abatement measure efficiencies used in MARACCAS were defined by consultation with a range of European experts and officially approved by the UN ECE Working Group on Technology in the Hague in 1995. In general, the values used are more conservative than those cited by the early research, which was based on limited experiments under the specific conditions of a few countries, such as the Netherlands and Denmark. This follows longer-term results from the UK which confirm that in more practical circumstances on commercial farms the emission reductions achieved will be lower and more variable than the reductions determined under carefully controlled experimental conditions. In recognition of the range of research results and the uncertainties inherent in selecting specific values, a range of values has also been assigned for each measure.

All the abatement techniques concerning waste management used in the model are noted in table 15 depending on the type of animal, on their efficiency, applicability and unit cost.

Stage of waste management		Abatement measure	Type of animals	Efficiency (F) (%)	Applicability (A) (%)	Unit cost (Euro/m ³) or (Euro/head)
B U I L D I N G		Scraper/sprinkler system	Cattle	35	75	3.9
		Aerated slurry flushing	Pigs	30	100	3.9
		Conversion to metal grid	Pigs	10	100	4.9
		Reduction in slatted area	Pigs	20	0	3.1
		Biofiltration	Pigs	30	100	31.2 or 23.4 *
		Extra ventilation	Poultry	30	100	0.8
		Manure belt forced drying	Poultry	50	100	1.6
S T O R A G E		Floating cover on slurry tank	Cattle, pigs	60	100	1.4
		Floating cover on lagoon	Cattle, pigs	60	100	1.9
		Rigid cover on slurry tank	Cattle, pigs	80	100	1.7
		Lagoon replacement with covered tank	Cattle, pigs	85	100	15.6
A P P L I C A T I O N	S L U R R Y	Closed slot injection on grass	Cattle, pigs	80	50	2
		Closed slot injection on arable	Cattle, pigs	80	90	2
		Open slot injection on grass	Cattle, pigs	60	70	2
		Open slot injection on arable	Cattle, pigs	60	90	2
		Trailing shoe on grass	Cattle, pigs	40	70	1.3
		Trailing shoe on arable	Cattle, pigs	40	95	1.3
		Trailing hose on grass	Cattle, pigs	10	70	0.69
		Trailing hose on arable	Cattle, pigs	30	95	0.69
		Incorporation within 4 hours	Cattle, pigs	40	90	0.67
	M A N U R E	Incorporation within 4 hours	Cattle, pigs, sheep & goats	50	90	1.1
		Incorporation within 4 hours	Poultry	50	90	3.9
		Incorporation within 24 hours	Cattle, pigs, sheep & goats	20	90	0.9
		Incorporation within 24 hours	Poultry	20	90	3.1

Table 15. Abatement techniques of MARACCAS model depending on the type of animals, the efficiency, the applicability and the unit cost of the method.

* The cost depends on the type of waste : biofiltration is more expensive in slatted floor housing than in solid waste housing.

Data for each European country is saved in the model, concerning livestock population, type of housing and excretion (manure or slurry), the proportion of ventilated places, of covered tanks... This data is relevant for the year 1990 but each parameter can be updated manually to determine which combination of measures is the most likely to provide a significant emission reduction at a rate very close to the economically optimal strategies for each country.

Furthermore, the choice of the priority order for abatement techniques can be modified according to cost-effectiveness, potential abatement (e.g. the maximum feasible reduction), cost...

IV.2. MARACCAS run for France

IV.2.1. Estimations of ammonia emissions for France

➤ Ammonia emissions from livestock

Data concerning the farm livestock numbers for France has been updated according to the most recent data for France (AGRESTE, 2000). The annual N excretion (kg/head) has also been modified for poultry and sheep & goats as the ammonia emissions from these animals were quite low in the model compared to the ammonia emission inventory for France (CITEPA, 2000). The ammonia emission rates, expressed as a percentage of TAN have not been modified. The updated values are listed in table 16 as well as ammonia emissions calculated by the model compared to those given in CITEPA, 2000.

Type of animals	Population (AGRESTE,2000)	Annual N excretion (kg/head)	NH ₃ -N emission (kt) MARACCAS	NH ₃ -N emission (kt) CITEPA,2000
Dairy cows in milk	4 193 266	106	167.42	102.80
Dairy youngstock < 1yr	2 446 071	30		
Dairy youngstock 1-2 yr.	1 762 887	45		
Dairy youngstock > 2 yr.	1 193 633	70		
Beef cattle < 1 yr.	2 876 083	33	146.23	197.55
Beef cattle 1-2 yr.	2 069 477	50		
Beef cattle > 2 yr.	5 716 380	70		

Sows	1 416 061	35.8	17.37	20.26
Fattening pigs	8 027 028	13.75	36.70	31.17
Laying hens	55 742 180	0.71	18.32	26.44
Pullets	21 326 895	0.6	61.98	105.66
Broilers	126 296 895	0.71		
Turkeys	38 110 298	1.9		
Ducks (+ other poultry)	48 012 489	0.6		
Ewes	9 416 241	20	11.73	12.31
Lambs	12 731 650	1.5		
Goats	1 201 937	20		
Kids	1 426 000	1.5		
		TOTAL	459.75	496.19

Table 16. Comparison of ammonia emissions issued from livestock in France in 2000 calculated by MARACCAS or by CITEPA, 2000.

Ammonia emissions from farms vary with the way in which livestock (e.g. housing design, diet, use of straw bedding etc.) and their manures (e.g. type of storage, spreading time and method etc.) are managed. Some differences in emission estimates are to be expected due not only to differences in the methods of calculation but also due to different assumptions about livestock and manure management practices in France. Currently, it is difficult to reconcile these differences because there is a lack of detailed information on the numbers of livestock and amounts of manure that are managed in different ways. Furthermore, all ammonia emission inventories are associated with a degree of error because of the large uncertainties within the data used in the estimations. However, except for ammonia emissions from poultry, ammonia emissions calculated in table 3 are not so different between MARACCAS and CITEPA. The MARACCAS model is a useful tool for evaluating ammonia emissions from livestock. Horses are not considered in MARACCAS model, CITEPA, 2000 estimates that 2.10 kt NH₃-N are issued from these animals.

➤ Ammonia emissions from nitrogen fertilisers and other sources

Data concerning mineral fertilisers, including type of fertiliser, price, N consumption and emission rate is included in the MARACCAS model. Values for 1990 for France have not been modified and given in table 17.

Type of fertiliser	Price (Euro/tonne)	N consumption (tonne/year)	Emission rate (%)	NH ₃ -N emission (kt/year)
Urea	609	254 000	15	38. 100
Ammonium nitrate	778.5	1 059 000	2	21. 180
Ammonium sulphate	778.5	44 000	10	4. 400
Ammonium phosphate	778.5	79 000	5	3. 950
NK and NPK	778.5	1 056 000	2	21. 120
Total NH ₃ -N				88. 750

Table 17. Ammonia emissions issued from minerals according to the MARACCAS model.

Liquid nitrogen fertilisers are not taken into account in the MARACCAS model, with a volatilization rate of 8% and an annual consumption of 610 100 tonnes, ammonia emissions reach 48. 800 kt/year (CITEPA, 2000). The total ammonia emission issued from nitrogen fertiliser for France is then equal to 137.55 kt NH₃-N/year.

Concerning non-agricultural source, the default value entered in the MARACCAS model for France was 16.5 kt NH₃-N. This value has been updated in the model with the CITEPA, 2000 value of 25.57 kt.

The total ammonia emissions for France in 2000 issued from livestock and minerals is about 624.97 kt NH₃-N for the MARACCAS model and about 661.41kt NH₃-N for CITEPA, 2000. Therefore, the total estimates of ammonia emissions from the two models are within the errors to be expected for inventory calculations.

IV.2.2. Ammonia emission abatement techniques for France

➤ Ammonia emission abatement techniques for livestock

A wide range of abatement techniques is included in the MARACCAS model (cf. chapter VI.1.) that can reduce ammonia emissions at each stage of manure management, from livestock buildings to storage and spreading.

Each abatement technique has first been evaluated separately for each type of livestock to assess the cost-effectiveness of each method, then combined with others to determine the choice of techniques most suitable for France.

Low application measures are often the best ways to appreciably reduce ammonia emissions at a relatively low cost, as well as substituting urea by ammonium nitrates for minerals.

MARACCAS results for fattening pigs are shown in table 18 as an example. The results obtained for the other types of animals can be consulted in the annexe 3.

Stage of waste management	NH ₃ -N emission (kt) No measures	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Slurry system.	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Solid waste system.	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	10.066	6.156	13.2	8.54	33.0
Storage	5.457	5.822		5.581	
Application	21.173	22.713		21.856	
Total	36.696	34.691		35.977	

Stage of waste management	NH ₃ -N emission (kt) Tanks and lagoons covered	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emission (kt) Low emission techniques and incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emission (kt) Measures for storage and application	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	10.066	11.1	10.066	1.1	10.066	3.1
Storage	2.846		5.457		2.846	
Application	22.217		15.471		16.206	
Total	35.129		30.994		29.117	

Table 18. MARACCAS results of evaluation of ammonia emission abatement techniques for growing pigs in France.

Given these results, we can conclude that covering lagoons or slurry tanks is not a cost-effectiveness option when alone. Combined with application measures, ammonia emissions issued from growing pigs are reduced about 21% for a cost of 3.1 Euro per kg NH₃-N reduced. Reducing techniques for housing are very expensive and not very efficient.

Same results have been obtained for dairy cows, other cattle and sows. Abatement techniques for poultry are very expensive or not efficient. A reduction of 29.4% of ammonia emissions from poultry have been achieved with housing and application measures for a cost of 15.3 Euro per kg NH₃-N reduced, given a cost-effectiveness priority. Abatement options for sheep and goats do not seem appropriate as these

animals are not an important source of ammonia emission. However, a reduction of 2.4% of ammonia emission can be reached for 2.1 Euro per kg NH₃-N reduced.

➤ Ammonia emission abatement techniques for minerals

Ammonia emission abatement technique for minerals in the MARACCAS model concerns urea substitution by ammonium nitrate.

Assuming that all the minerals with urea content are substituted by minerals with ammonium nitrate content, the reduction of ammonia emissions would be reached 24% for a cost of 0.9 Euro per kg NH₃-N reduced.

➤ Ammonia emission abatement techniques for France

At the light of these results, two scenarios for France have been elaborated : the first one implements every best abatement techniques for each type of animals whereas the second one only implements best abatement techniques for cattle, pigs and fertilisers.

The results are shown in tables 19 and 20.

According to the first scenario for France, a reduction of ammonia emission at a national scale can achieve 15.5 % for a cost of 3.9 Euro per kg NH₃-N reduced (non-agricultural sources are comprised in total ammonia emissions). The second scenario realised an ammonia emission reduction of 13.8% for a cost of 1.5 Euro per kg NH₃-N reduced.

The maximum feasible reduction for France has also been evaluated by the model. All the abatement techniques are considered, the most efficient ones having the highest priority order. Ammonia emission reduction would reach 31% for a cost of 3.1 Euro per kg NH₃-N reduced. Results for this scenario are shown in table 21.

In conclusion, low emission techniques seem to be the most cost-effective measures, especially for cattle and pigs. Combination of these techniques with the covering of slurry tanks would be one of the best solutions for France, leading to a significant reduction of ammonia emissions (as well as odours) for a relatively low cost.

MARACCAS is not an accurate tool, and values (abatement percentages, costs) are given to have an idea of the ammonia emission abatement potential in France. Indeed, for many of the abatement measures in most countries there is little experience of practical implementation and country-specific cost data are therefore hard to come

by. In addition, actual costs will be farm-specific, depending on factors such as location, farm size and shape of fields. The values currently used have been based on installation or contractor prices from a limited number of countries, with UK data employed where available. While, in principle, cost estimates should represent shadow prices, excluding any taxes or profit made by producers or contractors, in the context of the current availability of cost information, actual prices represent a best estimate. In general, costs for the more expensive and experimental measures (such as major housing adaptations) are subject to greater uncertainty than the simpler options, such as low-emission land application techniques.

Thus, MARACCAS constitutes a useful tool in a far more complex decision-making process.

Source	Emission NH ₃ -N (kt) Current situation	Abatement technique	Emission NH ₃ -N (kt) after implementation of the reducing techniques	Abatement of NH ₃ -N (%)	Cost (Euro)
Dairy cattle	167.423	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	144.421	13.7	51 109 186
Non dairy cattle	146.232	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	126.008	13.8	44 936 217
Sows	17.374	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	15.027	13.5	1 935 451
Fatteners	36.696	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	30.994	15.5	6 249 323
Sheep and goats	11.729	Incorporation within 24 hours	11.45	2.4	590 410
Laying hens	18.317	Ventilation + manure belt forced drying	13.015	28.9	82 207 830
Other poultry	61.981	Extra ventilation	56.133	9.4	211 640 095
Fertilisers	167.025	Urea substitution by ammonium nitrate	126.929	24.0	35 179 000
Total	626.77		523.977	16.4	433 847 512

Table 19. First scenario for France : implementation of every best abatement techniques in the MARACCAS model, percentages of ammonia emission reduction and associated costs.

Source	Emission NH ₃ -N (kt) Current situation	Abatement technique	Emission NH ₃ -N (kt) after implementation of the reducing techniques	Abatement of NH ₃ -N (%)	Cost (Euro)
Dairy cattle	167.423	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	144.421	13.7	51 109 186
Non dairy cattle	146.232	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	126.008	13.8	44 936 217
Sows	17.374	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	15.027	13.5	1 935 451
Fatteners	36.696	Low emission techniques + incorporation within 24 hours	30.994	15.5	6 249 323
Fertilisers	167.025	Urea substitution by ammonium nitrate	126.929	24.0	35 179 000
Total	534.75		443.379	17.1	139 409 177

Table 20. Second scenario for France : implementation of best abatement techniques for cattle, pigs and fertilisers only in the MARACCAS model, percentages of ammonia emission reduction and associated costs.

	NH ₃ -N emissions (kt) for dairy cows	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emissions (kt) for other cattle	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emissions (kt) for sows	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emissions (kt) for fattening pigs	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	42.753		37.59		1.251		6.156	
Storage	12.768		11.226		1.604		3.072	
Spreading	40.13		35.283		5.324		8.034	
Grazing	5.514		3.878		0.015		0	
Total	101.165	2.6	87.977	2.6	8.194	6.1	17.262	4.0

	NH ₃ -N emissions (kt) for laying hens	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emissions (kt) for other poultry	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emissions (kt) for sheep and goats	Cost per kg NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	12.462		28.516		2.102	
Storage	0.263		9.268		0.298	
Spreading	0.183		10.092		6.273	
Grazing	0		0		2.359	
Total	12.908	8.5	47.876	15.5	11.032	1.0

Table 21. Evaluation of the maximum feasible reduction of ammonia emissions in France applying all the abatement techniques for all types of livestock.

