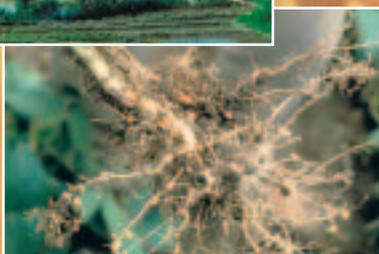


# Estimations des émissions gazeuses de $\text{NH}_3$ , $\text{NO}$ et $\text{N}_2\text{O}$ par les terres agricoles à l'échelle mondiale

---



# **Estimations des émissions gazeuses de NH<sub>3</sub>, NO et N<sub>2</sub>O par les terres agricoles à l'échelle mondiale**

**Association internationale de l'industrie des engrais  
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture  
Rome, 2003**

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Estimations des émissions gazeuses de NH<sub>3</sub>, NO et N<sub>2</sub>O par les terres agricoles à l'échelle du monde  
Première version, publiée par FAO et IFA. Rome, 2003

Association internationale de l'industrie des engrais  
28, rue Marbeuf  
75008 Paris, France  
Tel.: +33 1 53 93 05 00  
Fax: +33 1 53 93 05 45/ 47  
E-mail: [publications@fertilizer.org](mailto:publications@fertilizer.org)  
Web: [www.fertilizer.org](http://www.fertilizer.org)

Organisation pour l'alimentation et l'agriculture des Nations Unies  
Viale delle Terme di Caracalla  
00100 Rome, Italie  
Tel.: +39 06 57051  
Fax: +39 06 5705 3360  
E-mail: [land-and-water@fao.org](mailto:land-and-water@fao.org)  
Web site: [www.fao.org](http://www.fao.org)

ISBN  
92-5-204689-5

Tous droits réservés. Les informations ci-après peuvent être reproduites ou diffusées à des fins éducatives et non commerciales sans autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source des informations soit clairement indiquée. Ces informations ne peuvent toutefois pas être reproduites pour la revente ou d'autres fins commerciales sans l'autorisation écrite du détenteur des droits d'auteur. Les demandes d'autorisation devront être adressées au Chef du Service de la gestion des publications, Division de l'information, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italie ou, par courrier électronique, à [copyright@fao.org](mailto:copyright@fao.org)

© FAO 2003

## Résumé

Ce rapport décrit des estimations globales d'émissions de  $N_2O$  et de  $NO$  et de pertes par volatilisation de  $NH_3$  dues aux applications d'engrais et de fumier dans les champs utilisés pour la production agricole. Leur quantification est importante pour évaluer l'efficacité des engrais azotés et leur impact sur la pollution atmosphérique, l'acidification et l'eutrophisation des écosystèmes.

Le rapport passe en revue la littérature et examine les facteurs de régulation (par exemple le taux d'application d'azote) et les techniques de mesure des émissions de  $N_2O$  et de  $NO_x$  et la volatilisation de  $NH_3$ . En utilisant des modèles, il propose des estimations annuelles globales des différentes émissions à partir des terres cultivées et des prairies : 3,5 millions de tonnes de  $N-N_2O$  et 2,0 millions de tonnes de  $N-NO$ . Estimées par type d'engrais, les émissions induites par les engrais s'élèvent à 0,9 et 0,5 million de tonnes respectivement ou approximativement 0,8 et 0,5 pour cent respectivement des apports d'engrais azotés. La perte sous forme de  $NH_3$  est de 14 pour cent des engrais minéraux azotés utilisés (plus importante dans les pays en voie de développement), alors que cette perte est de 22 pour cent pour les fumiers (60 pour cent provenant des pays développés). Les résultats pour la volatilisation de  $NH_3$  sont conformes aux données d'autres inventaires, bien que la volatilisation de  $NH_3$  à partir de certains engrais apparaisse plus forte que ce que l'on pensait précédemment.

Les résultats du modèle montrent que l'impact potentiel des régulations en matière d'utilisation d'engrais serait modeste dans une perspective d'émission globale. Les quantités impliquées, cependant, constituent une source valable d'éléments nutritifs pour les végétaux. La capacité des exploitants agricoles à diminuer de telles pertes sera principalement liée à des incitations économiques, en particulier dans le Sud et le Sud-est asiatique.

## Remerciements

Ce rapport, demandé conjointement par l'Association Internationale de l'Industrie des Engrais (IFA) et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), est basé sur le travail de A. Bouwman et L.J.M. Boumans (tous deux de l'Institut national de la santé publique et de l'environnement, Bilthoven, Pays-Bas) et N.H. Batjes (Centre international de référence et d'information sur les sols (ISRIC), Wageningen, Pays-Bas). Le rapport a bénéficié des contributions de P. Botschek (Association européenne des fabricants d'engrais, Bruxelles, Belgique), W. Bussink (Centre de recherches de l'institut pour la gestion des éléments nutritifs, pour l'élevage des bovins, des moutons et des chevaux, Lelystad, Pays-Bas), S.K. de Datta (Université d'agriculture et des sciences de la vie, Virginia Tech, Blacksburg, Virginie, Etats-Unis d'Amérique), T. Denmead (CSIRO, Canberra, Australie), K. Isherwood (IFA, Paris, France), E. Kreileman (Institut national de la santé publique et de l'environnement) J. Küsters et M. Laegreid (tous deux de Hydro Agri, Dülmen, Allemagne), D. Montange (CIRAD), H.-J. Michel et H. Ozniak (tous deux de SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH, Cunnorsdorf, Allemagne), A.R. Mosier (Centre de recherches agricoles, USDA, Fort Collins, Colorado, Etats-Unis d'Amérique), J. Plummer, J. Poulisse (FAO), M. Prud'homme (IFA) et T. van den Bergen (FAO).

## Contenu

1. INTRODUCTION	1
2. FACTEURS DE REGULATION	11
Facteurs régulant les émissions de protoxyde et de monoxyde d'azote	11
Cadre général	11
Contrôles de la dénitrification, de la nitrification et des flux d'oxydes d'azote	12
Disponibilité de l'azote	12
Vitesse de nitrification et dénitrification	12
Humidité et température du sol	13
Humidification	14
pH du sol	14
Diffusion des gaz	14
Facteurs de gestion agricole	15
Type de culture	15
Gestion des engrais	15
Gestion des sols et des cultures	16
Facteurs régulant la perte d'ammoniac	17
Généralités	17
Sols inondés	18
3. TECHNIQUES DE MESURE	23
Techniques des enceintes	24
Techniques micrométéorologiques	27
Technique de mesure indirecte ouverte	29
Méthode isotopique ( $^{15}\text{N}$ ), bilan d'azote et méthode par différence	29
4. MESURES	31
Mesures du protoxyde d'azote, de la dénitrification et du monoxyde d'azote	31
Emissions induites par les engrais	31
Protoxyde d'azote	31
Monoxyde d'azote	33
Analyse des facteurs de régulation des émissions de monoxyde et de protoxyde d'azote	35
Traitement des données	35
Traitement des données d'émissions de protoxyde d'azote	38

Traitement des données d'émissions de monoxyde d'azote	41
Résumé des mesures de volatilisation	42
Systèmes pluviaux	43
Ammoniac anhydre	43
Bicarbonate d'ammonium	43
Nitrate d'ammonium	43
Sulfate d'ammonium	43
Nitrate de calcium et d'ammonium	43
Nitrate de calcium	44
Phosphate diammonique	44
Phosphate monoammonique	44
Urée	44
Nitrate d'urée-ammonium	45
Systèmes inondés	45
Bicarbonate d'ammonium	45
Sulfate d'ammonium	45
Urée	46
Résumé des facteurs de régulation de la volatilisation d'ammoniac	46
Traitement des données	46
Interprétation des données de volatilisation d'ammoniac	50
Régression	52
5. EVALUATIONS GLOBALES	55
Données sur l'utilisation de la terre, la gestion des engrais et l'environnement	55
Extrapolation pour le protoxyde d'azote et le monoxyde d'azote	58
Extrapolation pour l'ammoniac	62
6. CONCLUSIONS	69
Emissions de monoxyde et de protoxyde d'azote	69
Volatilisation d'ammoniac	70
ANNEXE 1 CARTES	73
ANNEXE 2 TABLEAUX	85
BIBLIOGRAPHIE	91

## Liste des tableaux

1.	Sources mondiales de NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> et N <sub>2</sub> O dans l'atmosphère, 1990	5
2.	Informations collectées lors des mesures	8
3.	Codes des techniques de mesure	23
4.	Emissions de N <sub>2</sub> O induites par les engrais, pourcentage calculé directement à partir de la base de données	32
5.	Emissions de NO induites par les engrais, pourcentage et ratio NO/N <sub>2</sub> O, calculés directement à partir de la base de données	34
6.	Codes des climats	35
7.	Valeurs des constantes et classes de facteurs dans les modèles pour N <sub>2</sub> O et NO	37
8.	Taux de volatilisation de NH <sub>3</sub> selon différents facteurs	47
9.	Valeurs des facteurs dans le modèle de régression linéaire	53
10.	Estimations des émissions de N <sub>2</sub> O et de NO à partir des engrais azotés et des fumiers animaux appliqués aux cultures, 1995	59
11.	Estimations des émissions de N <sub>2</sub> O et de NO à partir des engrais azotés et des fumiers animaux appliqués aux prairies, 1995	60
12.	Utilisation globale de N et estimations des émissions de N <sub>2</sub> O et de NO par type d'engrais	61
13.	Estimations des pertes par volatilisation de NH <sub>3</sub> à partir de l'application de N minéral sur les prairies fertilisées, les cultures pluviales et le riz irrigué par région, 1995	63
14.	Estimations des pertes par volatilisation de NH <sub>3</sub> à partir de l'application de fumiers animaux sur les prairies intensives, les cultures pluviales et le riz irrigué par région, 1995	64
15.	Taux de pertes de NH <sub>3</sub> par volatilisation, par catégorie d'engrais minéraux et pour les fumiers animaux, 1995	66
16.	Emissions de N <sub>2</sub> O présentes dans la base de données (kg N-N <sub>2</sub> O/ha/an)	85
17.	Emissions de NO présentes dans la base de données (kg N-NO/ha/an)	88

## Liste des figures

1.	Le cycle de l'azote	3
2.	Relation entre l'application d'engrais azotés et l'émission de protoxyde d'azote	33
3.	Relation entre l'application d'engrais azotés et l'émission de monoxyde d'azote	34

## Acronymes

AA	Ammoniac anhydre incluant l'ammoniaque
ABC	Bicarbonate d'ammonium
ACI	Chlorure d'ammonium
AF	Bicarbonate d'ammonium, Chlorure d'ammonium, Sulfate d'ammonium
AP	Phosphate d'ammonium
AN	Nitrate d'ammonium
AS	Sulfate d'ammonium
b	Epandu
bf	Epandu et ensuite inondé/submergé
bw	Epandu dans la lame d'eau
bpi	Epandu dans la lame d'eau à l'initiation paniculaire
CAN	Ammonitrate de calcium et combinaisons de AN et de $\text{CaCO}_3$
CEC	Capacité d'échange cationique
CN	Nitrate de calcium
DAP	Phosphate diammonique
ECETOC	Centre Européen pour l'Ecotoxicologie et la Toxicologie
g	Méthode du gradient
GIS	Système d'information géographique
i	Incorporé
KCl	Chlorure de potassium
KN	Nitrate de potassium
MAP	Phosphate monoammonique
Mix	Mélange de différents engrais

N	Azote
NF	Nitrate de calcium, nitrate de potassium, nitrate de sodium
NH <sub>3</sub>	Ammoniac
NO	Monoxyde d'azote
NO <sub>2</sub>	Peroxyde d'azote
NP	Phosphate d'ammonium et autres engrais NP
N <sub>2</sub>	Azote moléculaire
N <sub>2</sub> O	Protoxyde d'azote
O	Engrais organique
OS	Combinaisons d'engrais organiques et minéraux
ppbv	partie par milliard en volume
s	Engrais appliqué en solution
single	Application unique
single/ps	Application unique, partie d'un schéma d'application fractionnée
split	Application fractionnée, totalité
UAN	Urée- nitrate d'ammonium
UCN	Urée- nitrate de calcium
UP	Urée phosphate
UU	Urée et urine
UUP	Urée-urée phosphate

## Chapitre 1 Introduction

Il existe une préoccupation croissante concernant les pertes d'éléments nutritifs des plantes dans l'environnement. De telles pertes sont dues à la lixiviation vers les eaux souterraines et aux émissions vers l'atmosphère. Les engrais minéraux sont une des sources d'éléments nutritifs des plantes utilisées dans les systèmes de production agricole. Les éléments nutritifs apportés au sol et que les cultures n'arrivent pas à intercepter constituent une perte financière pour l'exploitant agricole et une perte économique considérable au niveau national. Avec une demande de nourriture et de fibres prévue en augmentation, quoique à un rythme ralenti, les exploitants agricoles appliqueront plus d'engrais tentant ainsi d'augmenter la production agricole. La mise en place des mesures d'atténuation se concentrera probablement sur les sources d'éléments nutritifs qui sont plus faciles à réglementer, l'utilisation d'engrais minéraux étant une des principales cibles.

Vouloir réconcilier les buts suivants 1) assurer un approvisionnement alimentaire suffisant, 2) obtenir un revenu agricole adéquat et 3) réduire l'incidence défavorable sur l'environnement de l'utilisation accrue d'engrais exige l'adoption de pratiques agricoles adaptées. L'adoption d'une fertilisation équilibrée serait une des mesures permettant d'obtenir des rendements plus importants sans entraîner une accélération des pertes d'azote dans l'environnement.

Afin de développer les mesures et les programmes d'exécution pour stimuler l'utilisation efficace des engrais minéraux, il est nécessaire de mesurer les pertes d'éléments nutritifs en cause. L'intensité donne une référence des avantages potentiels au niveau de l'exploitation agricole, au niveau national et mondial. Une mise en œuvre efficace de tels programmes devrait se concentrer sur des régions où les pertes sont les plus importantes.

Ce rapport donne des évaluations globales des émissions de protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et de monoxyde d'azote ( $\text{NO}$ ) et des pertes par volatilisation d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ). L'analyse établit la contribution relative des pertes subies lors de l'application des engrais minéraux et des engrais organiques aux terres cultivées et aux prairies. Le rapport identifie également les régions où de telles pertes sont principalement rencontrées.

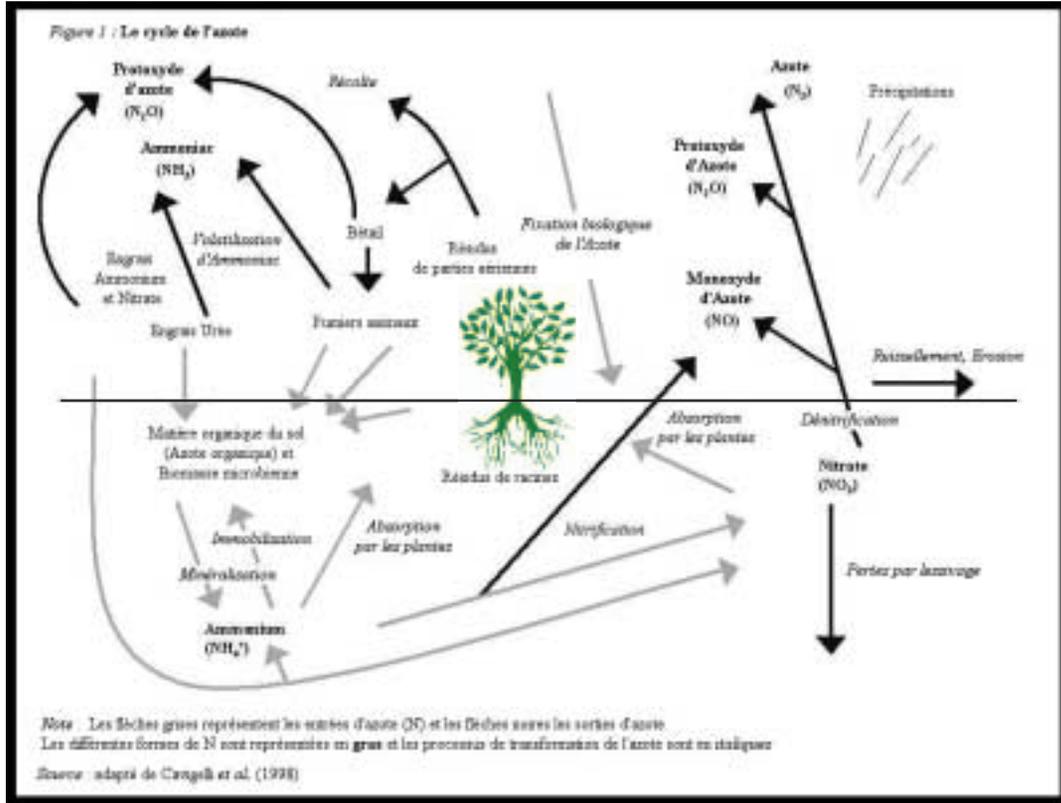
L'apport d'azote (N) pour la croissance joue souvent sur les rendements des cultures et des fourrages. Bien qu'il y ait des différences importantes entre les divers pays et régions, plus de 50 pour cent des principales cultures vivrières mondiales, les cultures sucrières et certaines cultures de rente sont fertilisées en routine et les taux élevés d'application d'engrais azotés ne sont pas rares. De plus, des engrais azotés sont de plus en plus appliqués sur les prairies.

Actuellement l'utilisation mondiale d'engrais minéraux est de 78 millions de tonnes d'azote par an, et les exploitants agricoles emploient de grandes quantités d'engrais organiques (fumiers d'animaux) pour fertiliser les cultures et les prairies. On s'attend à ce que l'utilisation d'engrais azotés augmente, en particulier dans les pays en développement, et la production de fumiers par les animaux peut également continuer à augmenter.

L'utilisation de l'engrais azoté par les plantes est plutôt inefficace. Généralement, la plante absorbe seulement 50 pour cent de l'azote appliqué. La cause principale de cette faible efficacité d'utilisation de l'azote est la perte d'azote du système plante-sol par l'intermédiaire de la lixiviation, du ruissellement, de l'érosion ou des émissions gazeuses. L'importance relative de chacune de ces voies varie d'un site à l'autre et d'année en année. Dans les climats où les précipitations dépassent l'évapotranspiration ou dans le cas des champs irrigués, les pertes par lixiviation peuvent être considérables. L'érosion par l'eau et par le vent peut se produire dans les systèmes avec jachère nue et dans les systèmes d'irrigation où l'eau coule dans le sens de la pente d'un champ dans l'autre (exemple des champs de riz irrigué).

La perte d'azote par voie gazeuse est le mécanisme dominant dans beaucoup de systèmes de production agricole. Les processus de perte incluent la volatilisation, la nitrification et la dénitrification, ayant pour résultat le dégagement de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et d'azote ( $\text{N}_2$ ) dans l'atmosphère. La figure suivante illustre le cycle de l'azote.

$\text{N}_2\text{O}$  est un des gaz dits à effet de serre, constituant 6 pour cent de l'effet de serre anthropique, et contribuant à l'épuisement de la couche d'ozone stratosphérique. Ni les sources ni les causes d'augmentation de 0,7 ppbv par an de la teneur en  $\text{N}_2\text{O}$  ne sont bien connues. On considère généralement que les sources les plus importantes sont les sols naturels, suivis des émissions des océans (tableau 1), bien qu'il y ait une incertitude concernant la distribution et l'importance des sources elles-mêmes. Les sources anthropiques identifiées incluent : les champs agricoles ayant reçu des engrais azotés, les fumiers d'animaux, les aquifères, les eaux usées, l'industrie, les automobiles, la combustion de la biomasse, le défrichement des terres, et l'incinération de



Source: OCDE (2001) : Indicateurs environnementaux pour l'Agriculture, Volume 3: Méthodes et Résultats, Service des Publications, Paris, France.

détritus. La contribution de l'agriculture à la production globale de  $N_2O$  est d'environ 35 pour cent.

NO joue également un rôle important dans la chimie atmosphérique en participant à la régulation de l'équilibre d'oxydation de l'atmosphère. Dans l'atmosphère, le NO s'oxyde en peroxyde d'azote ( $NO_2$ ). La retombée de  $NO_x$  ( $NO$  et  $NO_2$  ensemble) participe à l'acidification et à l'eutrophisation des écosystèmes. La contribution de la production alimentaire à l'émission globale de NO peut être d'environ 10 pour cent (tableau 1). Les évaluations pour les émissions de  $N_2O$  et NO à partir des fumiers animaux et des engrais minéraux sont basées sur «l'émission induite par les engrais». Par conséquent, elles ne représentent pas l'émission totale, car, dans leur calcul, l'émission provenant des parcelles témoins non fertilisées est soustraite de celle de la parcelle fertilisée. Ce rapport traitera de l'émission totale, qui est plus appropriée pour des études de bilan global.

La production alimentaire est également une source importante de  $NH_3$ , contribuant pour plus de 50 pour cent à l'émission globale.  $NH_3$  est un polluant atmosphérique important avec une grande variété d'impacts. Dans l'atmosphère, le  $NH_3$  neutralise une grande partie des acides produits par des oxydes de soufre et d'azote. Une grande proportion d'aérosols atmosphériques, agissant comme des noyaux de condensation des nuages, se compose de sulfate neutralisé à des degrés divers par l'ammoniac. Les retombées atmosphériques ramènent la plus grande partie du  $NH_3$  à la surface de la terre, où elle peut contribuer à l'acidification et à l'eutrophisation des écosystèmes.

Les effets de l'application d'engrais sur les quantités de  $N_2O$  libéré par les sols agricoles ont été le sujet d'un certain nombre de revues ces dernières années. D'autres études semblables se sont concentrées sur le NO. Cependant, en raison de la variabilité extrêmement forte au niveau spatial, temporel et interannuel, une incertitude considérable persiste dans les évaluations des émissions de  $N_2O$ . Les données disponibles sur les émissions de NO sont plus incertaines que celles concernant le  $N_2O$  car peu d'études se sont concentrées sur le NO, principalement parce que les mesures sont intrinsèquement plus exigeantes. Il existe beaucoup de synthèses traitant de la volatilisation de l'ammoniac dans les champs de riz inondés, des pertes d'azote y compris la volatilisation d'ammoniac à partir des engrais en général, et des pertes d'ammoniac à partir des systèmes de pâturage. Divers auteurs ont estimé les émissions par pays à partir de leurs mesures. ECETOC (1994) et Asman (1992) ont compilé des inventaires des émissions européennes de  $NH_3$ .

Les évaluations globales récentes indiquent que la perte globale de  $NH_3$  à partir des engrais azotés minéraux est d'environ 9 millions de tonnes de N-

**TABEAU 1**  
**Sources mondiales de NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O dans l'atmosphère, 1990**

Source	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O
	million t N/an		
<b>Sources anthropiques</b>			
Combustion d'énergie fossile incluant les avions	21,9	0,1	0,2
Processus industriels	1,5	0,2	0,3
Application de fumier animal, émission directe	0,7	~8	0,4
Fumier animal, émission par d'autres systèmes de gestion des résidus animaux	—	~13,6	2,1
Application de fumier animal, émission indirecte	—	—	0,9
Utilisation d'engrais minéraux, émission directe	0,4	9,0	1,1
Utilisation d'engrais minéraux, émission indirecte	—	—	0,5
Cultures de légumineuses	n.d.	n.d.	0,1
Histosols cultivés	n.d.	n.d.	0,1
Combustion de la biomasse incluant les biocarburants	7,7	5,9	0,7
Cultures et décomposition des résidus de cultures	— <sup>a</sup>	3,6	0,4
Déjections humaines	—	2,6	0,2
Eaux littorales	—	— <sup>b</sup>	1,9
Retombées atmosphériques	0,3	—	0,6
<b>Sources naturelles</b>			
Sols couverts de végétation naturelle	13	2,4	6,6
Océans	—	8,2	3,6
Déjections des animaux sauvages	—	0,1	0,0
Foudre	12,2	—	—
Chimie troposphérique	0,9	—	0,6
Chimie stratosphérique	0,7	—	—
<b>Total</b>	<b>59</b>	<b>54</b>	<b>20<sup>c</sup></b>

n.d.: non déterminé

~ approximativement

a. Autres systèmes de gestion de déchets animaux incluant stockage, pâturage, etc...

b. Les émissions de NH<sub>3</sub> des eaux littorales sont incluses dans l'évaluation des océans.

c. Ce total est basé sur des calculs de bilan de masse de N<sub>2</sub>O atmosphérique. La somme des différentes sources estimées dépasse l'évaluation globale d'environ 30 pour cent.

Tiré de Bouwman *et al.* (1997), Davidson et Kinglerlee (1997), Lee *et al.* (1997), Mosier *et al.* (1998), Olivier *et al.* (1998), et Veldkamp et Keller (1997a).

$\text{NH}_3$ , constituant plus de 10 pour cent de l'engrais azoté utilisé au niveau mondial (tableau 1). Cependant, l'incertitude peut être de 50 pour cent pour ces évaluations.

Un développement récent concerne l'utilisation de modèles de simulation pour décrire les flux de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$ . Les modèles peuvent former une base solide pour l'extrapolation en développant une compréhension des mécanismes qui régulent les processus et leurs modèles spatiaux et temporels. Les modèles aident à décomposer un système en ses différents composants et décrivent le comportement du système grâce à leur interaction. En général, les modèles de flux de gaz à l'état de traces incluent des descriptions des processus responsables du cycle du carbone ou de l'azote et les flux associés à ces processus. Divers types de modèles existent, y compris les modèles empiriques et de processus (ou mécanistes).

Un exemple de modèle global décrivant les processus de formation de  $\text{N}_2\text{O}$  est une version élargie du modèle Biosphère de Carnegie-Ames-Stanford sur une résolution développée par Potter *et al.* (1996). Ce modèle d'écosystème simule la minéralisation de l'azote de la production primaire nette, l'absorption d'azote, la chute de litière et sa décomposition. Les flux de matière organique de la litière et du sol vers les pools microbiens et des pools microbiens en retour vers les pools du sol se produisent proportionnellement aux taux d'assimilation du C de sorte que les rapports C/N pour les divers pools de matière organique sont maintenus. Les flux de  $\text{N}_2\text{O}$  (et  $\text{NO}$ ) sont une fraction fixe de 2 pour cent de la minéralisation d'azote. Cependant, l'incertitude du modèle est inconnue car la production n'a pas été validée par rapport aux mesures de flux.

Li et Aber (2000) et Li *et al.* (1992a, 1992b) ont développé un modèle de processus de plein champ pour simuler les flux de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}_x$  provenant de la décomposition et de la dénitrification dans les sols. Le modèle simule les flux de gaz en employant des données de sol, de climat et de gestion pour faire tourner trois sous-modèles (thermo-hydraulique, dénitrification et décomposition). Les procédures de gestion considérées incluent la période et l'intensité du travail du sol, l'application d'engrais et de fumier, l'irrigation (quantité et période), ainsi que le type et la rotation de cultures. La comparaison des données de flux observés avec les flux simulés par des modèles y compris le modèle de processus à l'échelle du champ révèle des différences majeures dans les flux simulés de gaz azotés provenant des sols. Un problème important dans le développement des modèles de flux de gaz à l'état de traces est la description statistique appropriée, par les modèles à l'échelle du champ, des processus du sol qui fonctionnent dans les hot spots.

Les modèles à grande échelle des émissions gazeuses du sol, une fois agrégés aux échelles de temps prolongées (par exemple saison ou année), peuvent avoir une forte composante de prévisibilité, parce qu'à de telles échelles spatiales et temporelles, les flux intégrés de gaz peuvent être fortement liés aux conditions biophysiques moyennes. Par conséquent, si l'objectif est l'évaluation des émissions saisonnières ou annuelles, l'utilisation de rapports empiriques entre les flux de gaz et les états environnementaux et de gestion représente une approche appropriée pour établir un lien entre les échelles du site et du paysage.

Bien que les approches pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O et de NO et les pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation soient distinctes, elles sont suffisamment semblables pour se côtoyer dans ce document.

D'abord, ce rapport analyse les émissions directes de N<sub>2</sub>O et NO provenant des cultures et des prairies fertilisées. Il ne prend pas en compte les émissions indirectes des sols et des eaux de surface, ou celles résultant de l'azote lixivié des sols agricoles. L'examen des données de la littérature sur ces mesures forme la base pour calculer les estimations. Un exercice d'extrapolation emploie des modèles pour les émissions de N<sub>2</sub>O et NO qui incluent les principaux facteurs de contrôle. Cette étude repose sur une base de données de mesures provenant principalement de la littérature passée en revue. Ce rapport ne tient pas compte des produits chimiques tels que les inhibiteurs de nitrification car leur utilisation est encore limitée à l'échelle du monde. Il exclut également les expériences en prairies pâturées, car ce système n'entre pas dans le champ de ce rapport. En outre, les mesures des émissions des sols organiques ont été exclues de l'analyse. Ce rapport récapitule 896 mesures d'émissions de N<sub>2</sub>O à partir de 139 études et 99 mesures d'émissions de NO de 29 études.

Les expériences représentent une gamme de différentes techniques pour la mesure des flux dans différents systèmes, cultivés ou non, pour différents types de sols, de climats, d'engrais, de taux d'application d'azote, de méthodes et périodes d'application de l'engrais. Le tableau 2 énumère les informations disponibles sur les conditions environnementales, les propriétés du sol et les techniques de mesure pour chaque mesure fournie dans les rapports de la littérature et incluse dans la base de données.

Les divers articles de recherches ont employé des méthodes différentes pour déterminer le pH du sol, la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en carbone, la texture, etc. En outre, ils ont parfois rapporté la température comme la température de l'air, et dans d'autres cas comme la température du sol. Ce rapport n'a pas tenu compte de ces différences et a employé les valeurs publiées en tant que telles.

**TABLEAU 2**  
**Informations collectées lors des mesures**

***Emissions de N<sub>2</sub>O et NO et dénitrification***

Etiquette de la base de données	Teneur en azote
Référence	Teneur en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (pour les engrais organiques)
Type de sol	Emission de N <sub>2</sub> O/NO (kg N/ha) pendant la période de mesure
Texture/autres propriétés du sol	Dénitrification (kg N/ha) pendant la période de mesure
Teneur du sol en carbone organique	Durée de la période de mesure
Teneur du sol en azote organique	Technique de mesure
Drainage du sol	Fréquence des mesures
pH	Emission de N <sub>2</sub> O/NO (% de N provenant du témoin)
Résidus de culture laissés au champ	Emission de N <sub>2</sub> O/NO (% de N appliqué)
Culture	Informations additionnelles (remarques) <sup>a</sup>
Type d'engrais	
Méthode d'application de l'engrais	

***Taux de volatilisation de NH<sub>3</sub> dans les systèmes pluviaux et irrigués***

<i>Information pour les systèmes en culture pluviale et irriguée</i>		<i>Information additionnelle pour les systèmes de riz irrigué</i>
Etiquette de la base de données	Type d'engrais	pH de l'eau d'irrigation
Référence	Méthode d'application de l'engrais	Présence d'Azolla
Type de sol	Forme d'engrais	
Texture/autres propriétés du sol	Teneur en azote	
Teneur du sol en carbone organique	Teneur en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (pour les engrais organiques)	
Drainage du sol	Perte de NH <sub>3</sub> par volatilisation (kg N/ha)	
pH	Durée de la période de mesure	
Teneur en CaCO <sub>3</sub>	Technique de mesure	
CEC	Fréquence des mesures	
Température moyenne pendant les mesures	Taux de volatilisation de NH <sub>3</sub> (% de l'application d'azote sur le témoin)	
Précipitations moyennes pendant les mesures	Taux de volatilisation de NH <sub>3</sub> (% de l'azote appliqué)	
Inondation (si applicable)	Information additionnelle (remarques) <sup>a</sup>	
Résidus de culture laissés au champ		
Culture		

a. Informations additionnelles sur la mesure (années et saison de la mesure); informations sur la gestion du sol, de la culture ou des engrais, le volume d'air passant dans les chambres à ventilation forcée, caractéristiques spécifiques de l'engrais utilisé, événements climatiques spécifiques importants pour expliquer les taux de volatilisation mesurés.