Conclusions and recommendations

1. Conclusions

- Agriculture is by far the largest source of ammonia emissions to the atmosphere in Europe (about 95% of the total emission in France) because it is readily released from livestock urine, manures, some nitrogen fertiliser and crops. The surplus nitrogen is excreted as urea by all mammalian livestock and as uric acid by birds. Both compounds break down to ammonium-nitrogen and then to ammonia gas. Much smaller emissions arise from a range of non-agricultural sources including wild animals and birds, sewage, humans and some industrial processes etc.
- Livestock manures (slurries and solid manures such as farmyard manure and broiler litter) accumulated in livestock houses, in stores or following spreading on land, are the major sources of ammonia emission.
- Following emission, ammonia may be re-deposited nearby or carried up into the higher atmosphere. Here, it may react with acidic compounds to aerosols containing ammonium compounds that can be transported for long distances before being washed out in rainfall to land or surface waters. Damage to natural and semi-natural vegetation can result from direct toxicity, nitrogen enrichment or acidification of soils. This can lead to decreases in biodiversity of habitats or to severe effects on plant health and growth.
- Ammonia emission also decreases the amount of nitrogen contained in manures and, hence, in their value as fertilisers for crop production.
- There is some evidence that ammonia emission within buildings is harmful to human and livestock health.
- France, together with the other EU Member States is a signatory to international agreements aimed at reducing ammonia emissions (and other gaseous pollutants).
- A wide range of methods for reducing ammonia emissions from agriculture has been examined experimentally. Manures are not only the major source of ammonia but also offer the greatest potential for reduction. Many abatement methods, however, have proved to be too expensive, not practical, hazardous or of limited

applicability to commercial farms. The best available options include livestock feeding strategies that reduce nitrogen excretion, new designs for housing (especially for pigs), covering slurry stores, using band spreaders or injectors (“low emission” machinery) for slurry application to land and incorporation (e.g. by ploughing) of solid manures into land within a few hours of spreading. Substituting urea base nitrogen fertiliser with ammonium nitrate is another cost-effective option.

- There is a risk that ammonia abatement may increase losses of nitrogen via other pathways. This could lead to increase in nitrate leaching or of emissions of the greenhouse gas, nitrous oxide. At present, there is insufficient information to quantify the risk.
- Official policy on ammonia abatement varies from country to country within the EU. It ranges from a largely legislative approach in the Netherlands, where the potential impacts of ammonia deposition are particularly severe, to a voluntary approach supported by advisory codes of good practice in the UK. Sweden, Denmark and Germany are intermediate between these two approaches.
- The MARACCAS model was designed to assess the potential for abatement of ammonia emissions in Europe and to quantify the costs. Although there are uncertainties within the model, it provides a useful tool for evaluating abatement options for France in terms of their effectiveness and cost.
- The ammonia emission inventory estimated by MARACCAS for France was slightly lower than that of CITEPA 2000 but a degree of uncertainty is to be expected in both estimates.
- Current ammonia emission inventory data for France indicate that the agreed targets for reduction in emission (4% by 2010 from the 1990 baseline figure) would be met without the widespread introduction of abatement measures on farms. There may be a case for using such measures at a local or regional level to protect specific habitats but more information is needed.
- Results from the model indicate that, using the most effective abatement techniques on livestock farms in France, would give a maximum potential reduction in ammonia emission of about 30% but at prohibitive cost.
- Using the most cost-effective techniques to reduce emissions from all livestock sectors and from nitrogen fertiliser use would

give about a 15.5% reduction in national emissions at a cost of about 433.8 million Euros. Alternatively, using the most cost-effective techniques (“low emission” manure application methods + urea substitution) for cattle, pigs and nitrogen fertiliser would give about a 13.8% reduction at a cost of about 140 million Euros.

2. Recommendations

- A leaflet should be distributed to livestock farmers and other interested parties in France to create awareness of the ammonia problem and to inform about abatement options.
- Consideration should be given to the production and distribution of a Code of Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions as required by the UNECE Gothenburg Protocol.
- Consideration should be given to the possible need to address ammonia emissions from large pig and poultry farms as required by the EU Integrated Pollution Prevention and Control Directive.
- More work is needed to identify important, sensitive habitats in France that may be at risk from ammonia emissions from agriculture, to assess the local and regional impacts on the environment and any requirement for abatement.
- More quantitative information should be obtained on manure management practices in France in order to decrease the uncertainty and increase robustness of national ammonia emission estimates. Housing design, manure characteristics (e.g. slurry or farmyard manure, amount of water added etc.), type of storage, rate and time of application etc., soil type and weather, all have an impact on ammonia emissions.
- There is a need to evaluate the practicality, applicability and costs of abatement techniques on commercial farms in France, possibly through the establishment of representative “pilot” farms. Experience from other countries suggests that effectiveness and costs may differ from those obtained under experimental conditions and that farmers often identify additional advantages and disadvantages of the techniques.
- The likely impact of ammonia introducing ammonia abatement techniques in France on release of other pollutants

requires further evaluation. This is because the most cost-effective ammonia abatement techniques (low emission spreading machinery and incorporation of manures into the soil) pose a risk of increasing the potential for nitrate leaching and of denitrification. The latter process can lead to increased emission of the green house gas, nitrous oxide.

ANNEXE 1 : Detailed data on the literature review on ammonia abatement techniques

This annexe presents the different ammonia emission abatement techniques explained in the scientific literature. The presentation order of these techniques follows the management order of manure in a farm : livestock building, storage and spreading of manure to land. Each technique is divided into three livestock types : cattle, pigs or poultry.

For each literature reference, the efficiency of the technique (e.g. the reduction percentage of ammonia emission reached by this method), the capital and the running costs and few comments like the advantage or drawback of this technique are quoted.

Summaries of referenced articles with an asterisk can be consulted in the annexe 2.

For the UN/ECE reference, the first rank refers to an abatement technique of ammonia emissions having a high efficiency for a low cost (cost-effective techniques). These techniques are therefore recommended. On the contrary, the third rank corresponds to inapplicable techniques because of their cost or of their poor efficiency.

For the PHILLIPS(1999) reference, an efficiency rate of 5/5 refers to an abatement technique which reduce ammonia emissions by more than 80%, a rate of 1/5 is a non efficient technique. A value of 5/5 in the column "cost" refers to a non expensive technique, contrary to techniques having 1/5 which are very expensive.

A. BUILDINGS

1) Feeding strategies

➤ Cattle :

Efficiency	Cost	Reference	Comments
40 %	/	CORPEN	
-0.3 to 0.5 kg N per kg of nitrogen reduced in the ration	Cost effective	UN/ECE	Rank 2. Few studies. Add maize or hay
Non efficient	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Reduction not achievable because of digestion physiology (/3 phase feeding + amino acids).
15%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Reduce also N ₂ O emissions.

10-20%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	Supplementing high protein rations with maize or hay or beets at 10-20%.
30-40%	/	PAUL* <i>et al.</i> (1998)	Crude protein rate varies from 16.4 to 12.3% or from 18.3 to 15.3%. The efficiency is calculated on ammonia emissions during 24 hours. (dairy cows)
39%	/	SMITS* <i>et al.</i> (1997)	Efficiency calculated for a diet with 0.1kg of rumen protein in excess compared to a diet with 1kg of those proteins in excess.
39%	/	SMITS <i>et al.</i> (1995)	Diet with 15% of crude protein compared to a diet with 20% (standard).

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
25%		CORPEN	Passage from a unique diet to a 2 phased diet.
30 à 50%	Cost effective	UN/ECE	Rank 2. Few studies. Phase feeding or reducing the rate of crude protein and add amino acids.
>30%	5 Euro/pig	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	3 phase-feeding + amino acids.
20%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Reduce also N ₂ O emissions.
63%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2002)	Reduction of the rate of crude protein from 20 to 12%. Measurements on fresh slurry.
20-30%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	3 phase-feeding + amino acids. Measurements on fresh slurry.
Not quantified	Economical method	CANH <i>et al.</i> (1998)	For each % of cornstarch replaced with coconut expeller, soybean hulls and dried sugar beet pulp, the ammonia emission from slurry decreased by 0.35, 0.51 and 0.36% respectively.
28-34%	/	SUTTON* <i>et al.</i>	10% crude protein diet + amino acids compared to a 13% crude protein diet. If 10% crude protein

		(1997)	diet + amino acids + 2% sucrose thermal oligosaccharide caramel : 37%, if 10% crude protein diet + amino acids + 5% cellulose : 68%. (growing finishing pigs)
46-58%	/	KAY* & LEE (1997)	Crude protein level varies from 225 to 205g/kg or from 165 to 140g/kg. Slurry volume decreases. Measurements on fresh slurry. (growing pigs)
47%	/	CANH* <i>et al.</i> (1997)	30% sugar beet pulp in the diet.
Not quantified	Inexpensive	STEVENS <i>et al.</i> (1997)	Increasing the level of fermentable carbohydrates in the diet and supplementing CaSO ₄ , CaCl ₂ or Ca-benzoate to the diet instead of CaCO ₃ : decrease NH ₃ emissions.
60%	/	CHADWICK (1997)	Reducing crude protein content in the diet (-25%) + amino acids. Efficiency calculated after spreading, no variation of N ₂ O emissions.
30-54%	/	CANH <i>et al.</i> (1998)	Efficiency for the addition of : CaCl ₂ = 30%, CaSO ₄ = 33%, Ca-benzoate = 54% (replace chalk CaCO ₃ in the diet).
10-12.5%	/	CANH <i>et al.</i> (1998)	Ammonia emission decrease by 10-12.5% for each % decrease of crude protein in the diet + amino acids. (growing finishing pigs)
37%	/	HENDRIKS* & VRIELINK (1997)	Replace chalk (CaCO ₃) by a mixture of acid salts.
Not quantified	Capital cost : 5/5 Running cost : 5/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Dietary manipulations : efficiency = 5/5.

➤ Poultry

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	High cost	CORPEN	Few studies. For future.
30-50%	Cost effective	UNECE	Rank 2. Few studies. Phase feeding or decrease crude protein level and add amino acids.
10-20%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Reduce also N ₂ O emissions.
25%	High cost	GROOT KOERKAMP (1994)	Few studies. For future.
5-8%	/	MENZI <i>et al.</i> (1997)	Few studies.
30%	/	ELWINGER* & SVENSSON (1996)	Reduction of the protein rate from 22 to 18% with addition of amino acids to maintain normal growth rate. (broilers)
Not quantified	Capital cost : 5/5 Running cost : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Dietary manipulation. Efficiency = 5/5 .

2) Additives

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	/	CORPEN	Few studies.
Not quantified	/	UNECE	Rank 3. Few studies. Additive quantity is too important.
Not quantified	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Few studies
Until 60%	/	MINER (1984)	1 à 4% (in weight) of clinoptite.
36%	Ground superphosphate cheaper than other additives	JURGENS* (1987)	Ground superphosphate is more efficient than dicyandiamide, bentonite et organic substances or cyanamide solution at 50%.
38-70%	/	VAREL* (1997)	Addition of 10, 40 or 100 mg/L of phenyl phosphorodiamidate (PPDA) once a week to prevent urea hydrolysis.

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	/	CORPEN	Few studies.
Not quantified	/	UN/ECE	Rank 3. Few studies. The quantity of additive is too important.
Not quantified	Expensive	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Health and corrosion risks. Require manipulating an important quantity of acid.
29-47%	/	SUBAIR* <i>et al.</i> (1999)	2.5 à 5% of paper products amended in the slurry.
80-91%	/	HORNIG (1999)	Granules and straw efficient. A 6mm rape oil layer can avoid fissure compared to a 3mm layer.
33%	Ground superphosphate cheaper than other additives.	JURGENS* (1987)	Ground superphosphate is more efficient than dicyandiamide, bentonite and organic substances or cyanamide solution at 50%.
72-92%	/	VAREL* (1997)	Addition of 10, 40 or 100 mg/L of phenyl phosphorodiamidate (PPDA) once a week to prevent urea hydrolysis.
Not quantified	/	BOOKER* <i>et al.</i> (1996)	Zeolite addition. Adsorption capacity = 4.5mg of NH ₄ -N/g.
69%	/	HEBER* & DUGGIRALA (1997)	Commercial manure additive sprayed onto the underfloor manure surface.
90%	Same cost as biofilters or bioscrubbers	BERG* & HORNIG (1997)	Slurry acidification (pH=4.5) with lactic acid.
42-45%	12.6 Euro/pig/yr. + extra cost	HENDRIKS* & VRIELINK (1997)	Addition of organic acids. The efficiency is calculated for a pig building with a partially slatted floor.
Not quantified	Capital cost : 4/5 Running cost : 1/5 Capital cost : 3/5 Running cost : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Acid addition. Efficiency = 5/5. Zeolite addition. Efficiency = 3/5.
Not quantified	Capital cost : 4/5 Running cost : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Urease inhibition. Efficiency = 4/5.

➤ Poultry

Efficiency	Cost	Reference	Comments
75%	Cheap, available	CORPEN	100-200g/m ² of superphosphosphate every 5 days.
Not quantified	/	UN/ECE	Rank 3. Few studies. Additive quantity is too important.
Not quantified	Expensive	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Few studies.
73%	/	WITTER* (1991)	Addition of CaCl ₂ at 36 mg Ca/g (dry weight). However, this technique is only applicable on fresh slurry with urea or uric acid content. (chicken)
44-49%	/	KITHOME* <i>et al.</i> (1999)	33% zeolite : -44%, 33%coir : -49% on composting poultry manure.
Not quantified	Capital cost : 1/5 Running cost : 2/5 Capital cost : 4/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Fixing with acid. Efficiency = 3/5 . Zeolite. Efficiency = 3/5 .
Not quantified	Capital cost : 4/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Uric acid inhibition. Efficiency = 3/5 .

3) Epoxy resin + frequent scraping

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Reference	Comments
30%	/	CORPEN	
50%	217 Euro/cow place Extra cost = 31 Euro/cow place/yr.	UN/ECE	Rank 2.
35-50%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	No effect on CH ₄ or N ₂ O emissions.