Pour les pertes de  $\text{NH}_3$ , le premier objectif de ce rapport est de récapituler la littérature disponible sur la volatilisation de  $\text{NH}_3$  provenant de l'application d'engrais azotés minéraux et de fumiers animaux sur les cultures et les prairies afin d'évaluer les facteurs qui régulent la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Un deuxième objectif est de décrire les relations trouvées entre les facteurs de régulation et les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  dans un modèle récapitulatif empirique, et employer ce modèle pour une extrapolation à l'échelle du monde sur la base des statistiques nationales d'engrais et des données d'utilisation du territoire.

L'ensemble des données des mesures (provenant principalement de la littérature étudiée) contient des données de presque 1 900 mesures différentes. Le tableau 2 présente des détails de l'information disponible sur les conditions environnementales, les propriétés des sols et les techniques de mesure pour chaque mesure fournie dans la littérature.

Ce rapport n'emploie pas de données sur l'effet des engrais à libération contrôlée ou des engrais stabilisés et des additifs chimiques employés pour réduire la volatilisation de  $\text{NH}_3$  car leur utilisation est toujours très limitée à l'échelle mondiale. En outre, le rapport n'inclut pas les pertes de  $\text{NH}_3$  à partir des fumiers stockés et des usines.

L'analyse de l'ensemble complet des données de la littérature pour évaluer les relations entre les divers facteurs de régulation et les taux d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  et le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  a nécessité l'emploi de la version 4,1 de Genstat 5 (PC/Windows NT).

Contrairement à beaucoup d'études utilisant l'analyse de régression, ce rapport a employé la directive du maximum de vraisemblance résiduelle (REML = Residual Maximum Likelihood) de Genstat pour analyser les bases de données et développer des modèles liant les émissions de gaz aux facteurs de contrôle. REML est apte à analyser des bases de données déséquilibrées ayant des valeurs manquantes. En supposant que toutes les classes de facteurs aient un nombre égal d'observations, le REML équilibre l'émission pour des facteurs non représentés par la gamme complète des conditions environnementales et de gestion.

Le chapitre 2 discute les facteurs qui régulent les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}_x$  et la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Le chapitre 3 présente les différentes techniques de mesure utilisées dans la détermination des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}_x$  et les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , car il est important de connaître les caractéristiques de chaque technique pour l'interprétation des estimations de flux en comparaison de ceux obtenus avec d'autres techniques. Le chapitre 4 analyse les données rassemblées pour cette étude de façon à

déterminer les principaux facteurs de régulation et leur effet sur les émissions de  $N_2O$  et de  $NO$  et les pertes de  $NH_3$ . Le chapitre 5 extrapole les résultats jusqu'aux évaluations globales basées sur les statistiques d'engrais et les données géographiques pour les facteurs de régulation. Enfin, le chapitre 6 présente quelques conclusions.

## Chapitre 2

# Facteurs de régulation

### FACTEURS REGULANT L'EMISSION DE MONOXYDE D'AZOTE ET DE PROTOXYDE D'AZOTE

#### Cadre général

Les sols agissent en même temps comme sources et puits de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}$ . Cependant, à l'échelle globale, les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  sont supérieures à l'activité de puits. La production et la consommation de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}$  dans les sols impliquent toutes deux des processus biotiques et abiotiques. De nombreux groupes de micro-organismes contribuent à la production et à la consommation de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}$ , mais la nitrification et la dénitrification biologiques sont les processus dominants impliqués.

La dénitrification biologique est la réduction du nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) ou du nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) en oxydes d'azote gazeux et en azote moléculaire essentiellement par des bactéries aérobies. La nitrification est l'oxydation biologique de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en  $\text{NO}_2^-$  ou en  $\text{NO}_3^-$  dans des conditions aérobies. Dans des conditions limitantes d'oxygène, les germes nitrifiants peuvent employer  $\text{NO}_2^-$  comme accepteur terminal d'électrons pour éviter l'accumulation du  $\text{NO}_2^-$  toxique, et  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  sont alors produits.

Les processus bactériens de dénitrification et de nitrification sont les sources dominantes de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}$  dans la plupart des systèmes. Seule la dénitrification est considérée comme un élément significatif de consommation biologique pour  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$ . La décomposition chimique de  $\text{HNO}_2$  (ou dénitrification chimique), c'est à dire la réduction de  $\text{NO}_2^-$  par les réducteurs chimiques dans des conditions limitantes d'oxygène et à bas pH, peut également produire  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$ . La dénitrification chimique a généralement lieu quand le  $\text{NO}_2^-$  s'accumule dans des conditions limitantes d'oxygène, ce qui peut se produire quand les taux de nitrification sont élevés, par exemple après application d'engrais minéraux à base de  $\text{NH}_4^+$  ou de fumiers animaux. Ce processus peut expliquer 15 à 20 pour cent de la formation de  $\text{NO}$ .

L'absorption de NO et NO<sub>2</sub> par la plante est un autre processus biologique important déterminant l'échange de NO<sub>x</sub> à la surface de la terre. D'autres processus abiotiques peuvent également produire et consommer des traces de NO.

### **Contrôles de la dénitrification, de la nitrification et des flux d'oxydes d'azote**

Le modèle conceptuel de simplification du «trou dans le tuyau» est utile pour comprendre les processus des émissions de NO, N<sub>2</sub>O et N<sub>2</sub>. Dans ce modèle, la production de gaz et les échanges avec l'atmosphère dépendent : (i) de facteurs commandant la quantité d'azote traversant le tuyau (c'est à dire ceux qui affectent les taux de dénitrification et nitrification, par exemple la disponibilité de N et la température) et (ii) de la taille des trous dans le tuyau par lesquels les gaz azotés sortent. Les facteurs contrôlant la répartition de l'azote vers NO, N<sub>2</sub>O ou vers les formes plus réduites ou plus oxydées règlent la taille du «tuyau», alors que la vitesse à laquelle N se déplace à l'intérieur des tuyaux détermine l'importance des fuites. En plus des caractéristiques de sol et de climat, la gestion agricole peut également interférer avec des processus de sol et influencer ainsi la disponibilité de N et les taux relatifs de N<sub>2</sub>O et de NO.

#### **La disponibilité en azote**

Dans les sols agricoles, les intrants azotés de diverses sources déterminent la quantité d'azote passant dans le tuyau. Les engrais azotés, les intrants azotés dans les sols agricoles, les fumiers animaux, les résidus de culture, les retombées atmosphériques et la fixation biologique d'azote sont des stimulants forts de la dénitrification et des flux associés d'oxydes d'azote.

L'importance de la volatilisation de NH<sub>3</sub> détermine également la disponibilité d'azote pour la nitrification et la dénitrification. Des études ont montré que la dénitrification est plus faible quand les pertes en NH<sub>3</sub> sont élevées, dans des sols de montagne et des systèmes de culture de riz irrigué.

#### **Vitesses de nitrification et dénitrification**

L'orientation de l'activité vers la dénitrification ou la nitrification dépend de beaucoup de facteurs différents. La nitrification est un processus relativement constant dans les différents écosystèmes, tandis que les taux de dénitrification sont variables dans le temps et dans l'espace. Dans la plupart des sols, la disponibilité en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et oxygène sont les facteurs les plus importants contrôlant la nitrification. Les principaux contrôles de la dénitrification biologique incluent la disponibilité de carbone organique, d'oxygène et de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou d'autres oxydes d'azote.

Diverses études ont trouvé une dénitrification élevée dans des zones actives créées par de la matière organique en décomposition qui induit des microsites anaérobies. Ce phénomène peut expliquer une partie de la forte variabilité spatiale généralement observée pour la dénitrification dans les sols.

Dans des expériences de laboratoire, les rapports  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  observés dans différentes conditions étaient extrêmement variables et dépendaient de la disponibilité en C et  $\text{NO}_3^-$  et de l'humidité du sol. Le rapport des émissions  $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$  a été proposé comme indicateur de l'importance de la nitrification et de la dénitrification. Les études de laboratoire indiquent que, pour des germes nitrifiants, le rapport  $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$  est proche de 1 tandis que, pour les dénitrifiants, ce rapport est inférieur à 1. Comme la dénitrification et la nitrification se produisent souvent simultanément, il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats en conditions de terrain. Cependant, même dans des situations de terrain, le rapport  $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$  peut fournir une indication du processus dominant responsable de l'émission de  $\text{NO}$ .

### **Humidité et température du sol**

L'humidité et la température du sol contrôlent les processus au sein du sol à tous les niveaux en influant sur les taux de décomposition de la matière organique, de dénitrification et de nitrification. Certaines études ont montré que les émissions de  $\text{NO}$  augmentent avec l'accroissement de la température du sol. Cependant, le rapport entre la température et les flux de  $\text{NO}$  est entaché d'une incertitude considérable avec de nombreuses exceptions dans les systèmes tempérés et tropicaux où aucune relation claire n'a été trouvée entre la température et les flux de  $\text{NO}$ . Pendant la dénitrification, le rapport  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$  augmente généralement quand les températures décroissent.

Dans les systèmes où l'azote du sol s'accumule de manière temporaire, ceci étant dû aux cycles humidité-dessication ou gel-dégel, le printemps précoce, l'hiver et l'automne en climat tempéré peuvent expliquer une partie importante des émissions annuelles de  $\text{N}_2\text{O}$  à partir des terres agricoles ou de n'importe quelle autre terre.

Le contenu en eau du sol influence les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}_x$  de tous les types de sols. En général, l'activité microbienne est maximale quand 30 à 60 pour cent de la porosité sont remplis d'eau. La nitrification et la production associée de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}_x$  montrent également une activité maximale à 30-60 pour cent de la porosité remplie d'eau, alors que les conditions sont optimales pour la dénitrification quand 50-80 à 60-90 pour cent des pores sont remplis d'eau.

L'état de l'oxygène et de l'humidité ainsi que la diffusion des gaz dans les sols agricoles dépendent de la texture et du drainage du sol. Les sols à fine

texture ont plus de pores capillaires dans les agrégats que les sols sableux, et retiennent ainsi plus fortement l'eau du sol. En conséquence, des conditions anaérobies peuvent être plus facilement atteintes et maintenues pendant de plus longues périodes dans des agrégats des sols à fine texture que dans les sols à texture grossière.

### **Humidification**

Chaque période d'humidification d'un sol sec cause une impulsion de minéralisation de l'azote, de nitrification et des flux de NO et de N<sub>2</sub>O. L'alternance sec - humide dans les sols augmente le dégagement de N<sub>2</sub>O et NO du sol vers l'atmosphère, bien que les pics de production de N<sub>2</sub>O puissent diminuer avec les épisodes d'humidification suivants.

### **pH du sol**

Le pH du sol a un effet marqué sur les produits de la dénitrification. Les taux de dénitrification sont plus faibles dans des conditions acides que dans des sols légèrement alcalins, mais la fraction de N<sub>2</sub>O peut être plus grande dans un sol à pH bas, en particulier avec une réserve adéquate en nitrate. Ceci est généralement attribué à la sensibilité de la N<sub>2</sub>O - réductase à l'activité des protons. Les émissions de N<sub>2</sub>O et NO diminuent avec l'augmentation du pH des sols acides, et augmentent quand le pH des sols alcalins diminue. Le pH du sol est un important facteur dans la détermination du mécanisme de formation de NO. Dans une étude sur un sol argilo-limoneux alcalin (pH 7,8), la nitrification était la source principale de NO, tandis que dans un sol limono-argileux sableux acide (pH 4,7) la dénitrification a dominé la production de NO.

### **Diffusion des gaz**

Avant de s'échapper du sol vers l'atmosphère, les gaz azotés diffusent dans la porosité du sol, où les dénitrifiants peuvent consommer le NO et le N<sub>2</sub>O et où les plantes peuvent absorber le NO. La dénitrification est forte dans les situations où la teneur en eau du sol est élevée, le drainage gêné, les eaux souterraines peu profondes, la structure du sol, son tassement, sa texture fine ou le glaçage de la surface du sol limitent la diffusion des gaz. Cependant, de telles conditions augmentent considérablement la probabilité que des germes dénitrifiants reprennent le N<sub>2</sub>O et le NO. Les sols proches de la saturation montrent une dénitrification élevée mais de faibles émissions de N<sub>2</sub>O et NO. Dans de telles conditions, l'approvisionnement en oxygène est faible et la diffusion de N<sub>2</sub>O et NO est limitée ; en l'absence d'oxygène comme accepteur d'électrons, les dénitrifiants consomment plus de N<sub>2</sub>O et de NO que dans des conditions plus aérobies. En conditions humides, une absorption de N<sub>2</sub>O de l'atmosphère peut se produire.

## Facteurs de gestion agricole

### **Type de culture**

Les flux de protoxyde d'azote provenant des systèmes de riziculture inondée pendant la saison de culture sont généralement inférieurs à ceux s'échappant des cultures de riz pluvial. Ceci peut être la conséquence des conditions anaérobies régnant dans les systèmes de culture de riz irrigué. Cependant, des conditions aérobies règnent généralement pendant la période de jachère après la culture de riz, permettant la nitrification de  $\text{NH}_4^+$  provenant de la minéralisation de la matière organique du sol, des résidus de cultures et des organismes aquatiques. L'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  observée à partir des sols drainés pendant la période de jachère après la culture est beaucoup plus forte que pendant la saison de culture.

La fixation biologique d'azote par les cultures de légumineuses, telles que luzerne, soja, légumineuses alimentaires et trèfles, fournit une quantité importante d'azote dans de nombreux systèmes agricoles. Bien que ces cultures reçoivent généralement peu ou pas d'engrais azotés en tant que starter, les études ont démontré que les cultures de légumineuses présentent des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  qui sont du même niveau que celles des cultures de non-légumineuses fertilisées.

### **Gestion des engrais**

Le type d'engrais influence l'importance de la nitrification et de la dénitrification. En outre, le type d'engrais peut jouer sur l'importance des flux de  $\text{NO}$  et  $\text{N}_2\text{O}$ . Par exemple, l'ammoniac anhydre (AA), qui est habituellement injectée, montre généralement des pertes plus élevées de  $\text{N}_2\text{O}$  que d'autres engrais.

La production totale de gaz azotés, et en particulier l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$ , peut augmenter avec la dose d'azote appliquée. Cependant, la dénitrification et la production de  $\text{N}_2\text{O}$  peuvent être plus étroitement liées à la quantité d'azote inutilisée qu'à la quantité totale. Par conséquent, la période d'application de l'engrais est un facteur important. Toute prolongation de la période pendant laquelle les engrais à base de  $\text{NH}_4^+$  peuvent subir une nitrification ou les engrais à base de  $\text{NO}_3^-$  peuvent subir une dénitrification, sans absorption compétitive de la part de la culture, est susceptible d'augmenter les émissions de  $\text{NO}$  et  $\text{N}_2\text{O}$ .

Dans des conditions tropicales, le potentiel pour de forts taux d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  existe, mais la gestion joue un rôle important en déterminant l'importance des flux. Dans une étude qui ajustait les apports d'engrais azoté à

la demande des plantes, les pertes de  $N_2O$  étaient faibles. Quand l'application d'engrais est excessive, comme dans certaines cultures de rente telle la banane, la quantité d'azote disponible pour la nitrification et la dénitrification est élevée, et l'approvisionnement en oxygène devient ainsi le principal facteur de contrôle des émissions de NO et  $N_2O$ .

Le mode et la période d'application de l'engrais influencent la volatilisation de  $NH_3$  et l'efficacité de l'absorption par la culture, et par conséquent la disponibilité de N pour la nitrification et la dénitrification. D'une façon générale, les émissions de  $N_2O$  à partir des engrais azotés appliqués ou injectés en dessous de la surface sont plus élevées que pour les engrais minéraux épandus et les fumiers animaux. En comparaison avec l'épandage, l'application d'azote sous la surface du sol a eu comme conséquence des pertes plus fortes de  $N_2O$  mais plus faibles de NO.

### **Gestion des sols et des cultures**

Les résidus de culture dans les champs cultivés sont des sources importantes de C et N pour la nitrification et la dénitrification. De plus, l'incorporation de ces résidus peut également stimuler la minéralisation de la matière organique du sol. Quelques études ont observé une dénitrification plus élevée et des flux de  $N_2O$  plus importants après le recyclage des résidus sur le champ par comparaison avec leur enlèvement. Cette influence peut être liée à un effet des résidus laissés en surface du sol sur les conditions d'humidité de la couche supérieure du sol. L'incorporation des résidus cause également une accélération des émissions de NO.

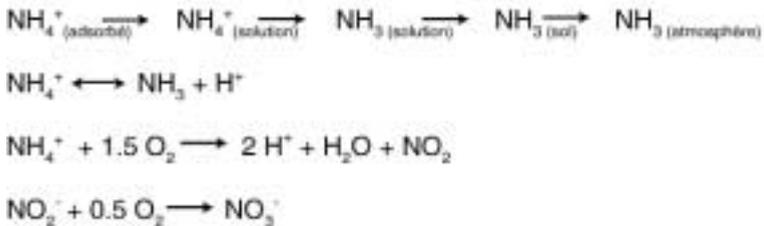
Les effets du labour sur la minéralisation de la matière organique du sol sont bien connus. Le labour peut également affecter les conditions d'émission de  $N_2O$  et NO par les sols. Certaines études ont observé des pertes plus élevées de  $N_2O$  dans des systèmes sans labour par comparaison avec un labour conventionnel. Ceci peut être lié à une dénitrification plus élevée. Cependant, les pertes de  $N_2O$  des systèmes sans labour peuvent être inférieures à celles observées en sols labourés quand les champs sont restés non cultivés pendant un certain nombre d'années. Quelques études indiquent une augmentation des émissions de NO provoquée par le labour en climat tempéré et dans des conditions tropicales.

## FACTEURS REGULANT LES PERTES D'AMMONIAC

### Généralités

L'ammoniac est formé constamment dans les sols en raison de la dégradation biologique des composés organiques et des engrais minéraux et organiques apportant du NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Comme c'est un gaz, le NH<sub>3</sub> présent dans le sol, l'eau ou les engrais peut se volatiliser vers l'atmosphère. Cependant, le NH<sub>3</sub> réagit avec les protons, les métaux et les composés acides pour former des ions, des composés ou des complexes de stabilité variable. L'ammoniac a une forte affinité pour l'eau, et ses réactions avec l'eau sont fondamentales pour réguler le taux de perte.

Après son application au sol, le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> peut rester sur les sites d'échange, se nitrifier en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou se décomposer en NH<sub>3</sub>, selon les conditions de sol et d'environnement :



Dans les champs fertilisés, l'entrée de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dépend du type d'engrais, du taux et du mode d'application de l'engrais, de la teneur en humidité du sol, de la vitesse d'infiltration, de la CEC et de l'activité de l'uréase (dans le cas d'un apport d'urée). La différence de pression partielle de NH<sub>3</sub> entre l'atmosphère ambiante et l'atmosphère en équilibre avec le sol humide, la lame d'eau, ou l'espace d'air intercellulaire des feuilles de la plante contrôle la volatilisation d'ammoniac. La pression partielle de NH<sub>3</sub> dans le sol est contrôlée, soit par le taux d'enlèvement de l'ammonium ou du NH<sub>3</sub> en solution, soit en déplaçant n'importe quelle partie des équilibres d'une autre manière. La vitesse du vent (régulant les échanges entre le sol et l'air), la température et le pH de l'eau de la solution du sol ou de l'eau d'irrigation sont des facteurs de régulation importants, car chacune de ces trois variables affecte la pression partielle de NH<sub>3</sub>.

L'accroissement de la température augmente la proportion relative de NH<sub>3</sub> par rapport aux NH<sub>4</sub><sup>+</sup> présents à un pH donné, diminue la solubilité de

$\text{NH}_3$  dans l'eau, et augmente la diffusion de  $\text{NH}_3$  à partir de l'interface air-eau ou air-sol.

En particulier, le pH affecte l'équilibre entre  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NH}_3$ , de sorte que la concentration relative de  $\text{NH}_3$  augmente de 0,1 pour cent à 1, 10 et 50 pour cent quand le pH passe de 6 à ~7, à ~8 et à ~9, respectivement. Le processus de volatilisation lui-même produit de l'acidité. Le processus de nitrification peut réduire la volatilisation de  $\text{NH}_3$  de deux manières : en diminuant la disponibilité de  $\text{NH}_4^+$  et en produisant de l'acidité.

D'autres variables influençant la volatilisation de  $\text{NH}_3$  incluent le pouvoir tampon pH du sol et la CEC. La CEC est importante car, chargée négativement, elle absorbe les  $\text{NH}_4^+$  chargés positivement. Une majeure partie de la capacité de fixation de  $\text{NH}_3$  du sol est attribuable à la matière organique.

D'autres facteurs incluent le niveau d'activité de l'uréase (dans le cas de l'application d'urée, ou d'urine), l'humidité disponible, la texture du sol; le taux de nitrification et la présence de plantes ou de résidus de plantes.

La présence de calcium absorbé ou ajouté et de certains composés phosphatés peut influencer les pertes de  $\text{NH}_3$  dans les systèmes pluviaux. La perte de  $\text{NH}_3$  peut être moins élevée en présence de calcium, ceci étant dû à la réduction de pH au niveau micro-environnemental, à la formation de  $\text{CaCO}_3$  ou de sel double de calcium et d'urée. Certains composés phosphatés acides, tels que  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$  et  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  peuvent précipiter le calcium au niveau micro-environnemental et changer l'environnement pour favoriser l'augmentation de  $\text{NH}_3$ . Aussi bien la formule (pH) que la forme du phosphate ajouté peuvent-elles influencer les réactions avec le calcium, et donc les pertes de  $\text{NH}_3$ .

## Sols inondés

Les conditions dans les systèmes de riz irrigué exigent une attention particulière. D'abord, les données de mesure dans ces systèmes suggèrent que les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont souvent plus élevés que dans les systèmes pluviaux, et, globalement, ils peuvent représenter des pertes importantes. En second lieu, les conditions de la volatilisation de  $\text{NH}_3$  dans les systèmes inondés sont différentes de celles dans les systèmes pluviaux.

Dans les systèmes de riz irrigué, les facteurs tels que le type d'engrais, la quantité, la période et la méthode d'application, la profondeur de la lame d'eau et la croissance des algues exercent leurs influences sur des variables de base (concentration d'azote ammoniacal, pH et température de l'eau d'irrigation, et vitesse du vent).

Le taux de perte de  $\text{NH}_3$  dépend de la pression de vapeur de  $\text{NH}_3$  à l'équilibre dans l'eau d'irrigation et de la vitesse du vent. La vitesse du vent affecte nettement la volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir de l'eau d'irrigation. Par exemple, des données d'études sur le terrain aux Philippines montrent une relation linéaire entre la vitesse du vent et la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Ceci explique également pourquoi dans certaines études qui ont employé des techniques d'enceintes avec peu ou pas du tout d'échange d'air ou des méthodes avec ventilation forcée, les taux de perte de  $\text{NH}_3$  étaient bas, même avec des taux élevés d'azote appliqué.

La pression de vapeur de  $\text{NH}_3$  dans l'eau d'irrigation est une fonction de la concentration en azote ammoniacal, du pH et de la température. La teneur en ammoniacque dans l'eau d'irrigation augmente d'un facteur 10 environ quand le pH croît d'une unité dans la gamme de pH de 7,5 à 9. Une fonction linéaire à concentration donnée d'azote ammoniacal total décrit mieux le lien de dépendance de l'ammoniacque avec la température. En outre, les pertes d'eau par évaporation, qui peuvent être fortes en conditions tropicales, entraîneront généralement une augmentation de l'activité de  $\text{NH}_4^+$ , influençant de ce fait les équilibres chimiques.

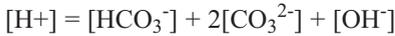
Les processus qui affectent potentiellement la concentration d'ammoniacque dans l'eau d'irrigation, et indirectement la perte de  $\text{NH}_3$ , incluent l'activité de l'uréase, l'échange de cations et l'immobilisation de l'azote. En outre, l'assimilation de  $\text{NH}_4^+$  par les algues, les adventices et les plants de riz peut diminuer la quantité de N ammoniacal. La compétitivité des plants de riz pour le  $\text{NH}_4^+$  varie avec le stade de croissance. Une étude a constaté que les plantes contenaient des quantités négligeables d'urée marquée au  $^{15}\text{N}$  une semaine après l'épandage de l'urée et son incorporation, moins de 10 pour cent de l'urée épandue dans la lame d'eau 2 ou 3 semaines après la transplantation, et environ 40 pour cent du  $^{15}\text{N}$  de l'urée appliquée à l'initiation paniculaire.

En sols sableux ou avec une faible CEC, l'apport d'engrais peut avoir comme conséquence des concentrations élevées en ammoniacque dans l'eau d'irrigation, avec de grandes pertes de l'azote appliqué en dépit de l'incorporation de l'engrais.

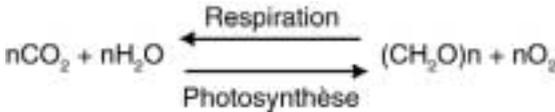
Dans les champs de riz inondés, le pH de l'eau d'irrigation semble être synchronisé avec les cycles de photosynthèse et de respiration nette, c.-à-d. l'épuisement et l'apport de  $\text{CO}_2$  dans l'eau d'irrigation. Le gaz carbonique en solution - en tant que produit de la photosynthèse et de l'équilibre respiratoire des organismes aquatiques, apparaissant en tant qu'acide carbonique non dissocié, ions bicarbonate et carbonate - est le système tampon qui régule les

valeurs de pH de l'eau. Un pH de 9,5-10 peut s'observer dans des eaux d'irrigation peu profondes peuplées d'organismes aquatiques sous un rayonnement solaire élevé, augmentant pendant le jour et diminuant la nuit. Des variations diurnes de pH de 2 ou 3 unités ne sont pas rares quand de l'engrais azoté est épandu dans les champs de riz.

La corrélation entre le pH de l'eau et le «système acide carbonique» dans l'eau est complexe, mais, sous sa forme simplifiée, elle peut être caractérisée par l'état d'électroneutralité :



et les activités à l'équilibre :  $-\log[H^+] = -\log[HCO_3^-] = 5.65$  ;  $-\log[CO_2 \text{ aq.}] = -\log[H_2CO_3] = 5.0$  (en tant qu'acide non-volatile) ;  $-\log[H_2CO_3] \sim 7.8$  ;  $-\log[CO_3^{2-}] = 8.5$ . Dans les systèmes en eau peu profonde rencontrés en culture de riz inondé, il y a un échange de  $CO_2$  entre les diverses espèces de plantes aquatiques submergées et l'eau. Les principaux organismes sont des formes algales, qui se développent rapidement en une grande biomasse. La réaction générale impliquant la biochimie du  $CO_2$  dans les plantes est la suivante :



Le processus photominéral diminue les activités nettes de  $[CO_2 \text{ aq.}] + [H_2CO_3]$  pendant les périodes favorables de jour, mais quand l'activité respiratoire dépasse la photosynthèse,  $H_2CO_3$ , l'acidité et la concentration totale d'acide carbonique dissous augmentent. Un certain nombre de relations complexes existent dans le système, telles que les réactions du  $CO_2$  avec les minéraux alcalino-terreux, les carbonates, et les cations bivalents. Les facteurs qui affectent également le pH de l'eau dans les systèmes inondés sont : le type de sol, sa conductivité électrique, l'historique des précédents culturaux, les procédures de gestion du sol telle que la mise en boue et la qualité de l'eau d'irrigation.

La gestion des engrais et le stade de développement de la culture influent sur l'importance de la fluctuation journalière du pH de l'eau d'irrigation, probablement par leur effet sur la biomasse algale. Une forte augmentation des valeurs maximales du pH de l'eau d'irrigation se produit après une application d'urée. Vu que le phosphore est en général appliqué également à cette période, la biomasse algale augmente rapidement. Dans une étude, dans certains champs, le pH de l'eau d'irrigation n'a pas augmenté autant, en raison de

l'absence d'une croissance algale, fait attribué aux conditions atmosphériques pendant la culture du riz à cet endroit de Chine et pour cette année particulièrement. Les variations journalières du pH de la lame d'eau trouvées lors de l'initiation paniculaire, quand la culture fait de l'ombre sur l'eau, sont généralement plus modérées qu'aux premiers stades de la croissance.

Comme la volatilisation de  $\text{NH}_3$  produit de l'acidité, de l'alcalinité (principalement  $\text{HCO}_3^-$  dans l'eau d'irrigation) doit donc être présente pour tamponner la production de  $\text{H}^+$  afin d'assurer la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Quand les exploitants agricoles emploient de l'urée comme engrais, son hydrolyse est la source principale de  $\text{HCO}_3^-$ . Quand du sulfate d'ammonium (AS) est appliqué, l'eau d'irrigation est probablement la source principale d'alcalinité. Même avec une faible alcalinité dans l'eau d'irrigation, l'évapotranspiration et une irrigation répétée peuvent causer une accumulation d'alcalinité. Une alcalinité additionnelle peut provenir de la réduction du sol accrue pendant la nuit, couplée à la production de  $\text{CO}_2$ .

La gestion des engrais, par son influence sur la concentration de l'azote ammoniacal dans l'eau d'irrigation, a un effet prononcé sur la perte globale de  $\text{NH}_3$ . Les pertes de  $\text{NH}_3$  sont généralement les plus fortes avec des applications d'engrais sous forme d'urée ou de sulfate d'ammonium, 2 ou 3 semaines après la transplantation du riz. Les taux de volatilisation sont beaucoup plus faibles pour des applications de sulfate d'ammonium et d'urée effectuées quelques jours avant l'initiation paniculaire du riz (généralement ~50 à 60 jours après le semis), ou à la montaison (~65 à 70 jours après le semis). La raison est que la culture de riz réduit la vitesse du vent et ainsi les échanges de  $\text{NH}_3$  entre la surface de l'eau et l'air ; de plus, la culture fait de l'ombre sur la lame d'eau et réduit ainsi la croissance des algues. Ceci entraîne des niveaux de pH plus bas et de plus petites amplitudes dans le cycle quotidien du pH que dans les champs nus ou avec de petits plants de riz.

L'incorporation de l'urée dans un sol mis en boue, faite sans eau d'irrigation stagnante, réduit également les pertes de  $\text{NH}_3$ . La cause de cette réduction peut être un meilleur contact de l'engrais avec le sol et une augmentation associée de la réaction des ions ammonium formés avec les sites d'échange cationique et les micro-organismes susceptibles de l'immobiliser. Une autre cause possible peut être une réduction de la croissance des algues en raison de la plus faible concentration ammoniacale dans l'eau d'irrigation. L'incorporation de l'urée en présence d'eau d'irrigation est efficace seulement dans les sols ayant une forte CEC.

## Chapitre 3

### Techniques de mesure

Une analyse de la littérature indique que la plupart des techniques utilisées pour mesurer les émissions de N<sub>2</sub>O et NO et la volatilisation de NH<sub>3</sub> entrent dans deux principales catégories : les chambres (ou enceintes) et les techniques micrométéorologiques, bien que d'autres techniques soient disponibles. Une étude par Lapitan *et al.* (1999) fournit des informations détaillées sur les diverses techniques de mesure et les mesures de concentration. Le tableau 3 fournit une liste des diverses techniques de mesure.

**TABLEAU 3**  
**Codes des techniques de mesure**

Code	Explication
c	Technique en chambre, fermée
cf	Technique en chambre, ventilation forcée
co	Méthode d'incubation de monolithes de sol
cso	Technique en chambre, chambre semi-ouverte
g	Méthode du gradient N <sub>2</sub> /N <sub>2</sub> O dans le sol, basée sur le gradient de concentration des gaz dans le profil de sol
ioc	Mesure ouverte indirecte dans l'air par comparaison avec des parcelles ayant des flux standards
m	Technique micrométéorologique
m, ba	Technique micrométéorologique aérodynamique
m, fg	Technique micrométéorologique gradient de flux
m, mb	Technique micrométéorologique bilan de matière
<sup>15</sup> N	Méthode isotopique <sup>15</sup> N
Nbal	Méthode du bilan d'azote, i.e. bilan d'azote complet du système sol-culture
Ndif	Méthode de la différence d'azote, i.e. N intrant (t = 0) - Nsol (t = t) pour des expérimentations de laboratoire avec un sol nu
ocb	Containers ouverts et fermés, où la différence de teneur en azote dans le sol et l'eau est présumée égale aux pertes de NH <sub>3</sub>
wt	Tunnel à vent

## TECHNIQUES EN ENCEINTE

Les techniques en enceinte ou chambre comportent l'utilisation de cuvettes, de chambres ou de boîtes placées à la surface d'un sol nu ou d'un sol avec une couverture de végétation basse. Il y a peu d'uniformité dans la conception des enceintes utilisées, mais elles peuvent être décrites comme allant d'un isolement complet par rapport à l'atmosphère, jusqu'à une ouverture aux deux extrémités avec des moyens de changer la vitesse du vent au-dessus de la surface de mesure (ventilation forcée) pour simuler les observations au champ. Les types courants de chambres varient pour ce qui est de la surface de base des prélèvements de  $< 1\text{m}^2$  à  $5,76\text{ m}^2$  et même  $64\text{ m}^2$ . Les plus grandes chambres intègrent la variabilité spatiale et le nombre de répétitions par parcelle peut alors être réduit.

Les mesures de concentration avec les techniques en chambre sont généralement effectuées à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons pour le  $\text{N}_2\text{O}$ , et des techniques de détection par chimioluminescence pour le  $\text{NO}$ . La volatilisation de  $\text{NH}_3$  est mesurée par un piégeage chimique, suivi de l'élution de  $\text{NH}_3$  avec de l'eau distillée et la mesure de sa concentration. Divers types de pièges à  $\text{NH}_3$  et de techniques analytiques ont été employés.

Les chambres fermées (c) comprennent celles sans circulation forcée ou augmentée dans lesquelles les gaz émis peuvent s'accumuler et des chambres ayant un circuit fermé où les gaz sont mis en mouvement. Les flux de gaz  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  provenant des chambres fermées peuvent être calculés en prélevant périodiquement des échantillons de l'atmosphère de la chambre et en mesurant l'évolution de la concentration des gaz en fonction du temps pendant la période de changement linéaire de concentration. La volatilisation de l'ammoniac est déterminée à partir du  $\text{NH}_3$  accumulé dans le piège chimique.

Les avantages d'une chambre fermée sont les suivants : (i) les petits flux peuvent être mesurés, (ii) les chambres sont bon marché, simples à construire, installer et enlever, et aucun équipement supplémentaire exigeant une alimentation électrique n'est nécessaire, (iii) la perturbation du site est limitée en raison de la courte durée pendant laquelle la chambre est en place pour chaque mesure de flux.

Les inconvénients des chambres fermées sont :

1. Les concentrations dans l'enceinte peuvent augmenter jusqu'à des niveaux où le taux normal d'émission peut être inhibé. Ce problème peut être limité en utilisant des périodes de mesure courtes.

2. Les chambres fermées modifient les fluctuations de pression atmosphérique normalement rencontrées à la surface du sol. De telles fluctuations peuvent causer une action de pompage sur la surface ; par conséquent, une chambre fermée peut sous-estimer le flux qui se serait produit en son absence.
3. Le sol peut être perturbé par l'action de placement du couvercle. Ce problème peut être limité en installant dans le sol des bases qui restent normalement ouvertes sur l'atmosphère et sur lesquelles les chambres sont fixées pour la mesure.
4. Des différences peuvent se produire en matière de précipitations, température et humidité entre la chambre et le champ.

Les chambres à ventilation forcée sont reliées à l'atmosphère par l'intermédiaire d'une entrée d'air par laquelle de l'air extérieur entre sans interruption dans l'enceinte et est forcé à circuler à la surface du sol couvert. Le flux de  $\text{N}_2\text{O}$  ou de  $\text{NO}$  provenant de la surface du sol peut être calculé à partir de la différence de concentration, du débit, et de la surface couverte. La volatilisation de  $\text{NH}_3$  est déterminée par un piégeage chimique du  $\text{NH}_3$  dans le flux d'air sortant. Le  $\text{NH}_3$  est souvent extrait de l'air avant l'entrée dans la chambre, ce qui peut amener une surestimation du taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Concernant le  $\text{NH}_3$ , la technique de ventilation forcée est la plus appropriée pour une comparaison des sources de N, des taux de N, et de diverses procédures de gestion, à condition que le flux d'air ne limite pas l'échange de  $\text{NH}_3$ . D'une façon générale, les chambres à ventilation forcée visent à déterminer la perte maximum de  $\text{NH}_3$ .

Le principal avantage des chambres à ventilation forcée est qu'elles maintiennent des conditions environnementales proches de celles du champ non couvert. Les chambres à ventilation forcée sont donc plus adaptées pour la surveillance continue à long terme des flux de gaz, pourvu que les conditions d'humidité à l'intérieur et à l'extérieur de la chambre demeurent les mêmes.

Les chambres à ventilation forcée sont sensibles aux déficits de pression à l'intérieur de la chambre provoqués par le courant d'air forcé qui peut causer des flux artificiellement élevés. Ce problème peut être réglé en s'assurant que la taille du conduit d'admission est grande comparée à la taille de la sortie. Un autre problème est que cette technique assume un équilibre de flux entre l'atmosphère du sol et la concentration en gaz de l'atmosphère de la chambre. Cependant, les flux estimés peuvent être incorrects pendant la période de mise en équilibre.

Un inconvénient général de l'utilisation de n'importe quel type de chambre est que les conditions de sol et d'environnement (vitesse du vent, température, précipitations, formation de rosée) sont perturbées. La modification des facteurs sol et environnement peut être réduite au minimum en couvrant le secteur étudié seulement pour des périodes courtes pendant la mesure, permettant à des conditions normales d'exister entre les mesures.

Les variabilités temporelle et spatiale sont les principaux problèmes pour estimer des flux de gaz observés en se basant sur des mesures en enceinte. Par exemple, dans une étude sur le terrain employant de petites chambres, on a estimé que 350 mesures étaient nécessaires pour évaluer, à moins de 10 pour cent de la moyenne vraie, l'émission de  $N_2O$  pour des parcelles de 3 m sur 30 m. Comme il a été indiqué auparavant, des chambres plus grandes intègrent la variabilité spatiale et le nombre de répétitions par parcelle peut alors être réduit. L'influence des fréquences de prélèvement a été étudiée par beaucoup d'auteurs. Par exemple, ramener la fréquence de prélèvement de «forte» à «quotidienne» pourrait avoir comme conséquence un flux moyen, calculé à partir de n'importe quelle chambre, pouvant varier jusqu'à 20 pour cent, quoique la moyenne calculée soit à moins de 10 pour cent de la moyenne des mesures intensives. Les mesures du flux de  $N_2O$  en chambre automatisée sont devenues plus nombreuses récemment, étant donnée la reconnaissance de la variabilité temporelle élevée des émissions.

Beaucoup d'études basées sur des techniques en enceinte ont négligé l'influence des plantes. Souvent les plantes ne sont pas considérées parce qu'il est difficile de les inclure dans les systèmes de collecte de gaz. Les plantes affectent la disponibilité d'éléments nutritifs, l'humidité du sol, l'atmosphère et la température du sol. En outre, les plantes peuvent jouer un rôle dans le transport des gaz.

Une variante de la technique de confinement est la chambre ou la couverture en plastique (cso) ouverte d'un côté pour avoir dans l'enceinte le même taux d'échange d'air dû à la vitesse du vent en dehors de la chambre. Un inconvénient de cette technique est que ces systèmes à moitié ouverts peuvent permettre la fuite du  $NH_3$  de la chambre.

Dans une autre tentative de réduire au minimum les différences entre les enceintes et le champ, des enceintes «tunnel à vent» (wt) ont été développées, qui réduisent au minimum la perturbation des conditions naturelles. Dans ces tunnels à vent, l'air pénétrant dans le tunnel peut être ajusté sur la vitesse du vent en dehors du tunnel. Cependant, les conditions dans les tunnels peuvent encore différer des conditions réelles (par exemple, pour ce qui est des précipitations et formation de rosée). Ce problème peut être résolu partiellement en déplaçant fréquemment le tunnel.

## TECHNIQUES MICROMÉTÉOROLOGIQUES

Les techniques micrométéorologiques qui utilisent des analyses de la concentration atmosphérique des gaz et des mesures météorologiques telles que la vitesse du vent, les températures de l'air avec bulbe sec et humide, le rayonnement net et les flux de chaleur ne modifient pas les conditions environnementales. Ces techniques sont employées pour déterminer des flux à l'échelle du champ, et incluent la corrélation des tourbillons, le bilan énergétique, les techniques aérodynamiques et de bilan de matière.

Les trois premières techniques micrométéorologiques exigent des mesures de flux sur de grands secteurs de culture uniformément traités, qui s'étendent sur une distance comprise entre 150 et 200 mètres. C'est nécessaire pour s'assurer que les flux mesurés à une certaine altitude au-dessus de la surface, disons 1 ou 2 m, représentent les flux provenant de la surface elle-même. Les flux sont constants avec l'altitude pour des distances verticales au-dessus de la surface d'environ 1/100 de la largeur du secteur.

Les méthodes de corrélation de tourbillons emploient des mesures à haute fréquence (en général 10 échantillons par seconde) de la vitesse du vent verticale «w» et de la concentration atmosphérique «c» en gaz à un point au-dessus de la surface. La densité moyenne verticale du flux de gaz «F» sur des périodes de prélèvement assez longues pour encadrer tous les remous de transport significatifs (habituellement 15 à 30 minutes) est donnée par :

$$F = \overline{wc}$$

dans laquelle la barre indique une moyenne pour une période de temps.

Le bilan énergétique et les techniques aérodynamiques se fondent tous deux sur l'expression suivante pour calculer des flux de gaz :

$$F = K \frac{dc}{dz}$$

où «K» est la diffusivité turbulente du gaz dans l'air et «z» l'altitude au-dessus d'une surface de culture, de sol ou d'eau d'irrigation à laquelle des mesures de «c» sont entreprises. Il est nécessaire de mesurer «c» à des altitudes comprises dans la couche de flux constant. L'importance de la diffusivité dans l'air change avec l'altitude, les conditions atmosphériques et la rugosité aérodynamique de la surface.

Les méthodes de bilan énergétique demandent la mesure des gradients verticaux de température et d'humidité dans l'air au-dessus de la surface pour

fournir des estimations de  $K$ . Les méthodes aérodynamiques demandent des mesures des profils verticaux de vitesse du vent et de la température pour estimer  $K$ . En utilisant une méthode aérodynamique modifiée adaptée aux systèmes inondés, il est possible de calculer le flux de gaz à partir de la mesure de la vitesse du vent à une altitude au-dessus de la surface et des concentrations de gaz dans l'eau d'irrigation et l'air à l'altitude de référence.

Le bilan de matière ou la méthode du flux horizontal intégré sert sur les parcelles expérimentales avec des fetchs s'étendant entre 20 et 50 m. Basée sur la conservation de la masse, la méthode générale associe le flux horizontal du gaz à travers une surface d'une unité de large sur le bord au vent arrière à la surface d'émission ou d'absorption du gaz le long d'une bande au vent de largeur semblable. La densité horizontale de flux à n'importe quelle altitude est le produit de la vitesse du vent horizontal « $u$ » et de la concentration en gaz « $C_g$ ». Le flux horizontal total est obtenu en intégrant ce produit sur l'épaisseur de la couche modifiée « $Z$ », qui est d'environ 1/10 du fetch « $X$ » en conditions neutres, mais généralement moins que cela en conditions instables et plus en conditions stables. La densité de flux surfacique moyen est :

$$F = (1/X) \int_0^Z \overline{u(C_g - C_b)} dz$$

où  $C_b$  est la concentration de fond au vent et la barre dénote une moyenne de temps.

Si la direction du vent est autre que perpendiculaire à la parcelle, il est nécessaire de tenir compte des effets de cette direction sur le fetch. Cependant, il est possible d'éviter ceci en travaillant avec une parcelle circulaire et en mesurant le flux horizontal intégré au centre de la parcelle. Indépendamment de la direction du compas, le vent soufflera toujours vers le centre et  $X$  sera toujours le rayon de la parcelle. Si la parcelle expérimentale est carrée ou rectangulaire, il sera nécessaire de mesurer les flux horizontaux au-dessus des deux côtés au vent et des deux côtés vent arrière aussi bien que la direction du vent.

Une limitation importante de la technique de bilan de matière est son besoin élevé de main-d'œuvre. Cependant, il existe une méthode, plus simple et nécessitant moins de travail, basée sur la technique du bilan de matière. Dans ce cas, les évaluations des flux de gaz dérivent des analyses de  $u$  et  $c$  faites à une seule altitude, altitude à laquelle le flux horizontal normalisé,  $uc/F$ , a presque la même valeur dans n'importe quel régime atmosphérique de stabilité. Pour employer la technique micrométéorologique simplifiée de bilan de matière, il est nécessaire de répondre à deux exigences : les parcelles

traitées doivent être petites (rayon de 20 à 50 m), et placées dans une plus grande parcelle couverte de manière uniforme d'une culture de sorte que les profils de vent soient en équilibre. Cependant, la technique n'est pas adaptée pour des champs avec des couverts bien établis car les mesures uniques ne sont pas adéquates pour prévoir des profils de vent et de concentration fortement modifiés.

Pour  $\text{NH}_3$ , toutes les méthodes micrométéorologiques déterminent des concentrations atmosphériques en gaz par un piégeage chimique, suivi de l'éluion de  $\text{NH}_3$  avec de l'eau distillée et mesure de sa concentration. La littérature sur les études micrométéorologiques décrit divers types de pièges à  $\text{NH}_3$  et de techniques analytiques. Beaucoup d'études sur les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  ont employé des méthodes micrométéorologiques. Les techniques micrométéorologiques utilisées pour mesurer les flux de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  sont semblables à celles utilisées pour estimer les flux de  $\text{NH}_3$ . Cependant, les mesures de concentration sont plus difficiles et exigent une instrumentation spécialisée telle que les analyseurs de gaz à l'état de trace par laser à diode réglable (en régime pulsé) ou la spectroscopie infrarouge transformée de Fourier pour les concentrations de  $\text{N}_2\text{O}$ , et les techniques de détection par chimioluminescence pour le  $\text{NO}$ .

## TECHNIQUE DE MESURE INDIRECTE OUVERTE

La technique de mesure indirecte ouverte (ioc) se fonde sur une comparaison entre les sources de volatilisation de  $\text{NH}_3$  connues et inconnues. Un réseau de sources ponctuelles dans un système de tuyaux en plastique sur la surface libère l'ammoniac à un taux connu à partir d'une parcelle standard. Les échantillonneurs avec des pièges acides mesurent l'ammoniac dans l'air au-dessus du témoin et des parcelles avec engrais. Les avantages de cette technique par rapport à d'autres, les tunnels à vent par exemple, sont des exigences techniques limitées et les conditions climatiques non perturbées.

## MÉTHODE ISTOPIQUE ( $^{15}\text{N}$ ), BILAN D'AZOTE ET MÉTHODE PAR DIFFÉRENCE

Les techniques de bilan d'azote déterminent la différence entre l'azote appliqué et celui restant dans le sol et la culture après un certain temps. Une simplification du bilan complet d'azote est la méthode de la différence d'azote pour des sols non cultivés afin de déterminer la différence entre le N appliqué plus le N restant dans les traitements témoins, et le N restant dans les parcelles

ou les échantillons traités. La perte de N du système est généralement attribuée à la volatilisation de  $\text{NH}_3$ , alors qu'est ignoré le rôle d'autres voies de perte de N, telles que la dénitrification et la lixiviation. Comme, dans la plupart des cas, cette méthode a été appliquée à des systèmes inondés fertilisés avec de l'urée et des engrais apportant du  $\text{NH}_4^+$ , la dénitrification est assumé comme négligeable pendant la période de temps considérée.

Les techniques du bilan de  $^{15}\text{N}$  peuvent analyser le devenir de l'engrais azoté appliqué marqué au  $^{15}\text{N}$  dans le sol et la culture (et l'eau d'irrigation). Des mesures de pertes de  $\text{NH}_3$  avec, par exemple, des méthodes micrométéorologiques utilisées en même temps que des techniques  $^{15}\text{N}$  ont permis d'estimer la perte par dénitrification. C'est possible si les pertes par lixiviation et ruissellement sont également connues ou si ces pertes sont évitables.

Puisque les facteurs environnementaux, comme les facteurs chimiques et biologiques, affectent la volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir des sols fertilisés, il est recommandé de déterminer la volatilisation de  $\text{NH}_3$  en utilisant les techniques qui causent une perturbation minimale - voire nulle - de l'environnement du champ. Les approches micrométéorologiques et le bilan  $^{15}\text{N}$  satisfont toutes les deux à cette condition. Cependant, les techniques du bilan  $^{15}\text{N}$  donnent des estimations de la perte totale de N. Par conséquent, pour déterminer la perte de  $\text{NH}_3$  et la dénitrification, une combinaison du bilan  $^{15}\text{N}$  et des techniques micrométéorologiques est l'approche la plus appropriée.

## Chapitre 4 Mesures

### MESURES DU PROTOXYDE D'AZOTE, DE LA DÉNITRIFICATION ET DU MONOXYDE D'AZOTE

#### Emissions induites par les engrais

Comme les sols naturels, les champs agricoles non fertilisés présentent des émissions de  $\text{NO}$  et  $\text{N}_2\text{O}$ . La disponibilité en azote, due principalement à la minéralisation de la matière organique du sol et aux retombées atmosphériques, est un préalable à de telles émissions. Les taux de minéralisation dépendent de l'histoire de l'utilisation de la terre (c.-à-d. culture précédente, gestion des résidus et fertilisation).

Pour estimer l'effet anthropique sur les émissions, beaucoup d'auteurs ont employé le concept de l'émission induite par les engrais (c.-à-d. l'émission de la parcelle fertilisée moins celle de la parcelle témoin exprimée en pourcentage de  $\text{N}$  appliqué). Dans ce concept, on assume que l'émission de la parcelle témoin est équivalente à l'émission naturelle ou émission de fond.

Les tableaux 4 et 5 présentent les calculs d'émission induite par les engrais pour différents types d'engrais indépendamment de la longueur de la période de mesure, et des conditions de climat et de sol. Certaines expérimentations n'incluaient pas de parcelle témoin, par conséquent le nombre de mesures pour l'émission induite par les engrais est plus faible que pour les émissions totales de  $\text{NO}$  et  $\text{N}_2\text{O}$ .

#### **Protoxyde d'azote**

Les mesures données par la littérature depuis 1995 n'ont pas significativement changé des premiers résultats trouvés en employant un sous-ensemble de la base de données actuelle, sauf concernant les valeurs moyennes élevées pour les engrais à base de nitrate et les valeurs maximales élevées pour le sulfate d'ammonium et l'urée (tableau 4). Ces résultats proviennent d'une expérience au Costa Rica, avec des émissions extrêmement élevées. Les auteurs de ces mesures ont pensé que les émissions dans les tropiques peuvent excéder celles dans les régions tempérées en raison des conditions de température et

d'humidité qui sont favorables aux pertes élevées de N<sub>2</sub>O. Cependant, les valeurs maximales élevées dans la base de données pour l'ammoniac anhydre injectée sont des mesures faites en climat tempéré : 7,3 pour cent et 6,8 pour cent.

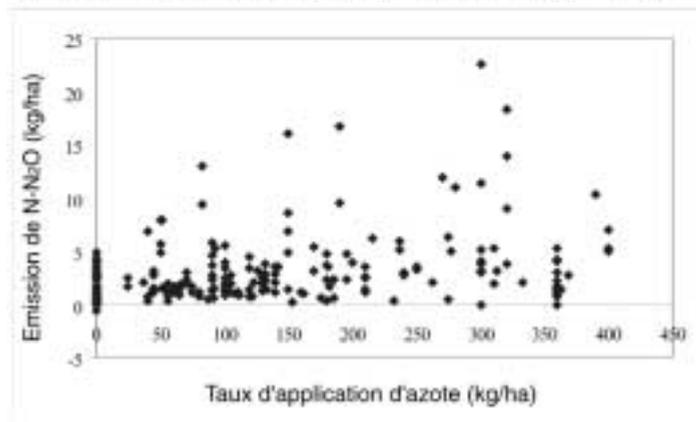
**TABLEAU 4**  
Emissions de N<sub>2</sub>O induites par les engrais, pourcentage calculé directement à partir de la base de données

Type d'engrais	Moyenne	Médiane	Déviat ion standard	Nb. mesures	Max.	Min.
AA	2,0	1,4	2,2	26	7,3	0,0
ACI	0,1	0,1	0,1	9	0,4	0,0
AN	1,7	1,0	1,8	50	7,1	0,0
AS	0,8	0,2	2,4	22	11,4	0,0
CAN	1,2	0,7	1,5	40	8,3	0,0
CN	1,5	0,4	3,5	11	12,0	0,0
KN	2,4	0,1	4,4	12	12,5	0,0
Mix	1,0	0,7	1,0	8	2,4	0,1
AP	1,4	0,8	1,8	11	6,3	0,3
O	0,6	0,3	0,7	45	3,3	0,0
OS	2,4	1,9	1,8	25	6,8	0,2
Urée	1,1	0,3	2,7	48	14,7	0,0
UAN	1,0	0,5	2,0	34	10,8	0,0

Les valeurs moyennes et médianes pour les émissions induites par les engrais pour divers types d'engrais (tableau 4) montrent des différences importantes indiquant que les taux d'émission ne sont pas distribués normalement.

Bouwman (1996) a conclu que la durée de la période de mesure influence fortement l'émission de N<sub>2</sub>O induite par les engrais. L'azote apporté par l'engrais semble avoir un effet qui dure plus longtemps que la saison de croissance de la culture. La figure 2 présente la relation entre le taux d'application de l'engrais azoté et l'émission de N<sub>2</sub>O mesurée pour les expérimentations ayant une période de mesure égale ou supérieure à un an présentes dans la base de données. Contrairement aux résultats de Bouwman (1996), la figure 2 montre qu'il n'y a aucune relation claire entre le taux d'application de l'azote et l'émission annuelle.

**FIGURE 2.**  
**Relation entre l'application d'engrais azoté et l'émission de  $N_2O$**



### ***Monoxyde d'azote***

Les données sur les émissions de  $NO$  induites par les engrais pour les champs fertilisés montrent également des différences importantes entre les valeurs moyennes et médianes (tableau 5). Les valeurs médianes pour les émissions de  $NO$  induites par les engrais sont inférieures à celles pour  $N_2O$ , avec des valeurs typiques de 0,1-0,4 pour cent, sauf pour les données sur le nitrate d'ammonium (AN) et le sulfate d'ammonium. Les valeurs élevées pour le nitrate d'ammonium proviennent d'une seule publication, alors que celles pour le sulfate d'ammonium sont le fait de trois mesures.

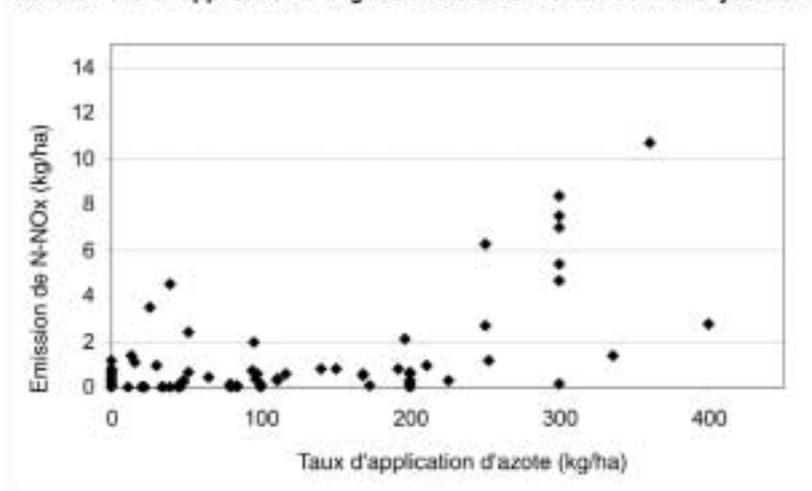
Hutchinson et Brams (1992) ont noté des rapports élevés  $NO/N_2O$  en climat méditerranéen. Harrison *et al.* (1995) ont observé des valeurs élevées pour le nitrate de calcium et d'ammonium (CAN) à Rothamsted (Royaume Uni). Cependant, le nombre de mesures est faible, et l'écart-type élevé du rapport  $NO/N_2O$  suggère que l'incertitude est importante.

La figure 3 présente la relation entre le taux d'application d'engrais azoté et l'émission de  $NO$  à partir de toutes les études de la base de données. Elle indique qu'il n'y a aucun rapport clair entre la dose d'azote appliquée et l'émission de  $NO$ . Ceci diffère de Veldkamp et Keller (1997a) qui ont conclu que 0,5 pour cent de N appliqué comme engrais sont perdus sous forme de  $NO$  (sur la base d'un sous-ensemble de données utilisées dans ce rapport).

**TABLEAU 5**  
Emissions de NO induites par les engrais (pourcentage) et ratio NO/N<sub>2</sub>O, calculés directement à partir de la base de données

	Moyenne	Médiane	Dévi- ation standard	Nb. estimations	Max.	Min.	NO/N <sub>2</sub> O	Dévi- ation standard	Nb. estimations
ACI	0,1	0,1	0,3	8	1	0	n.d.	n.d.	0
AN	3,8	0,3	5,6	10	13	0	0,6	0,8	9
AS	3,5	3,2	1,1	3	5	3	5,7	1,5	2
CAN	0,2	0,4	0,3	8	0	0	1,1	1,1	6
NO <sub>3</sub>	0,3	0,1	0,5	7	2	0	n.d.	n.d.	0
O	0,0	0,0	0,1	4	0	0	0,4	0,1	4
Urée	0,9	0,2	1,2	9	3	0	0,5	0,6	10

**FIGURE 3.**  
Relation entre l'application d'engrais azoté et l'émission de monoxyde d'azote



## Analyse des facteurs de régulation des émissions de monoxyde et de protoxyde d'azote

La discussion ci-dessus indique qu'il n'est pas possible d'employer des relations simples entre les taux d'application d'engrais azotés et les émissions. La raison de ce manque de corrélation est que la base de données inclut des mesures en provenance d'un grand nombre de lieux avec des conditions différentes de climat, de sol, de culture et de gestion. Ceci réclame une approche différente dans laquelle les données de la base seront classées, en fonction de facteurs qui régulent les émissions de N<sub>2</sub>O et de NO.

### Traitement des données

Les facteurs choisis pour le traitement des données incluent : le climat, le type de culture, le type d'engrais, le taux d'application, le mode et la période d'application, la teneur en C et N organique du sol, le pH du sol, la texture et le drainage du sol, la technique de mesure, la fréquence des mesures et la durée de la période de mesure. L'analyse n'a pas pris en compte les sols organiques.

Le tableau 6 présente la classification utilisée pour le climat. La description des différences des conditions de sol emploie des groupements fonctionnels basés sur : la texture du sol, le drainage, la teneur en C et N organiques du sol, et la réaction du sol (pH) (tableau 16, annexe 2). Les cultures ont été regroupées en cinq types : graminées, mélanges graminées-trèfle, riz irrigué, légumineuses et autres cultures. Le tableau 16 montre également les regroupements pour les types d'engrais, le taux d'application, le mode et la période d'application des engrais (à l'exclusion des mesures avec les

**TABLEAU 6**  
**Codes des climats**

Code	Type de Climat
Clim1	Continental tempéré
Clim2	Océanique tempéré
Clim3	Subtropical, pluies d'été
Clim4	Subtropical, pluies d'hiver
Clim5	Tropical, chaud et humide
Clim6	Tropical, chaud à saison sèche
Clim7	Tropical frais (tropical d'altitude)
Clim8	Boréal

Basé sur Fresco *et al.* (1998) en utilisant les critères de l'approche FAO des Zones Agro-Ecologiques (de Pauw *et al.*, 1996).

pâturages, des engrais de type CAN avec le pâturage et de la texture des sols organiques).

Le tableau 3 récapitule les différentes techniques de mesure présentes dans la base de données. Les classes utilisées pour la durée de la période de mesure étaient : < 120, 120-180, 180-240, 240-300 et > 300 jours. Les regroupements pour la fréquence de mesure étaient : plus d'une mesure par jour, une par jour, une tous les 2 ou 3 jours, une tous les 3-7 jours, moins d'une par semaine. Beaucoup d'études ont employé des fréquences variables de mesure, avec des mesures qui sont plus rapprochées peu de temps après la fertilisation et plus éloignées quand les taux d'émission ont chuté au niveau du bruit de fond. Dans ces cas-là, nous avons choisi la fréquence la plus élevée. Les regroupements pour les données de mesure de NO sont différents en raison de la rareté des données (tableau 16).

Sur la base de la classification pour les différents facteurs, la base de données a été reprise avec les calculs suivants pour chaque classe de facteur : valeurs moyennes et médianes, moyennes pondérées, médianes pondérées de l'émission mesurée de N<sub>2</sub>O et NO.

Les valeurs moyennes pondérées montrent les dispositifs non équilibrés des valeurs moyennes. Elles ont été calculées avec la méthode du maximum de vraisemblance résiduel. La médiane pondérée montre les dispositifs non équilibrés et les valeurs extrêmes présentes dans la médiane. Les valeurs médianes pondérées ont été calculées avec la méthode du maximum de vraisemblance résiduelle en utilisant les émissions transformées en log. La transformation-log réduit l'influence des valeurs extrêmes. La rétrotransformation donne une valeur moyenne pondérée pour l'émission.

Par la suite, les facteurs les plus importants dans la base de données expliquant les émissions log-transformées de N<sub>2</sub>O et NO ont été choisis. La méthode du maximum de vraisemblance résiduelle a été utilisée avec la statistique WALD pour choisir les facteurs les plus importants ( $P < 0,005$ ). Pour les facteurs choisis ayant une influence significative sur l'émission de N<sub>2</sub>O, des modèles utilisant le maximum de vraisemblance résiduel ont été développés pour prévoir les émissions de N<sub>2</sub>O et de NO. La formulation pour les modèles d'émission pour N<sub>2</sub>O et NO est :

$$\ln(\text{Emission}) = \sum_n^i \text{Classe de facteurs } (n)$$

l'émission étant exprimée en kg/ha d'azote. La rétrotransformation du résultat de cette équation donne l'émission. Le tableau 7 présente les différentes valeurs de classe des termes des modèles.