4) Flushing with water or with diluted acid

➤ All types of livestock

Efficiency	Cost	Reference	Comments
50%	/	CORPEN	Water-consuming. Increases the cost for manure management during storage and spreading.
50%	217 Euro/cow place Extra cost = 31 Euro/cow place/yr.	UN/ECE	Rank 2. The use of smooth and/or sloping floors to assist in scraping or flushing can give rise to problems with animals slipping and potentially injuring themselves.
60-70%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Study in pig buildings.
50%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Reduce also CH ₄ emissions, no effect on N ₂ O emissions.
50%	/	OGINK* & KROODSMA (1996)	Water + 4g/L of formaldehyde. Flushing every 2 hours. 20L/day/cow.
<17%	/	MONTENY & KANT (1997)	Flushing with water.
50-80%	/	MONTENY & KANT (1997)	Flushing with water + formaldehyde on solid floor is more efficient than on a slatted floor
30%	/	KROODSMA <i>et al.</i> (1993)	Flushing with water every 1 or 2 hours, during 2 seconds on a slatted alley in a cattle building. 50 to 100 litres per cow, double manure volume.

5) Modification of the slatted floor area

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
30-40%	/	CORPEN	Passage from a totally slatted floor to a partially slatted floor (25-50%).

20%	5 Euro/pig place Extra cost = 8.27 Euro/pig place/yr.	UN/ECE	Rank 1. 50% slatted floor area.
20-30%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	The efficiency is depending on the slope of the floor.
30-40%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Reduces also CH ₄ emissions (-10%), increases about 10 times N ₂ O emissions.
Not quantified	Capital cost : 1/5 Running cost : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Minimising slurry surface. Efficiency = 4/5 .

6) Iron slats

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
15%	/	CORPEN	
40%	9 Euro/pig place + 3 Euro /pig place/year	UN/ECE	Rank 1.
5%	/	AARNINK* <i>et al.</i> (1997)	Slats 2.5cm wide, 1.5 cm gap compared to 10cm wide, 2 cm gap (standard). (fatteing piggeries)

7) Triangular metal slats

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
27%	/	CORPEN	Animals can be injured.
27%	/	AARNINK <i>et al.</i> (1997)	1cm wide slat, 1cm gap compared to 10cm wide slat, 2 cm gap. Cause : reduce emitting slurry area + low urease activity of the smooth metal slats.

8) Frequent removal of poultry manure

Efficiency	Cost	Reference	Comments
60%	/	UN/ECE	Rank 1.
90%	0.09 Euro/poultry place/yr.	CORPEN	Rank 1.
91%	/	GROOT KOERKAMP (1994)	
Not quantified	Capital cost : 1/5 Running cost : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Immediate removal from buildings. Efficiency = 4/5.
90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Removal twice a week.

9) Drinking system in poultry buildings

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	/	UN/ECE	Rank 1 : dry manure (nipple drinking).
40%	/	ELWINGER & SVENSSON (1996)	Nipple drinkers more efficient than bell drinkers. (broilers)

10) Ventilation system in poultry buildings (forced drying)

Efficiency	Cost	Reference	Comments
80-90%	0.09 to 0.68 Euro/poultry place/yr.	UN/ECE	Rank 1 : dry manure.
60-80%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases about 10 times N ₂ O emissions, decreases CH ₄ emissions by 90%.
92%	/	GROOT KOERKAMP (1994)	Reduction maximum is obtained for a litter humidity rate of 60%.
72%	/	GROOT KOERKAMP* <i>et al.</i> (1998)	The manure in the belts is removed daily about 500 m ³ /h of air blown evenly over the litter by means of 3 ducts. (laying hens)

Not quantified	Capital cost : 2/5 Running cost : 3/5 Capital cost : 2/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Drying manure by ventilation of the litter. Efficiency = 4/5 . Drying manure by heat. Efficiency = 4/5 .
----------------	--	----------------------------------	---

11) Livestock buildings, litter

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Reference	Comments
57-60%	/	JEPSSON* (1999)	Litter 60% peat, 40% chopped straw. Efficiency calculated in comparison with a long straw litter. Manure alley more efficient than bedding area with long straw. (young cattle)
50-65%	/	BRAAM* <i>et al.</i> (1997)	Double sloped solid floor with a gutter at the bottom of the flat "V". Ammonia emissions decrease when water is sprayed.
Inefficient	/	BRAAM* & SWIERSTRA (1999)	Impregnating and coating of floors in dairy cow houses : no reduction of ammonia emissions. Only floor cleaning strategies removing or inactivating the urease on the floor were expected to result in such a reduction. (dairy cattle housing)
50%	/	MONTENY* & KANT (1997)	V-shaped solid floors. Risk of animal slipping.
Not quantified	/	DEWES* (1999)	Solid manure offers better biological conditions for low NH ₃ emissions than liquid manure. (dairy cow houses)
63%	/	SVENNERSTED T* (1999)	Lid perforated with holes 30 mm wide / slatted floor.
25%	/	SMITS <i>et al.</i> (1995)	Double sloped 'V' epoxy-mortar covered + flushing with water twice a day (dairy houses).

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	/	GROENESTEIN* & VAN FAASEN (1996)	Deep litter housing system may reduce ammonia emissions compared to housing on fully slatted floors but emissions of air polluting N gases tend to be higher due to the formation of N ₂ O. Therefore not recommended. (fattening pigs)
40%	/	NICKS* <i>et al.</i> (1997)	100kg of sawdust + 58 kg of straw (50%DM)/pig. For treated slurry : -30% compared to untreated slurry with 78 kg of sawdust per pig. Litter duration : 17 months. (fattening pig houses)
44-75%	Depends on livestock type	DEN BROK* & VERDOES (1997)	Slurry cooling.
Not quantified	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Slurry cooling from 20 to 10°C decreases methane emissions by 66%.
50%	/	KERMARREC (2000)	Comparison sawdust litter / totally slatted floor. Drawback : causes N ₂ O emissions (10% of the nitrogen initially content in manure). Mixing the litter enhances N ₂ O and CO ₂ emissions.
Not quantified	Capital cost : 1/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Cooling slurry. Efficiency = 4/5.
Not quantified	Capital cost : 3/5 Running cost : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Straw. Efficiency = 3/5.

12) Biofiltration of the air

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
70-85%	/	CORPEN	Filter surface : from 0.2 to 0.3 m ² /pig. Problem of humidity of the substrate.
Not quantified	Very expensive	UN/ECE	Rank 3. Clog up, increase the volume of waste. Not applicable to naturally ventilated buildings.
Not quantified	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	This technique could be adapted to reduce methane emissions (-50%)
Not quantified	Capital cost : 2/5 Running cost : 3/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Biofilters, bioscrubbers. Efficiency = 5/5 .
Not quantified	Capital cost : 2/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Zeolite filter. Efficiency = 5/5 .

➤ Poultry

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	Expensive	UN/ECE	Rank 3. Clog up, increase the volume of waste.
80-90%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	1% of TAN converted into N ₂ O. No effect on CH ₄ .
Not quantified	Expensive	GROOT KOERKAMP (1994)	Dust problem. Only applicable on buildings with mechanical ventilation.
Not quantified	Capital cost : 1/5 Running cost : 1/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Internal air cleaning. Efficiency = 5/5 .

B. STORAGE

1) Covering slurry tanks, natural crusts

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Reference	Comments
40-90%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 50%.
35-80%	Depends on the type of cover. From 0 to 14.9 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1 : rigid lid or roof (tanks + silos). Rank 2 : flexible cover, crust (not for lagoons).
60-90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Short lifetime of a natural floating cover. Tended rook, corrugated sheets, floating plastic and plastic foam : more efficient.
40-70%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Covers applicable only on liquid manure, increase methane emissions by 10% and decrease nitrous oxide emissions by 10%.
70-90%	/	DE BODE (1991)	Efficiency for solid covers. An oil layer can have fissures.
60-70%	/	DE BODE (1991)	Natural covers.
20%	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1993)	Natural crust. Efficiency calculated compared to slurry removed to a slurry tank every week.
Good efficiency	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1993)	Peat, leca, foil. An oil layer can have fissures. (-50% efficient).
70-93%	/	WILLIAMS* & NIGRO (1997)	Diminution of CH ₄ emissions : -50% for a standard cover ; -90% for an improved cover.
45-90%	/	KARLSSON (1996)	Chopped straw (short lifetime : 1 or 2 months), rape-seed oil (wind sensitive, lifetime : 3 or 4 months), leca pebbles, peat, floating plastic foil, roof.
Not quantified	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Reduce also methane emissions by 50%.

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Reference	Comments
70-90%	/	CORPEN	Reduces also odours.
40-80%	From 1.10 to 14.9 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1 : rigid lid or roof (tanks + silos). Rank 2 : flexible cover, crust (not for lagoons).
70-90%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Preferred : tented roof, corrugated sheets, floating plastic and plastic foam.
23% 78%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2002)	195g of sawdust for 5 kg of slurry. 195g of glucose for 5 kg of slurry.
40-85%	/	MARTINEZ* <i>et al.</i> (1997)	2/5 efficient commercial additives. Acidification at pH=6 with CaCl ₂ is the most efficient technique .
70-100%	/	PORTEJOIE <i>et al.</i> (2002)	Oil or peat covers, plastic sheet.
Not quantified	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Reduce also methane emissions by 50%.
100%	25 Euro/m ² of slurry covered	SCOTFORD & WILLIAMS (2001)	Covering a lagoon. Expensive. Difficult to install.
70-90%	/	DE BODE (1991)	An oil layer can have fissures. (-50% efficient).
Good efficiency	/	SOMMER <i>et al.</i> (1993)	Peat, leca, foil. An oil layer can have fissures.
68%	/	WILLIAMS & NIGRO (1997)	Effect on methane emissions not proved.
40-70%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Covers applicable only on liquid manure, increase methane emissions by 10% and decrease nitrous oxide emissions by 10%.
Not quantified	Capital cost : 3/5 Running cost : 4/5 Capital cost : 4/5 Running cost : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Roof. Efficiency = 4/5. Granules. Efficiency = 4/5.
Not quantified	Capital cost : 3/5 Running cost : 4/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Floating membrane. Efficiency = 4/5.
Not quantified	Capital cost : 5/5 Running cost : 2/5	PHILLIPS <i>et al.</i> (1999)	Oil layer. Efficiency = 3/5.

45-90%	/	KARLSSON (1996)	Chopped straw (short lifetime : 1 or 2 months), rape-seed oil (wind sensitive, lifetime : 3 or 4 months), leca pebbles, peat, floating plastic foil, roof.
--------	---	-----------------	--

2) Acidification (pH \approx 5)

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Reference	Comments
25-50%	/	CORPEN	Problem of the application of acidified slurry on land + cost. Assumption : efficiency of 35%.
30-95%	/	UN/ECE	Rank 3. Health risk, acidification of land, N ₂ O + odours emissions.
Not quantified	Expensive	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Health and corrosion risks. Requires an important quantity of acid.
Not quantified	/	ANDERSSON (1996)	Efficient but hazardous to handle, corrosive. Important quantity of acid is necessary.
37%	/	MONTENY (1997)	
83%	/	STEVENS* <i>et al.</i> (1997)	Acidification of slurry (pH=5.5) with nitric acid 12M immediately after spreading with the same application rate than the slurry. The ammonia emission rate is depending on the type of spreading technique used.
Not quantified	/	HILHORST <i>et al.</i> (2001)	Acidification slurry at pH <4.5 prevents also N ₂ O and methane emissions.

C. MANURE APPLICATION

1) Optimisation of the quantity of manure applied, of the period

➤ All types of livestock

Efficiency	Cost	Reference	Comments
Not quantified	Cost-effective	UN/ECE	Rank 2. Optimal conditions for spreading (no wind, air humidity) can cause odours problems.
50%	/	SOMMER <i>et al.</i> (1997)	Avoid application during times of the day with high potential for NH ₃ losses (T, rainfall...).
11%	/	RODHE <i>et al.</i> (1996)	Irrigation after spreading (15mm).
50%	/	FROST* (1994)	0.9-1.2 : 1 water : cattle slurry.
25%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Broadcast application + washing off slurry immediately after spreading with a pressure of 80-100 bar and a water rate of 15% of the slurry rate applied.
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Irrigation after spreading can increase nitrates leaching.

2) Band spreading

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Source	Comments
Up to 55%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 50%. Compared to surface spreading.
30%	0.68 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1. Not applicable if the slurry is too viscous. Compared to surface spreading.
Up to 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Compared to surface spreading.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 60%, no effect on CH ₄ . Compared to surface spreading.
60%	/	FROST* (1994)	Band spreading / surface application.

30%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Band spreading / surface application.
70%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Sliding shoe / surface application.
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses via nitrate leaching could increase from 30 to 45% maximum for cattle slurry, from 50 to 100% for solid manure.

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Source	Comments
Up to 55%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 50%. Compared to surface spreading.
30%	0.68 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1. Not applicable if the slurry is too viscous. Compared to surface spreading.
Up to 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Compared to surface spreading.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 60%, no effect on CH ₄ . Compared to surface spreading.
69%	/	HUIJSMANS* <i>et al.</i> (1997)	Trailing feet / surface application.
30%	/	LORENZ* & STEFFENS (1997)	Band spreading / surface application.
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses by nitrate leaching could increase from 20 to 50% depending on the type of soil for pig slurry, from 110 to 200% for the spreading of solid manure.

➤ Poultry

Efficiency	Cost	Source	Comments
Up to 55%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 50%. Compared to surface spreading.
30%	0.68 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1. Not applicable if the slurry is too viscous. Compared to surface spreading.

Up to 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Compared to surface spreading.
20-25%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 60%, no effect on CH ₄ . Compared to surface spreading.
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses by nitrate leaching could increase from 50 to 70% maximum.

3) Manure injection of incorporation

➤ Cattle

Efficiency	Cost	Source	Comments
75-98%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 75%. Compared to surface spreading.
60-80%	2.51 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1. Depends on the type of soil, Open slots injection or close slots injection. Compared to surface spreading.
50-90%	0.67 Euro/m ³ /yr (slurry) 1.32 Euro/m ³ /yr (solid)	UN/ECE	Rank 1. Depends on the delay spreading / incorporation, on the type of soil. Compared to surface spreading.
Up to 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Compared to surface spreading.
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 100%, no effect on CH ₄ .
90%	/	FROST* (1994)	Spike injection (impractical). Shallow channel / surface application.
30%	/	VANDRE* <i>et al.</i> (1997)	Dry matter reduction (separation) + injection or harrowing : decrease of 30% of NH ₃ emissions in all weather conditions. Compared to surface spreading.
Not quantified	/	CLEMENS <i>et al.</i> (1997)	N ₂ O emissions increase following : banded application, injection, broadcast application.
90%	/	STEFFENS & LORENZ (1998)	Shallow injection / surface application.

Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses by nitrate leaching could increase from 30 to 45% maximum for cattle slurry, from 50 to 100% for solid manure.
----------------	---	---------------------------	--

➤ Growing pigs + sows

Efficiency	Cost	Source	Comments
75-98%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 75%. Compared to surface spreading.
60-80%	2.51 Euro/m ³ /yr	UN/ECE	Rank 1. Depends on the type of soil, Open slots injection or close slots injection, on the slurry viscosity. Compared to surface spreading.
40-80%	1.05 Euro/m ³ /yr (slurry) 1.47 Euro/m ³ /yr (solid)	UN/ECE	Rank 1. Depends on the delay spreading / incorporation, on the type of soil. Compared to surface spreading.
Up to 50%	/	HARTUNG & PHILLIPS (1994)	Compared to surface spreading.
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 100%, no effect on CH ₄ . Compared to surface spreading.
80%	/	SOMMER* <i>et al.</i> (1997)	Trail hoses / splash plate.
90%	/	DENDOOVEN* <i>et al.</i> (1998)	Injection / surface application.
86-99%	/	HUIJSMANS* <i>et al.</i> (1997)	Shallow injection, injection / surface application.
70-90%	/	LORENZ* & STEFFENS (1997)	Sliding shoe, shallow injection / surface application
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses by nitrate leaching could increase from 20 to 50% depending on the type of soil for pig slurry, from 110 to 200% for spreading of solid manure.

➤ Poultry

Efficiency	Cost	Source	Comments
75-98%	/	CORPEN	Assumption : efficiency of 75%. Compared to surface spreading.
40-80%	3.19 Euro/m ³ /yr (slurry) 6.19 Euro/m ³ /yr (solid)	UN/ECE	Rank 1. Depends on the type of soil, Open slots injection or close slots injection, on the slurry viscosity. Compared to surface spreading.
40-60%	/	BRINK <i>et al.</i> (2001)	Increases N ₂ O emissions by 100%, no effect on CH ₄ . Compared to surface spreading.
Not quantified	/	WEBB <i>et al.</i> (2001)	Nitrogen losses by nitrate leaching could increase from 50 to 70% maximum.

4) Substitution of minerals with urea content

Efficiency	Cost	Source	Comments
Up to 90%	/	UN/ECE	Rank 1. Depends on the substitute, on the weather, on the type of soil.
80-90%	3.19 Euro/m ³ /yr (slurry) 6.19 Euro/m ³ /yr (solid)	BRINK <i>et al.</i> (2001)	No effect on CH ₄ or N ₂ O emissions.
90%	/	JAGUSIEWICZ (1999)	

ANNEXE 2 : Excerpts of full abstracts from publications on abatement methods of ammonia emissions issued from livestock production.

A. LIVESTOCK HOUSING

1) Reduction of the nitrogen content in the diet

J.W. PAUL ; N.E. DINN ; T.KANNANGARA & L.J.FISHER. (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertiliser nitrogen value. *J.Environ.Qual.* **27**, 528-534.

Altering feeding strategies for dairy cattle (*Bos Taurus*) may reduce manure N excretion and NH₃ emission from the manure. We determined the effect of dietary formulation on NH₃ emission immediately following manure excretion and the availability of manure N for plant growth. Manure (urine and faeces) was collected from dairy cattle fed diets containing crude protein levels of 16.4% (T1High), 15.3% (T1Med), and 12.3% (T1Low) in trial 1, and 18.3% (T2High), 16.7% (T2Med), and 15.3% (T2Low) in trial 2. Ammonia emission was measured in the laboratory for up to 48h. Emissions during the first 24h following manure excretion were 38 and 23% of the total manure N from Diets T1High and T1Low, and 22, and 15% of the total manure N from Diets T2High and T2Low. Manure NH₄⁺ concentration and pH were positively related to the dietary crude protein level. Manure from cattle-fed diets T1Med and T1Low were applied to soil at two rates to determine short-term N availability for three plantings of corn (*Zea mays* L.) grown for 30 d each in the greenhouse. The recovery of manure and fertiliser N in the plants and the soil for the first two plantings was 48, 31, and 103% for the T1Med, T1Low, and inorganic N treatments, respectively. Whole farm N utilisation for diets T2High and T2Low were estimated at 18 and 23%, respectively. Feeding diets lower in crude protein increases efficiency of N on the dairy farm, decreases NH₃ emissions following excretion but also decreases the short-term N availability of the manure.

K. ELWINGER & L. SVENSSON. (1996). Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *J.agric.Engng Res.* **64**, 197-208.

Using a dynamic chamber technique and passive diffusion samplers, NH₃ emissions were measured individually from 24 pens in an experimental broiler house with a total of about 3600 broiler chickens on litter. Two multi-factorial experiments were

conducted in which the influence of litter, drinker type and diets was investigated. There was no difference in NH₃ emission related to litter type or amount used. Litter dry matter content was higher and N losses lower in pens with nipple drinkers than in pens with bell drinkers. An increase in feed protein level significantly increased litter N content, NH₃ emission rate, and total N loss.

A.L. SUTTON . K.B. KEPHART . J.A. PATTERSON and coll. (1997). Dietary manipulation to reduce ammonia and odorous compounds in excreta and anaerobic manure storages. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 245-252.*

Studies were conducted with cecal cannulated growing-finishing pigs, to determine the effects of dietary nitrogen levels and selected carbohydrate sources on volatile compounds in cecal contents, fresh manure and manure stored in simulated anaerobic systems. In experiment I, different available amino acid contents in corn-soy diets were compared. In experiment II, addition of 2% oligosaccharide, sucrose thermal oligosaccharide carmel (STOC), and 5% cellulose to corn-soy diets balanced with synthetic amino acids were compared. Volatile fatty acid composition was altered, and total nitrogen, ammonia and pH were reduced in fresh manure from pigs fed the amino acid supplemented diets. Lower ammonia and pH levels were also observed in manure stored anaerobically from pig fed the amino acid supplemented diet. Addition of 2% STOC or 5% cellulose further reduced ammonia excretion levels and pH in fresh and stored manures. Cellulose addition increased volatile fatty acid concentrations in fresh manure. Sulphide compounds such as dimethyl sulphide, along with various organic acids and phenols were additional predominant compounds emitted from manure and cecal contents. Amino acid supplementation with cellulose reduced methyl sulfoxide in anaerobically stored manure.

R.M. KAY & P.A. LEE. (1997). Ammonia emission from pig buildings and characteristics of slurry produced by pigs offered low crude protein diets. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 253-260*

The objective of this experiment was to quantify ammonia emissions from buildings and nitrogen losses in slurries produced from pigs offered low crude protein (CP) diets. Growing pigs were offered either commercially available grower and finisher diets (G-com ; F-com) containing 225 and 205g/kg CP, or low CP diets (G-lc ; F-lc) containing 165 and 140 g/kg CP. Pigs were housed in fully slatted rooms within a controlled environment building and the ammonia concentration of exhaust and inlet air was determined. Ammonia emission was calculated from exhaust and inlet concentrations

and total daily cumulative ventilation. For growing and finishing phases respectively, pigs offered the -lc diets produced less slurry (0.88 vs. 1.22 m³, P=0.009 ; 0.97 vs. 1.35 m³, P=0.014) with lower ammonium-N (3.30 vs. 4.50 g/l, P=0.009, 4.2 vs. 5.77 g/l, P=0.007). Ammonia concentrations were lower for the -lc diets (5.75 vs. 13.89 ppm, P=0.011 ; 6.95 vs. 13.14 ppm, P=0.016), and ammonia emission rates were lower for both growers (78.88 vs. 186.08 g/24 pigs/day, P=0.029) and finishers (162.67 vs. 301.25 g/24 pigs/day, P=0.005). Formulating diets to low CP levels reduced the volume of slurry produced by both growing and finishing pigs by 28% and reduced ammonia emission by 58% and 46%.

T.H. MISSELBROOK ; D.R. CHADWICK ; P.J. HOBBS & B.F. PAIN. (1997). Control by dietary manipulation of emissions from pig slurry following spreading. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 261-266.*

Slurries collected from 2 groups of finishing pigs, fed either a standard commercial diet or a reduced crude protein diet, were spread in mid-March on grass/clover swards at 50 m³/ha. Measurements were made of ammonia volatilization, denitrification, and emissions of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄). Slurry from the reduced crude protein fed pigs (RS) had a lower total ammoniacal-N (TAN), total N and volatile fatty acid (VFA) content, lower pH and a higher dry matter content than slurry from the pigs on the standard diet (CS). Following landspreading, ammonia volatilization over the first five days was 60% less from RS and denitrification losses over 51 days were 73% less from RS. N₂O emissions were similar from the slurries, representing 0.5% of the applied TAN. CH₄ emissions were also lower from RS. Herbage yield and N offtake were not significantly different but % N recovery in herbage was greater from RS-treated plots. Reducing the crude protein content of the diet resulted in greater reductions in ammonia volatilization and denitrification than may have been expected if only considering the reduction in TAN content, due to changes in other slurry characteristics such as pH and VFA content.

T.T. CANH ; A.J.A. AARNINK ; J.W. SCHRAMA & J. HAAKSMA. (1997). Ammonia emission from pig houses affected by pressed sugar beet pulp silage in the diet of growing-finishing pigs. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 273-281.*

This study investigated the influence of dietary level of sugar beet pulp silage (SBPS) on the pH and the ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. Commercial crossbred barrows with initial body weight of 45.3±0.57 kg were used. Pigs were housed in two climate chambers with two pens for seven pigs each. Twelve

groups of 14 barrows were assigned to one of four diets. The control diet contained no SPBS. In the other diets, tapioca was replaced by three levels of SBPS : 5%-SBPS, 10%-SBPS and 15%-SBPS on dry matter basis. After a 13-d adaptation period the slurry was collected in a pit for a period of 7 days. A sample of 2 kg of slurry was taken to measure the ammonia emission in a laboratory set up for 7 days at 20°C. The pH of the slurry was measured in the slurry pit and in the laboratory set up at different levels : the upper, the middle and the bottom layers. The total volatile fatty acid (VFA) and DM concentration of the slurry increased when more tapioca was replaced by SPBS ($P < 0.001$). The ammonium concentration (NH_4^+) was not influenced by SPBS. For each 5% increase of SPBS, the pH of the slurry decreased by 0.4 to 0.5 unit and ammonia emission decreased approximately by 15%. We conclude that increasing levels of SPBS in the diet decrease the pH and ammonia emission from the slurry. An increase of the slurry VFA concentration seems to be the main reason for this decrease.

M.C.J. SMITS ; H.VALK ; G.J. MONTENY & A.M. VAN VUUREN. (1997). Effect of protein nutrition on ammonia emission from cow houses. *In Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, 'eds S.C Jarvis and B.F. Pain', CAB International 1997, 101-107.

The effects of rumen degradable protein and urine production on ammonia (NH_3) emission were studied in two experiments. In the first experiment, the urinary concentration of urea and the NH_3 emission from cows that were fed two diets alternatively were measured. Diet L contained 0.1 kg rumen protein surplus day⁻¹ and diet H contained 1.0 kg rumen protein surplus day⁻¹. Diet L resulted in a 39% lower emission rate compared with diet H. The urinary concentration of urea was 42% lower when feeding diet L compared with diet H. In the second experiment, three different diets were rotationally fed during seven 3-week periods. The effects of urine volume and urinary concentration of urea on NH_3 emission were studied. A higher urine volume increased not only the number of urinations but also the volume excreted per urination. Both the urinary concentration of urea and the urine volume can be influenced by the diet and do have a significant impact on NH_3 emission. From the experiments it can be concluded that nutrition may substantially contribute to reduction in NH_3 emission.

2) Additives

M. KITHOME ; J.W. PAUL & A.A. BOMKE. (1999). Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *J. Environ. Qual.* **28**, 194-201.

Ammonia emissions during composting of poultry manure can be significant, representing increased environmental pollution and decreased fertiliser value of

manure. The objectives of this study were to measure NH_3 volatilization losses during composting of poultry layer manure, and to evaluate the potential of different amendments to reduce NH_3 losses using a laboratory composting simulator. The poultry manure was treated with various amendments which included two natural zeolites, clay, coir (mesocarp of coconut fruit), CaCl_2 , CaSO_4 , MgCl_2 , MgSO_4 , and $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. The manure was composted for 49 to 56 d. Ammonia volatilised from the manure was trapped in a 0.3 M H_2SO_4 solution. The compost was weighed and analysed for moisture content, total N and NH_4^+ . The NH_3 volatilization loss for the unamended manures ranged from 47 to 62% of the total manure N. A layer of 38% zeolite placed on the surface of the manure reduced NH_3 losses by 44%, whereas 33% coir placed on the surface of the manure reduced NH_3 losses by 49%. The 20% alum treatment reduced NH_3 losses by 28%. Composting poultry manure with zeolites, coir, and alum produced composts with high NH_4^+ concentrations ranging from 17 to 53% of total N. The addition of 20% CaCl_2 to poultry manure decreased NH_3 volatilization but did not result in increased NH_4^+ or NO_3^- concentrations. The 38% zeolite Z1 and 33% coir-treated composts had total N concentrations of 17 and 31 g kg^{-1} , respectively. The zeolite and coir amendments were proposed to be the most suitable for reducing NH_3 losses during composting of poultry manure.

G. JURGENS. (1987). The influence of ground superphosphate on the pH value and ammonia release from slurry. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*, H.G. v.d. Meer, et al. (eds) 1987. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. ISBN 90-247-3568-8. Printed in the Netherlands, 381-383.

Input trials and in trial under practical conditions, ground superphosphate was found to lower the pH value of pig and cattle slurry and to reduce the ammonia (NH_3) content in the air space above the slurry. In comparison with other slurry additives, such as dicyandiamide, bentonite with organic substances or a 50% cyanamide solution, ground superphosphate proved to be superior in lowering the pH value of the slurry and the NH_3 content in the air.

S. SUBAIR ; J.W. FYLES & I.P. O'HALLORAN. (1999). Ammonia volatilization from liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. *J. Environ. Qual.* **28**, 202-207.

Losses of N from livestock operations due to ammonia (NH_3) volatilization from animal wastes is a major source of pollution in Europe and North American and represents a significant economic loss. Paper products have potential as amendments to reduce NH_3 loss because their high carbon (C) and low nitrogen (N) contents would be expected to cause N immobilisation. Reduction in NH_3 volatilization from liquid hog manure (LHM) by paper bag (PB), filter paper (FP), newsprint (NP), and pulp sludge (PS) added at 2.5 and 5% (fresh LHM weight) was evaluated in a 56 d incubation study. Cumulative NH_3 volatilization ranged between 28 and 53% of initial manure N.

When the rate increased from 2.5 to 5%, NH₃ volatilization was reduced by 47, 40, 37, and 29%, respectively, compared to the control. Increasing the rate increased the amount of C lost from the LHM and reduced the net mineralization of organic N. Hence, the addition of organic amendments appeared to have decreased NH₃ volatilization by increasing microbial activity and N immobilisation. Liquid hog manure pH was negatively correlated with C loss, indicating that microbial decomposition of paper amendments lowered manure pH but this effect did not appear to be important in controlling NH₃ volatilization. Paper lignin content was not correlated with the loss of C, manure pH, or NH₃ volatilization, suggesting that the effectiveness of paper products in reducing NH₃ volatilization is not controlled by lignin content but rather by other more labile components.

E. WITTER. (1991). Use of CaCl₂ to decrease ammonia volatilization after application of fresh and anaerobic chicken slurry to soil. *Journal of Soil Science*. **42**, 369-380.

Ammonia losses after surface application of fresh chicken slurry (15% solids) and anaerobically stored chicken slurry (10% solids) to a silty clay soil (pH 6.9) at a rate equivalent to 34 m³ ha⁻¹ were studied in a laboratory incubation experiment. Total NH₃-N losses amounted to 29% of the initial uric acid-N+urea-N+NH₄⁺-N content of the fresh slurry and 28% of the initial NH₄⁺-N content of the anaerobic slurry. Peaks rates of ammonia volatilization took place between 24h and 48h after application of the fresh slurry and within 5 h of application of the anaerobic slurry. The addition of CaCl₂ at a rate of 36 mg Ca g⁻¹ (dry wt) slurry decreased peak rates of ammonium volatilization from the fresh slurry by 73% and total losses by 37%. The decrease in total ammonia losses through CaCl₂ addition to the anaerobic slurry was only 8%. The addition of CaCl₂ decreased CO₂ output from both slurries through precipitation of HCO₃⁻ as CaCO₃, thereby removing a source of alkalinity from the solution. The failure of the CaCl₂ addition to decrease significantly ammonia losses from the anaerobic slurry suggested that HCO₃⁻ was an important source of alkalinity driving ammonia volatilization in the fresh slurry, but not in the anaerobic slurry. CaCl₂ addition did not affect urea hydrolysis, nor net nitrogen mineralization. The decrease in ammonia loss achieved through CaCl₂ addition was however not associated with a parallel increase in ammonium concentrations in the soil. Further experiments showed that the ammonia retained by the CaCl₂ was probably fixed by the soil and rendered non-extractable by KCl.

V.H. VAREL. (1997). Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. *Bioresource Technology* **62**, 11-17.

Current waste management systems for cattle feedlots and swine facilities result in nitrogen losses of approx. 75%. Most of this loss occurs through the rapid hydrolysis of urinary nitrogen (urea) to ammonia, which volatilises into the atmosphere. This

contributes to odour, environmental problems, and loss of a valuable fertiliser resource. Urease inhibitors cyclohexylphosphoric triamide (CHPT) and phenyl phosphorodiamidate (PPDA) were used to control the hydrolysis of urea in duplicate one-litter slurries of cattle and swine wastes (1:1 g:g faeces to urine). With cattle waste (3.3 g urea l⁻¹) and swine waste (4.8 g urea l⁻¹), both inhibitors at 10 mg l⁻¹ of waste prevented hydrolysis of the urea for 4-11 days, and then a gradual hydrolysis occurred until complete at day 28. Hydrolysis of urea in untreated cattle or swine waste (controls) was complete within one day. Addition of the inhibitors once per week was the most effective method of preventing urea hydrolysis. Weekly additions of 10, 40 or 100 mg of PPDA per litter of cattle waste (5.6 g urea l⁻¹) prevented 38, 48 and 70% of the urea from being hydrolysed after 38 days, respectively. With swine waste (2.5 g urea l⁻¹) these PPDA concentrations prevented 72, 92 and 92% of the urea from being hydrolysed after 28 days, respectively. PPDA additions were stopped after 49 days, and all urea at the three PPDA concentrations was hydrolysed after 70 and 84 days for the cattle and swine wastes, respectively. These results offer a strategy for significant control of ammonia emissions from livestock facilities and increasing the fertiliser value of wastes by improving the nitrogen to phosphorus ratio for plant growth.

N.A. BOOKER ; E.L. COONEY & A.J. PRIESTLEY. (1996). Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. *Wat.Sci.Tech.* **34** (9), 17-24.

A rapid adsorption process, which utilises the ammonium ion selectivity of a natural Australian zeolite, is being developed for removal of ammonia from sewage. The study reported in this paper claims not to have invented nor discovered this technique of ammonia removal from wastewater, but aims to realise the value of this natural Australian resource as an efficient alternative to existing treatment processes. AN understanding of the equilibrium and kinetic behaviour of this material provided insight into its expected capacity as an adsorption media. Favourable results led to pilot scale trials, which revealed excellent performance of the zeolite under continuous column operation. The zeolite adsorption process has proved effective, as pilot scale, in reducing ammonium ions in sewage from concentrations ranging from 25 to 50 mg NH₄N/L down to levels below 1 mg NH₄N/L. Under optimised operating conditions, the adsorption capacity of the zeolite for this range of influent ammonium concentrations was about 4.5 mg NH₄N/g. The rate of treatment by the pilot zeolite column makes it ideally suited as a retrofit to high rate secondary sewage treatment processes, for removal of the soluble ammonium component.

A.J. HEBER ; R.K. DUGGIRALA and coll. (1997). Manure treatment to reduce gas emissions from large swine houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997.* Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 449-457.

A 63-day field test of a commercial manure additive sprayed onto the underfloor manure surface in a 1000-head commercial naturally-ventilated swine finishing house

resulted in a reduction of mean NH₃ emissions from 5.9 to 1.8 g/day.pig as compared to an identical untreated house. The mean H₂S emission rate of 0.15 g/day.pig did not change with the treatment. Average NH₃, H₂S and CO₂ concentrations at the air outlets were 13.7 ppm, 166 ppb and 3335 ppm in the control building and 4.3 ppm, 190 ppb and 3249 ppm in the treated building, respectively. Daily mean airflow rates between 6.4 and 109.6 m³/h.pig were estimated from a sensible heat balance of the building.

J.G.L. HENDRIKS & M.G.M. VRIELINK. (1997). Reducing ammonia emission from pig houses by adding or producing organic acids in pig slurry. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 493-501.

The ammonia volatilization is exponentially related with the pH of the slurry. This research tests two different methods to acidify the pig slurry. The average ammonia emission (not corrected for background concentration) of the acidification system by adding organic acids and producing organic acids were respectively 1.46 and 1.38 kg ammonia per pig place per year. The reduction of the ammonia emission was respectively 42 and 45% compared with the ammonia emission from a pig room with a partly slatted floor (2.5 kg ammonia per pig place per year). For the use of one of both acidification systems some extra investments (discharging system, pH-meter, mixing facility, electricity costs, etc.) have to be done. The total extra annual costs are Dfl 27.88 per pig place per year for the organic acids. When the system with producing organic acids by microbiological activity is used, the total extra annual costs are Dfl 41.55 for milled wheat and Dfl 20.96 for heated potato starch.

3) Litter, livestock housing

K.H. JEPPSSON. (1999). Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *J. Agric. Engng Res.* **73**, 49-57.

Ammonia volatilization from animal husbandry contribute to the total nitrogen deposition, causing acidification and eutrophication. The objective of this investigation was to compare ammonia volatilization from deep-litter housing systems using different bedding material and to compare the ammonia volatilization from the beds with that from the manure alley. Four different bedding materials were compared ; long straw, chopped straw (with and without an additive) and a mixture with 60% peat and 40% chopped straw. The effect of an additive containing sea algae and vegetable oils on ammonia emission was evaluated. The experiments were conducted during a six-month period in four bedded pens with a manure alley for young cattle. The ammonia emission rate from the beds and the manure alley, the temperature in the beds, the

chemical composition of the bedding materials, the thickness of the beds and the cleanliness of the cattle were determined in the investigation. Six ventilated chambers were used to measure the ammonia emission rate. The ammonia emission rate from the bed with a bedding mixture of 60% peat and 40% chopped straw (drymatter weight) was significantly less than from the beds with long straw or chopped straw. The mixture of peat and chopped straw was estimated to reduce the ammonia emission by 57% compared with long straw. The ammonia emission rate from the manure alley (solid floor) was significantly less than from the bedding area with long straw or chopped straw as bedding material. From the manure alley, the ammonia emission was estimated to be 40% of the emission from the bedding area with long straw. The additive evaluated did not have any effect on the ammonia rate. It was also found that the temperature was an important factor for ammonia emission rate.

N.W.M. OGINK & W. KROODSMA. (1996). Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *J. Agric. Engng Res.* **63**, 197-204.

Two methods to reduce the emission of ammonia from cow houses with a partially slatted floor were investigated. One method was based on scraping the slats and subsequent flushing with water every 2h, using 20 l/d per cow (water treatment). The second method was similar to the first one, except that 4 g of formaldehyde per litre of flushing water was added (formalin treatment). The trial was conducted in two compartments of an experimental cubicle house. In one compartment the formalin treatment was applied for a period of 24 d, followed by the water treatment for 41 d. Simultaneously, the emission was recorded in a second compartment with no scraping or flushing. Treatment effects were estimated from changes in the ratio between the emissions from the two compartments. A statistical analysis was based on time series analysis. The water treatment lowered the emission by 14% (95% confidence interval 9%-19%). The formalin treatment reduced emission by 50% (95% confidence interval 45-55%). It was concluded that effective flushing methods for slatted floors depend on addition of compounds that supplement the effects of flushing.

C.R. BRAMM ; M.J.C. SMITS ; H. GUNNINK & D. SWIERSTRA. (1997). Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *J.Agric.Engng. Res.* **68**, 375-386.

Two methods to reduce the ammonia emission from double-sloped solid floors, with a gutter at the bottom of the flat «v» and baffles dipping into the slurry, in cow houses were investigated. The effect of two extra urine gutters in the sloping floor parts and the effect of spraying water, at a rate of 6l/d per cow after scraping with a frequency of 12 times per day, were studied. The experiment was performed over 19 weeks in two compartments of an experimental mechanically ventilated cow house, each housing ten non-lactating cows. In one compartment, a double-sloped solid floor with underfloor

slurry pit and floor openings, to dump manure collected by a scraper, was constructed. A central urine gutter was permanently in use. Underfloor airflow was prevented by a high slurry level and vertical baffles dipping into the slurry; these also reduced air exchange between pit and house. The other compartment served as a reference and had a traditionally slatted floor, also with underfloor slurry pit. Ammonia emissions from both compartments were recorded continuously. Ammonia emission from the compartment with the double-sloped solid floor operating with one urine gutter and without spraying water was, on average, reduced by 50% compared with the reference compartment. Emission was further reduced, on average, by 65% compared with the reference compartment when water was sprayed. The use of three instead of one urine gutter had no significant effect on the emission, despite the fact that the mean surface area covered by a single urination was reduced from 1.15 to 0.09 m². It was concluded that a further reduction of the distance between the urine gutters would not be expected to influence ammonia emission, since the mean surface area covered by a urination was already close to the minimum of 0.8 m² for slatted floors.

A.J.A. AARNINK ; D. SWIERSTRA ; A.J. VAN DEN BERG & L.SPEELMAN. (1997). Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *J.Agric.Engng.Res.* **66**, 93-102.

The influence on ammonia emission to the atmosphere of five types of slatted floor and of the degree of fouling of the solid floor was investigated in houses for fattening pigs. In the experiment there were two concrete slatted floors (S1 with slats 10 cm wide and 2 cm gaps; S2 with slats 7 cm wide and 1.8 cm gaps); a cast iron slatted floor (S3 with slats 2.5 cm wide and 1.5 cm gaps) and two floors whose metal slats were triangular in cross section (S4 with 1 cm wide slats and 1 cm gaps; S5 was the same as S4, but partially covered over an area of 0.8 x 0.7 m with studs 5 cm high and 3.2 cm diameter, spaced at 20 cm). Three partially slatted compartments (all 25% slatted and 75% bare solid concrete) for 36 fattening pigs each were used. Air was drawn from outside through underground heat exchange tubes and entered the compartments via a ceiling of perforated plastic sheeting. The five types of slats were changed around between the three compartments (three in, two out) every three weeks during two growing periods of 15 weeks each, one during the winter and one during the summer. Ammonia concentrations in incoming and outgoing air and ventilation rate were measured continuously to calculate the ammonia emission to the atmosphere. The area of the solid floor wetted with urine was assessed visually. The excreting and lying locations of the pigs were determined from video recordings. S5 showed the lowest occurrence of excretions on the solid floor. Also in S5 the lowest number of pigs were lying on the pen partition side (the side with naps) of the slatted floor. The ammonia emissions were calculated relative to S1. These were 106% for S2, 95% for S3, 73% for S4 and 64% for S5 (SED 16%). The solid floor was fouled more during the summer than during the winter (P<0.05); fouling increased towards the end of the growing period (P<0.001). Opting for slatted floors from metal with more open space than concrete slatted floors, such as the floor with triangular section metal slats, significantly reduces ammonia

emission from the slats. Partially covering the slatted floor with studs prevents pigs from lying in this area so that they use this area for excretion, giving less fouling and ammonia emission from the solid floor.

C.R. BRAAM & D. SWIERSTRA. (1999). Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics.

J.Agric.Engng. Res. **72**, 59-69.

The relation between surface characteristics and urease activity was studied for samples (300 x 300 mm) from 50 different specimens representative of concrete floors in dairy cow houses, since volatilization of NH_3 from urine pools on floors is reduced when urease activity on the floor surface is reduced, provided that urease activity is below a certain level. Variations within the factors « concrete strength », treatment of the fresh concrete surface », « curing time » and treatment of the hardened concrete surface were applied. The specimens were split into two groups, namely non-coated and coated specimens. Floor surface roughness was measured for samples from all specimens, and also water penetration depth was measured for samples of the non-coated specimens. Samples from all 50 specimens were fouled with cow faeces and urine for 14 days and urease activity was measured. By relating urease activity of the samples from the non-coated specimens to the roughness of the floor surface and the water penetration depth, 67% of the variance was explained. This was 25% for the coated specimens, using a relation between surface roughness and urease activity. By expressing urease activity on the non-coated specimens as a function of the factors « concrete strength », « treatment of the fresh concrete » and « curing time » and the factor levels within, 87% of total variance was accounted for. Although the experimental fouling period was relatively short compared with the length of the animal housing period, urease activity on most of the non-coated samples, on average, reached values out the range in which a reduction of volatilization of ammonia from a urine pool is found when urease activity is reduced. Coated specimens in general and, in particular, non-coated specimens of which the mould side was tested, demonstrated urease activities within that range. The duration of the fouling period during housing of the cows and the basics of the formation of urease activity on floor surfaces both support the idea that build up of urease activity proceeds after 15 days of fouling. The urease-active top layer on the floor surface is expected to cause gradual diminishing of the influence of floor surface characteristics on emission of ammonia from urine pools deposited on the floor. High levels of urease activity were expected to develop on all types of floors, either coated or non-coated. Impregnating and coating of floors in dairy cow houses were therefore not expected to result in a reduction of emission of ammonia. Only floor cleaning strategies removing or inactivating the urease on the floor were expected to result in such a reduction.