TABLEAU 7

Valeurs des constantes et classes des facteurs dans les modèles pour N<sub>2</sub>O et NO

Terme du modèle	Classe/valeur					
<b>Modèle N<sub>2</sub>O</b>						
Constante	-0,414					
Interaction Type d'engrais						
Taux d'application N <sup>a</sup>	AA	AF	AN	CAN	NF	Mélange
	0,0056	0,0051	0,0061	0,0037	0,0034	0,0065
	NP	O	OS	UU	UAN	
	0,0039	0,0021	0,0042	0,0051	0,0053	
Type de culture	Autre	Graminée	Trèfle	Légumineuse	Riz	
	0,000	-1,268	-1,242	-0,023	-2,536	
Texture du sol	Grossier	Moyen	Fin			
	-0,008	-0,472	0,000			
Teneur (%) en C organique du sol	<1,0	1,0-3,0	3,0-6,0	>6,0		
	0,000	0,140	0,580	1,045		
Drainage du sol	Mauvais	Bon				
	0,000	-0,420				
pH du sol	<5,5	5,5-7,3	>7,3			
	0,000	0,109	-0,352			
Climat <sup>b</sup>	Temp.	Trop.				
	0,000	0,824				
Durée de la période de mesure (jours)	<120	120-180	180-240	240-300	>300	
	0,000	0,004	0,487	0,657	0,825	
Fréquence de mesure	>1m./j	1m./j	1m./2-3 j	1m./3-7 j	<1m./s	
	0,000	0,125	1,639	0,825	0,788	
<b>Modèle NO</b>						
Constante	-1,527					
Interaction Type d'engrais						
Taux d'application N <sup>a</sup>	AA	AF	AN	CAN	NF	Mélange
	0,0051	0,0056	0,0040	0,0062	0,0054	0,0078
	NP	O	OS	UU	UAN	
	0,0055	0,0016	0,0055	0,0061	0,0004	
Teneur (%) en C organique du sol	<3,0	>3,0				
	0,000	2,571				

Drainage du sol	Mauvais	Bon
	0,000	0,946

a. Les valeurs présentées sont multipliées par la dose d'azote appliquée considérée. Les valeurs présentées ici ont été employées pour estimer les émissions pour les types d'engrais déterminés par l'IFA (1999). Pour le sulfate d'ammonium, le chlorure d'ammonium et le bicarbonate d'ammonium, les valeurs pour l'AF ont été employées ; pour NKN, celle de NF ; pour l'urée, celle de UU ; pour les solutions d'azote (NS), celle du Mélange ; pour les phosphates d'ammonium, les engrais azotés composés NP et NPK, celle de NP.

b. Temp. : climats tempérés, y compris tempéré océanique et continental, tropical frais, boréal, et polaire/alpin. Trop. : climats tropicaux, incluent le climat subtropical avec pluies d'hiver, le subtropical avec pluies d'été, le tropical chaud humide, et le tropical chaud à saison sèche.

### **Traitement des données d'émissions de protoxyde d'azote**

Bien que le tableau 16 présente la moyenne, la médiane, les valeurs médianes et moyennes pondérées pour les émissions mesurées de N<sub>2</sub>O pour tous les systèmes et pour tous les facteurs étudiés, la discussion ici se concentre sur les valeurs médianes pondérées.

Les valeurs médianes pondérées pour la dose d'azote appliquée sont les émissions presque constantes en dessous de 100 kilogrammes de N/ha, et les émissions augmentent avec l'application d'azote pour des taux excédant 100 kilogrammes de N/ha. Les valeurs moyennes et médianes montrent un modèle semblable, excepté pour des taux de 1 à 50 kilogrammes de N/ha qui montrent des valeurs plus élevées que la classe de 50-100 kilogrammes de N/ha. La tendance est la plus forte pour des taux excédant 250 kilogrammes de N/ha.

La médiane pondérée de Clim1 dépasse celle de Clim2, reflétant les émissions observées en hiver qui sont plus fortes pour Clim1 que pour Clim2. La médiane pondérée pour des climats subtropicaux dépasse celle de Clim1 de 94 pour cent, et celle de Clim2 de 127 pour cent. La valeur médiane pondérée pour l'émission de N<sub>2</sub>O de Clim5 dépasse celle de Clim1 de 37 pour cent et celle de Clim2 de 60 pour cent. Les résultats de Clim6, Clim7 et Clim8 sont plus incertains que pour les autres types de climat, ceci étant dû au nombre limité de mesures.

Concernant la teneur en C organique et N du sol, les valeurs médianes pondérées indiquent une émission croissante de N<sub>2</sub>O quand la teneur de C et N augmente. La différence de valeur médiane pondérée est de 38 pour cent entre les sols ayant une teneur en C organique > 3-6 pour cent et ceux ayant une teneur < 1 pour cent, alors que la médiane pondérée pour des sols ayant une teneur en C organique > 6 pour cent dépasse de 113 pour cent ceux ayant une teneur en C organique < 1 pour cent. Pour la teneur en N du sol, la valeur médiane pondérée pour des sols avec 0,15-0,3 pour cent de N dépasse de 38

pour cent celle pour les sols ayant 0,05-0,15 pour cent de N. Le nombre d'observations dans les autres classes est limité et les valeurs calculées sont moins sûres.

La valeur médiane pondérée pour la texture fine du sol dépasse celle pour la texture grossière de 8 pour cent et celle pour la texture moyenne de 59 pour cent. La valeur médiane pondérée pour le drainage du sol dépasse celle des sols bien drainés de 35 pour cent. La valeur médiane pondérée pour des sols ayant un pH intermédiaire (5,5-7,3) est la plus élevée, devançant de 7 pour cent celle des sols ayant un  $pH < 5,5$  et de 49 pour cent celle des sols ayant un  $pH > 7,7$ .

Les valeurs médianes pondérées les plus élevées concernent les engrais en mélange, l'ammoniac anhydre et l'OS, respectivement, alors que celles pour les engrais à base de  $NO_3$  et de NP (NF et NP) sont les plus faibles. Les différences entre les valeurs les plus hautes et les plus basses sont de 103 à 109 pour cent. Les valeurs élevées pour l'ammoniac anhydre et l'OS et les valeurs basses pour NF sont conformes à des études antérieures.

La différence entre l'épandage et l'incorporation est faible. L'épandage lors de l'initiation paniculaire (bpi) en culture de riz irrigué entraîne une réduction de 23 pour cent des émissions de  $N_2O$  par comparaison avec l'épandage 2 à 3 semaines après la transplantation, reflétant une absorption plus efficace de l'azote par la plante. Les valeurs médianes pondérées pour des applications fractionnées dépassent seulement légèrement celles des applications simples.

Les valeurs médianes pondérées sont les plus élevées pour les cultures de légumineuses, suivies des autres cultures, graminées, riz irrigué et mélanges graminées - trèfle. La valeur médiane pondérée pour d'autres cultures dépasse de 121 pour cent celle pour les graminées, et celle pour le riz par un facteur de plus de 7. La valeur médiane pondérée pour les cultures de légumineuses dépasse celle pour les autres cultures de 37 pour cent. Les émissions inférieures pour les graminées par rapport aux autres cultures peuvent résulter d'une absorption plus efficace de N par les graminées en raison des plus longues périodes de croissance, en particulier dans des climats tempérés.

Les différences de valeurs médianes pondérées entre la technique micrométéorologique et les méthodes de chambre ouverte et fermée sont de 46 et 23 pour cent, respectivement, alors que la valeur médiane pondérée pour la technique de gradient est la plus élevée et celle pour la technique de chambre ouverte la plus faible. Dans la plupart des cas, le  $N_2O$  mesuré augmente avec la durée de la période de mesure. La valeur médiane pondérée pour des mesures couvrant plus de 300 jours dépasse celle pour des mesures réalisées

pendant des périodes de 240-300, 180-240 et < 180 jours de 54, 72 et 172 pour cent, respectivement. Beaucoup de mesures couvrent tout au plus une demi-année (< 180 jours), et enregistrent seulement une partie de l'émission annuelle et probablement seulement une partie de l'effet de l'engrais. En général, les mesures à haute fréquence montrent les valeurs médianes pondérées les plus basses, avec les valeurs les plus élevées pour la fréquence intermédiaire (1 mesure tous les 2 ou 3 jours).

En résumé, les résultats de la récapitulation des données sont conformes à la littérature. Concernant les facteurs déterminant la disponibilité de N, les résultats montrent que : (i) les émissions de  $N_2O$  augmentent fortement avec la dose d'azote appliquée, (ii) les climats chauds montrent des émissions plus élevées de  $N_2O$  que les climats tempérés et (iii) les sols fertiles ayant des teneurs élevées en C et N organiques montrent des émissions plus fortes que les sols moins fertiles.

Concernant les facteurs influençant le rapport  $N_2O/N_2$ , une texture fine du sol, un drainage réduit, et une réaction neutre à légèrement acide du sol sont des conditions favorisant la production et l'émission de  $N_2O$ . En outre, les émissions des prairies sont inférieures à celles des cultures. En ce qui concerne les techniques de mesure, les résultats indiquent que les plus longues périodes de mesure prennent plus en compte l'effet de l'engrais sur les émissions de  $N_2O$ . Ceci confirme les conclusions d'une étude antérieure. Ainsi, les mesures intensives (> 1 par jour) prennent plus en compte les émissions faibles que les mesures moins intensives, ce qui est en accord avec d'autres études.

Les facteurs suivants ont une influence significative ( $P < 0,005$ ) : la dose d'azote appliquée par type d'engrais, le type de climat, la teneur en carbone organique du sol, la texture du sol, le drainage, le pH, le type de culture, la longueur de l'expérimentation et la fréquence des mesures. Les facteurs les plus importants sont les interactions entre la dose d'azote appliquée, le type d'engrais et le type de culture.

Tous les facteurs ayant une influence significative sur les émissions ont été inclus dans un modèle REML (voir l'équation dans la section sur le traitement des données). Les valeurs des limites du modèle sont présentées dans le tableau 7. Pour calculer l'émission de  $N_2O$  en année pleine avec ce modèle, la classe > 300 jours comme durée de la période de mesure a été employée, alors que des évaluations d'émissions basées sur des fréquences de plus d'une mesure par jour étaient considérées comme plus fiables que les mesures avec de plus faibles fréquences.

### **Traitement des données d'émissions de monoxyde d'azote**

Le tableau 17 (annexe 2) présente les valeurs calculées pour la moyenne, la médiane, la médiane pondérée et la moyenne pondérée pour les émissions mesurées. Les valeurs médianes pondérées montrent une augmentation cohérente des émissions avec l'augmentation du taux d'application d'azote, ce qui est en conformité avec les tendances généralement observées dans la littérature. Les valeurs médianes pondérées sont les plus fortes pour Clim3, et la valeur médiane pondérée pour Clim5 est 10 pour cent plus élevée que celle pour Clim1, alors qu'elle est 9 pour cent inférieure à celle pour Clim2. La valeur médiane pondérée pour Clim3 dépasse celle pour Clim1 d'un facteur supérieur à 5, et celles pour Clim2 et Clim5 d'un facteur supérieur à 4.

La valeur médiane pondérée pour des sols ayant une teneur en C organique  $> 3$  pour cent dépasse d'un facteur 5 celle pour le sol ayant une teneur  $< 3$  pour cent, ce qui est en accord avec les résultats pour les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ . Contrairement aux résultats pour  $\text{N}_2\text{O}$  concernant la texture du sol, la valeur médiane pondérée pour l'émission de  $\text{NO}$  pour une texture grossière du sol dépasse de 160 pour cent celle pour une texture moyenne et de 148 pour cent celle pour une texture fine.

Excepté les valeurs médianes, toutes les valeurs pour les sols bien drainés dépassent celles pour les sols mal drainés, reflet du fait qu'une forte émission de  $\text{NO}$  exige des conditions aérobies. Le pH du sol a un effet marqué sur les émissions de  $\text{NO}$ , avec des valeurs médianes pondérées plus élevées pour les sols à pH bas ( $\text{pH} < 5,5$ ) par comparaison avec les sols ayant un  $\text{pH} > 5,5$  ; conclusion en accord avec la littérature.

Les types d'engrais qui sont bien représentés dans la base de données incluent les engrais contenant du  $\text{NH}_4^+$ , l'AN, les engrais contenant du  $\text{NO}_3$ , l'urée et l'urine. Dans ce groupe d'engrais, les valeurs médianes pondérées les plus élevées sont pour AN, dépassant celles pour AF, NF et UU de 75, 17 et 26 pour cent, respectivement.

La valeur médiane pondérée pour l'épandage dépasse celle pour l'incorporation d'un facteur supérieur à 5 et celle pour l'application en solution de 124 pour cent. Concernant la période d'application de l'engrais, les comparaisons entre les différentes classes sont difficiles étant donnée l'incertitude des valeurs pour les méthodes d'application fractionnée.

Les valeurs médianes pondérées pour les autres cultures dépassent celles pour les graminées et les cultures de légumineuses de 85 et 176 pour cent, respectivement. Les données pour le riz irrigué sont trop peu nombreuses pour permettre de tirer des conclusions.

La valeur médiane pondérée pour les chambres ouvertes dépasse de 24 pour cent celle pour les chambres fermées. La plupart des mesures couvraient moins de 120 jours, avec des valeurs médianes pondérées plus basses que pour des mesures supérieures à 120 jours. Ceci suggère que, pour NO aussi, la période de mesure peut être importante pour l'évaluation des données trouvées dans la littérature. Cependant, bien que les données disponibles concernant des périodes de mesure supérieures à 300 jours soient rares, les résultats suggèrent que l'effet de l'application d'azote sur les émissions de NO dure moins longtemps que pour les émissions de N<sub>2</sub>O. Les mesures d'émission de NO avec une fréquence élevée (> 1 mesure par jour) montrent des valeurs médianes pondérées plus basses que les mesures réalisées avec une fréquence plus basse. Ce schéma est en accord avec les résultats pour N<sub>2</sub>O.

En résumé, pour les facteurs qui déterminent la disponibilité de N, les données indiquent que les émissions de NO augmentent avec la dose d'azote appliquée, et que les climats chauds et les sols fertiles avec une forte teneur en C favorisent l'émission de NO. Pour les facteurs influençant le taux relatif d'émission de NO, les données montrent que les émissions de NO sont les plus fortes pour les sols neutres à texture grossière. Des plus longues périodes de mesure restituent des émissions plus élevées que les périodes de mesure courtes, bien que cet effet soit moins sûr que pour le N<sub>2</sub>O, ceci étant dû au nombre plus faible de données de mesure. Comme avec le N<sub>2</sub>O, des mesures à haute fréquence restituent des évaluations d'émission plus faibles que les fréquences plus basses. Tous ces résultats sont conformes à la compréhension générale des contrôles des flux de NO.

Les facteurs qui exercent une influence significative sur les émissions de NO sont : la dose d'azote appliquée par type d'engrais, la teneur en C organique du sol et le drainage. L'influence du climat n'est pas significative. Les émissions de NO semblent être beaucoup plus concentrées pendant la saison de croissance de la culture que pour le N<sub>2</sub>O. Pendant la saison de croissance, les conditions climatiques diffèrent moins entre les types de climat que pendant d'autres périodes telles que l'hiver, le printemps et l'automne.

## RÉSUMÉ DES MESURES DE VOLATILISATON

Plutôt que de présenter l'ensemble complet de données, cette section récapitule les données pour les types principaux d'engrais pour les systèmes pluviaux et inondés.

## **Systèmes pluviaux**

### **Ammoniac anhydre**

Dans la littérature, seules quelques mesures ont été trouvées concernant l'ammoniac anhydre, ceci étant une indication que la volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir de cet engrais est faible. Cela est probablement lié au mode d'application (habituellement par injection), et les pertes par volatilisation peuvent se produire quand l'injecteur ne pénètre pas assez profondément ou quand le sol est soit trop mouillé soit trop sec. Par ailleurs, l'espacement entre les lignes d'injection influence la perte de  $\text{NH}_3$ , avec des pertes plus élevées pour un espacement faible. Ceci est lié à la concentration de l'ammoniac anhydre par unité de volume de sol, qui est plus élevée avec l'espacement réduit.

### **Bicarbonate d'ammonium**

Peu de données sont disponibles pour le bicarbonate d'ammonium (ABC). Un taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de 21 pour cent a été mesuré avec la technique d'enceinte sans circulation forcée. Des mesures de laboratoire avec la technique de circulation forcée dans des loëss calcaires indiquent des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de plus de 30 pour cent, allant dans certains cas jusqu'à 70 pour cent.

### **Nitrate d'ammonium**

Les mesures avec la technique du bilan de matière présentées par Jarvis et al. (1989a) indiquent un taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de 6 pour cent. Cependant, ces mesures se rapportent à une prairie pâturée, et il n'est pas clairement établi si la perte est attribuable à l'engrais seul, car une partie a pu provenir de l'excrétion des animaux au champ. Les données indiquent que les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont de 0 à 2 pour cent à pH bas, alors que pour des sols au pH élevé et avec une basse CEC, la perte peut dépasser 60 pour cent.

### **Sulfate d'ammonium**

Quelques mesures de micrométéorologie sont disponibles pour des sols couverts de résidus dans des champs de canne à sucre. Les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  étaient de 0 à 2 pour cent pour le sulfate d'ammonium, ce qui est très inférieur à ce qui a été observé dans certaines expériences utilisant d'autres techniques. Des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  allant jusqu'à 90 pour cent du N appliqué ont été rapportés en utilisant les systèmes à circulation forcée sur des sols calcaires.

### **Nitrate de calcium et d'ammonium**

Les techniques de circulation forcée dans des expérimentations en laboratoire avec des sols légèrement acides, neutres ou légèrement alcalins ont montré des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  allant jusqu'à 6 pour cent, alors que les mesures sur le terrain avec des techniques de circulation forcée montraient des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  très inférieurs. Les mesures avec des tunnels à vent sur les sols légèrement acides ont également montré des taux faibles de volatilisation de  $\text{NH}_3$ .

### **Nitrate de calcium**

Bien que n'étant pas un engrais à base de  $\text{NH}_4^+$ , le nitrate de calcium (CN) a permis des comparaisons avec d'autres types d'engrais. La différence entre le N appliqué comme engrais et le N récupéré dans la culture, différence utilisée comme variable de remplacement pour la perte de N par volatilisation de  $\text{NH}_3$  a donné comme résultat des taux de volatilisation bas ou même négligeables.

### **Phosphate diammonique**

Pour ce qui concerne l'épandage de phosphate diammonique (DAP), la technique de circulation forcée et la méthode du bilan de N montrent que les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont fortement variables, allant de 2 à plus de 50 pour cent. Les expériences de laboratoire avec des sols ayant un pH élevé ont donné les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  les plus élevés. La méthode du bilan de N avec des sols à pH élevé a également eu comme résultat des taux importants de volatilisation de  $\text{NH}_3$  (jusqu'à 35 pour cent). L'incorporation de DAP a eu comme conséquence des taux inférieurs de volatilisation de  $\text{NH}_3$  d'environ 10 pour cent, à peu près la moitié du taux observé lors de l'épandage de DAP sur des sols alcalins.

### **Phosphate monoammonique**

Les mesures de circulation forcée passées en revue dans la base de données indiquent des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de 2 à 35 pour cent à partir de phosphate monoammonique (MAP) épandu sur des sols dont le pH est compris entre légèrement acide et alcalin. La méthode du bilan de N a montré des pertes de  $\text{NH}_3$  inférieures (8 pour cent) pour le MAP épandu par rapport au DAP sur des sols à pH élevé. Le MAP incorporé a montré des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de 2 pour cent.

### **Urée**

Les mesures des pertes de  $\text{NH}_3$  à partir de l'urée montrent un modèle cohérent. Les résultats des mesures en systèmes fermés, en circulation forcée, en tunnel

à vent et en micrométéorologie indiquent que le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  évolue dans la gamme de 15 à 20 pour cent de l'azote appliqué pour un engrais épandu. Pour l'urée incorporée, les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont entre 5 et 15 pour cent.

### **Nitrate d'urée-ammonium**

Les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir du nitrate d'urée-ammonium épandu (UAN) mesurés avec des techniques de micrométéorologie étaient de près de 15 pour cent, dans une gamme allant de 8 à 18 pour cent. Cependant, les valeurs de pH du sol n'ont pas été indiquées. Les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  mesurés avec la technique de circulation forcée allaient d'une quantité négligeable à presque 45 pour cent dans une expérience au champ avec de l'UAN épandu sur un vertisol à texture lourde. On a également observé des taux élevés de volatilisation de  $\text{NH}_3$  avec la méthode des différences de N sur des sols neutres à légèrement acides.

## **Systèmes inondés**

### **Bicarbonate d'ammonium**

Les données des méthodes de micrométéorologie prouvent que les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir de l'ABC peuvent atteindre 40 pour cent. Les valeurs obtenues pour des rizières chinoises étaient inférieures, en raison du pH bas de l'eau d'irrigation. Cependant, là où les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  étaient bas, les pertes totales de N à partir de l'ABC étaient encore fortes en raison de la dénitrification. La méthode d'application n'a pas influencé nettement la volatilisation de  $\text{NH}_3$  dans les mesures. Pour l'ABC, seules existent des mesures basées sur des techniques de micrométéorologie.

### **Sulfate d'ammonium**

La seule mesure de micrométéorologie disponible pour le sulfate d'ammonium épandu indique que jusqu'à 40 pour cent de l'azote du sulfate d'ammonium peuvent se volatiliser. La volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir du sulfate d'ammonium épandu à l'initiation paniculaire peut s'élever à 10 pour cent, et à environ 5 pour cent du sulfate d'ammonium incorporé lors de la transplantation. La perte saisonnière de  $\text{NH}_3$  à partir du sulfate d'ammonium incorporé lors de la transplantation et épandu à l'initiation paniculaire était d'environ 5 pour cent aux Philippines. Les mesures basées sur des enceintes montrent un processus similaire, avec des pertes de  $\text{NH}_3$  variant entre des quantités négligeables et 20 à 30 pour cent pour le sulfate d'ammonium épandu, et entre une perte négligeable et 6 à 10 pour cent pour le sulfate d'ammonium incorporé. Les mesures avec des enceintes ouvertes et fermées montrent des taux élevés de

volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir de l'eau d'irrigation quand elle a un pH de 9-10, et nettement plus faibles à partir d'une eau d'irrigation ayant un pH inférieur à 9,5.

### **Urée**

Les techniques de micrométéorologie utilisées dans les champs de riz irrigués, fertilisés avec de l'urée appliquée à la transplantation du riz montrent une différence claire dans le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  entre l'urée épandue (26 pour cent dans une gamme de 0 à 56 pour cent) et incorporée (21 pour cent dans une gamme de 0 à 43 pour cent). L'urée appliquée à l'initiation paniculaire donne des taux de volatilisation inférieurs de 7 pour cent (1 à 15 pour cent). Les techniques de circulation forcée montrent des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  de 17 pour cent pour l'urée épandue, et des valeurs plus élevées de 20 pour cent pour l'urée incorporée. Les techniques 15N donnent des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  un peu plus élevés, de 28 pour cent (5 à 60 pour cent). L'incorporation de l'urée dans un sol mis en boue avant la submersion permanente résulte dans des pertes de  $\text{NH}_3$  de près de 10 pour cent (0 à 16 pour cent).

## **Résumé des facteurs régulant la volatilisation de l'ammoniac**

### **Traitement des données**

L'analyse de l'ensemble complet de données de la littérature pour évaluer les rapports entre les divers facteurs de régulation et les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  a utilisé la version 4,1 de Genstat 5 (PC/Windows NT).

Les facteurs de régulation considérés comportaient : type de mesure (champ ou laboratoire), technique de mesure, pH du sol, CEC, teneur en carbone organique, température pendant les mesures, type d'engrais, méthode d'application, taux d'application d'azote, type de culture. L'analyse n'a pas pris en compte les facteurs pour lesquels les données étaient limitées. Elle n'a pas considéré les facteurs liés (indirectement) aux conditions atmosphériques, telles que les précipitations pendant la période de mesure, la vitesse du vent, la croissance des algues et le pH de l'eau d'irrigation. C'est parce qu'il n'est pas possible d'employer les conditions climatiques pour faire des prévisions. En conclusion, l'analyse a également exclu les études concernant l'utilisation de produits chimiques tels que les algicides, l'uréase et les inhibiteurs de nitrification. Par conséquent, l'analyse a impliqué 1 667 mesures différentes (sur un total de 1 900), à partir de 148 études différentes.

Le tableau 8 présente les divers groupements de facteurs et leurs classifications. Pour le type de culture, l'analyse a assumé que, dans des

systèmes pluviaux, l'engrais est appliqué au semis, quand la surface du sol est nue. Des expériences au champ et en laboratoire avec un sol nu non inondé ont donc été incluses dans ce groupe.

La classification des valeurs de pH dans le tableau 8 vient du fait qu'une analyse soigneuse des données a suggéré une relation non linéaire entre le pH du sol et les taux de volatilisation de NH<sub>3</sub>. De plus, une telle classification

**TABLEAU 8**  
Taux de volatilisation de NH<sub>3</sub> selon différents facteurs

Facteur	Est. <sup>a</sup> Classe/type/valeur									
<b>Localisation de la mesure</b>										
	<b>Champ</b>	<b>Lab.</b>								
M	0,159	0,235								
BM	0,054	0,089								
WR	101	47								
<b>Technique de mesure</b>										
	<b>c</b>	<b>cf</b>	<b>cso</b>	<b>ioc</b>	<b>m</b>	<b><sup>15</sup>N</b>	<b>Nbal</b>	<b>ocb</b>	<b>wt</b>	
M	0,114	0,203	0,140	0,445	0,164	0,400	0,289	0,260	0,175	
BM	0,049	0,047	0,044	0,113	0,066	0,116	0,082	0,089	0,057	
WR	13	56	16	1	40	2	5	1	15	
<b>Culture</b>										
	<b>Pluvial</b>		<b>Graminée</b>		<b>Inondé</b>					
M	0,197		0,159		0,174					
BM	0,068		0,070		0,070					
WR	77		33		38					
<b>Type d'engrais</b>										
	<b>AS</b>	<b>Urée</b>	<b>AN</b>	<b>CAN</b>	<b>AA</b>	<b>Nsol.</b>	<b>CN</b>	<b>ABC</b>	<b>UAN</b>	
M	0,187	0,210	0,081	0,022	0,001	0,044	0,005	0,152	0,124	
BM	0,112	0,140	0,048	0,022	0,029	0,034	0,010	0,130	0,105	
WR	12	74	4	2	1	0	0	3	5	
	<b>MAP</b>	<b>DAP</b>	<b>U+DAP</b>	<b>U+MAP</b>	<b>UP</b>	<b>UUP</b>	<b>Fumier</b>	<b>Pâture</b>	<b>Urine</b>	
M	0,094	0,138	0,194	0,057	0,089	0,170	0,212	0,058	0,147	
BM	0,025	0,089	0,122	0,036	0,054	0,111	0,160	0,038	0,142	
WR	0	3	1	1	1	1	18	3	6	
	<b>AN+ Paturage.</b>	<b>Uc</b>	<b>U+KCl</b>	<b>U+Ca</b>	<b>UCN</b>	<b>U+FYM</b>				
M	0,280	0,134	0,177	0,264	0,062	0,143				
BM	0,204	0,093	0,099	0,154	0,045	0,095				
WR	1	4	2	2	1	2				

**Méthode d'application**

	<b>b;b/w</b>	<b>i</b>	<b>s</b>	<b>bf;i/f</b>	<b>bpi</b>	<b>NI</b>
M	0,203	0,138	0,179	0,119	0,059	0,116
BM	0,103	0,051	0,086	0,053	0,050	0,092
WR	94	20	22	6	2	6

**Application N (kg N/ha)**

	<b>&lt;50</b>	<b>50-100</b>	<b>100-150</b>	<b>150-200</b>	<b>200-250</b>	<b>&gt;250</b>	<b>NI</b>
M	0,134	0,193	0,170	0,158	0,190	0,174	0,278
BM	0,060	0,074	0,071	0,060	0,070	0,079	0,072
WR	13	58	24	17	11	18	8

**Température (°C)**

	<b>&lt;20</b>	<b>&gt;20</b>	<b>NI</b>
M	0,178	0,212	0,176
BM	0,069	0,071	0,068
WR	37	26	85

**pH du sol**

	<b>&lt;5,5</b>	<b>5,5-7,3</b>	<b>7,3-8,5</b>	<b>&gt;8,5</b>	<b>NI</b>
M	0,153	0,174	0,215	0,221	0,188
BM	0,051	0,057	0,079	0,092	0,075
WR	22	66	32	2	25

**CEC du sol (cmol/kg)**

	<b>&lt;16</b>	<b>16-24</b>	<b>24-32</b>	<b>&gt;32</b>	<b>NI</b>
M	0,190	0,187	0,183	0,175	0,180
BM	0,079	0,075	0,083	0,050	0,065
WR	30	24	12	12	70

**C organique du sol (%)**

	<b>&lt;1%</b>	<b>1-2,5%</b>	<b>2,5-5%</b>	<b>&gt;5%</b>	<b>NI</b>
M	0,208	0,164	0,183	0,163	0,187
BM	0,070	0,059	0,074	0,085	0,062
WR	25	42	13	6	61

**Texture du sol**

	<b>Grossière</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Fine</b>	<b>Organique</b>	<b>NI</b>
M	0,164	0,207	0,188	0,026	0,145
BM	0,085	0,116	0,096	0,025	0,068
WR	30	63	29	1	25

NI, non indiquée.

a. M, moyenne ; BM, médiane pondérée équilibrée ; WR, poids de représentation. M et BM sont exprimés en fraction de l'engrais azoté appliqué.

rendrait les rapports compatibles avec les classifications utilisées dans les bases de données globales des propriétés de sol. L'analyse n'a pas pris en considération le pH de l'eau d'irrigation (un facteur important dans les systèmes inondés) car il n'est pas possible d'employer ce facteur dans les extrapolations.

La classification de texture du sol dans le tableau 8 se compose de trois larges regroupements : grossier (comprenant les sols sableux, sablo-limoneux, limoneux, limoneux fins et limono-argilo-sableux fins), moyen (limono-argilo-sableux, limono-argileux et argile limoneuse) et fin (sols argilo-sableux, argilo-limoneux et argileux).

L'étape suivante était de faire un résumé des données en déterminant les valeurs moyennes directes simples (M) du taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour chacune des classes de tous les facteurs de régulation (tableau 8). Puisque les valeurs d'une source ne sont probablement pas indépendantes, chaque source de données a reçu un poids égal pour calculer ces moyennes. La pondération n'a aucune influence systématique sur le résultat dans le cas des valeurs indépendantes. Cependant, en pondérant, seuls 148 degrés de liberté demeurent au lieu des 1 667 de l'ensemble de données complet. Le poids de représentation (WR) donné pour chaque classe de facteur (tableau 8) dépend du nombre d'études montrant des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour cette classe de facteur et du nombre de taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  rapportés dans chaque étude. Comme l'ensemble de données inclut des résultats de 148 études différentes, la valeur maximum de WR est 148. Là où, par exemple, une classe de facteur se produit avec neuf autres dans seulement une étude, le poids de la représentation est 0,1.

Ensuite, tous les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  ont subi une transformation logarithmique. Ceci a réduit l'influence des valeurs extrêmes, en particulier les taux extrêmement élevés de perte de  $\text{NH}_3$  dans l'ensemble de données. La distribution résiduelle des taux log-transformés de volatilisation de  $\text{NH}_3$  est plus près d'une distribution normale, et une rétrotransformation donne une évaluation de la valeur médiane pour le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  plutôt que de la moyenne. Les effets ou les différences entre les classes de facteurs ont été montrés et étudiés en déterminant les médianes pondérées équilibrées (BM) pour le taux de perte de  $\text{NH}_3$  pour chaque classe de facteur, éliminant l'influence des autres facteurs considérés. Le tableau 8 présente les valeurs rétrotransformées pour les médianes pondérées équilibrées. L'analyse n'a pas étudié les effets des combinaisons spécifiques de différents facteurs sur les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  (effets d'interaction) parce que : (i) l'analyse de l'ensemble de données pour toutes les combinaisons est difficile étant donné

le nombre de facteurs et de classes et (ii) la connaissance a priori de telles combinaisons n'était pas disponible.

L'étape suivante devait développer un modèle de régression linéaire pour les valeurs pondérées log-transformées des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , et l'employer pour calculer les pertes globales de la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Pour la prévision des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , il est recommandé d'exécuter la régression sur la base des données utilisées dans l'extrapolation. Cependant, pour des mesures de laboratoire, ce n'est pas possible. En outre, la résolution de  $0,5^\circ \times 0,5^\circ$  dans les cartes utilisées donne une représentation généralisée des conditions environnementales et de gestion à l'échelle du paysage. Une telle résolution n'est donc pas adaptée pour l'utilisation en combinaison avec des mesures locales sur le terrain.

### ***Interprétation des données pour la volatilisation de l'ammoniac***

Les résultats pour les moyennes et les médianes pondérées équilibrées indiquent qu'il y a une différence significative entre les mesures effectuées au champ et au laboratoire (tableau 8). Divers facteurs peuvent expliquer cela, y compris la technique de mesure (généralement enceintes à circulation forcée visant à déterminer la perte maximale de  $\text{NH}_3$ ), bien que les conditions environnementales dans le laboratoire puissent également favoriser les pertes de  $\text{NH}_3$ . En conclusion, dans la plupart des cas (sauf dans les études en serre) les sols dans les enceintes étaient non cultivés, ce qui peut également favoriser la perte de  $\text{NH}_3$ .

La technique de mesure utilisée pour déterminer les pertes de  $\text{NH}_3$  est également très importante. Les valeurs médianes et moyennes pondérées étaient élevées pour les mesures basées sur le  $^{15}\text{N}$  et la mesure ouverte indirecte (ioc). La valeur moyenne pour la circulation forcée (cfd) est plus forte que celle pour les techniques de micrométéorologie (m), alors que les médianes pondérées montrent l'ordre inverse. Les évaluations pour les deux techniques dérivent d'un grand nombre d'observations dans la base de données, fournissant une base beaucoup plus solide que les données disponibles pour les autres techniques.

L'influence du type de culture est moins importante que le lieu ou la technique de mesure utilisée (tableau 8). La moyenne pour les graminées est de 20 pour cent inférieure à celle pour les cultures pluviales, et de 10 pour cent inférieure à celle pour les systèmes inondés. Les valeurs moyennes confirment l'idée que les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont généralement inférieurs dans les prairies par rapport aux terres cultivées, mais les médianes pondérées ne montrent presque aucune différence.

Cependant, l'effet du type d'engrais appliqué sur la perte de  $\text{NH}_3$  est très important, comme prévu à la lecture de la littérature. Les valeurs moyennes et les médianes pondérées sont en accord général avec les jugements des experts. Une exception est l'ammoniac anhydre dont le mode d'application n'est pas expliqué. L'effet du type d'engrais appliqué sur la volatilisation de  $\text{NH}_3$  est, comme prévu, très important. Des différences entre types d'engrais se remarquent dans la moyenne et la médiane pondérée, avec les valeurs les plus élevées pour l'AN appliqué aux pâturages, puis le fumier et l'urée, et les valeurs les plus basses pour le CN et l'ammoniac anhydre.

L'épandage et l'application d'engrais sous forme liquide ont des médianes pondérées semblables. L'incorporation entraîne une réduction importante de 50 pour cent par rapport à l'épandage. Dans les systèmes de culture de riz, l'application de l'engrais avant l'inondation (bf ; i/f) et l'application lors de l'initiation paniculaire (bpi) ont des valeurs médianes pondérées beaucoup plus basses que l'application dans le champ inondé (b ; bw). La réduction de la volatilisation de  $\text{NH}_3$  qui est réalisable par application lors de l'initiation paniculaire est de 50 pour cent par rapport à l'épandage lors de la transplantation, ce qui est en accord avec la littérature. Contrairement au mode d'application, le taux d'application n'exerce aucune influence claire sur les taux de perte de  $\text{NH}_3$ .

Les résultats des propriétés de sol sont en accord, à des degrés variables, avec les attentes basées sur la littérature. Les médianes pondérées pour un pH du sol  $> 8,5$  sont supérieures de 61 pour cent à celles de la gamme de pH de 5,5 à 7,3, et de 80 pour cent à celles pour un pH du sol  $\leq 5,5$ . Les médianes pondérées pour un pH du sol dans la gamme de 7,3 à 8,5 sont supérieures de 39 pour cent à celles pour la gamme de 5,5 à 7,3 et de 55 pour cent supérieures à celles avec un pH  $\leq 5,5$ .

L'effet de la CEC du sol est légèrement moins clair que celui du pH. Les valeurs moyennes pour les différentes classes de CEC montrent un modèle cohérent, avec une volatilisation de  $\text{NH}_3$  inférieure dans les sols ayant une forte CEC par rapport à ceux ayant une faible CEC. Les médianes pondérées pour les sols avec des CEC  $> 32$  cmol/kg sont inférieures de 40 pour cent par rapport aux sols ayant une CEC  $< 32$  cmol/kg. Cependant, pour les médianes pondérées, la relation entre les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  et les CEC pour des sols ayant une CEC  $< 32$  cmol/kg a disparu.

L'influence de la teneur en carbone organique du sol n'est pas claire. Les valeurs moyennes et médianes pondérées sont plus élevées pour la classe de carbone organique du sol la plus basse que pour la suivante. Le nombre

d'observations est faible dans les classes 3 et 4, et les évaluations sont donc moins fiables que pour les classes 1 et 2.

L'influence de la texture du sol n'est pas claire, avec des moyennes et des médianes pondérées élevées pour le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour les horizons de surface à texture moyenne, et des valeurs plus basses pour les sols à texture fine ou grossière.

### **Régression**

L'étape suivante devait étudier les effets combinés des différents facteurs en utilisant l'analyse de régression. Dans l'ensemble de facteurs choisis pour la compilation des données ci-dessus, la régression concernait seulement ceux qui ont eu une influence claire sur la volatilisation de  $\text{NH}_3$ , exceptés les facteurs concernant les conditions atmosphériques et les facteurs de technique de mesure et de lieu.

Il était nécessaire d'exclure a priori de la régression les facteurs liés aux conditions atmosphériques car le manque de données empêche leur utilisation dans les extrapolations. Les différents lieux et techniques de mesure ont montré des différences claires aussi bien entre les moyennes que les médianes pondérées. Cependant, leur exclusion est venue du fait qu'il n'est pas possible d'employer des techniques de mesure pour des prévisions car la connaissance a priori pour juger de leur exactitude manque, alors que l'ensemble de données utilisé ne peut pas fournir une base suffisante pour expliquer l'influence du lieu de mesure. Par conséquent, la régression donne une valeur moyenne pour des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  s'appliquant à toutes les techniques et tous les endroits de mesure inclus dans l'ensemble de données.

La dose d'azote appliquée, le contenu en carbone organique du sol et la texture du sol ne montrent aucune relation consistante avec les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  et n'ont donc pas été employés dans la régression. L'absence d'une relation peut être due au fait que le carbone organique et la texture du sol sont les causes déterminantes principales de la CEC du sol. Par conséquent, on assume que l'influence du C et de la texture du sol sur les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  est comprise dans le facteur CEC.

Les facteurs choisis pour la régression incluaient : le type de culture, le type d'engrais et le mode d'application, la température, le pH du sol, et la CEC. Le tableau 9 présente les paramètres adaptés pour les différentes classes de facteurs du modèle récapitulatif. Les valeurs de facteur sont log-transformées. Le calcul pour le taux de perte de  $\text{NH}_3$  est :  $\exp(\text{facteur type de culture} + \text{type d'engrais} + \text{mode d'application} + \text{pH du sol} + \text{CEC du sol} + \text{climat})$ . Par exemple, pour les graminées fertilisées avec de l'urée épandue (b) sur un sol

**TABEAU 9**  
**Valeurs des facteurs dans le modèle de régression linéaire**

<b>Type de culture</b>		<b>Type d'engrais<sup>a</sup></b>	
Cultures pluviales	-0,045	AS	0,429
Graminées	-0,158	Urée	0,666
Cultures irriguées	0	AN	-0,35
		CAN	-1,064
<b>Méthode d'application</b>		<b>AA</b>	<b>-1,151</b>
b	-1,305	Nsol. <sup>a</sup>	-0,748
l	-1,895	CN	-1,585
s	-1,292	ABC	0,387
bf;i/f	-1,844	UAN	0
bpi	-2,465	MAP	-0,622
		DAP	0,182
<b>pH du sol</b>		<b>U+DAP</b>	<b>0,803</b>
pH≤5,5	-1,072	U+MAP	-0,48
5,5<pH≤7,3	-0,933	UP	-0,25
7,3<pH≤8,5	-0,608	UUP	0,45
pH>8,5	0	O	0,995
		Pâturage	-0,378
<b>CEC du sol</b>		<b>Urine</b>	<b>0,747</b>
CEC≤16	0,088	AN+ Pâturage	1,229
16<CEC≤24	0,012	Uc	0,25
24<CEC≤32	0,163	U+KCl	0,469
CEC>32	0	U+Ca/Mg	0,753
		UCN	-0,43
<b>Climat</b>		<b>U+FYM</b>	<b>0,385</b>
Climat tempéré	-0,402		
Climat tropical	0		

a. La valeur du facteur pour des phosphates d'ammonium est calculée sur la base de la composition globale de 80 pour cent de DAP et de 20 pour cent de MAP ; pour le composé NK (principalement KNO<sub>3</sub>), la valeur pour CN est employée ; les valeurs de facteur pour les autres engrais composés sont basées sur les divers engrais composés NP et NPK dans l'ensemble des données de mesures ; pour des solutions de N, nous avons employé les données rassemblées pour tous les engrais azotés appliqués en solution.

ayant un pH de  $5,5 < \text{pH} < 7,3$ , une CEC de  $16 < \text{CEC} < 24$ , dans un climat tempéré, le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  est :  $\exp(-0,158 + 0,666 - 1,305 - 0,933 + 0,012 - 0,402) = \exp(-2,120) = 0,120$ . Par conséquent, la perte calculée en pourcentage de l'application de N-urée est de 12 pour cent.

La variance expliquée par le modèle est d'environ 30 pour cent. Ceci signifie que les valeurs de volatilisation de  $\text{NH}_3$  diffèrent, selon les recherches publiées, d'environ 15 pour cent en moins des moyennes calculées par le modèle par rapport à leur moyenne commune. Par conséquent, le modèle récapitulatif n'est pas approprié pour calculer des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  à partir des mesures publiées dans les journaux de recherches pour des emplacements spécifiques. Le modèle calcule les taux médians de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , qui ont plus d'intérêt quand l'échelle de travail est celle des paysages plutôt que des mesures ponctuelles faites dans des conditions de sites spécifiques.

## Chapitre 5

### Estimations globales

#### DONNÉES SUR L'UTILISATION DE LA TERRE, LA GESTION DES ENGRAIS ET L'ENVIRONNEMENT

Les données de distribution de couverture / utilisation de la terre pour des zones de prairies, de rizières et d'autres cultures proviennent de Zuidema et al. (1994). Cette base de données globale provient des cartes de végétation naturelle et de climat en combinaison avec les informations statistiques de la FAO (2000). Comme la résolution est de 0,5, il y a des erreurs dans les données pour certains petits pays. Par exemple, la surface totale des terres d'un petit pays ne peut être représentée par les cellules de la grille 0,5°. De tels problèmes se produisent souvent pour des îles ou des secteurs côtiers.

Les données sur la gestion des pâturages sont extrêmement limitées. Cependant, afin d'extrapoler la volatilisation de  $\text{NH}_3$  due à l'application d'engrais et de fumier, il est nécessaire de connaître la localisation des prairies utilisées plus ou moins intensivement. Ce processus a impliqué quelques suppositions simples avec trois types définis de pâturages : (i) les prairies intensivement utilisées, recevant seulement des intrants de fumiers animaux, et définies comme prairies situées dans des zones arables, (ii) les prairies fertilisées, recevant des éléments nutritifs à partir d'engrais minéraux comme indiqué par IFA/IFDC/FAO (1999) en plus des fumiers animaux (ces prairies sont situées au sein des prairies intensivement utilisées), (iii) les prairies extensives, comprenant les autres prairies citées par Zuidema *et al.* (1994), n'ont pas été prises en compte car elles sont pâturées et les applications volontaires d'engrais ou de fumiers sont considérées comme négligeables.

Dans la plupart des pays, les prairies intensivement utilisées sont dans les cellules où les terres arables composent au moins un tiers de la surface. Il a été nécessaire de faire beaucoup d'exceptions afin de faire coïncider les surfaces avec celles de l'étude IFA/IFDC/FAO (1999).

Pour les champs de riz irrigué, les données d'engrais azoté utilisé par hectare sont celles de l'étude IFA/IFDC/FAO (1999), à quelques exceptions près. L'utilisation d'engrais azoté pour les autres cultures pluviales a été

calculée comme étant la différence entre le total des engrais azotés utilisés donné par l'IFA (1999) et la somme de l'azote utilisé pour le riz irrigué et les prairies donnée dans le rapport IFA/IFDC/FAO (1999), à quelques exceptions près pour certains pays.

La quantité d'azote des fumiers animaux disponible pour fertiliser les cultures et les prairies a été calculée à partir de l'excrétion totale en enlevant l'excrétion pendant le pâturage, l'utilisation des fumiers animaux comme carburant et les pertes de  $\text{NH}_3$  pendant le stockage des fumiers animaux. La moitié des excréments animales disponibles comme engrais est considérée comme étant employée dans les terres cultivées et l'autre moitié dans les prairies. Pour certains pays, il a été nécessaire d'ajuster le pourcentage de fumier appliqué sur les prairies afin d'éviter des taux d'application excessifs. Ainsi, le taux maximum d'application d'azote était de 200 kg/ha pour les pays industrialisés, et de 50 kg/ha pour les pays en voie de développement ; ceci affecte la disponibilité pour les cultures. Les taux d'application de fumure pour les cultures de riz irrigué et les cultures pluviales ont été considérés comme égaux.

Les taux de volatilisation d'ammoniac sont linéaires par rapport au taux d'application d'azote. Cependant, les modèles pour les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  montrent une réponse non linéaire des émissions par rapport aux taux d'application d'azote. Par conséquent, pour  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$ , les taux moyens d'application par pays utilisés pour l'ammoniac ne donneraient pas une évaluation correcte des émissions. Pour prendre en compte le fait que les champs agricoles ne reçoivent pas tous de l'engrais, les données de l'IFA/IFDC/FAO (1999) sur les taux d'application d'engrais minéraux azotés et le pourcentage de chaque culture recevant réellement de l'engrais azoté ont été employés pour calculer le taux moyen d'application sur les cultures pluviales pour le secteur réellement fertilisé. Ces données sont disponibles pour 49 pays, y compris certains avec 100 pour cent de champs fertilisés. Les analyses ont inclus des données pour 38 pays en voie de développement et ont fait l'hypothèse qu'une fraction des champs reçoit l'engrais afin de déterminer l'utilisation apparente de N total par pays. Pour d'autres pays en voie de développement, les taux d'application d'azote étaient assumés comme étant égaux aux taux calculés pour l'Amérique centrale, l'Amérique du Sud, l'Asie et l'Afrique. Il n'y a aucune statistique sur l'utilisation des fumiers animaux dans les terres arables et les prairies. Les évaluations peuvent être disponibles pour des régions dans certains pays, mais parfois elles ne correspondent pas aux statistiques officielles ou sont périmées. Le manque de données rend nécessaire la généralisation. Par conséquent, pour les fumiers animaux appliqués sur des terres arables, les mêmes taux minimums de N ont été

employés. Pour la fumure appliquée aux prairies, des taux d'application d'azote de 50 pour cent de ceux utilisés pour les cultures pluviales sont supposés refléter les taux d'application inférieurs dans les prairies par rapport aux cultures.

En plus des données d'utilisation des sols, les informations de la résolution  $0,5^\circ$  sur le pH du sol, la CEC, la teneur en C organique, la texture et le drainage du sol provenaient de Batjes (1997), et d'une carte des types de climat avec la résolution  $0,5^\circ$  de Fresco *et al.* (1998). Pour  $\text{NH}_3$ , cette base de données climatiques n'a pas été employée car il est difficile d'estimer la température lors de l'application d'engrais (généralement au commencement de la saison de culture). Par conséquent, pour extrapoler les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , l'hypothèse était que la température lors de l'application d'engrais est  $> 20^\circ\text{C}$  entre  $40^\circ\text{N}$  et  $40^\circ\text{S}$ , et  $< 20^\circ\text{C}$  aux autres latitudes.

Des hypothèses additionnelles ont dû être faites. Les mesures d'émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NO}$  pendant la saison de culture quand les champs de riz sont inondés sont majoritaires dans la base de données. Par conséquent, lors de l'extrapolation des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  à partir du riz, les paramètres des modèles pour les autres cultures ont été employés pour le riz, pour prendre en compte les émissions pendant la période suivant la récolte.

La gestion des engrais, qui a un effet significatif sur le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$ , est l'aspect le moins connu dans l'extrapolation. Bien que beaucoup de choses soient connues au niveau local et national, il est difficile de généraliser de telles informations à un inventaire global. Une grande partie de l'engrais appliqué sur le riz en Asie du Sud-Est est soit directement épandue sur le sol inondé 14-21 jours après la transplantation soit épandue directement sur le sol inondé après la transplantation. L'épandage est également commun pour les prairies.

Par conséquent, l'hypothèse générale pour l'apport d'engrais était celle d'une application basique par épandage. Les exceptions incluent l'ammoniac anhydre (estimations basées sur l'incorporation), et les solutions d'engrais (liquides). On a assumé que les fumiers animaux utilisés dans la culture de riz sont incorporés. Si l'incorporation des engrais était en fait une pratique plus courante, les estimations de pertes de  $\text{NH}_3$  exigeraient un ajustement à la baisse.

Il est difficile de mesurer les incertitudes liées au changement d'échelle. Les incertitudes dans l'utilisation d'engrais proviennent principalement du regroupement de différents types d'engrais azotés dans une seule catégorie. Les données sur l'utilisation d'engrais par les cultures ont un degré variable de

fiabilité ; les données sont plus complètes et probablement plus sûres dans les pays industrialisés que dans les pays en voie de développement. Cependant, il n'y a aucune statistique sur la gestion des engrais. L'extrapolation a inclus des hypothèses sur le mode d'application des engrais et fumiers. Comme les taux d'application varient entre cultures et entre agriculteurs dans les pays, la distribution spatiale des taux d'application d'engrais n'est pas bien connue. De plus, on ne sait pas si certains types d'engrais sont préférentiellement employés sur des cultures spécifiques ou des prairies.

La distribution des terres arables est bien connue, mais les données sur la distribution et la gestion des prairies sont incertaines. Bien que des informations sur l'utilisation des engrais minéraux dans les prairies soient disponibles, l'application des fumiers animaux dans les prairies est basée sur une évaluation globale. Pour différentes régions du monde et différents pays, l'application des fumiers animaux est très aléatoire.

Les populations animales sont bien connues, bien que la saison où sont faits les recensements cause une certaine incertitude. L'incertitude sur les données des populations animales est probablement inférieure à 10 pour cent. La majeure partie de l'incertitude dans le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour des fumiers provient des hypothèses sur l'excrétion de N et la gestion des déchets. Pour les pays en voie de développement, en particulier, il n'y a aucune donnée fiable sur les pratiques en matière de gestion des déchets et sur l'utilisation des fumiers animaux dans les prairies et les terres arables. Par conséquent, l'incertitude est probablement plus élevée pour les pays tropicaux et plus basse pour l'Europe de l'Ouest.

## **EXTRAPOLATION POUR LE PROTOXYDE D'AZOTE ET LE MONOXYDE D'AZOTE**

Les modèles simples pour  $\text{N}_2\text{O}$  et NO présentés au chapitre 4 ont été employés dans un GIS avec l'information géographique et les hypothèses sur la gestion des engrais discutées ci-dessus.

Les figures combinées résultant des tableaux 10 et 11 présentent les émissions annuelles globales de N- $\text{N}_2\text{O}$  (environ 3,5 millions de tonnes) et N-NO (environ 2,0 millions de tonnes). Quelques 34 pour cent des émissions annuelles globales de N- $\text{N}_2\text{O}$  (3,2 millions de tonnes) proviennent des champs cultivés des pays développés et 66 pour cent des pays en voie de développement. Les émissions globales à partir des champs cultivés représentent 3,3 pour cent des apports d'engrais azoté (3,3 pour cent dans les pays développés et 3,4 pour cent dans les pays en voie de développement). Les

**TABLEAU 10**  
**Estimations des émissions de N<sub>2</sub>O et de NO à partir des engrais azotés et des fumiers animaux appliqués aux cultures, 1995**

Région <sup>a</sup>	Surface 000 000 ha	Engrais azotés	Fumiers animaux 000 t	Emission de N-N <sub>2</sub> O	Emission de N-NO
Canada	46	1 576	207	67	103
Etats Unis	190	11 150	1 583	316	167
Amérique Centrale	40	1 424	351	106	31
Amérique du Sud	111	2 283	1 052	260	102
Afrique du Nord	22	1 203	36	53	24
Afrique de l'Ouest	75	156	140	171	41
Afrique de l'Est	41	109	148	78	31
Afrique du Sud	42	480	79	72	24
Europe OCDE	90	6 416	3 408	233	131
Europe de l'Est	48	1 834	757	70	35
Ex-Union Soviétique	230	1 870	2 392	262	182
Proche Orient	58	2 376	180	83	45
Asie du Sud	206	12 941	3 816	614	186
Asie de l'Est	95	24 345	5 150	397	269
Asie du Sud Est	87	4 216	941	247	85
Océanie	49	651	63	109	29
Japon	4	436	361	12	11
Monde	1 436	73 467	20 664	3 150	1 498

a. Régions du monde tirées de Kreileman *et al.* (1998).

émissions annuelles de N-NO à partir des cultures fertilisées s'élèvent à environ 1,5 millions de tonnes, 44 pour cent à partir des pays développés et 56 pour cent des pays en développement. Cela représente 2,0 pour cent des apports de N pour les pays développés et 1,4 pour cent pour les pays en voie de développement.

Les émissions annuelles de N-N<sub>2</sub>O à partir des prairies fertilisées s'élèvent à environ 0,3 million de tonnes (58 pour cent pour les pays développés et 42 pour cent pour les pays en voie de développement), et celles de N-NO sont environ de 0,5 million de tonnes (68 pour cent provenant des pays développés et 32 pour cent de pays en voie de développement) (tableau 11).

**TABLEAU 11**  
**Estimations des émissions de N<sub>2</sub>O et de NO à partir des engrais azotés et des fumiers animaux appliqués aux prairies, 1995**

Région <sup>a</sup>	Surface	Engrais azotés	Fumiers animaux	Emission de N-N <sub>2</sub> O	Emission de N-NO
	000 000 ha		000 t		
Canada	20	0	207	7	40
Etats Unis	84	0	1 583	31	50
Amérique Centrale	22	25	351	15	14
Amérique du Sud	59	12	1 051	34	44
Afrique du Nord	10	0	34	5	6
Afrique de l'Ouest	48	0	137	30	26
Afrique de l'Est	26	0	148	13	17
Afrique du Sud	24	31	78	13	14
Europe OCDE	50	3 074	3 085	56	85
Europe de l'Est	18	210	737	8	13
Ex-Union Soviétique	177	760	2 389	58	115
Proche Orient	13	17	167	5	10
Asie du Sud	10	0	425	6	5
Asie de l'Est	29	0	1 404	9	15
Asie du Sud Est	15	0	477	8	11
Océanie	20	175	52	29	40
Japon	0	27	59	1	1
Monde	625	4 331	12 386	329	507

a. Régions du monde tirées de Kreileman *et al.*, (1998).

Les émissions de N<sub>2</sub>O induites par les engrais ont été calculées comme la totalité des émissions moins celles des champs non fertilisés (toutes autres conditions égales à la parcelle fertilisée), exprimées en pourcentage de l'apport de N (tableau 12). Les résultats indiquent des différences importantes entre les types d'engrais. Les émissions annuelles globales de N-N<sub>2</sub>O induites par les engrais sont d'environ 0,9 million de tonnes, soit 0,8 pour cent des apports de N, inférieures aux 1,25 pour cent estimés par Bouwman (1996). Les plus forts taux d'émission induits par les engrais concernent l'urée et tout autre engrais N simple (principalement l'ABC utilisé en Chine), et les plus bas pour les engrais organiques.

Les émissions annuelles globales de N-NO induites par les engrais sont d'environ 0,6 million de tonnes, soit 0,5 pour cent des apports de N

(tableau 12), ce qui est en accord avec l'évaluation de 0,5 pour cent donnée par Veldkamp et Keller (1997a). Les plus forts taux d'émission induits par les engrais sont de 0,8 pour cent pour les engrais azotés complexes N-NK et d'autres engrais azotés simples (principalement l'ABC utilisé en Chine). Les plus faibles taux d'émission induits par les engrais sont calculés pour les engrais organiques (0,4 pour cent).

Le calcul d'une évaluation médiane a comporté l'utilisation des émissions transformées logarithmiques et la pondération. Le résultat est une meilleure évaluation de l'émission pour une combinaison spécifique de classes de facteurs. Avec la procédure de maximum de vraisemblance des résidus, il n'est

**TABLEAU 12**  
Utilisation globale de N et estimations des émissions de N<sub>2</sub>O et de NO par type d'engrais

Type d'engrais <sup>a</sup>	Utilisation globale de N (million t/an)	Pertes de N-N <sub>2</sub> O <sup>b</sup> (%)	Pertes de N-NO (%)
Sulfate d'ammonium	2,4	1,0	0,6
Urée	34,4	1,1	0,6
Nitrate d'ammonium	7,5	0,9	0,5
Nitrate d'ammonium et de calcium	3,6	0,6	0,6
Ammoniac, application directe	4,6	0,8	0,5
Solutions azotées	4,0	0,9	0,6
Autres engrais azotés simples <sup>c</sup>	10,1	1,0	0,8
Phosphates d'ammonium	4,1	0,8	0,6
Autres complexes N-NP	1,7	0,8	0,5
Complexes N-NK	0,0	0,8	0,8
Complexes N-NPK	6,1	0,7	0,5
Total des Engrais minéraux	78,5	1,0	0,6
Engrais organiques	33,0	0,6	0,4
Total des engrais minéraux et organiques	111,6	0,8	0,5

a. Les estimations pour les types d'engrais sont basées sur les surfaces où seuls des engrais minéraux sont appliqués (utilisant les valeurs des facteurs pour les types d'engrais simples), les surfaces où des engrais minéraux et organiques sont appliqués en combinaison (utilisant les valeurs des facteurs pour ces combinaisons) et les surfaces où des engrais organiques sont appliqués (utilisant les valeurs des facteurs pour les engrais organiques)

b. L'absorption possible de NO par les feuilles des plantes n'a pas encore été prise en compte. Cette absorption peut être particulièrement importante dans les prairies et les cultures pérennes.

c. La plupart (90 pour cent) des engrais azotés simples sont utilisés en Chine, avec une prédominance (95 pour cent) pour le bicarbonate d'ammonium. Le restant est principalement du chlorure d'ammonium. Pour ces deux engrais, la valeur du facteur du sulfate d'ammonium a été utilisée.

pas possible de donner une évaluation de l'erreur type de l'évaluation modèle des émissions. Par conséquent, les erreurs types ont été calculées pour une gamme de combinaisons des facteurs considérés pour un modèle de régression multiple pondérée pour  $N_2O$ . La régression multiple a employé les seuls enregistrements de la base de données qui ont des valeurs pour tous les facteurs (353 mesures). La variance expliquée par ce modèle est de 50 pour cent, et l'incertitude globale s'étend d'environ - 40 pour cent à +70 pour cent, basée sur deux fois l'erreur type expliquant 95 pour cent des données. L'incertitude du modèle de maximum de vraisemblance des résidus est probablement moins élevée que celle de la régression multiple pondérée parce que la procédure de maximum de vraisemblance des résidus a pris en compte plus de mesures (846 pour  $N_2O$ ). Pour le NO, le nombre de degrés de liberté après pondération est trop petit pour dériver un modèle qui ressemble au modèle de maximum de vraisemblance des résidus, et il est donc difficile d'estimer l'incertitude du modèle.

Les modèles pour  $N_2O$  et NO sont non linéaires par rapport au taux d'application d'azote. Bien que des évaluations aient été employées pour les surfaces réellement fertilisées, l'hétérogénéité dans les taux d'application d'azote peut encore influencer les résultats du modèle. L'erreur associée aux évaluations d'émission extrapolées est acceptable quand elle est comparée à d'autres incertitudes dans l'extrapolation globale. Les modèles ne sont pas adaptés pour prédire des émissions à partir des mesures contenues dans différents articles de recherche pour des emplacements spécifiques. Cependant, pour l'extrapolation aux conditions du paysage, les taux moyens d'émission pour des combinaisons de classes de facteurs sont d'un plus grand intérêt que des mesures individuelles.

## EXTRAPOLATION POUR L'AMMONIAC

Le modèle récapitulatif (chapitre 4) a été employé pour calculer les pertes régionales et globales par volatilisation. Cet exercice d'extrapolation a combiné diverses sources de données statistiques et d'informations géographiques. Les tableaux 13 et 14 récapitulent les résultats de l'extrapolation. La perte globale d'ammoniac (11 millions de tonnes de N/an) à partir des engrais minéraux (soit 14 pour cent des engrais minéraux azotés utilisés) estimée dans ce rapport est en accord avec Bouwman *et al.* (1997). Les résultats indiquent que les taux de volatilisation de  $NH_3$  dans les pays en voie de développement dépassent ceux dans les pays développés d'un facteur de 4,3.

La perte globale de NH<sub>3</sub> provenant de l'utilisation annuelle de 11,8 millions de tonnes d'engrais minéral azoté dans la culture de riz irrigué s'élève à 2,3 millions de tonnes de N/an, soit 20 pour cent de l'application d'azote. La majeure partie de cette perte se produit dans les pays en voie de développement (97 pour cent). Dans les cultures pluviales, 14 pour cent de 61,7 millions de tonnes d'engrais minéral azoté sont perdus sous forme de NH<sub>3</sub>, avec un taux de perte plus élevé dans les pays en voie de développement (18 pour cent) que dans les pays développés (8 pour cent). Dans les prairies, l'utilisation globale annuelle d'engrais minéraux azotés est de 4,3 millions de tonnes de N, avec des taux de perte estimés de 13 pour cent pour les pays en voie de développement et de 6 pour cent pour les pays développés. La presque

**TABLEAU 13**  
Estimations des pertes par volatilisation de NH<sub>3</sub> à partir de l'application de N minéral sur les prairies fertilisées, les cultures pluviales et le riz irrigué par région, 1995

Région <sup>a</sup>	Prairies fertilisées			Cultures pluviales			Riz irrigué		
	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)
Canada	0	0	0	46	1 576	140	0	0	0
Etats Unis	0	0	0	189	10 982	787	1	168	15
Amérique Centrale	1	25	3	40	1 392	215	0	32	5
Amérique du Sud	1	12	1	109	2 049	348	3	234	43
Afrique du Nord	0	0	0	21	1 126	214	1	78	16
Afrique de l'Ouest	0	0	0	73	130	19	1	26	4
Afrique de l'Est	0	0	0	40	109	17	1	1	0
Afrique du Sud	3	31	3	42	477	51	0	3	0
Europe OCDE	37	3 074	156	90	6 384	448	0	32	3
Europe de l'Est	3	210	13	48	1 834	123	0	1	0
Ex-Union Soviétique	33	760	59	229	1 856	157	1	14	1
Proche Orient	4	17	3	57	2 305	422	1	71	18
Asie du Sud	0	0	0	162	8 295	1 827	44	4 646	1 030
Asie de l'Est	0	0	0	69	19 855	3 318	26	4 490	829
Asie du Sud Est	0	0	0	52	2 405	421	35	1 811	335
Océanie	20	175	23	49	639	108	0	12	2
Japon	0	27	4	2	265	36	2	171	24
Monde	103	4 331	265	1 319	61 678	8 650	117	11 788	2 327

a. Régions utilisées pour la recherche sur le changement global, définies par Kreileman *et al.* (1998).