C.M. GROENESTEIN & H.G. VAN FAASSEN. (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *J.agric.Engng. Res.* **65**, 269-274.

In a deep-litter housing system, animals are kept on a thick layer of a mixture of manure with sawdust, straw or woods havings. In this study, sawdust was used for two different deep-litter systems for fattening pigs (System 1 and 2). The differences between the systems were the amount of litter per pig, the size of the sawdust particles and the way the bed was treated. From manure, NH_3 (ammonia) can volatilize. In a mixture of manure and sawdust the microbial processes, nitrification and denitrification can occur which convert NH_3 into the inert N_2 (dinitrogen gas). If conditions are suboptimum and these processes do not run to completion, the air-polluting volatile intermediates N_2O (nitrous oxide) and NO (nitric oxide) are emitted. Field studies were carried out to obtain values for the concentrations in the exhaust air of NH_3 , N_2O and NO . Ventilation rates were measured and emissions of these air-polluting nitrogen gases calculated. The results were compared with the emission of a traditional system with manure storage under a fully slatted floor of 0.3 g N/h per pig as NH_3 . The nitrogen emitted as NH_3 , NO and N_2O measured with System 1 was 0.24, 0.04 and 0.3 gN/h per pig respectively. For System 2 emissions were 0.12, 0.01 and 0.2 g N/h per pig respectively. System 2 tends to reduce the ammonia emission compared with traditional housing systems ($P = 0.078$) but for System 1 there was no difference. In both systems, the emission of total air-polluting nitrogen was not reduced compared with a traditional house, System 1 had increased N emission ($P < 0.05$). From both systems most of the air-polluting nitrogen was emitted as N_2O , although for System 2 this was not significant. In a laboratory study, samples of the deep-litter beds were incubated under various O_2 concentrations to study under which conditions N_2O was produced in the deep litter. The results showed increasing N_2O emission with decreasing O_2 concentration in the bed, indicating that N_2O is mainly produced in the course of nitrification. It is concluded that deep-litter systems for fattening pigs may reduce NH_3 emission compared with housing on fully slatted floors, but emissions of air-polluting nitrogen gases tend to be higher due to the formation of N_2O . From an environmental point of view, these two deep-litter systems are therefore not recommended.

P.W.G. GROOT KOERKAMP ; L. SPEELMAN & J.H.M. METZ. (1998). Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part 1 : Performance of a litter drying system. *J.Agric. Engng. Res.* **70**, 375-382.

The effects of a litter drying system are reported on the composition of the litter and the emission of ammonia from a tiered wire floor aviary housing system for laying hens. Air velocities above the litter, a mixture of droppings and sand, were increased by means of air that was sucked from the top of the room and blown through holes in ducts at floor level. The dry matter content of the litter was higher (above 900g/kg) and

the total ammoniacal nitrogen (0.7 g/kg) and pH (7.3) of the litter were remarkably lower than in aviaries without forced drying of litter (dry matter 750-850 g/kg, total ammoniacal nitrogen 2-3 g/kg, pH about 8.6). Concentrations of ammonia in the exhaust air were below 5 p.p.m. and the emission of ammonia from the house reached a stable emission level of about 2.0 mg/h per pen when hens were about 30 weeks old. This emission was caused by the litter and the manure on the belts, and was reached when manure on the belts was removed daily and about 500 m³/h of air were blown evenly over the litter by means of three ducts. The litter drying system effectively maintained the dry matter content of the litter at a high level and minimized the degradation of nitrogenous components into ammonia. A possible increase of the volatilization rate of ammonia because of higher air velocities was of minor importance.

B. NICKS ; A.DESIRON & B. CANART. (1997). Deep litter materials and the ammonia emissions in fattening pig houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 335-342.*

Two identical rooms were used to keep pigs on deep litter, one room with pigs on sawdust and the other with pigs on straw. In a first experiment, four batches of pigs per room have been reared successively over the 17-month period of experiment. On average the amount of litter used per pig was 100 kg of sawdust (50% dry matter) and 58 kg of straw. The ammonia concentrations were significantly lower during the 4 fattening periods in the room with the sawdust (40% reduction) than in the room with the straw bed. On average, the concentrations in the 2 rooms were respectively of 10.3 and 17.3 ppm. During the work of mixing pig manure with the sawdust, the NH₃ concentration increased until 100 ppm. In a second trial, 2 litters of sawdust were compared, one treated with an additive, the other non treated. Three batches of pigs were reared successively on each litter. The amount of sawdust used was 78 kg/pig. On average the ammonia concentration was 30% lower in the room with the treated litter (9.8 vs. 14.0 ppm). In a third experiment, a litter of sawdust was compared to a mixture of sawdust and straw with 50% dry matter of each material. A significant lower NH₃ concentration was observed during the second fattening period in the room with the sawdust (16.3 vs. 20.5 ppm).

G.J. MONTENY & P.P.H. KANT. (1997). Ammonia emission and possibilities for its reduction in dairy cow houses : a review of Dutch developments. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 355-364.*

Ammonia, mainly originating from livestock production, contributes to environmental pollution. Cattle husbandry is responsible for more than 50% of the total ammonia emission in Europe. Absolute emission from dairy cow housing systems may be smaller than from other sources in cattle husbandry, such as slurry application and grazing. Still, in several countries (e.g. the Netherlands), there is a tendency towards legislation to reduce ammonia emission from cattle and other livestock housing systems in order to reach emission and deposition goals set to minimize environmental acidification. Dairy cow housing systems can be categorized as loose housing and tie stalls. Differences occur in floor type and waste collection system. Ammonia emission levels for loose housing systems tend to be higher (25-45 g day⁻¹ per cow) than for tie stalls (9-27 g day⁻¹ per cow), although ranges in emissions –especially for loose housing systems- are reasonably large. Possibilities for reduction of the ammonia emission from dairy cow housing systems are based upon affecting one or more of the parameters relevant for the production and volatilization of ammonia inside the house. Flushing with water has a reasonably small effect on the ammonia emission (maximum 17% reduction). Significant emission reductions were reported for flushing with diluted formalin (50% when applied on slatted floors and 80% for solid floors), slurry acidification (37%), feeding strategies (39%) and V-shaped, solid floors (50%). Before application of these measures in practice, several drawbacks will have to be solved.

T.DEWES. (1999). Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology*. **70**, 245-248.

The maximum specific ammonia emissions from liquid manure (LM) and solid manure containing 2.5 kg straw/livestock unit (LU)/day (SM 2.5) or 15 kg straw/LU/day (SM 15) increased in the sequence LM<SM 2.5< SM 15 (662.6<3163.7<6299.8 µg NH₃-N/h/kg). These emission levels were attained soon after the maximum temperatures (22.9°C<34.3°C<69.5°C) induced by microbial self-heating had been reached. After that, NH₄⁺ was microbially re-bound in amounts that increased with a higher C content and a widening C:N ratio, i.e. Also in the sequence LM<SM 2.5<SM 15. Over a period of 15 to 16 days, 6.0% (LM), 10.8% (SM 2.5) and 5.9% (SM 15) of the N-total was emitted. When the accumulated ammonia emissions were extrapolated beyond this period of investigation, it was concluded that, over longer storage periods, solid manure offers better biological conditions for low ammonia emissions than liquid manure.

B. SVENNERSTEDT. (1999). Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *J.Agric. Engng. Res.* **72**, 19-25.

Drainage properties and ammonia emissions from slatted floors and drainage channels were investigated using a laboratory arrangement development for the purpose. The arrangement consists of a steel-framed box with two levels in order to simulate different slatted floor systems. The slatted floor under test is laid on the top level and

manure is dropped on to it from various heights. The lower level consists of a drainage channel, the top of which is covered by a lid perforated with holes of different shapes. Drainage experiments on slatted floors for cows with slits from 30 to 45 mm wide showed an average total drainage value for faeces and urine of 72% and an average urine drainage value of 82%. Drainage experiments on slatted floors for pigs showed results varying between drainage arrangements. The best drainage capacity was obtained when the drainage channel had holes giving a large drainage area. The ammonia experiments on slatted floors for cows with 2 and 30 mm spacing showed an accumulated ammonia emission of about 8 and 3 g respectively, during the 20 h testing period. On slatted floors for fattening pigs, the accumulated ammonia emission was calculated to be about 2 g during the 20 h testing period. These ammonia emission results are related to the mass quantities and the nitrogen contents of faeces and urine, which normally are dropped to slatted floor surfaces in animal buildings.

G.M. DEN BROK & N. VERDOES. (1997). Slurry cooling to reduce ammonia emission from pig houses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 441-447.

Temperature of slurry affects the ammonia emission from slurry. If the slurry temperature is low, the conversion of ammonium to ammonia will occur slowly. As a result the ammonia emission will reduce. A slurry cooling system in rooms for grower/finishing pigs, a farrowing room and a room for weaned piglets has been tested. The average ammonia emission in the room for grower/finishing pigs was 1.4 kg per pig place per year (reduction of 44%). The extra annual costs per place are about Dfl 23.00, depending on the pen design and cooling surface. The average ammonia emission in the farrowing room with a fully slatted floor was 2.4 kg per sow place per year (reduction 71%). The extra annual costs per place are Dfl 119.00. Slurry cooling in a room for weaned piglets resulted in an average ammonia emission of 0.15 kg (reduction 75%). The extra annual costs per place are Dfl 9.70. Satter et al. (1997) achieved in a room for dry sows with slurry cooling and ammonia emission of 2.2 kg (reduction 48%). The extra annual costs per place are Dfl 45.00.

B. STORAGE

1) Covers

G. HORNIG ; M. TURK & U. WANKA. (1999). Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *J.Agric. Engng Res.* **73**, 151-157.

Covering of liquid manure storage facilities causes additional costs. Furthermore, the building of rigid covers such as tent roofs over large slurry lagoons is prohibitively expensive. Therefore, emission reducing effects and floating behaviour of low-cost covers were investigated. Such alternative cover materials are granules, chopped straw and rape oil. Tests took place both in the laboratory and in the field. On-farm studies served to determine emissions from liquid manure surfaces in large slurry storage facilities. Laboratory tests were carried out in transparent Perspex containers on a 65 l scale. The floating behaviour of the covers and the sedimentation of slurry during storage and after homogenisation were observed. The ammonia emission was also measured here and sampling for odour measurements and chemical analysis was carried out. Cover materials showed very different behaviour. The granules made a closed cover within a few hours after homogenisation, while rape oil rose to the surface only during a period of several days. Chopped straw made a solid floating layer infiltrated with slurry. Laboratory scale and on-farm studies with granules and straw as covers reduced odour emission by about 83-91%. Ammonia emission decreased by about 80-91%. The emission reduction of 85% for a 6 mm rape oil layer was similar to the other covers, but the 3 mm oil layer showed an insufficient effect.

S.G SOMMER ; B.T. CHRISTENSEN ; N.E. NIELSEN & J.K. SCHJORRING. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **121**, 63-71.

Gaseous NH₃ losses from pig and cattle slurry stored in eight storage tanks were measured simultaneously using wind-tunnels. The slurry was either stirred weekly (uncovered), or was allowed to develop a natural surface crust. Oil, peat, chopped cereal straw, PVC foil, leca (pebbles of burned montmorillonitic clay) and a lid were tested as additional covers. Convective transport of ammonium to the surface layers caused NH₃ volatilization losses of 3-5 g NH₃-N/m² per day from the stirred, uncovered tanks. The loss of NH₃ from the stirred slurry was related to air temperature. The development of a natural surface crust reduced NH₃ losses to 20% of those from stirred slurry. NH₃ losses from slurry not developing a natural surface crust layer and left undisturbed were similar to the losses from stirred slurry. A 15 cm layer of straw was as effective as a surface crust layer in reducing NH₃ losses. In one experiment, cracks developed in the oil cover and losses were therefore only reduced to 50% of those of uncovered slurry. Apart from this experiment, NH₃ losses from slurry covered with oil, leca, peat and foil were small.

A.G. WILLIAMS & E. NIGRO. (1997). Covering slurry stores and effects on emissions of ammonia and methane. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds)*, 421-428.

Experiments were conducted on field and laboratory scales to measure the effects of covering on emissions of methane and ammonia from stored pig and cattle slurries. The capacities of the field and laboratory scale stores were 50 m³ and 200 L respectively. Superficial air velocities in the laboratory stores were chosen to simulate an uncovered store, a standard cover, an improved cover and an intermediate. Slurries and air were controlled at nominal temperatures of 4, 11, 18 and 25°C. Covering reduced ammonia emissions from pig slurry in the field store by 68%, but allowing for differences in temperature and pH suggested that the reduction should be 75%. Methane emissions were too variable to demonstrate any effect at field scale. In laboratory experiments, the simulated standard cover reduced ammonia emissions from pig and cattle slurry by about 80% and 75% respectively, significantly increasing to 93% with the improved cover. Emission increased about fourfold as temperature increased from 4 to 25°C. Methane emissions from cattle slurry were generally reduced by about half with the standard cover and were reduced by about 90% with the improved cover. Emissions of ammonia-N could be reduced by about 38 kt year⁻¹ in the United Kingdom if all stored slurry was covered.

2) Acidification

J. MARTINEZ ; J. JOLIVET ; F. GUIZIOU & G.LANGEOIRE. (1997). Ammonia emissions from pig slurries : evaluation of acidification and the use of additives in reducing losses. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities », Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 485- 492.*

Ammonia emissions during storage of pig slurry were followed through laboratory experiments to evaluate several chemical and commercial additives on decreasing losses. A series of cylindrical columns of 5 cm depth and 10 cm diameter were used to simulate a column of slurry stored in a pit. Each glass volatilization chamber contained 300 g of raw or chemically treated pig slurry. During the experiment the ammonia-charged air was drawn out of the lid and entered the chemical trap (0.1 N sulphuric acid or 4% boric acid) at a flow rate of 5 litres/min (about 8-10 exchange volumes/min). Five commercial chemical additives (Stalosan, De-odorase, Odorless, Biosuper and NX-23) were used at three rates (low, recommended and high) to evaluate their performances on ammonia losses. Strong acids and calcium chloride were evaluated concurrently to the pit additives. Two commercial additives from the five tested had an effect on reducing ammonia losses. The emissions from the slurries treated with these two additives were reduced by approximately 40% to 50% in comparison to emissions from the untreated slurries. Both the addition of calcium chloride and the acidification of slurries to pH 6 gave an 85% reduction in the ammonia lost. Results obtained from those laboratory experiments were confirmed in field trials using a wind tunnel system.