**TABLEAU 14**  
**Estimations des pertes par volatilisation de NH<sub>3</sub> à partir de l'application de fumiers animaux sur les prairies intensives, les cultures pluviales et le riz irrigué par région, 1995**

Région <sup>a</sup>	Prairies fertilisées			Cultures pluviales			Riz irrigué		
	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)	Surface (million ha)	N utilisé (000 t)	Perte de N-NH <sub>3</sub> (000 t)
Canada	20	207	41	46	207	45	0	0	0
Etats Unis	84	1 583	366	189	1 573	394	1	10	2
Amérique Centrale	22	351	92	40	349	105	0	3	0
Amérique du Sud	59	1 051	271	109	1 020	291	3	32	5
Afrique du Nord	10	34	11	21	33	12	1	3	1
Afrique de l'Ouest	48	137	35	73	137	39	1	3	1
Afrique de l'Est	26	148	40	40	143	43	1	6	1
Afrique du Sud	24	78	20	42	78	23	0	2	0
Europe OCDE	50	3 085	561	90	3 402	684	0	7	1
Europe de l'Est	18	737	130	48	757	149	0	0	0
Ex-Union Soviétique	177	2 389	511	229	2 378	555	1	15	2
Proche Orient	13	167	53	57	177	64	1	2	1
Asie du Sud	10	425	114	162	2 850	917	44	965	175
Asie de l'Est	29	1 404	324	69	3 500	953	26	1 650	276
Asie du Sud Est	15	477	114	52	544	147	35	396	62
Océanie	20	52	14	49	63	19	0	0	0
Japon	0	59	16	2	186	51	2	175	28
Monde	625	12 386	2 712	1 319	17 396	4 492	117	3 270	555

a. Régions utilisées pour la recherche sur le changement global, définies par Kreileman *et al.* (1998).

totalité des engrais minéraux azotés apportés dans les prairies est utilisée dans les pays développés.

La perte globale de NH<sub>3</sub> à partir de l'utilisation annuelle dans les prairies de 12,4 millions de tonnes d'azote provenant des fumiers animaux s'élève à 2,7 millions de tonnes de N/an, dont environ 60 pour cent proviennent des pays développés. Le taux de volatilisation de NH<sub>3</sub> des fumiers animaux est de 22 pour cent de l'azote appliqué (20 pour cent dans les pays développés et 25 pour cent dans les pays en voie de développement). Dans les cultures pluviales, 26 pour cent des 17,4 millions de tonnes de N des fumiers animaux sont perdus sous forme de NH<sub>3</sub>, avec un taux de perte plus élevé dans les pays en voie de

développement (29 pour cent) que dans les pays développés (22 pour cent). Ce taux plus élevé pour les pays en voie de développement est dû aux températures élevées et à la prédominance de l'utilisation de l'urée, de l'ABC et du sulfate d'ammonium dans la culture de riz irrigué. Le volume de fumiers animaux appliqués annuellement sur les cultures pluviales représente 8,6 millions de tonnes de N dans les pays développés et 8,8 millions de tonnes de N dans les pays en voie de développement. Dans les systèmes de riz irrigué, l'estimation de l'utilisation annuelle d'azote provenant des fumiers animaux est de 3,3 millions de tonnes de N, principalement dans les pays en voie de développement. Comme on assume que l'incorporation est répandue dans la culture de riz, les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  sont moins élevés que pour les cultures pluviales (17 pour cent dans les pays en voie de développement et 16 pour cent dans les pays développés).

Le tableau 15 compare les taux globaux moyens de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour les types d'engrais (IFA, 1999) basés sur le modèle de régression avec d'autres inventaires de la littérature. Les résultats sont en accord avec les évaluations de ECETOC (1994) et de Bouwman *et al.* (1997), sauf pour le sulfate d'ammonium et les engrais complexes comprenant le MAP et le DAP. Les données rassemblées dans ce rapport pour le sulfate d'ammonium sont basées sur 176 mesures présentées dans un grand nombre d'articles de recherches différents et pour différents emplacements dans des conditions variées. Par conséquent, les résultats peuvent être considérés comme représentatifs pour des conditions réelles de champ.

Les taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  trouvés pour les engrais contenant du phosphore sont plus élevés que les valeurs présentées par ECETOC (1994) et Bouwman *et al.* (1997). Ceci peut être dû à l'influence du phosphate qui peut changer l'environnement et augmenter la perte de  $\text{NH}_3$  en précipitant le calcium. La formule (pH) et la forme du phosphate apporté peuvent influencer la réaction avec le calcium, et donc les pertes de  $\text{NH}_3$ . La composition des catégories d'engrais N-NP et N-NPK n'est pas certaine. Dans ce rapport, le taux de volatilisation pour ces engrais composés a été basé sur des données pour tous les engrais NP présents dans la base de données ; le taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour le phosphate d'ammonium (AP) est basé sur les résultats pour le MAP et le DAP (tableaux 9 et 15).

Les incertitudes dans les résultats de l'extrapolation proviennent des incertitudes dans le modèle récapitulatif en tant que tel et des incertitudes provoquées par des erreurs d'échelle. La gamme des taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  pour les divers engrais a été calculée en utilisant les erreurs types de la régression. Les erreurs types dépendaient de la combinaison des classes de

**TABLEAU 15**  
**Taux de pertes de NH<sub>3</sub> par volatilisation pour les catégories d'engrais minéraux et pour les fumiers animaux, 1995**

Type d'engrais	Quantités utilisées million t	Pertes de NH <sub>3</sub> par volatilisation			Valeurs de comparaison	
		Total million t	Moyenne %	Gamme %	Bouwman	ECETOC
					<i>et al.</i> , (1997) %	(1994) %
Sulfate d'ammonium	2,4	0,4	16	12-20	8	5-15
Urée	34,4	7,3	21	18-26	15-25	10-20
Nitrate d'ammonium	7,5	0,5	6	5-9	2	1-3
Nitrate d'ammonium et de calcium	3,6	0,1	3	2-4	2	1-3
Ammoniac, application directe	4,6	0,1	2	1-3	4	4
Solutions azotées	4,0	0,2	5	2-11	2,5	-
Autres engrais azotés simples	10,1	1,5	15	10-22	20-30	-
Phosphates d'ammonium <sup>a</sup>	4,1	0,5	11	5-25	2-5	5
Autres complexes N-NP <sup>b</sup>	1,7	0,2	11	6-19		-
Complexes N-NK <sup>c</sup>	0,0	0,0	2	1-5		-
Complexes N-NPK <sup>b</sup>	6,1	0,5	9	5-16	2-4	1-5
Engrais minéraux totaux	78,5	11,2	14	10-19		
Fumiers animaux	33,0	7,8	23	19-29	20	20

a. Les résultats pour l'AP sont basés sur le mélange global estimé de 80 pour cent DAP et 20 pour cent MAP.

b. Les résultats pour les autres N-NP et N-NPK sont la moyenne des estimations pour tous les engrais azotés contenant du P présents dans la base de données.

c. Les estimations pour N-NK (principalement les engrais à base de NO<sub>3</sub>) sont basées sur le CN.

facteurs choisies, mais paraissent être très semblables pour les différents types d'engrais pour un même type de culture, de climat et de conditions du sol. Par conséquent, la gamme des taux de volatilisation a été calculée pour un certain nombre de combinaisons des classes de facteurs pour chaque type de culture et type d'engrais. Ceci a été fait sur la base de deux fois les erreurs types pour inclure 95 pour cent des observations. La déviation moyenne des résultats du modèle dans le tableau 15 a été appliquée à la perte globale estimée par volatilisation de NH<sub>3</sub> pour chaque catégorie d'engrais. La gamme des évaluations pour la perte globale par volatilisation de NH<sub>3</sub> à partir de tous les engrais est de 10-19 pour cent pour tous les engrais minéraux et de 19-29 pour cent pour les fumiers animaux. La gamme pour certains engrais est beaucoup plus large, selon le nombre de représentations dans la base de

données (tableau 15). Les gammes calculées n'expliquent pas les omissions dans le modèle récapitulatif ou les erreurs d'échelle.

Puisque le taux d'application d'engrais s'est avéré ne pas influencer le taux de volatilisation de NH<sub>3</sub>, les pertes de NH<sub>3</sub> pourraient être extrapolées en se basant sur les taux moyens d'application d'engrais et de fumiers du pays. Par conséquent, il peut y avoir des erreurs dans la distribution spatiale du mélange d'engrais et leurs taux d'application, et leur combinaison avec les conditions du sol. Cependant, avec la résolution 0,5° utilisée, cette erreur est acceptable.

## Chapitre 6

### Conclusions

#### ÉMISSIONS DE MONOXYDE ET DE PROTOXYDE D'AZOTE

Les principaux facteurs contrôlant les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  incluent ceux qui régulent la disponibilité de N en azote, c.-à-d. le taux d'application d'azote, la dose d'azote appliquée, le climat et le contenu en C carbone du sol. Le taux d'application d'azote. La dose d'azote appliquée détermine directement la disponibilité de N. Le contenu en C du sol est une donnée approximative de la fertilité du sol, alors que le climat influence la vitesse des processus du sol et la compétition plante / micro-organisme par l'intermédiaire de la température et de l'humidité. Il ressort d'études effectuées en zones tropicales que l'absorption par la plante peut surpasser la concurrence des micro-organismes, donc les taux de dénitrification peuvent être relativement bas, même en conditions chaudes et humides.

Les facteurs influençant le taux relatif de  $\text{N}_2\text{O}$  par rapport à la perte totale par dénitrification sont la texture du sol, le drainage et le pH. Une texture fine du sol, un mauvais drainage et un sol neutre à légèrement acide sont des conditions qui favorisent l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$ . Les facteurs de gestion qui influencent l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  sont le type de culture (l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  augmentant dans cet ordre : graminées, cultures annuelles non-légumineuses, cultures de légumineuses) et le type d'engrais (les valeurs les plus élevées étant pour l'ammoniac anhydre et les mélanges d'engrais minéraux et organiques).

Les facteurs principaux régulant les émissions de  $\text{NO}$  sont : la dose taux d'application d'azote appliquée, le type d'engrais, le contenu en C organique du sol et le drainage du sol. Comme pour le  $\text{N}_2\text{O}$ , les émissions de  $\text{NO}$  augmentent avec le taux, la dose d'application d'azote appliquée et le contenu en C du sol. Cependant, contrairement au  $\text{N}_2\text{O}$ , les émissions de  $\text{NO}$  provenant des sols bien drainés surpassent celles des sols mal drainés. Les facteurs concernant le climat et la durée de la période de mesure n'ont pas une influence significative sur les émissions de  $\text{NO}$ .

Le choix des techniques de mesure est très important pour l'évaluation des flux de gaz. Les techniques d'enceintes fermées et ouvertes donnent des

évaluations sensiblement égales pour les émissions de  $N_2O$  et  $NO$ . Cependant, d'autres techniques donnent des évaluations d'émission nettement différentes, en particulier pour le  $N_2O$ . Les données montrent que les évaluations d'émission de  $N_2O$  dans les champs cultivés devraient être basées sur des expérimentations ayant une fréquence d'au moins une mesure par jour pendant les périodes ayant des taux élevés d'émission (par exemple, périodes suivant l'application d'engrais ou les épisodes de précipitation) et avec une fréquence moins élevée pendant les périodes de faible taux d'émission, et ce, pour des périodes d'au moins un an. Pour ce qui concerne le  $NO$ , des périodes de mesure plus courtes peuvent rendre compte de la majeure partie de l'effet de la fertilisation azotée parce que le facteur relatif à la durée de la période de mesure n'a pas une influence significative sur les émissions de  $NO$ . Par conséquent, la fertilisation azotée peut avoir un effet plus étalé dans le temps sur les émissions de  $N_2O$  que sur celles de  $NO$ .

Les émissions annuelles globales de  $N-N_2O$  et de  $N-NO$  pour les cultures et les prairies s'élèvent à 3,5 millions de tonnes de  $N-N_2O$  et 2,0 millions de tonnes de  $N-NO$ . Les émissions induites par les engrais pour  $N_2O$  et  $NO$  s'élèvent respectivement à 0,8 et 0,5 pour cent. Les évaluations globales présentées au chapitre 4 prennent en compte les principaux facteurs contrôlant les émissions de  $N_2O$  et de  $NO$  à l'échelle du paysage à partir des terres arables et de la prairie.

## VOLATILISATION D'AMMONIAC

Bien qu'un grand nombre de mesures de la littérature soit inclus dans, la base de données, elle n'est probablement pas une juste représentation des conditions environnementales et de gestion rencontrées dans le monde réel. C'est parce que, dans beaucoup de cas, les mesures ont été effectuées dans des conditions ou dans des endroits sujets à des pertes élevées de gaz azotés. Par conséquent, le rapport a adopté une approche statistique afin d'essayer d'éviter ce problème de manque de représentativité.

La comparaison des moyennes simples et des médianes ajustées a permis de choisir les régulateurs les plus importants de la volatilisation de  $NH_3$ . Les résultats sont en accord avec des inventaires européens et globaux de volatilisation de  $NH_3$  à partir des engrais, sauf pour le sulfate d'ammonium, le bicarbonate d'ammonium et les différents engrais complexes NP. Les données contenues dans ce rapport indiquent que ces engrais sont plus sujets à la volatilisation de  $NH_3$  que que cela n'était pressenti auparavant.

Bien que les statistiques d'engrais azotés utilisés puissent être fiables, l'analyse présentée dans ce rapport implique beaucoup d'incertitudes (chapitre 3). De plus, la période et le mode d'application des engrais ont une influence importante sur la perte par volatilisation de  $\text{NH}_3$ . La plus grande incertitude provient de la sous représentation dans la base de données des mesures de taux de volatilisation de  $\text{NH}_3$  dans les systèmes de culture tropicaux.

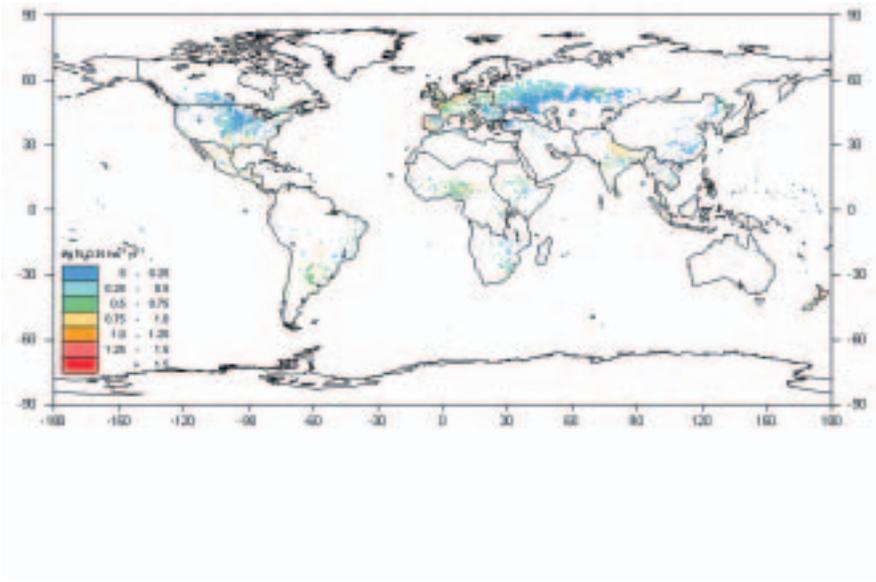
En conclusion, le modèle de régression développé dans le rapport est une représentation des données disponibles dans la littérature. Beaucoup de facteurs qui sont connus pour être des contrôles déterminants de la volatilisation de  $\text{NH}_3$ , par exemple la vitesse du vent, et le pH de l'eau d'irrigation dans les systèmes irrigués, ne pouvaient pas être inclus dans le modèle de régression. C'est parce que de telles données ne sont tout simplement pas disponibles à l'échelle globale. Par conséquent, il est difficile d'indiquer l'incertitude dans la prévision des pertes  $\text{NH}_3$ .

L'incertitude principale réside peut-être dans l'omission de l'effet des précipitations sur la volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Dans la pratique, les fermiers appliquent les engrais pendant les périodes qui suivent les précipitations ou pendant les périodes où ils s'attendent à des précipitations. L'omission des épisodes de précipitations peut amener une surestimation systématique des pertes par volatilisation de  $\text{NH}_3$ . Cependant, il est difficile d'estimer l'incertitude provoquée par cette omission.

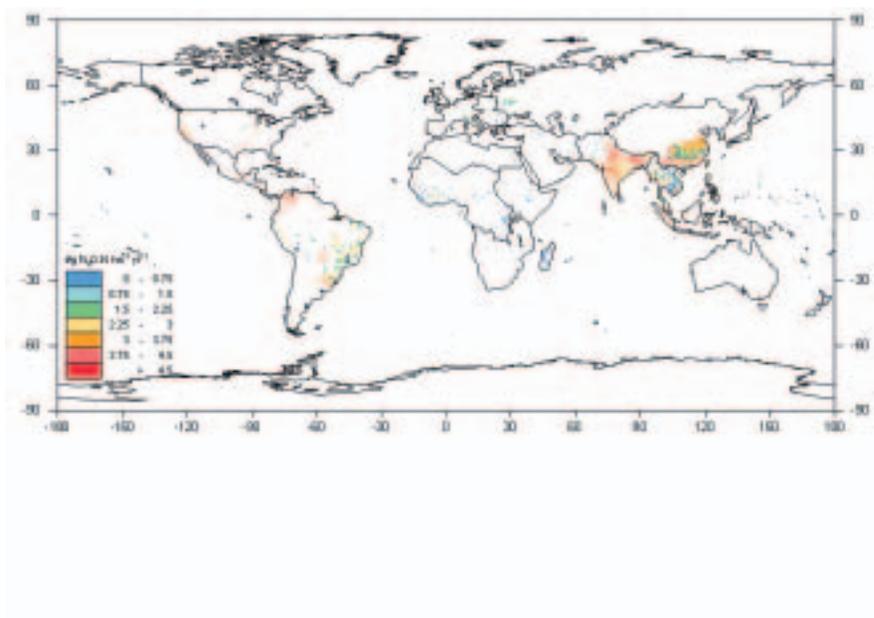
L'incertitude des résultats du modèle récapitulatif est d'environ  $\pm 30$  pour cent. L'incertitude pour différents types d'engrais dépend du nombre de mesures disponibles. Sur la base de la maille, l'incertitude est probablement plus grande parce que la partition entre terres arables et prairies est basée sur des statistiques combinées avec des cartes de couverture du sol et d'aptitude des terres. En particulier, la répartition des prairies entre «intensivement utilisées» et «fertilisées» a été fondée sur des hypothèses très simples.

Les résultats du modèle montrent que l'impact potentiel des régulations d'utilisation des engrais serait modeste du point de vue perspective globale d'émission. Les quantités impliquées, cependant, constituent une source valable d'éléments nutritifs pour les plantes. La capacité des exploitants agricoles à diminuer de telles pertes sera liée principalement aux incitations économiques, en particulier en Asie du Sud et du Sud-Est.

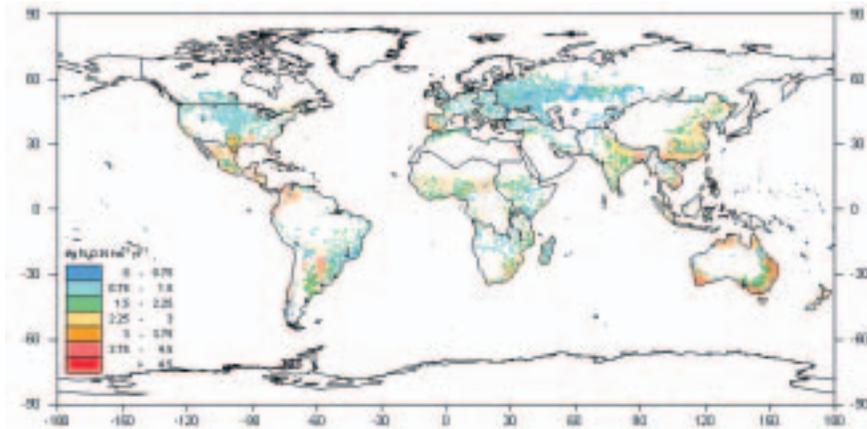
## Annexe 1 Cartes



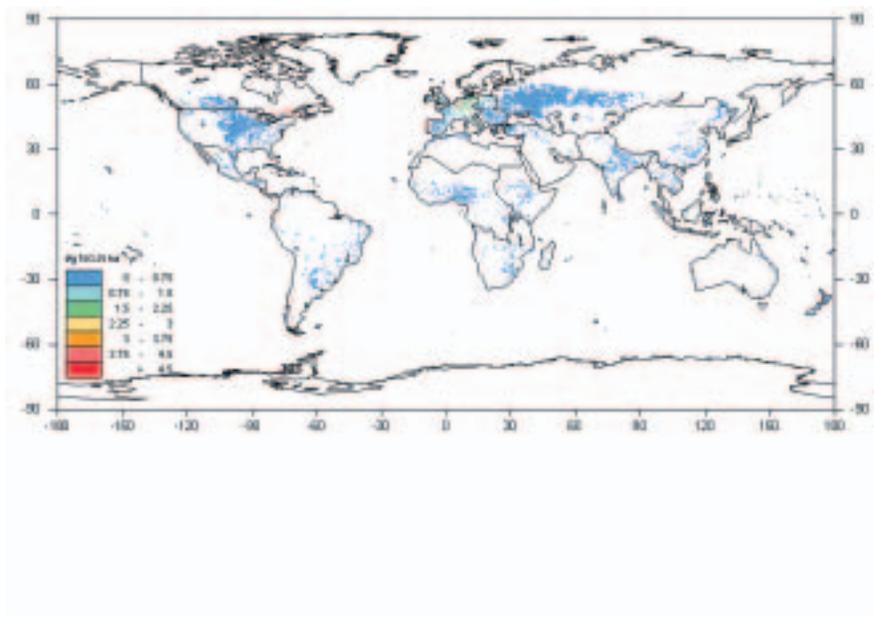
**Carte 1 :** Émission de N<sub>2</sub>O des prairies où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



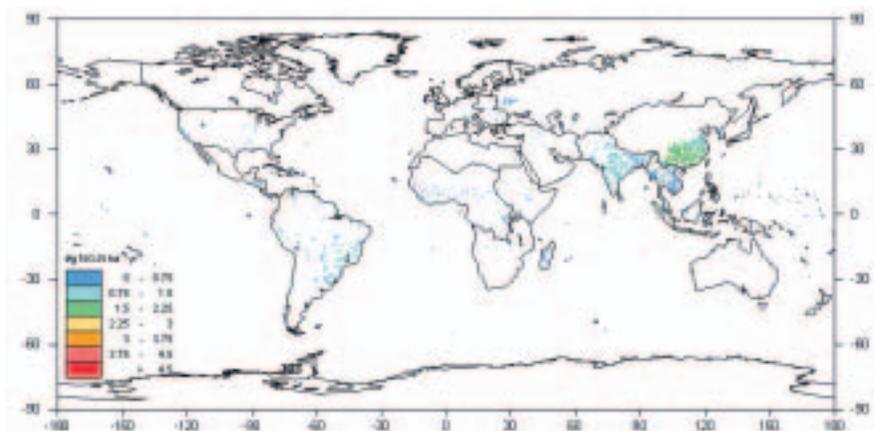
**Carte 2 :** Émission de N<sub>2</sub>O des rizières irriguées où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



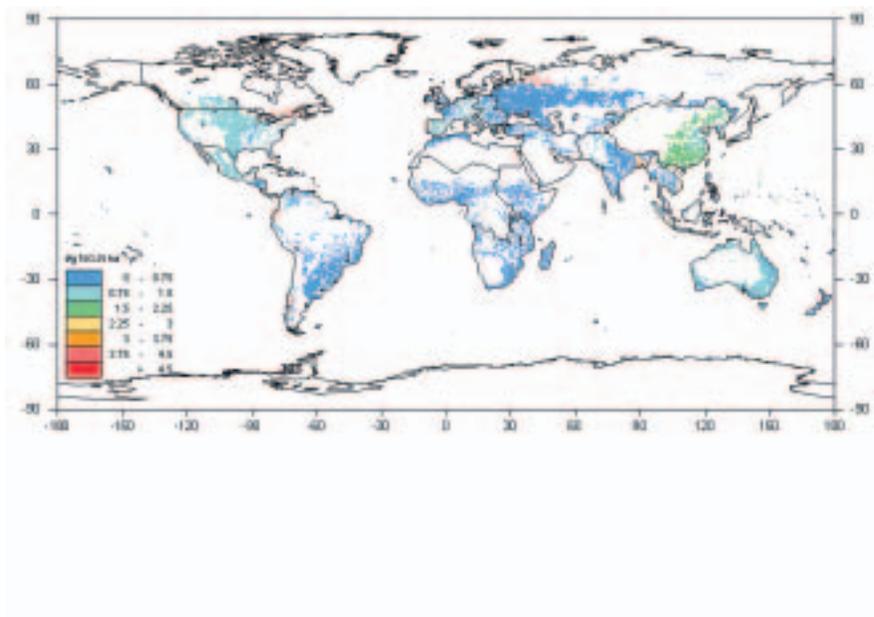
**Carte 3** : Émission de  $\text{N}_2\text{O}$  des cultures pluviales où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



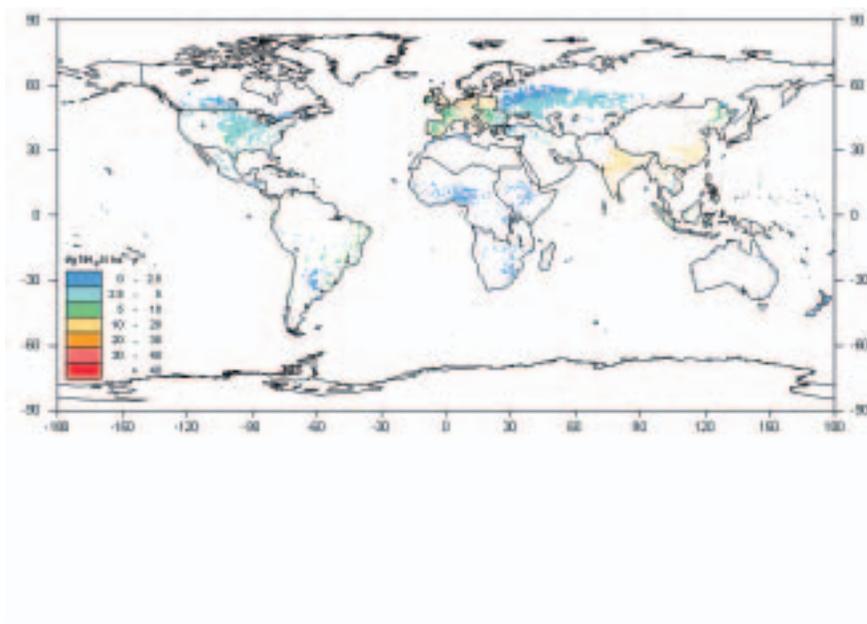
**Carte 4** : Émission de NO des prairies où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



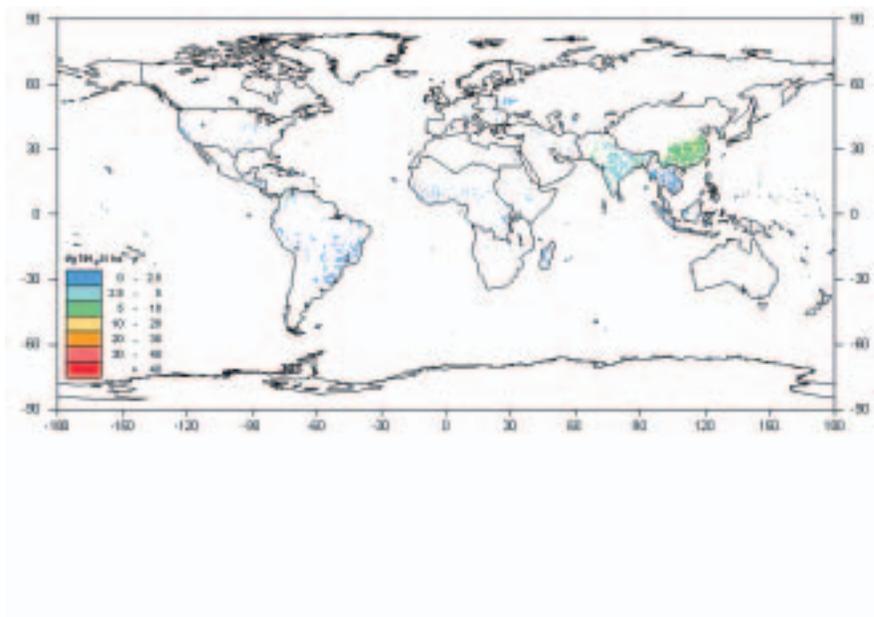
**Carte 5** : Émission de NO des rizières irriguées où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



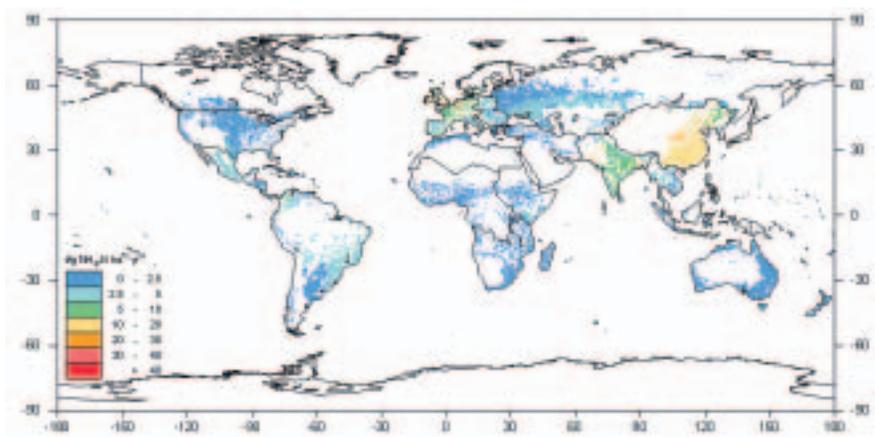
**Carte 6 :** Émission de NO des cultures pluviales où des engrais minéraux et des fumiers animaux ont été appliqués. Les émissions représentent les émissions par an, prenant en compte les intensités spécifiques de culture des pays.



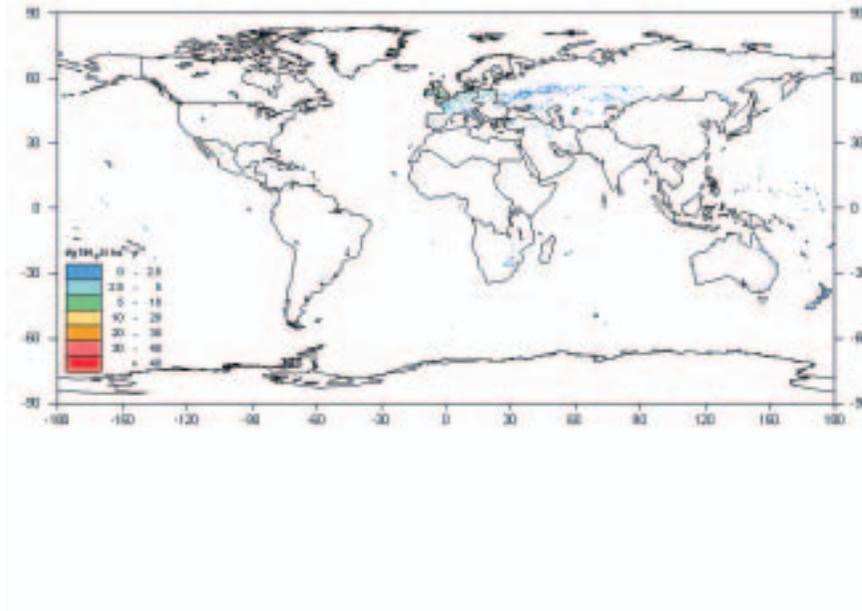
**Carte 7 :** Emission annuelle estimée de  $\text{NH}_3$  pour 1995 à partir des fumiers animaux appliqués aux prairies.



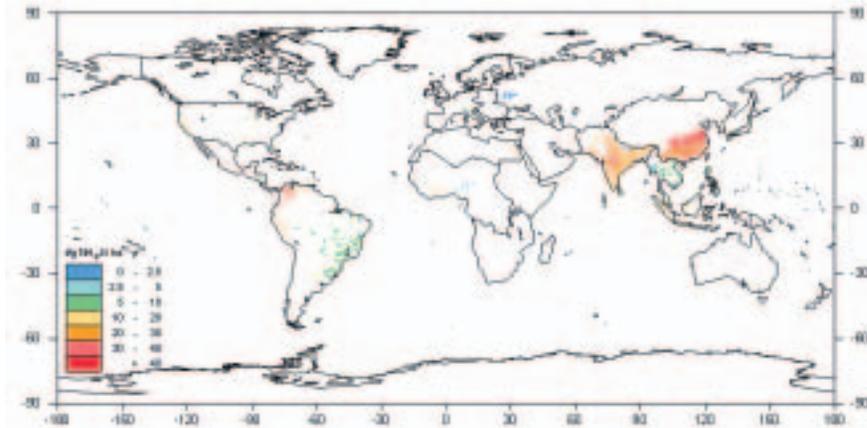
**Carte 8** : Emission annuelle estimée de NH<sub>3</sub> pour 1995 à partir des fumiers animaux appliqués aux rizières irriguées.



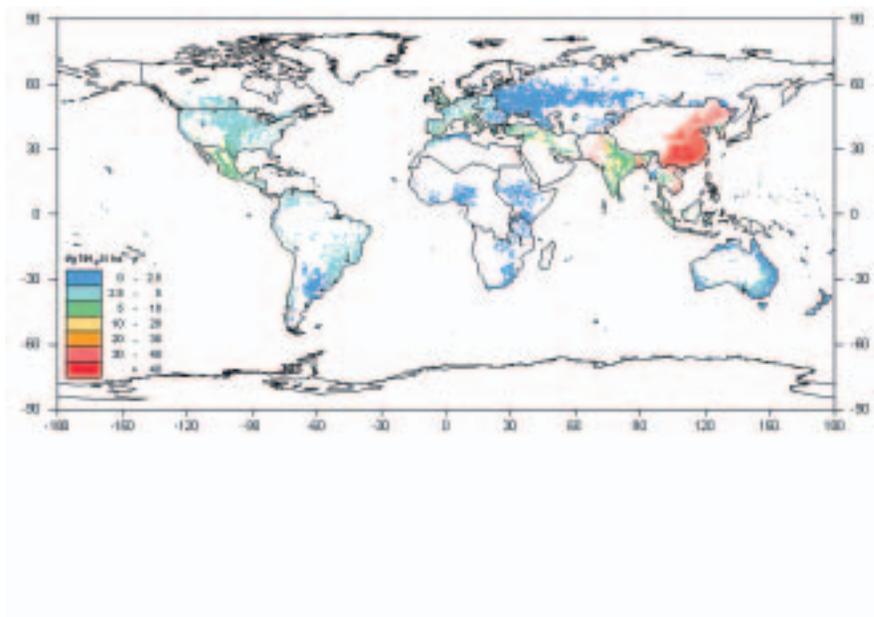
Carte 9 : Emission annuelle estimée de NH<sub>3</sub> pour 1995 à partir des fumiers animaux appliqués aux cultures pluviales.



**Carte 10** : Emission annuelle estimée de  $\text{NH}_3$  pour 1995 à partir des engrais minéraux appliqués aux prairies. L'émission est une estimation annuelle. Des valeurs élevées peuvent être provoquées par des intensités de culture élevées, comme en Chine, alors que des valeurs basses peuvent être le résultat de basses intensités de culture. Les taux d'émission par ha de terre récoltée peuvent ainsi différer de ceux présentés ici.



**Carte 11** : Emission annuelle estimée de  $\text{NH}_3$  pour 1995 à partir des engrais minéraux appliqués aux rizières inondées. L'émission est une estimation annuelle. Des valeurs élevées peuvent être provoquées par des intensités de culture élevées, comme en Chine, alors que des valeurs faibles peuvent être le résultat de basses intensités de culture. Les taux d'émission par ha de terre récoltée peuvent ainsi différer de ceux présentés ici



**Carte 12** : Emission annuelle estimée de  $\text{NH}_3$  pour 1995 à partir des engrais minéraux appliqués aux cultures pluviales. L'émission est une estimation annuelle. Des valeurs élevées peuvent être provoquées par des intensités de culture élevées, comme en Chine, alors que des valeurs faibles peuvent être le résultat de basses intensités de culture. Les taux d'émission par ha de terre récoltée peuvent ainsi différer de ceux présentés ici.

## Annexe 2

### Tableaux

**TABLEAU 16****Emissions de N<sub>2</sub>O présentées dans la base de données (kg N-N<sub>2</sub>O/an/ha)**

<b>Taux d'application d'azote (kg/ha)</b>	<b>0</b>	<b>1-50</b>	<b>50-100</b>	<b>100-150</b>	<b>150-200</b>	<b>200-250</b>	<b>&gt;250</b>		
Nombre d'observations	206	33	184	113	98	56	156		
Moyenne	1,1	1,6	1,5	1,9	2,4	3,3	6,8		
Médiane	0,6	1,2	0,7	1,2	1,2	1,4	4,1		
Moyenne pondérée	0,5	1,8	1,8	2,0	2,3	3,1	5,4		
Médiane pondérée	0,5	1,0	1,0	1,2	1,4	1,9	3,5		
<b>Type de Climat</b>	<b>Clim1</b>	<b>Clim2</b>	<b>Clim3</b>	<b>Clim4</b>	<b>Clim5</b>	<b>Clim6</b>	<b>Clim7</b>	<b>Clim8</b>	
Nombre d'observations	253	389	50	61	77	8	6	2	
Moyenne	2,2	2,5	4,2	5,7	2,1	0,2	1,2	4,0	
Médiane	1,0	1,3	0,8	1,8	0,9	0,2	1,1	4,0	
Moyenne pondérée	1,8	1,2	4,3	4,5	1,8	0,6	2,4	3,5	
Médiane pondérée	0,9	0,8	2,0	1,7	1,3	0,5	0,7	1,2	
<b>Teneur du sol en C organique (%)</b>	<b>&lt;1,0</b>	<b>1,0-3,0</b>	<b>3,0-6,0</b>	<b>&gt;6</b>					
Nombre d'observations	92	353	126	18					
Moyenne	1,3	2,0	2,7	5,0					
Médiane	0,8	1,0	1,5	1,6					
Moyenne pondérée	2,0	1,6	2,1	4,4					
Médiane pondérée	0,8	0,7	1,1	1,8					
<b>Teneur du sol en N (%)</b>	<b>&lt;0,05</b>	<b>0,05-0,15</b>	<b>0,15-0,3</b>	<b>&gt;0,3</b>					
Nombre d'observations	2	71	228	29					
Moyenne	3,0	1,6	2,3	4,2					
Médiane	3,0	1,0	1,2	2,3					
Moyenne pondérée	2,3	2,2	3,3	2,3					
Médiane pondérée	0,7	1,0	1,4	1,2					
<b>Classe de texture du sol</b>	<b>Grossier</b>	<b>Moyen</b>	<b>Fin</b>	<b>Drainage du sol</b>		<b>Mauvais</b>	<b>Bon</b>		
Nombre d'observations	447	147	134	Nombre d'observations		193	460		
Moyenne	2,8	2,6	1,9	Moyenne		2,8	2,6		
Médiane	1,2	1,3	0,9	Médiane		1,4	1,1		
Moyenne pondérée	2,3	2,1	3,1	Moyenne pondérée		2,6	2,4		
Médiane pondérée	1,2	0,8	1,3	Médiane pondérée		1,2	0,9		

<b>pH du sol</b>	<b>&lt;5,5</b>	<b>5,5-7,3</b>	<b>&gt;7,3</b>			
Nombre d'observations	93	359	109			
Moyenne	2,8	2,3	2,0			
Médiane	1,0	1,1	0,7			
Moyenne pondérée	2,9	3,3	1,3			
Médiane pondérée	1,2	1,2	0,8			
<b>Type d'engrais</b>	<b>AA</b>	<b>AF</b>	<b>AN</b>	<b>CAN</b>	<b>NF</b>	<b>Mix</b>
Nombre d'observations	38	59	117	61	53	25
Moyenne	4,4	0,6	3,0	2,3	2,6	3,4
Médiane	2,7	0,4	1,4	1,7	0,7	2,2
Moyenne pondérée	4,9	1,9	3,2	2,0	2,5	3,3
Médiane pondérée	1,4	1,1	1,2	1,0	0,7	1,8
<b>Type d'engrais</b>	<b>NP</b>	<b>O</b>	<b>OS</b>	<b>UUR</b>	<b>UAN</b>	
Nombre d'observations	16	74	41	98	37	
Moyenne	3,8	4,7	5,9	1,9	3,2	
Médiane	3,0	1,0	4,2	0,7	2,7	
Moyenne pondérée	1,7	3,1	3,5	2,2	3,3	
Médiane pondérée	0,7	1,2	1,4	1,2	0,9	
<b>Mode d'application de l'engrais</b>	<b>b</b>	<b>bpi</b>	<b>i</b>	<b>s</b>		
Nombre d'observations	163	4	162	122		
Moyenne	3,4	0,8	2,7	2,4		
Médiane	1,3	0,7	1,2	1,4		
Moyenne pondérée	2,8	2,6	2,7	2,3		
Médiane pondérée	1,3	1,0	1,2	1,0		
<b>Période d'application</b>	<b>Une seule</b>	<b>Seule/ps</b>	<b>Fractionné</b>			
Nombre d'observations	337	153	104			
Moyenne	2,5	4,2	3,3			
Médiane	1,0	2,2	1,6			
Moyenne pondérée	3,0	2,1	2,4			
Médiane pondérée	1,2	1,2	1,5			
<b>Type de culture</b>	<b>Graminée</b>	<b>Graminée + Trèfle</b>	<b>Légumineuse</b>	<b>Riz</b>	<b>Autre</b>	
Nombre d'observations	177	16	36	61	512	
Moyenne	3,3	1,1	1,3	0,7	2,9	
Médiane	1,4	0,9	1,1	0,5	1,3	
Moyenne pondérée	2,7	1,2	3,6	1,9	3,2	
Médiane pondérée	1,0	0,8	2,9	0,3	2,1	

Technique de mesure	c	co	g	m	cf <sup>d</sup>
Nombre d'observations	766	15	7	32	25
Moyenne	2,5	1,7	4,5	1,7	8,8
Médiane	1,1	1,2	3,6	1,3	3,3
Moyenne pondérée	2,7	1,5	2,1	2,8	4,1
Médiane pondérée	0,9	0,7	2,6	1,1	0,8
<b>Durée de l'expérimentation (jours)</b>	<b>&lt;120</b>	<b>120-180</b>	<b>180-240</b>	<b>240-300</b>	<b>&gt;300</b>
Nombre d'observations	343	132	42	34	277
Moyenne	1,4	2,3	2,1	2,6	4,5
Médiane	0,5	1,2	1,2	1,3	2,3
Moyenne pondérée	2,0	1,9	2,1	2,4	4,2
Médiane pondérée	0,7	0,7	1,1	1,2	1,9
<b>Fréquence<sup>1</sup> des mesures</b>	<b>&gt;1m./j</b>	<b>1m./j</b>	<b>1m./2-3 j</b>	<b>1m./3-7 j</b>	<b>&lt;1m./s</b>
Nombre d'observations	140	286	78	262	46
Moyenne	1,5	2,9	2,6	2,8	4,5
Médiane	0,8	1,1	1,1	1,3	2,0
Moyenne pondérée	2,1	3,1	3,1	3,2	2,7
Médiane pondérée	1,0	0,9	1,9	1,3	1,4

Repris de Bouwman *et al.*, 2001b

1. Pour les classes de fréquence de mesure de une ou plus d'une fois par jour, généralement ces hautes fréquences sont utilisées dans les périodes suivant l'application d'engrais ou un événement pluvieux, avec les basses fréquences pour les périodes avec des faibles taux d'émission.

**TABLEAU 17****Emissions de NO présentées dans la base de données (kg N-NO/an/ha)**

<b>Taux d'application d'azote (kg/ha)</b>	<b>0,0</b>	<b>1-100</b>	<b>100-200</b>	<b>&gt;200</b>				
Nombre d'observations	21	45	16	17				
Moyenne	0,3	0,5	0,5	5,4				
Médiane	0,1	0,1	0,6	2,8				
Moyenne pondérée	1,7	2,4	2,5	4,3				
Médiane pondérée	0,2	0,8	1,0	1,7				
<b>Type de Climat</b>	<b>Clim1</b>	<b>Clim2</b>	<b>Clim3</b>	<b>Clim4</b>	<b>Clim5</b>	<b>Clim6</b>	<b>Clim7</b>	<b>Clim8</b>
Nombre d'observations	19	34	18	0	18	10	0	0
Moyenne	1,1	1,1	1,0	-	2,7	0,1	-	-
Médiane	0,6	0,1	0,6	-	0,8	0,1	-	-
Moyenne pondérée	-3,5	1,8	1,9	-	0,4	1,2	-	-
Médiane pondérée	0,3	0,4	1,6	-	0,3	0,9	-	-
<b>Teneur du sol en C organique (%)</b>	<b>&lt;3,0</b>	<b>&gt;3,0</b>						
Nombre d'observations	47	8						
Moyenne	0,5	4,5						
Médiane	0,1	0,4						
Moyenne pondérée	0,2	0,5						
Médiane pondérée	0,3	1,3						
<b>Classe de texture du sol</b>	<b>Grossier</b>	<b>Moyen</b>	<b>Fin</b>					
Nombre d'observations	71	13	5					
Moyenne	1,5	0,4	0,0					
Médiane	0,2	0,2	0,0					
Moyenne pondérée	0,3	0,4	0,4					
Médiane pondérée	1,1	0,4	0,4					
<b>Drainage du sol</b>	<b>Mauvais</b>	<b>Bon</b>						
Nombre d'observations	7	60						
Moyenne	0,5	1,8						
Médiane	0,5	0,4						
Moyenne pondérée	-0,4	1,1						
Médiane pondérée	0,4	0,8						
<b>pH du sol</b>	<b>&lt;5,5</b>	<b>&gt;5,5</b>						
Nombre d'observations	23	53						
Moyenne	1,7	0,3						
Médiane	0,1	0,1						
Moyenne pondérée	0,6	0,1						
Médiane pondérée	0,8	0,4						

Type d'engrais	AA	AF	AN	CAN	NF	Mix
Nombre d'observations	2	14	17	5	15	1
Moyenne	16,3	1,1	1,7	0,5	0,5	6,3
Médiane	16,3	0,2	0,4	0,4	0,1	6,3
Moyenne pondérée	1,1	0,3	-0,2	-1,1	0,1	4,3
Médiane pondérée	0,5	0,4	0,6	0,2	0,5	2,0
Type d'engrais	NP	O	OS	UUR	UAN	
Nombre d'observations	0	3	0	19	1	
Moyenne	-	0,6	-	1,3	1,0	
Médiane	-	0,5	-	0,0	1,0	
Moyenne pondérée	-	-0,4	-	0,7	-0,5	
Médiane pondérée	-	0,2	-	0,5	4,2	
Mode d'application de l'engrais	b	bpi	i	s		
Nombre d'observations	27	0	8	33		
Moyenne	1,1	-	5,5	0,1		
Médiane	0,8	-	0,4	0,0		
Moyenne pondérée	1,4	-	-1,1	-0,3		
Médiane pondérée	1,0	-	0,2	0,5		
Période d'application	Une seule	Seule/ps	Fractionné			
Nombre d'observations	28	3	6			
Moyenne	1,7	3,1	0,7			
Médiane	0,1	2,7	0,8			
Moyenne pondérée	1,8	-0,8	-1,3			
Médiane pondérée	0,5	1,0	0,5			
Type de culture	Graminée	Graminée + Trèfle	Légumineuse	Riz	Autre	
Nombre d'observations	23	0	16	2	51	
Moyenne	1,9	-	0,7	1,4	1,3	
Médiane	0,7	-	0,1	1,4	0,1	
Moyenne pondérée	1,0	-	1,7	-3,5	2,3	
Médiane pondérée	0,6	-	0,4	0,4	1,1	
Technique de mesure	c	cf				
Nombre d'observations	30	69				
Moyenne	0,5	1,6				
Médiane	0,5	0,1				
Moyenne pondérée	0,3	0,4				
Médiane pondérée	0,5	0,6				

Durée de l'expérimentation (jours)	<120	>120
Nombre d'observations	64	35
Moyenne	0,4	3,0
Médiane	0,1	0,8
Moyenne pondérée	-1,2	1,9
Médiane pondérée	0,3	1,1

Fréquence <sup>1</sup> des mesures	>1m./j	1m./j	1m./2-3 j	1m./3-7 j	<1m./s
Nombre d'observations	51	20	8	10	2
Moyenne	0,2	2,9	4,6	0,9	0,7
Médiane	0,1	1,1	0,4	0,7	0,7
Moyenne pondérée	-1,0	1,2	7,1	-2,0	-1,6
Médiane pondérée	0,2	1,0	1,0	0,9	1,2

Repris de Bouwman *et al.*, 2001b

1. Pour les classes de fréquence de mesure de une ou plus d'une fois par jour, généralement ces hautes fréquences sont utilisées dans les périodes suivant l'application d'engrais ou un événement pluvieux, avec les basses fréquences pour les périodes avec des faibles taux d'émission.

## Bibliographie

- Alexander, M. 1977. *Introduction to soil microbiology* (2<sup>nd</sup> edition), 467 pp. New York, the United States, Wiley & Sons.
- Al-Kanani, T. & MacKenzie, A.F. 1992. Effect of tillage practices and hay straw on ammonia volatilization from nitrogen fertilizer solutions. *Can. J. Soil Sci.*, 72: 145-157.
- Ambus, P. & Christensen, S. 1994. Measurements of  $\text{N}_2\text{O}$  emission from a fertilized grassland: an analysis of spatial variability. *J. Geophys. Res.*, 99: 16549-16555.
- Ambus, P. & Robertson, G.P. 1998. Automated near-continuous measurement of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 394-400.
- Asman, W.A.H. 1992. Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. Report 228471008, Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment.
- Aulakh, M.S., Khera, T.S. & Doran, J.W. 2000. Mineralization and denitrification in upland, nearly saturated and flooded subtropical soils. II. Effect of organic manures varying in N content and C:N ratio. *Biol. Fert. Soils*, 31: 168-174.
- Bacon, P.E. & Freney, J.R. 1989. Nitrogen loss from different tillage systems and the effect on cereal grain yield. *Fert. Res.*, 20: 59-66.
- Bacon, P.E., Hout, E.H., Lewin, L.G. & Mcgarity, J.W. 1988. Ammonia volatilization from drill sown rice bays. *Fert. Res.*, 16: 257-272.
- Ball, B.C., Horgan, G.W., Clayton, H. & Parker, J.P. 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. *J. Env. Qual.*, 26: 1399-1409.
- Batjes, N.H. 1997. A world data set of derived soil properties by FAO-UNESCO soil unit for global modelling. *Soil Use Man.*, 13: 9-16.
- Beyrouthy, C.A., Sommers, L.E. & Nelson, D.W. 1988. Ammonia volatilization from surface-applied urea as affected by several phosphoroamide compounds. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1173-1178.

- Black, A.S., Sherlock, R.R., Smith, N.P., Cameron, K.C. & Goh, K.M. 1985. Effects of form of nitrogen, season, and urea application rate on ammonia volatilisation from pastures. *N.Z. J. Ag. Res.*, 28: 469-474.
- Bouwman, A.F. & Van der Hoek, K.W. 1997. Scenarios of animal waste production and fertilizer use and associated ammonia emission for the developing countries. *At. Env.*, 31: 4095-4102.
- Bouwman, A.F. & Van Vuuren, D. 1999. Global assessment of acidification and eutrophication of natural ecosystems. Report UNEP/DEIA&EW/TR.99-6; RIVM/4002001012, Nairobi, United Nations Environment Programme; and Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment.
- Bouwman, A.F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nut. Cyc. Agro.*, 46: 53-70.
- Bouwman, A.F. 1998. Nitrogen oxides and tropical agriculture. *Nature*, 392: 866-867.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. & Batjes, N.H. 2001a. Estimation of global NH<sub>3</sub> volatilization loss from mineral fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. Submitted to *Glob. Bio. Cyc.*.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. & Batjes, N.H. 2001b. N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields. Summary of available measurement data. Submitted to *Glob. Bio. Cyc.*.
- Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van der Hoek, K.W. & Olivier, J.G.J. 1997. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Glob. Bio. Cyc.*, 11: 561-587.
- Bouwmeester, R.J.B., Vlek, P.L.G. & Stumpe, J.M. 1985. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea-fertilized soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 376-381.
- Bowmer, K.H. & Muirhead, W.A. 1987. Inhibition of algal photosynthesis to control pH and reduce ammonia volatilization from rice floodwater. *Fert. Res.*, 13: 13-29.
- Breitenbeck, G.A., Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1980. Effects of different nitrogen fertilizers on emission of nitrous oxide from soil. *Geophys. Res. Lett.*, 7: 85-88.
- Bremner, J.M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nut. Cyc. Agro.*, 49: 7-16.

- Bremner, J.M., Breitenbeck, G.A. & Blackmer, A.M. 1981a. Effect of anhydrous ammonia fertilization on emission of nitrous oxide from soils. *J. Env. Qual.*, 10: 77-80.
- Bremner, J.M., Breitenbeck, G.A. & Blackmer, A.M. 1981b. Effect of nitrapyrin on emission of nitrous oxide from soil fertilized with anhydrous ammonia. *Geophys. Res. Lett.*, 8: 353-356.
- Bremner, J.M., Robbins, S.G. & Blackmer, A.M. 1980. Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil. *Geophys. Res. Lett.*, 7: 641-644.
- Bronson, K.F., Neue, H.U., Singh, U. & Abao, E.B. 1997a. Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: 1. Residue, nitrogen and water management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 981-987.
- Bronson, K.F., Neue, H.U., Singh, U. & Abao, E.B. 1997b. Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: 2. Fallow period emissions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 988-993.
- Brumme, R. & Beese, F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of  $\text{CO}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from a temperate forest. *J. Geophys. Res.*, 97: 12851-12858.
- Bundy, L.G. & Oberle, S.L. 1988. Evaluation of methods for control of ammonia volatilization from surface-applied urea containing fertilizers. *J. Fert. Issues.*, 5: 24-30.
- Burton, D.L., Bergstrom, D.W., Covert, J.A., Wagner-Riddle, C. & Beauchamp, E.G. 1997. Three methods to estimate  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes as impacted by agricultural management. *Can. J. Soil Sci.*, 77: 125-134.
- Bussink, D.W. & Oenema, O. 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nut. Cyc. Agro.*, 51: 19-33.
- Cai, G.X., Zhu, Z.L., Trevitt, A.C.F., Freney, J.R. & Simpson, J.R. 1986. Nitrogen loss from ammonium bicarbonate and urea fertilizers applied to flooded rice. *Fert. Res.*, 10: 203-215.
- Cai, Z., Xing, G., Yan, X., Xu, H., Tsuruta, H., Yagi, K. & Minami, K. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from paddy rice fields as affected by nitrogen fertiliser and water management. *Plant & Soil* 196: 7-14.
- Cardenas, L., Rondon, A., Johansson, C. & Sanhueza, E. 1993. Effects of soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. *J. Geophys. Res.*, 98: 14783-14790.

- Chang, C., Janzen, H.H., Cho, C.M. & Nakonecchny, E.M. 1998. Nitrous oxide emission through plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 35-38.
- Chantigny, M.H., Prevost, D., Angers, D.A., Simard, R.R. & Chalifour, F.P. 1998. Nitrous oxide production in soils cropped to corn with varying N fertilization. *Can. J. Soil Sci.*, 78: 589-596.
- Christensen, S., Ambus, P., Arah, J.R.M., Clayton, H., Galle, B., Griffith, D.W.T., Hargreaves, K.J., Klemetsson, L., Lind, A.-M., Maag, M., Scott, A., Skiba, U., Smith, K.A., Welling, M. & Wienhold, F.G. 1996. Nitrous oxide emission from an agricultural field: Comparison between measurements by chamber and micrometeorological techniques. *At. Env.*, 30: 4183-4190.
- Clemens, J., Schillinger, M.P., Goldbach, H. & Huwe, B. 1999. Spatial variability of N<sub>2</sub>O emissions and soil parameters of an arable silt loam - a field study. *Biol. Fert. Soils*, 28: 403-406.
- Cochran, V.L., Sparrow, E.B., Schletter, S.F. & Knight, C.W. 1997. Long-term tillage and crop residue management in the subarctic: fluxes of methane and nitrous oxide. *Can. J. Soil Sci.*, 77: 565-570.
- Colbourn, P. & Harper, I.W. 1987. Denitrification in drained and undrained arable clay soil. *J. Soil Sci.*, 38: 531-539.
- Colbourn, P., Iqbal, M.M. & Harper, I.W. 1984. Estimation of the total gaseous nitrogen losses from clay soils under laboratory and field conditions. *J. Soil Sci.*, 35: 11-22.
- Crill, P., Keller, M., Weitz, A., Grauel, B. & Veldkamp, E. 2000. Intensive field measurements of nitrous oxide emissions from a tropical agricultural soil. *Glob. Bio. Cyc.*, 14: 85-96.
- Davidson, E.A. & Kingerlee, W. 1997. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. *Nut. Cyc. Agro.*, 48: 37-50.
- Davidson, E.A. and Verchot, L.V. 2000. Testing the hole-in-the-pipe model of nitric and nitrous oxide emissions from soils using the TRAGNET database. *Glob. Bio. Cyc.*, 14: 1035-1043.
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In J.E. Rogers and W.B. Whitman, eds. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*, p. 219-235. Washington, DC, American Society of Microbiology.

- Davidson, E.A. 1992. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 95-102.
- Davidson, E.A., Matson, P.A. & Brooks, P.D. 1996. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen dynamics in fertilized tropical agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 1145-1152.
- De Datta, S.K., A.C.T. Trevitt, J.R. Freney, W.N. Obcemea, J.G. Real & J.R. Simpson. 1989. Measuring nitrogen losses from lowland rice using bulk aerodynamic and nitrogen-15 balance methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1275-1281.
- de Pauw, E., Nachtergaele, F.O., Antoine, J., Fisher, G. & Velthuisen, H.T.V. 1996. A provisional world climatic resource inventory based on the length-of-growing-period concept. In N.H. Batjes, J.H. Kauffman & O.C. Spaargaren, eds. *National soil reference collections and databases (NASREC)*, p. 30-43. Wageningen, the Netherlands, International Soil Reference and Information Centre (ISRIC).
- de Preez, C.C. & Burger, R.d.T. 1987. Effect of application methods on ammonia volatilization from soils in a controlled environment. *S.A. J. Plant & Soil*, 4: 57-60.
- Denmead, O.T. 1983. Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In J.R. Freney & J.R. Simpson, eds. *Gaseous loss of nitrogen from plant-soils systems. Developments in plant and soil science Vol. 9*, p. 133-157. The Hague, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers.
- Denmead, O.T., Freney, J.R. & Simpson, J.R. 1979. Nitrous oxide emission during denitrification in a flooded field. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 716-718.
- Denmead, O.T., Freney, J.R. & Simpson, J.R. 1982. Dynamics of ammonia volatilization during furrow irrigation of maize. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 149-155.
- Denmead, O.T., Simpson, J.R. & Freney, J.R. 1977. A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 1001-1004.
- Dhyani, B.P. & Mishra, B. 1992. Effect of nitrogen-application schedule on ammonia volatilization from field of rice (*Oryza sativa*). *Ind. J. Ag. Sci.*, 62: 73-73.

- Dunfield, P.F., Topp, E., Archambault, C. & Knowles, R. 1995. Effect of nitrogen fertilizers and moisture content on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in a humisol: measurements in the field and intact soil cores. *Biogeochemistry*, 29: 199-222.
- Duxbury, J.M., Bouldin, D.R., Terry, R.E. & Tate, R.L. 1982. Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature*, 298: 462-464.
- Eaton, L.J. & Patriquin, D.G. 1989. Denitrification in lowbush blueberry soils. *Can. J. Soil Sci.*, 69: 303-312.
- ECETOC. 1994. *Ammonia emissions to air in Western Europe*. Technical Report No. 62, 196 pp. Brussels.
- Eichner, M.J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. *J. Env. Qual.* 19: 272-280.
- Ellis, S., Yamulki, S., Dixon, E., Harrison, R. & Jarvis, S.C. 1998. Denitrification and N<sub>2</sub>O emissions from a UK pasture soil following early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser. *Plant & Soil*, 202: 15-25.
- FAO. 2001. *Global inventory of NH<sub>3</sub> emissions from mineral fertilizers and animal manure applied to croplands and grasslands*, by A.F. Bouwman. Rome.
- Fenn, L.B. & Kissel, D.E. 1973. Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils: I. General theory. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 37: 855-859.
- Fenn, L.B. & Kissel, D.E. 1974. Ammonia volatilization from surface applications of ammonia compounds on calcareous soils: II. Effects of temperature and rate of ammonia nitrogen application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 38: 606-610.
- Fenn, L.B. & Kissel, D.E. 1976. The influence of cation exchange capacity and depth of incorporation on ammonia volatilization from ammonium compounds applied to calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 394-398.
- Fenn, L.B., Tatum, G. & Horst, G. 1990. Ammonia losses from surface-placed mixtures of urea-calcium-potassium salts in the presence of phosphorous. *Fert. Res.*, 21: 125-131.
- Fenn, L.B., Taylor, R.M. & Matocha, J.E. 1979. Ammonia losses from surface applied nitrogen fertilizer as controlled by soluble calcium and magnesium: general theory. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 777-781.

- Ferguson, R.B., McInnes, K.J., Kissel, D.E. & Kanemasu, E.T. 1988. A comparison of methods of estimating ammonia volatilization in the field. *Fert. Res.*, 15: 55-69.
- Fillery, I.R.P. & Datta, S.K.D. 1986. Ammonia volatilization from nitrogen sources applied to rice fields: I. Methodology, ammonia fluxes, and nitrogen-15 loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 80-86.
- Fillery, I.R.P. & Vlek, P.L.G. 1986. Reappraisal of the significance of ammonia volatilization as an N loss mechanism in flooded rice fields. *Fert. Res.*, 9: 79-98.
- Fillery, I.R.P., Simpson, J.R. & De Datta, S.K. 1984. Influence of field environment and fertilizer management on ammonia loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 914-920.
- Fillery, I.R.P., Simpson, J.R. & De Datta, S.K. 1986c. Contribution of ammonia volatilization to total nitrogen loss after applications of urea to wetland rice fields. *Fert. Res.*, 8: 193-202.
- Firestone, M.K. & Davidson, E.A. 1989. Microbiological basis for  $\text{NO}$  and  $\text{N}_2\text{O}$  production and consumption in soils. In M.O. Andreae & D.S. Schimel, eds. *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, 7-21 pp. Chichester, the United Kingdom, Wiley & Sons.
- Flessa, H. & Beese, F. 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Env. Qual.*, 29: 262-268.
- Focht, D.D. 1974. The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen- a zero order kinetic model. *Soil Sci.*, 118: 173-179.
- Folorunso, O.A. & Rolston, D.E. 1984. Spatial variability of field measured denitrification gas fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 1214-1219.
- Fowler, D., Hargreaves, K.J., Skiba, U., Milne, R., Zahniser, M.S., Moncrieff, J.B., Beverland, I.J. & Gallagher, M.W. 1995. Measurements of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes at the landscape scale using micrometeorological methods. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A.*, 351: 339-356.
- Fox, R.H., Piekielek, W.P. & Macneal, K.E. 1996. Estimating ammonia volatilization losses from urea fertilizers using a simplified micrometeorological sampler. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 596-601.