W. BERG & G. HORNIG. (1997). Emission reduction by acidification of slurry-investigations and assessment. *Proceedings of the International Symposium « Ammonia and odour control from animal production facilities »*, Vinkeloord, The Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A.M. Voermans and GertJan Monteny (eds), 459-466.

A strong reduction of harmful gas emissions is realisable by acidification of slurry at pH values of 4.5. The use of abrasive mineral acid is connected with disadvantages in regard of handling and nutrient balance. A new method is the application of lactic acid. It is advantageous not only for emission reduction but also to the handling of acid and acidified slurry as well as to using renewable raw materials or residues. Acidifying at pH values from 4 to 5 demands a lactic acid (50% concentrated) addition of about 5% by volume. This lowering of pH leads to a reduction of ammonia and methane emissions by nearly 90%. Nitrous oxide only emits from non-acidified slurry, but not before slurry surface becomes encrusted and ammonia emission is decreasing strongly. This effect includes slurry application. Negative effects of acidified slurry on soil or plant are not detectable. Present results indicate higher yields. The specific costs of reducing 1 kg nitrogen with lactic acid are comparable with those of biofilters and bioscrubers, but the emission reduction potential of lactic acid is 3 to 5 times higher.

R.J. STEVENS ; R.J. LAUGHLIN ; C.J. O'BRIC ; O.T. CARTON & J.J. LENEHAN. (1997). The efficiency of the nitrogen in cattle slurry acidified with nitric acid for grass production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*. **129**, 335-342.

Field trials were conducted at six sites throughout Ireland in 1992, 1993 and 1994, to assess the efficiency of utilisation of N in cattle slurry treated with nitric acid. Slurries were left untreated or were acidified to pH 5.5 with 12M nitric acid immediately prior to spreading. Slurries were either band-spread or splashplate-spread using an automated tanker system. The efficiency of N ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) in slurry for grass production (Eff-N %) was measured by comparing N offtake values with those from a range of rates of inorganic fertiliser N (ammonium nitrate/calcium carbonate) treatments. Slurry was applied at rates (13-28 m³/ha) which supplied N ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) below the highest inorganic fertiliser treatment. In all experiments, untreated cattle slurry was compared with nitric acid-treated cattle slurry at the same rate of application. The Eff-N% values for unacidified or acidified slurries were highly variable by both spreading methods. The effect of spreading method depended on whether or not the slurry was acidified. On average the Eff-N % value of the bandspread unacidified slurry (59%) was significantly higher than the Eff-N % value of the splashplatespread slurry (37%). For acidified slurry, the average Eff-N % value of the bandspread slurry (85%) was not significantly different from the Eff-N % value of the splashplate-spread slurry (81%). The overall average Eff-N % value of the acidified slurry was 83% which was significantly less than 100%. Cattle slurry acidified with nitric acid to pH 5.5 was more variable and less efficient than inorganic fertiliser N under the soil and climatic conditions tested.

C. SPREADING

S.G. SOMMER ; E. FRIIS ; A. BACH & J.K. SCHJORRING. (1997). Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *J. Environ. Qual.* **26**, 1153-1160.

A micrometeorological mass balance technique was used to determine ammonia (NH_3) volatilization from pig (*Sus scrofa*) slurry applied to winter wheat (*Triticum aestivum* Lam.). The slurry was applied with trail hoses on the soil below the canopy or by a splashplate technique spreading the slurry on both plants and soil. The two application techniques were compared in parallel experiments of 7 d duration on each of nine occasions in the period from April 1993 to June 1995. The loss of NH_3 varied from 4 to 26% of the ammonium (NH_4^+) in slurry applied with trail hoses and from 11 to 26% when applied with splash plates. Trail hose application reduced NH_3 volatilization by up to 80% compared with the losses from splash plate applied slurry. The greatest reduction was observed when slurry was applied to a tall and dense crop, while the trail hose technique did not reduce losses when slurry was applied to a 10 cm high crop with a leaf area index of 0.3. The decreasing NH_3 volatilization with increasing crop height was due to a reduced wind speed above the slurry surface, promoted slurry infiltration due to increased drying of the topsoil and increasing leaf absorption of volatilized NH_3 . Wind speed and air temperature above the canopy and the chemical composition of the slurry had little influence on NH_3 volatilization from trail hose applied slurry. On the contrary, these factors increased NH_3 volatilization from splash plate applied slurry. The NH_3 volatilized from trail hose applied slurry was absorbed by the wheat plants in rates from 0 to 0.74 g $\text{NH}_3\text{-N m}^{-2}$ leaf surface during a period of 7 d after slurry application. Canopy NH_3 absorption was responsible for up to 25% of the reduction in NH_3 loss when using trail hose application. The wheat plants did not absorb NH_3 during stem elongation in the vegetative growth period.

J.P. FROST. (1994). Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science.* **49**, 391-400.

Results from a series of five small-scale plot experiments which simulated different strategies for lowering ammonia volatilization following slurry application to grassland are reported. Strategies studied were band spreading, shallow-channel application, spike injection, rate of surface application and dilution. Volatilization was measured over the first 4h following application with ventilated enclosures. Band spread slurry resulted in 0.4 of the volatilization that occurred from surface application of the same rate of slurry. The benefit of band spreading was shown to arise from higher application rates in the bands when compared with the same quantity of slurry spread over the surface. When surface-spread slurry was applied to the same depth of slurry as

in bands, the volatilization per unit volume of slurry was the same. Shallow-channel application was more effective than band spreading and lowered volatilization per unit volume of slurry to <0.1 of that from surface-spread slurry. Spike injection was equally effective as shallow-channel application but, owing to perceived difficulties in machine design, construction and operation, was deemed impractical. Shallow-channel application has potential, through further spacing of the channels. As the application rate of surface-applied raw slurry increased, ammonia volatilization per unit volume of slurry applied decreased. Application at 50 m³ ha⁻¹ resulted in 0.4 of the specific volatilization per unit volume of slurry that occurred at 6.3 m³ ha⁻¹. Within the dilution treatments, the amount of water added to the slurry was linearly and inversely related to volatilization. At a dilution of 0.9-1.2:1 water:slurry the specific volatilization per unit volume of slurry was 0.5 of the from undiluted slurry.

R. VANDRE ; J. CLEMENS ; H. GOLDACH & M. KAUPENJOHANN. (1997). NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. NH₃ emissions. *Z. Pflanzenernähr. bodenk.*, **160**, 303-307.

Ammonia volatilization from slurry is undesirable because of environmental eutrophication and loss of fertilizer value. The dry matter content of slurry, the application technique and the weather conditions are the main factors influencing NH₃ losses from landspread slurry. In a field of winter wheat a two-factor plot experiment was conducted to study single and combined effects of slurry separation and application techniques, including broadcast and banded application, as well as incorporation by injection and the flexible harrow. Ammonia volatilization from all treatments could be measured simultaneously, and at ambient climatic conditions by an indirect, open measurement technique. The experiment was repeated four times. Due to varying weather conditions and treatment effects, cumulative NH₃ volatilization from the slurry during the first 48 hours ranged from 4 to 90% of total ammoniacal nitrogen (TAN). Both separation and incorporation significantly decreased NH₃ losses, but only the combination of dry matter reduction and injection or harrowing reduced NH₃ volatilization to about 30% of TAN in all weather conditions. Banding alone did not efficiently conserve slurry N, but even enhanced NH₃ volatilization in wet conditions.

J. CLEMENS ; R. VANDRÉ ; M. KAUPENJOHAN & 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. *Z. Pflanzenernähr. bodenk.*, **160**, 491-496.

Strategies reducing NH₃ volatilization from slurry include separation of slurry, special application techniques and additives. We studied the impact of manure application and application technique on N₂O release after manure application. Untreated and separated cattle slurry (dry matter content of 7.1% and 4.4%, respectively) was applied to winter

wheat using broadcast and banded application and injection. The N₂O emissions were measured at high frequency for 14 to 20 days after slurry treatment by the closed chamber method. Manured plots showed significantly higher N₂O emissions than the control plots but neither dry matter reduction of slurry nor application technique significantly influenced the N₂O emissions. The variability of N₂O emission was influenced by the application technique and increased in the order: banded application-injection-broadcast application. There was no correlation between NH₃ losses from applied slurry and N₂O emissions. Thus reducing ammonia volatilization will not necessarily increase N₂O emissions.

L. DENDOOVEN ; E. BONHOMME ; R. MERCKX & K. VLASSAK. (1998). Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* **27**, 5-8.

Dynamics of nitrogen (N) and carbon (C) were investigated in a loamy soil amended or injected with pig slurry. Treatments were with or without acetylene C₂H₂ (which is assumed to inhibit reduction of nitrous oxide (N₂O) to dinitrogen (N₂), and soil cores were conditioned for 15 days at 25°C while pH, production of CO₂ and N₂O, ammonia (NH₃) emission and nitrate (NO₃⁻) and (ammonium) (NH₄⁺) concentrations were monitored. There was no significant difference in CO₂ production between the injected and surface applied pig slurry treatments, and within 15 days ca 5% of the C applied had been mineralized, if no priming effect was assumed. Neither the production of N₂O nor the total gaseous production of the denitrification process (N₂O plus N₂) were affected by the way the pig slurry was added to the soil. NH₃ volatilization, however, decreased by 90% when pig slurry was injected. The addition of C₂H₂ significantly increased the CO₂ production and the concentration of NH₄⁺, but significantly decreased the concentration of NO₃⁻. It was concluded that the injection of pig slurry to a dry soil was an acceptable alternative to its application to the soil surface, as not only was NH₃ volatilization reduced, but the production of N₂O and N₂ through denitrification was not stimulated. It is also suggested that the composition of the organic C fraction in the pig slurry, most likely the concentration of fatty acids, had an important effect on the dynamics of N and C in the soil.

J.F.M. HULJSMANS ; J.M.G. HOL & D.W. BUSSINK. (1997). Reduction of ammonia emission by new slurry application techniques on grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, 'eds S.C Jarvis and B.F. Pain), CAB International 1997, 281- 285.

Surface spreading of slurry has the disadvantage of causing considerable emission of ammonia (NH₃) into the environment. In recent years, new slurry application techniques have been developed for grassland in order to reduce NH₃ emissions. In the past 5 years, injection (closed slot), shallow injection (open slot) and narrow band spreading by trailing feet (or 'shoes') have been investigated in field trials to evaluate

their effect on emissions compared to surface-spread slurry. The results show that a significant reduction in emission can be obtained by the use of these techniques, with average NH_3 emissions being 31, 14 and 1% of those from surface spreading for trailing feet, shallow injection (open slot) and injection (closed slot), respectively.

F. LORENTZ & G. STEFFENS. (1997). Effect of application techniques on ammonia losses and herbage yield following slurry application to grassland. *In Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, 'eds S.C Jarvis and B.F. Pain), CAB International 1997, 287- 292.

The effects of five application techniques (conventional broadcast spreading, broadcast spreading with water wash treatment, band spreading, 'sliding shoes' and shallow injection) on ammonia (NH_3) losses, herbage yield and on slurry nitrogen (N) efficiency were investigated on three soil types (clay, sand and peat). Treatments were applied to first and third herbage cuts, with residual effects measured at the second cut. Compared to conventional broadcast application, NH_3 losses after application were decreased by 25% (water wash treatment), 30% (band spreading), 70% (sliding shoes) and 90% (shallow injection). Herbage yields were similar for each application technique, but under dry and warm weather conditions significantly higher yields were recorded for sliding shoe or shallow injection. Herbage N offtake increased with decreasing NH_3 losses. Similar results were recorded for broadcast application (with or without washing) and band spreading, but N offtake increased after 'sliding shoe' application and particularly after shallow injection. It was concluded that sliding shoes was the most suitable application technique for use on grassland under North German conditions.

ANNEXE 3 : MARACCAS results for each type of animal

➤ Dairy cows

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	Emission NH ₃ -N (kt) Scraper / sprinkler system for cubicle	Cost per kg of NH ₃ -N (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Tanks + lagoons covered	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	49.321	42.753		49.321	
Storage	18.936	19.524		12.502	
Application	93.652	96.014		96.226	
Outside	5.514	5.514		5.514	
Total	167.423	163.835	3.1	163.562	16.3

	Emission NH ₃ -N (kt) Low emission techniques + incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for storage + application	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	49.321		49.321	
Storage	18.936		12.502	
Application	70.65		72.43	
Outside	5.514		5.514	
Total	144.421	2.2	139.766	4.1

➤ Non dairy cattle

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	Emission NH ₃ -N (kt) Scraper / sprinkler system for cubicle	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Tanks + lagoons covered	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	43.364	37.59		43.364	
Storage	16.649	17.166		10.992	
Application	82.341	84.443		84.604	
Outside	3.878	3.878		3.878	
Total	146.232	143.078	35.8	142.837	16.2

	Emission NH ₃ -N (kt) Low emission techniques + incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for storage + application	Cost per kg of NH ₃ - N reduced (Euro)
Housing	43.364		43.364	
Storage	16.649		10.992	
Application	62.117		63.682	
Outside	3.878		3.878	
Total	126.008	2.2	121.915	4.1

➤ Sows

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Slurry system.	Cost per kg of NH ₃ - N reduced (Euro)	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Solid waste system.	Cost per kg of NH ₃ - N reduced (Euro)
Housing	4.684	4.082		2.155	
Storage	2.292	2.353		2.509	
Application	10.382	10.599		11.462	
Outside	0.015	0.015		0.015	
Total	17.374	17.049	7.5	16.141	15.3

	Emission NH ₃ -N (kt) Tanks + lagoons covered	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ - N (kt) Low emission techniques + incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ - N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for storage + application	Cost per kg of NH ₃ - N reduced (Euro)
Housing	4.684		4.684		4.684	
Storage	1.632		2.292		1.632	
Application	10.646		8.036		8.222	
Outside	0.015		0.015		0.015	
Total	16.977	6.8	15.027	0.8	14.553	1.6

➤ Fattening pigs

	NH ₃ -N emission (kt) No measures	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Slurry system.	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	NH ₃ -N emission (kt) Reducing techniques for housing. Solid waste system.	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	10.066	6.156		8.54	
Storage	5.457	5.822		5.581	
Application	21.173	22.713		21.856	
Total	36.696	34.691	13.2	35.977	33.0

	Emission NH ₃ -N (kt) Tanks + lagoons covered	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Low emission techniques + incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for storage + application	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	10.066		10.066		10.066	
Storage	2.846		5.457		2.846	
Application	22.217		15.471		16.206	
Outside	0		0		0	
Total	35.129	11.1	30.994	1.1	29.117	3.1

➤ Laying hens

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	Emission NH ₃ -N (kt) Ventilation + manure belt forced drying	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for housing + application	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	17.851	12.317		17.851		12.317	
Storage	0.156	0.234		0.156		0.234	
Application	0.309	0.464		0.254		0.38	
Outside	0	0		0		0	
Total	18.317	13.015	15.5	18.261	3.4	12.932	15.3

➤ Other poultry

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	Emission NH ₃ -N (kt) Extra ventilation	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Incorporation within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)	Emission NH ₃ -N (kt) Measures for housing + application	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	40.737	28.516		40.737		28.516	
Storage	7.129	9.268		7.129		9.268	
Application	14.115	18.35		11.575		15.047	
Outside	0	0		0		0	
Total	61.981	56.133	36.6	59.44	2.2	52.83	23.7

➤ Sheep and goats

	Emission NH ₃ -N (kt) No measures	Emission NH ₃ -N (kt) Application within 24 hours	Cost per kg of NH ₃ -N reduced (Euro)
Housing	2.102	2.102	
Storage	0.298	0.298	
Application	6.969	6.691	
Outside	2.359	2.359	
Total	11.729	11.45	2.1

References

Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère. Etat des connaissances et perspectives de réduction des émissions. CORPEN. Juin 2001. 110p.

Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. *Economic Commission for Europe. Executive Body for the Convention of Long-Range Transboundary Air Pollution. 33rd session, 31 May – 4 June 1999*

ALFAM : Ammonia Losses from Field applied Animal Manure. (2001). *DIAS report*, 60, plant production, 112p.

AARNINK A. J. A., SWIERSTRA D., VAN DER BERG A. J. & SPEELMAN L. (1997). Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research* 66, 93-102

ANDERSSON M. (1996). Performance of bedding materials in affecting ammonia emissions from pig manure. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 65, 213-222

BERG W. & HORNIG G. Emission reduction by acidification of slurry – investigations and assessment. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 459-466

BOOKER N.A., COONEY E.L. & PRIESTLEY A.J. (1996). Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. *Water Science Technology* 34(9), 17-24

BRAAM C.R. & SWIERSTRA D. (1999). Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of Agricultural Engineering Research* 72, 59-69

BRAAM C.R., SMITS M.J.C., GUNNINK H. & SWIERSTRA D. (1997). Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68, 375-386

BRINK C., KROEZE C. & KLIMONT Z. (2001). Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane. Part I : method. *Atmospheric Environment* 35, 6299-6313

BRINK C., KROEZE C. & KLIMONT Z. (2001). Ammonia abatement and its impact on emissions of nitrous oxide and methane. Part II : Application for Europe. *Atmospheric Environment* 35, 6313-6325

CANH T.T., AARNINK A.J.A., SCHUTTE J.B., SUTTON A., LANGHOUT D.J. & VERSTEGEN M.W.A. (1998). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing finishing pigs. *Livestock Production Science* **56**, 181-191

CANH T.T., SUTTON A. L., AARNINK A.J.A., VERSTEGER M.W.A., SCHRAMA J.W. & BAKKER G.C.M. (1998). Dietary carbohydrates affect the faecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *J. Anim. Sci.* **76**, 1887-1895

CANH T.T., AARNINK A.J.A., SCHRAMA J.W. & HAAKSMA. J. Ammonia emission from pig houses affected by pressed sugar beet pulp silage in the diet of growing-finishing pigs. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 273-281

CHADWICK D. (1997). Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following application of slurry : potential abatement practices. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. CAB International. (Eds. S.C.Jarvis, B.F.Pain). 257-264

CLEMENS J., VANDRE R., KAUPENJOHANN M. & GOLDBACH H. (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. *Z. Pflanzenernähr.bodenk.* **160**, 491-497

COWELL D.A. & APSIMON H.M. (1998). Cost-effective strategies for the abatement of ammonia emissions from European agriculture. *Atmospheric Environment* **32**(3), 573-580

DE BODE M.J.C. (1991). Odour and ammonia emissions from manure storage. In *Nielsen V.C., Voorburg J.H. and Lhermite P. (eds). Odour and ammonia emissions from livestock farming Elsevier, Amsterdam*, 59-66

DEN BROK G.M. & VERDOES N. Slurry cooling to reduce ammonia emission from pig houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 441-447

DENDOOVEN L., BONHOMME E., MERCKX R. & VLASSAK K. (1998). Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biol Fertil Soils* **27**, 5-8

DEWES T. (1999). Ammonia emissions during the initial phase of microbial degradation of solid and liquid cattle manure. *Bioresource Technology* **70**, 245-248

- DOHLER H. Ammonia volatilization from animal manure in Germany. *Ammonia Losses from Field-applied Animal Manure*. Proceedings of workshop I of the EU-concerted action : TEAGASC, Wexford, Ireland. 30 September-1 October 1999. 45-52
- ELWINGER K. & SVENSSON L. (1996). Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *Journal of Agricultural Engineering Research* **64**, 197-208
- FROST J.P. (1994). Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* **49**, 391-400
- GRIMM E., KYPKE J., MARTIN I. & KRAUSE K.H. German regulations on air pollution in animal production. *Regulation of animal production in Europe*. International congress in Wiesbaden. May 9-12, 1999. KTBL. 234-242
- GROENESTEIN C.M. & VAN FAASSEN H.G. (1998). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* **65**, 269-274
- GROOT KOERKAMP P.W.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
- GROOT KOERKAMP P.W.G., SPEELMAN L. & METZ J.H.M. (1998). Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part I : Performance of a litter drying system. *Journal of Agricultural Engineering Research* **70**, 375-382
- GUSTAVSSON J. Swedish measures to reduce ammonia emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51** (1998), 81-83
- HARTUNG J. & PHILLIPS V.R. (1994). Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* **57**, 173-189
- HEBER A.J., DUGGIRALA R.K. and coll. Manure treatment to reduce gas emissions from large swine houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 449-457
- HENDRIKS J.G.L. & VRIELINK M.G.M. Reducing ammonia emission from pig houses by adding or producing organic acids in pig slurry. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 493-501

HILHORST M.A., WILLERS H.C., GROENESTEIN C.M. & MONTENY G.J.(2001). Effective strategies to reduce methane emissions from livestock. *2001 ASAE Annual International Meeting. Sacramento Convention Center. Sacramento, California, USA, July 30-August 1, 2001.*

HORNIG G., TURK M. & WANKA U. (1999). Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *Journal of Agricultural Engineering Research* **73**, 151-157

HUIJSMANS J.F.M., HOL J.M.G. & BUSSINK D.W. (1997). Reduction of ammonia emission by new slurry application techniques on grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds. S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International, 281-285

JAKOBSSON C. Ammonia emissions – Current legislation affecting the agricultural sector in Sweden. *Regulation of animal production in Europe*. International congress in Wiesbaden. May 9-12, 1999. KTBL. 208-213

JAGUSIEWICZ A. (1999). International legal framework for abating ammonia emissions from animal production in the ECE region. *Regulation on animal production in Europe*. KTBL, 21-26

JEPSSON K.H. (1999). Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *Journal of Agricultural Engineering Research* **73**, 49-57

JURGENS G. (1987). The influence of ground superphosphate on the pH value and ammonia release from slurry. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*, H. G. v. d. Meer, et al (eds) Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. ISBN 90-247-3568-8. Printed in the Netherlands. pp 381-383

KARLSSON S. (1996). Measures to reduce ammonia losses from storage containers for liquid manure. *AGENG, Madrid*. Paper 96 E013

KAY R.M. & LEE P.A. Ammonia emission from pig buildings and characteristics of slurry produced by pigs offered low crude protein diets. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 253-260

KERMARREC C. (2000). Que devient l'azote dans une litière? *Réussir Porcs* **57**, 46-48

KITHOME M., PAUL J.W. & BOMKE A.A. (1999). Reducing nitrogen losses during simulated composting of poultry manure using adsorbents or chemical amendments. *J. Environ. Qual.* **28**, 194-201

KROODSMA W., HUIS IN'T VELD J.W.H & SCHOLTENS R. (1993). Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livestock Production Science*, **35**, 293-302

LORENTZ F. & STEFFENS G. (1997). Effect of application technique on ammonia losses and herbage yield following slurry application to grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds. S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International, 287-292

MAC CRORY D.F. & HOBBS P.J. (2001) Additives to reduce ammonia and odour emissions from livestock wastes : a review. *Journal of Environmental Quality*. **30**(2), 345-355

MARTINEZ J., JOLIVET J., GUIZIOU F. & LANGEOIRE G. Ammonia emissions from pig slurries : evaluation of acidification and the use of additives in reducing losses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 485-492

MENZI H., FRICK R. & KAUFMANN R. (1997). Ammoniakemissionen in der Schweiz : Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. *Schriftenreihe der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL)*, **26**, 117p.

MINER J.R. (1984). Use of natural zeolites in the treatment of animal wastes. In *Zeo-Agriculture. Use of Natural Zeolites in Agriculture and Aquaculture*. EDS. WG Pond and FA Mumpston. Westview Press, Boulder, Colorado. 257-262.

MISSELBROOK T.H., CHADWICK D.R., HOBBS P.J. & PAIN B.F. Control by dietary manipulation of emissions from pig slurry following spreading. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 261-266

MISSELBROOK T.H., VAN DER WEERDEN T.J., PAIN B.F., JARVIS S.C., CHAMBERS B.J., SMITS K.A., PHILLIPS V.R. & DEMMERS T.G.M. (2000). Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*. **30**, 871-880

MONTENY G.J. & KANT P.P.H. Ammonia emission and possibilities for its reduction in dairy cow houses : a review of Dutch developments. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 355-364

NICHOLSON R.J., WEBB J. & MOORE A. (2002). A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering* **81**(4), 363-377

NICKS B., DESIRON A., & CANART B. Deep-litter materials and the ammonia emissions in fattening pig houses. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 335-342

Nutrient Management Legislation in European Countries. Edited by DE CLERCQ P., GERTIS A.C., HOFMAN G., JARVIS S.C., NEETESON J.J., SINABELL F. Wageningen Pers.

OGINK N.W.M. & KROODSMA W. (1996). Reduction of ammonia emissions from a cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research* **63**, 197-204

PAUL J.W., DINN N.E., KANNANGARA J., FISHER L.J. (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *J. Environ. Qual.* **27**, 528-534

PHILLIPS V.R., COWELL D.A., SNEATH R.W., CUMBY T.R., WILLIAMS A.G., DEMMERS T.G.M. & SANDARS D.L. (1999). An assessment of ways to abate ammonia emissions from UK livestock buildings and waste stores. Part I : ranking exercise. *Bioresource Technology* **70**, 143-155

Plan of Action against Plant Nutrient Losses from Agriculture. Jordbruksinformation 9-2001. Jordbruks Verket.

PORTEJOIE S., DOURMAD J.Y., MARTINEZ J., LEBRETON Y. (2002). Effet de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins. *Journées de la Recherche Porcine* **34**, 1-8

PORTEJOIE S., MARTINEZ J. & LANDMANN G. (2002). L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Prod. Anim.* **15**(3), 151-160

PORTEJOIE S., MARTINEZ J., GUIZIOU F., COSTE C.M. (2002). Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*. Soumis.

RODHE L., SALOMON E. & RAMMER C. (1996). Spreading of farmyard manure to ley with different methods. Yield and silage quality. *Swedish J. Agric. Res.* **26**, 43-51

SCOTFORD I.M. & WILLIAMS A.G. (2001). Practicalities, costs and effectiveness of a floating plastic cover to reduce ammonia emissions from a pig slurry lagoon. *Journal of Agricultural Engineering Research* **80**(3), 273-281

SVENNERSTEDT B. (1999). Drainage properties and ammonia emissions in slatted floor systems for animal buildings. *Journal of Agricultural Engineering Research* **72**, 19-25

VAN DER HOEK K.W. (1998). Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental pollution* **102**, 127-132

VANDRE R., CLEMENS J., GOLDACH H. & KAUPENJOHANN M. (1997). Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. Ammonia emissions. *Z. Pflanzenernähr.bodenk.* **160**, 303-307

VAREL V.H. (1997). Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste. *Bioresource Technology* **62**, 11-17

WEBB J., HENDERSON D. & ANTHONY S.G. (2001) Optimizing livestock manure applications to reduce nitrate and ammonia pollution : scenario analysis using the MANNER model. *Soil Use and Management* **17**, 188-194

WILLIAMS A.G. & NIGRO E. Covering slurry stores and effects on emissions of ammonia and methane. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 421-428

WITTER E. (1991). Use of CaCl₂ to decrease ammonia volatilization after application of fresh and anaerobic chicken slurry to soil. *Journal of Soil Science* **42**, 369-390

SEEDORF J. & HARUNG J. (1999). Survey of ammonia concentrations in livestock buildings. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, **133**, 433-437

SMITS M.C.J., VALK H, ELZING A. & KEEN A. (1995). Effect of protein nutrition on ammonia emission from a cubicle house for dairy cattle. *Livestock Production Science* **44**, 147-156

SMITS M.C.J., VALK H., MONTENY G.J. & VAN VUUREN A.M. (1997). Effect of protein nutrition on ammonia emission from cow houses. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (eds S. C. Jarvis and B. F. Pain), CAB International. 101-107

SOMMER S.G., CHRISTENSEN B.T., NIELSEN N.E. & SCHORRING J.K. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry : effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* **121**, 63-71

SOMMER S.G., FRIIS E., BACH A. & SCHORRING J.K. (1997). Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat : effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *Journal of Environmental Quality*. **26**, 1153-1160

SVENSSON L. ; MALGERYD J. & RODHE L. Ammonia volatilisation from animal manure in Sweden. *Ammonia Losses from Field-applied Animal Manure*. Proceedings of workshop I of the EU-concerted action : TEAGASC, Wexford, Ireland. 30 September-1 October 1999. 74-80

STEFFENS G. & LORENZ F. (1998). Slurry application on grassland with high nutrient efficiency and low environmental impact. *Environmentally Friendly Management of Farm Animal Waste*. T. Matsunaka (ed.). Printed in Japan. 119-123

STEVENS R.J., LAUGHLIN R.J., O'BRIC C.J., CARTON O.T. & LENEHAN J.J. (1997). The efficiency of the nitrogen in cattle slurry acidified with nitric acid for grass production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* **129**, 335-342

SUBAIR S., FYLES J.W. & O'HALLORAN I.P. (1999). Ammonia volatilization from liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. *J. Environ. Qual.* **28**, 202-207

SUTTON A.L., KEPHART K.B., PATTERSON J.A. and coll. Dietary manipulation to reduce ammonia and odorous compounds in excreta and anaerobic manure storages. *Proceedings of the International Symposium «ammonia and odour control from animal production facilities»*. Vinkeloord, the Netherlands, October 6-10, 1997. Jan A. M. Voermans and Gert Jan Monteny (eds), 245-252