- Freney, J.R. & Denmead, O.T. 1992. Factors controlling ammonia and nitrous oxide emissions from flooded rice fields. *Eco. Bull.*, 42: 188-194.
- Freney, J.R. & Denmead, O.T. 1992. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. *Fert. Res.*, 31: 341-349.
- Freney, J.R., Denmead, O.T., Watanabe, I. & Craswell, E.T. 1981. Ammonia and nitrous oxide losses following applications of ammonia sulfate to flooded rice. *Aus. J. Ag. Res.*, 32: 37-45.
- Freney, J.R., Leuning, R., Simpson, J.R., Denmead, O.T. & Muirhead, W.A. 1985. Estimating ammonia volatilization from flooded rice fields by simplified techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1049-1054.
- Freney, J.R., Trevitt, A.C.F., Datta, S.K.D., Obcemea, W.N. & Real, J.G. 1990. The interdependence of ammonia volatilization and denitrification as nitrogen loss process in flooded rice fields in the Philippines. *Biol. Fert. Soils*, 9: 31-36.
- Freney, J.R., Trevitt, A.C.F., Muirhead, W.A., Denmead, O.T., Simpson, J.R. & Obcemea, W.N. 1988. Effect of water depth on ammonia loss from lowland rice. *Fert. Res.*, 16: 97-107.
- Fresco, L.O., Bridges, E.M. & Starren, M.H.C.W. 1998. *Food Production and Environmental Impact* (Based on Draft Report Food Production and Environmental Impact, FAO Food Summit 1996). Report 98/04. Wageningen, the Netherlands, Wageningen Agricultural University and International Soil Reference and Information Centre.
- Frolking, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Li, C., Parton, W.J., Potter, C.S., Priesak, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dörsch, P., Flessa, H. & K.A. Smith, K.A. 1998. Comparison of N<sub>2</sub>O emissions from soils at three different agricultural sites: simulations of yearround measurements by four models. *Nut. Cyc. Agro.*, 52: 77-105.
- Galbally, I.E. 1989. Factors controlling NO<sub>x</sub> emissions from soils. In M.O. Andreae & D.S. Schimel, eds. *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, 23-27 pp. Chichester, the United Kingdom, Wiley & Sons.
- Galle, B., Klemetsson, L. & Griffith, D.W. 1994. Application of an FTIR for measurements of N<sub>2</sub>O fluxes using micrometeorological methods, an ultralarge chamber system and conventional field chambers. *J. Geophys. Res.*, 99: 16575-16583.

- Goodroad, L.L. & Keeney, D.R. 1984. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Bio. Biochem.*, 16: 39-43.
- Goodroad, L.L. & Keeney, D.R. 1985. Site of nitrous oxide production in field soils. *Bio. Fert. Soils*, 1: 3-7.
- Granli, T. & Bockman, O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Nor. J. Ag. Sci.*, Supplement No. 12: 128.
- Grant, C.A., Jia, S., Brown, K.R. & Bailey, L.D. 1996. Volatile losses of  $\text{NH}_3$  from surface applied urea and ammonium nitrate with and without the urease inhibitors NBPT or ammonium thiosulphate. *Can. J. Soil Sci.*, 76: 417-419.
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. 1989. Denitrification in North temperate forest soils: spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Bio. Biochem.*, 21: 613-620.
- Hargreaves, K.J., Skiba, U., Fowler, D., Arah, J., Wienhold, F.G., Klemedtsson, L. & Galle, B. 1994. Measurements of nitrous oxide emission from fertilized grassland using micrometeorological techniques. *J. Geophys. Res.*, 99: 16569-16574.
- Hargreaves, K.J., Wienhold, F.G., Klemedtsson, L., Arah, J.R., Beverland, I.J., Fowler, D., Galle, B., Griffith, D.W.T., Skiba, U., Smith, K.A., Welling, M., Harriss, G.W. & Penkett, S. 1996. Measurement of nitrous oxide emission from agricultural land using micrometeorological methods. *At. Env.*, 30: 1563-1571.
- Hargrove, W.L. & Kissel, D.E. 1979. Ammonia volatilization from surface applications of urea in the field and laboratory. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 359-363.
- Hargrove, W.L., Bock, B.R., Raunikar, R.A. & Urban, W.J. 1987. Comparison of a forced draft technique to nitrogen-15 recovery for measuring ammonia volatilization under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 124-128.
- He, Z.L., Alva, A.K., Calvert, D.V. & Banks, D.J. 1999. Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil Sci.*, 164: 750-758.
- Humphreys, E., Freney, J.R., Muirhead, W.A., Denmead, O.T., Simpson, J.R., Leuning, R., Trevitt, A.C.F., Obcemea, W.N., Wetselaar, R. & Gui-Xin, C. 1988. Loss of ammonia after application of urea at different times to dry-seeded, irrigated rice. *Fert. Res.*, 16: 47-57.

- Hutchinson, G.L. & Brams, E.A. 1992. NO versus N<sub>2</sub>O emissions from an NH<sub>4</sub><sup>+</sup> -amended Bermuda grass pasture. *J. Geophys. Res.*, 97: 9889-9896.
- Hutchinson, G.L. & Mosier, A.R. 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 311-316.
- IFA. 1999. *Nitrogen - Phosphate - Potash, IFADATA statistics from 1973/74-1973 to 1997/98-1997, including separately world fertilizer consumption statistics*. Paris, International Fertilizer Industry Association.
- IFA/IFDC/FAO. 1999. *Fertilizer use by crop*. 4<sup>th</sup> edition. FAO, Rome.
- Jacinte, P.A. & Dick, W.A. 1997. Soil Management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. *Soil Till. Res.*, 41: 221-235.
- Jambert, C., Serca, D. & Delmas, R. 1997. Quantification of N-losses as NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> from fertilized maize fields in southwestern France. *Nut. Cyc. Agro.*, 48: 91-104.
- Jarvis, S.C., Hatch, D.J. & Lockyer, D.R. 1989a. Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *J. Ag. Sci.*, Cambridge, 113: 99-108.
- Jarvis, S.C., Hatch, D.J. & Roberts, D.H. 1989b. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relation to excretal N returns from cattle. *J. Ag. Sci.*, 112: 205-216.
- Jarvis, S.C., Hatch, D.J., Orr, R.J. & Reynolds, S.E. 1991. Micrometeorological studies of ammonia emission from sheep grazed swards. *J. Ag. Sci.*, Cambridge, 117: 101-109.
- Johansson, C. & Granat, L. 1984. Emission of nitric oxide from arable land. *Tellus*, 36B: 25-37.
- Johansson, C. & Sanhueza, E. 1988. Emission of NO from savanna soil during the rainy season. *J. Geophys. Res.*, 93: 14193-14198.
- Jordan, C. 1989. The effect of fertilizer type and application rate on denitrification losses from cut grassland in Northern Ireland. *Fert. Res.* 19: 45-55.
- Kaiser, E.A. & Ruser, R. 2000. Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany. An evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nut. Soil Sci.* (Zeits. Pflanzenernähr. Bodenkunde), 163: 249-259.

- Kaiser, E.-A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeier, O. & Munch, J.C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Bio. Biochem.*, 30: 1553-1563.
- Katyal, J.C. & Carter, M.F. 1989. Effect of airflow rate, leaching, and presubmergence on ammonia volatilization and apparent denitrification loss of nitrogen from a submerged soils. *Soil Sci.*, 147: 116-125.
- Keeney, D.R., I.R. Fillery & Marx, G.P. 1979. Effect of temperature on gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 1124-1128.
- Keertsinghe, D.G., Freney, J.R. & Mosier, A.R. 1993. Effect of wax-coated calcium carbide and nitrapyrin on nitrogen loss and methane emission from dry-seeded flooded rice. *Biol. Fert. Soils*, 16: 71-75.
- Keller, G.D. & Mengel, D.B. 1986. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers surface applied to no-till corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 1060-1063.
- Keller, M., Kaplan, W.A. & Wofsy, S.C. 1986. Emissions of  $N_2O$ ,  $CH_4$  and  $CO_2$  from tropical forest soils. *J. Geophys. Res.*, 91: 11791-11802.
- Kessavalou, A., Doran, J.W., Mosier, A.R. & Drijber, R.A. 1998. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *J. Env. Qual.*, 27: 1105-1116.
- Kissel, D.E., Brewer, H.L. & Arkin, G.F. 1977. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 1133-1138.
- Kliewer, B.A. & Gilliam, J.W. 1995. Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1694-1701.
- Kreileman, E., Van Woerden, J. & Bakkes, J. 1998. *RIVM Environmental Research*. M025/98, Report M025/98. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment.
- Laegreid, M., Bockman, O.C. & Kaarstad, O. 1999. *Agriculture and fertilizers*, 294 pp. Wallingford, the United Kingdom, CABI Publishing.
- Lapitan, R.L., Wanninkhof, R. & Mosier, A.R. 1999. Methods for stable gas flux determination in aquatic and terrestrial systems. In A.F. Bouwman, ed. *Approaches to scaling of trace gas fluxes in ecosystems*, 31-66 pp. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier Science.

- Laville, P., Henault, C., Renault, P., Cellier, P., Oriol, A., Devis, X., Flura, D. & Germon, J.C. 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie*, 17: 375-388.
- Laville, P., Jambert, C., Cellier, P. & Delmas, R. 1999. Nitrous oxide fluxes from a fertilized maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agriculture and Forest Meteorology*, 96: 19-38.
- Lee, D.S., Bouwman, A.F., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van der Hoek, K.W. & Olivier, J.G.J. 1997. Emissions of nitric oxide and ammonia from grasslands on a global scale. In S.C. Jarvis & B.F. Pain, eds. *Gaseous nitrogen emissions from grasslands*, 353-371 pp. Wallingford, New York, the United States, CAB International.
- Lemke, R.L., Izauralde, R.C., Malhi, S.S., Arshad, M.A. & Nyborg, M. 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural soils of the boreal and parkland regions of Alberta. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 1096-1102.
- Letej, J., Valoras, N., Focht, D.D. & Ryden, J.C. 1981. Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 727-730.
- Levine, J.S., Winstead, E.L., Parsons, D.A.B., Scholes, M.C., Scholes, R.J., Sebacher, W.R.C. III, D.R.C. Jr., & D.I. 1996. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from savannas in South Africa: The impact of wetting and burning. *J. Geophys. Res.*, 101: 23689-23697.
- Li, C. & Aber, J. 2000. A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: I. Model development. *J. Geophys. Res.*, 105: 4369-4384.
- Lipschultz, F., Zafirio, O.C., Wofsy, S.C., McElroy, M.B., Valois, F.W. & Watson, S.W. 1981. Production of NO and N<sub>2</sub>O by soil nitrifying bacteria. *Nature*, 294: 641-643.
- Lockyer, D.R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *J. Sci. Food Ag.*, 35: 837-848.
- MacKenzie, A.F., Fan, M.X. & Cadrin, F. 1997. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. *Can. J. Soil Sci.*, 77: 145-152.
- MacKenzie, A.F., Fan, M.X. & Cadrin, F. 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *J. Env. Qual.*, 27: 698-703.

- Marshall, V.G. & Debell, D.S. 1980. Comparison of four methods of measuring volatilization losses of nitrogen following urea fertilization of forest soils. *Can. J. Soil Sci.*, 60: 549-563.
- Martikainen, P.J. 1985. Nitrous oxide emission associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil. *App. Env. Microbiol.*, 60: 1519-1525.
- Matson, P.A., Billow, C. & Hall, S. 1996. Fertilization practices and soil variations control nitrogen oxide emissions from tropical sugar cane. *J. Geophys. Res.*, 101: 18533-18545.
- McInnes, K.J., Ferguson, R.B., Kissel, D.E. & Kanemasu, E.T. 1986. Ammonia loss from applications of urea-ammonium nitrate solution to straw residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 969-974.
- McKenney, D.J. & Drury, C.F. 1997. Nitric oxide production in agricultural soils. *Glob. Ch. Bio.*, 3: 317-326.
- Meixner, F. 1994. Surface exchange of odd nitrogen oxides. *Nov. Act. Leo.*, 288: 299-348.
- Meixner, F.X., Fickinger, T., Marufu, L., Serca, D., Nathaus, F.J., Makina, E., Mukurumbira, L. & Andreae, M.O. 1997. Preliminary results on nitric oxide emission from a southern African savanna ecosystem. *Nut. Cyc. Agroeco.*, 48: 123-138.
- Mikkelsen, D.S., De Datta, S.K. & Obcemea, W.N. 1978. Ammonia volatilization losses from flooded soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 725-730.
- Mosier, A.R. & Hutchinson, G.L. 1981. Nitrous oxide emissions from cropped fields. *J. Env. Qual.*, 10: 169-173.
- Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & Cleemput, O.V. 1998. Closing the global atmospheric  $N_2O$  budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nut. Cyc. Agro.*, 52: 225-248.
- Myrold, D.D. & Tiedje, J.M. 1985. Diffusional constraints on denitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 651-657.
- Nägele, W. & Conrad, R. 1990. Influence of pH on the release of  $NO$  and  $N_2O$  from fertilized and unfertilized soil. *Biol. Fert. Soils*, 10: 139-144.
- Neff, J.C., Keller, M., Holland, E.A., Weitz, A.W. & Veldkamp, E. 1995. Fluxes of nitric oxide from soils following the clearing and burning of a secondary tropical rainforest. *J. Geophys. Res.*, 100: 25913-25922.

- Obcemea, W.N., Real, J.G. & Datta, S.K.D. 1988. Effect of soil texture and nitrogen management on ammonia volatilization and total nitrogen loss. *Philipp. J. Crop Sci.*, 13: 145-153.
- Olivier, J.G.J., Bouwman, A.F., Van der Hoek, K.W. & Berdowski, J.J.M. 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in 1990. *Env. Poll.*, 102: 135-148.
- Ortiz-Monasterio, J.I., Matson, P.A., Panek, J. & Naylor, R.L. 1996. Nitrogen fertilizer management: consequences for N<sub>2</sub>O and NO emissions in Mexican irrigated wheat, 9<sup>th</sup> Nitrogen Workshop, 531-534 pp. Braunschweig, Germany, Technische Universität Braunschweig.
- Ouyang, D.S., Mackenzie, A.F. & Fan, M.X. 1998. Ammonia volatilization from urea amended with triple superphosphate and potassium chloride. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 1443-1447.
- Overrein, L.N. 1968. Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil: I. nitrogen losses by leaching and volatilization after addition of urea-N15. *Soil Sci.*, 106: 280-290.
- Palma, R.M., Rimolo, M., Saubidet, M.I. & Conti, M.E. 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biol. Fert. Soils*, 25: 142-146.
- Panda, D., Mahata, K.R., Sen, H.S. & Patnaik, S. 1989. Transformation and loss of nitrogen due to leaching and ammonia volatilization in wetland rice (*Oryza sativa*) soil. *Ind. J. Ag. Sci.*, 59: 91-96.
- Parkin, T.B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1194-1199.
- Parry, S., Renault, P., Chenu, C. & Lensi, R. 1999. Denitrification in pasture and cropped soil clods as affected by pore space structure. *Soil Bio. Biochem.*, 31: 493-501.
- Parsons, D.A.B., Scholes, M.C., Scholes, R.J. & Levine, J.S. 1996. Biogenic NO emissions from savanna soils as a function of fire regime, soil type, soil nitrogen, and water status. *J. Geophys. Res.*, 101: 23683-23688.
- Patel, S.K. & Mohanty, S.K. 1989. Relative ammonia loss from urea-based fertilizers applied to rice under different hydrological conditions. *Fert. Res.*, 19: 113-119.
- Patra, A.K., Burford, J.R. & Rego, T.J. 1996. Volatilization losses of surface-applied urea nitrogen from vertisols in the Indian semi-arid tropics. *Biol. Fert. Soils*, 22: 345-349.

- Payne, R.W., Lane, P.W., Digby, P.G.N., Harding, S.A., Leech, P.K., Morgan, G.W., Todd, A.D., Thompson, R., Wilson, G.T., Welham, S.J. & White, R.P. 1993. *Genstat 5 release 3. Reference manual*. Oxford, the United Kingdom, Clarendon Press.
- Peoples, M.B., Freney, J.R. & Mosier, A.R. 1995. Minimizing gaseous losses of nitrogen. In P.E. Bacon, ed. *Nitrogen fertilization and the environment*, 565-602 pp. New York, the United States, Marcel Dekker Inc.
- Poth, M. & Focht, D.D. 1985.  $^{15}N$  kinetic analysis of  $N_2O$  production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *App. Env. Microbiol.*, 49: 1134-1141.
- Potter, C.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M. & Davidson, E.A. 1996. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions worldwide. *J. Geophys. Res.*, 101: 1361-1377.
- Rao, D.L.N. 1987. Slow-release urea fertilizers - effect on floodwater chemistry, ammonia volatilization and rice growth in an alkali soil. *Fert. Res.*, 13: 209-221.
- Remde, A. & Conrad, R. 1990. Production of nitric oxide in *Nitrosomonas europaea* by reduction of nitrite. *Arch. Microbiol.*, 154: 187-191.
- Remde, A. & Conrad, R. 1991. Role of nitrification and denitrification for  $NO$  metabolism in soil. *Biogeochemistry*, 12: 189-205.
- Remde, A., Ludwig, J., Meixner, F. & Conrad, R. 1993. A study to explain the emission of nitric oxide from a marsh soil. *J. Atmos. Chem.*, 17: 249-275.
- Rodriguez, M.B. & Giambiagi, N. 1995. Denitrification in tillage and no tillage pampean soils: Relationships among soil water, available carbon, and nitrate and nitrous oxide production. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 3205-3220.
- Roelcke, M. 1994. Die Ammoniak-Volatilisation nach Ausbringung von Mineräldünger-Stickstoff in carbonatreichen Chinesischen Löss-Ackerböden. PhD thesis, 198 pp. Göttingen, Germany, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- Rolston, D.E., Hoffman, D.L. & Toy, D.W. 1978. Field measurement of denitrification: I. Flux of  $N_2$  and  $N_2O$ . *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 863-869.

- Rondon, A., Johansson, C. & Sanhueza, E. 1993. Emission of nitric oxide from soils and termite nests in a trachypogon savanna of the Orinoco Basin. *J. Atmos. Chem.*, 17: 293-306.
- Röver, M., Heinemeyer, O. & Kaiser, E.-A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Bio. Biochem.*, 30: 1859-1865.
- Ruz Jerez, B.E., White, R.E. & Ball, P.R. 1994. Long-term measurements of denitrification in three contrasting pastures grazed by sheep. *Soil Bio. Biochem.*, 26: 29-39.
- Ryden, J.C. & Lockyer, D.R. 1985. Evaluation of a system of wind tunnels for field studies of ammonia loss from grassland through volatilization. *J. Sci. Food Ag.*, 36: 781-788.
- Ryden, J.C. 1981. N<sub>2</sub>O exchange between a grassland soil and the atmosphere. *Nature*, 292: 235-237.
- Ryden, J.C. 1983. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.*, 1983: 355-365.
- Ryden, J.C., Lund, L.J. & Focht, D.D. 1978. Direct in-field measurement of nitrous oxide flux from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 731-737.
- Saad, A.L.O. & Conrad, R. 1993. Temperature dependence of nitrification, denitrification and turnover of nitric oxide in different soils. *Biol. Fert. Soils*, 15: 21-27.
- Sahrawat, K.L. & Keeney, D.R. 1986. Nitrous oxide emission from soils. *Ad. Soil Sci.*, Vol.4, p. 103-148: New York, the United States, Springer Verlag.
- Sahrawat, K.L. 1980. Ammonia volatilization losses in some tropical flooded rice soils under field conditions. *Riso*, 29: 21-27.
- Sanhueza, E., Cardenas, L., Donoso, L. & Santana, M. 1994. Effect of plowing on CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NO fluxes from tropical savanna soils. *J. Geophys. Res.*, 99: 16429-16434.
- Santra, G.H., Das, D.K. & Mandal, L.N. 1988. Loss of nitrogen through ammonia volatilization from flooded rice soils. *J. Ind. Soc. Soil Sci.*, 36: 652-659.

- Schimel, D.S. & Panikov, N.S. 1999. Simulation models of terrestrial trace gas fluxes at soil microsites to global scales. In A.F. Bouwman, ed. *Scaling of trace gas fluxes in ecosystems*, 185-202 pp. , Amsterdam, the Netherlands, Elsevier Science.
- Schmidt, J., Seiler, W. & Conrad, R. 1988. Emission of nitrous oxide from temperate forest soils into the atmosphere. *J. Atmos. Chem.*, 6: 95-115.
- Scholes, M.C., Martin, R., Scholes, R.J., Parsons, D. & Winstead, E. 1997.  $NO$  and  $N_2O$  emissions from savanna soils following the first simulated rains. *Nut. Cyc. Agro.*, 48: 115-122.
- Sen, H.S. & Bandyopadhyay, B.K. 1986. Effect of placement, urease inhibitors and acidic amendments on ammonia volatilization from wetland rice field fertilized with urea. *J. Ind. Soc. Soil Sci.*, 34: 514-519.
- Shelton, D.R., Sadeghi, A.M. & McCarty, G.W. 2000. Effect of soil water content on denitrification during cover crop. *Soil Sci.*, 165: 365-371.
- Shepherd, M.F., Barzetti, S. & Hastie, D.R. 1991. The production of atmospheric  $NO_x$  and  $N_2O$  from a fertilized agricultural soil. *At. Env.*, 25A: 1961-1969.
- Simek, M., Cooper, J.E., Picek, T. & Santruckova, H. 2000. Denitrification in arable soils in relation to their physico-chemical properties and fertilization practice. *Soil Bio. Biochem.*, 32: 101-110.
- Simpson, J.R., Muirhead, W.A., Bowmer, K.H., Cai, G.X. & Freney, J.R. 1988. Control of gaseous nitrogen losses from urea applied to flooded rice soils. *Fert. Res.*, 18: 31-47.
- Skiba, U., Fowler, D. & Smith, K.A. 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nut. Cyc. Agro.*, 48: 139-153.
- Skiba, U., Hargreaves, K.J., Fowler, D. & Smith, K.A. 1992. Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. *At. Env.*, 26A: 2477-2488.
- Skiba, U., Sheppard, L., Pitcairn, C.E.R., Leith, I., Crossley, A., Dijk, S.v., Kennedy, V.H. & Fowler, D. 1998. Soil nitrous and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric deposition rates in seminatural ecosystems. *Env. Poll.*, 102 S1: 457-461.
- Slemr, F. & Seiler, W. 1984. Field measurement of  $NO$  and  $NO_2$  emissions from fertilized and unfertilized soils. *J. Atmos. Chem.*, 2: 1-24.

- Slemr, F. & Seiler, W. 1991. Field study of environmental variables controlling the NO emissions from soil and the NO compensation point. *J. Geophys. Res.*, 96: 13017-13031.
- Slemr, F., R. Conrad & Seiler, W. 1984. Nitrous oxide emissions from fertilized and unfertilized soils in a subtropical region (Andalusia, Spain). *J. Atmos. Chem.*, 1: 159-169.
- Sloan, J.J. & Anderson, W.B. 1995. Calcium chloride and ammonium thiosulfate as ammonia volatilization inhibitors for urea fertilizers. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 2425-2447.
- Smith, C.J., Brandon, M. & Patrick, W.H.J. 1982. Nitrous oxide emission following urea-N fertilization of wetland rice. *Soil Sci. Plant Nut.*, 28: 161-171.
- Smith, C.J., Delaune, R.D. & Patrick, W.H.J. 1983. Nitrous oxide emission from Gulf Coast Wetlands. *Geochim. Cosmochim. A.*, 47: 1805-1814.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P. & Tsuruta, H. 1997. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use Man.*, 13: 296-304.
- Smith, K.A., McTaggart, I.P., Dobbie, K.E. & Conen, F. 1998. Emissions of N<sub>2</sub>O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. *Nut. Cyc. Agro.*, 52: 123-130.
- Sommer, S.G. & Ersboll, A.K. 1996. Effect of airflow rate, lime amendments, and chemical soil properties on the volatilization of ammonia from fertilizers applied to sandy soils. *Biol. Fert. Soils*, 21: 53-60.
- Stanley, F.A. & Smith, G.E. 1956. Effect of soil moisture and depth of application on retention of anhydrous ammonia. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 20: 557-561.
- Stocker, D.W. & Stedman, D.H. 1993. Fluxes of nitrogen oxides and ozone by eddy correlation over a shortgrass prairie. *J. Geophys. Res.*, 98: 12619-12630.
- Terry, R.E., III, R.L.T. & Duxbury, J.M. 1981. The effect of flooding on nitrous oxide emissions from an organic soil. *Soil Sci.*, 132: 228-232.
- Thornton, F.C., Bock, B.R. & Tyler, D.D. 1996. Soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide from injected anhydrous ammonium and urea. *J. Env. Qual.*, 25: 1378-1384.

- Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In A.J.B. Zehnder, ed. *Biology of Anaerobic micro-organisms*, 179-244 pp. New York, the United States, Wiley & Sons.
- Trenkel, M.E. 1997. *Improving fertilizer use efficiency. Controlled-release and stabilized fertilizers in agriculture*. Paris, International Fertilizer Industry Association.
- Urban, W.J., Hargrove, W.L., Bock, B.R. & Raunikar, R.A. 1987. Evaluation of urea-urea phosphate as a nitrogen source for no-tillage production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 242-246.
- Valente, R.J. & Thornton, F.C. 1993. Emissions of NO from soil at a rural site in central Tennessee. *J. Geophys. Res.*, 98: 16745-16753.
- Vallis, I., Harper, L.A., Catchpool, V.R. & Weier, K.L. 1982. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. *Aus. J. Ag. Res.*, 33: 97-107.
- Van Bochove, E., Jones, H.G., Bertrand, N. & Prevost, D. 2000. Winter fluxes of greenhouse gases from snow-covered agricultural soil. *Glob. Bio. Cyc.*, 14: 113-125.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Dobben, H.F.v., Wit, T.d., Ridder, T.B. & Reijnders, H.F.R. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 299: 548-550.
- Vandré, R., Clemens, J., Goldbach, H. & Kaupenjohann, M. 1997.  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I.  $\text{NH}_3$  emissions. *Zeits. Pflanzenernähr. Bodenkunde*, 160: 303-307.
- Veldkamp, E. & Keller, M. 1997a. Fertilizer-induced nitric oxide emissions from agricultural soils. *Nut. Cyc. Agro.*, 48: 69-77.
- Veldkamp, E. & Keller, M. 1997b. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. *J. Geophys. Res.*, 102: 15889-15898.
- Veldkamp, E., Davidson, E., Erickson, H., Keller, M. & Weitz, A. 1999. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. *Soil Bio. Biochem.*, 31: 387-394.

- Veldkamp, E., Keller, M. & Nuñez, M. 1998. Effects of pasture management on N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. *Glob. Bio. Cyc.*, 12: 71-79.
- Velthof, G.L., Jarvis, S.C., Stein, A., Allen, A.G. & Oenema, O. 1996. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Bio. Biochem.*, 28: 1215-1225.
- Velthof, G.L., Oenema, O., Postmus, J. & Prins, W.H. 1990. In-situ field measurements of ammonia volatilization from urea and calcium nitrate applied to grassland. *Meststoffen*, fi: 41-45.
- Vermoesen, A., Van Cleemput, O. & Hofman, G. 1997. Contribution of urine patches to the emission of nitrous oxide. In S.C. Jarvis & B.F. Pain, eds. *Gaseous nitrogen emissions from grasslands*, 179-188 pp. Wallingford, the United Kingdom, CAB International.
- Vlek, P.L.G. & Craswell, E.T. 1979. Effect of nitrogen source and management on ammonia volatilization losses from flooded rice-soil systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 352-358.
- Vlek, P.L.G. & Stumpe, J.M. 1978. Effects of solution chemistry and environmental conditions on ammonia volatilization losses from aqueous systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 416-421.
- Vlek, P.L.G., Diakite, M.Y. & Mueller, H. 1995. The role of azolla in curbing ammonia volatilization from flooded rice systems. *Fert. Res.*, 42: 165-174.
- Vos, G.J.M., Bergevoet, I.M.J., Vedy, J.C. & Neyroud, J.A. 1994. The fate of spring applied fertilizer N during the autumn-winter period: comparison between winter-fallow and green manure cropped soil. *Plant & Soil*, 160: 201-213.
- Wagner-Riddle, C. & Thurtell, G.W. 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nut. Cyc. Agro.*, 52: 151-163.
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., Kidd, G.K., Beauchamp, E.G. & Sweetman, R. 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can. J. Soil Sci.*, 77: 135-144.
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., King, K.M., Kidd, G.E. & Beauchamp, E.G. 1996. Nitrous oxide and carbon dioxide fluxes from a bare soil using a micrometeorological approach. *J. Env. Qual.*, 25: 898-907.

- Warland, J.S. & Thurtell, G.W. 2000. A micrometeorological method for in situ denitrification measurements using acetylene inhibition. *Ag. For. Met.*, 103: 387-391.
- Watson, C.J., Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. 1990. Effectiveness of the urease inhibitor NBPT (N-(n-butyl) thiophosphoric triamide) for improving the efficiency of urea for ryegrass production. *Fert. Res.*, 24: 11-15.
- Webster, E.A. & Hopkins, D.W. 1996. Contributions from different microbial processes to  $N_2O$  emission from soil. *Biol. Fert. Soils*, 22: 331-335.
- Weier, K.L., Doran, J.W., Power, J.F. & Walters, D.T. 1993. Denitrification and the denitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 66-72.
- Weier, K.L., McEwan, C.W., Vallis, I., Catchpoole, V.R. & Myers, R.J. 1996. Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. *Aus. J. Ag. Res.*, 47: A67-A79.
- Weitz, A.M., Keller, M., Linder, E. & Crill, P.M. 1999. Spatial and temporal variability of nitrogen oxide and methane fluxes from a fertilized tree plantation in Costa Rica. *J. Geophys. Res.*, 104: 30097-30107.
- Whitehead, D.C. & Raistrick, N. 1990. Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *J. Soil Sci.*, 41: 387-394.
- Williams, E.J. & Fehsenfeld, F.C. 1991. Measurement of soil nitrogen oxide emissions at three North American ecosystems. *J. Geophys. Res.*, 96: 1033-1042.
- Wilson, J.D., Thurtell, G.W., Kidd, G.E. & Beauchamp, E.G. 1982. Estimation of the rate of gaseous mass transfer from a surface plot to the atmosphere. *At. Env.*, 16: 1861-1867.
- Xu, H., Xiing, G., Cai, Z. & Tsuruta, H. 1997. Nitrous oxide emissions from three rice paddy fields in China. *Nut. Cyc. Agro.*, 49: 23-28.
- Yagi, K., Tsuruta, H., Kanda, K.-i. & Minami, K. 1996. Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: automated methane monitoring. *Glob. Bio. Cyc.*, 10: 255-267.
- Yamulki, S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P. & Harrison, R.M. 1995. Studies on  $NO$  and  $N_2O$  fluxes from a wheat field. *At. Env.*, 29: 1627-1635.
- Yamulki, S., Harrison, R.M., Goulding, K.W.T. & Webster, C.P. 1997.  $N_2O$ ,  $NO$  and  $NO_2$  fluxes from a grassland: effect of soil pH. *Soil Bio. Biochem.*, 29: 1199-1208.

- Zhu, Z.L., Cai, G.X., Simpson, J.R., Zhang, S.L., Chen, D.L., Jackson, A.V. & Freney, J.R. 1989. Processes of nitrogen loss from fertilizers applied to flooded rice fields on a calcareous soil in north-central China. *Fert. Res.*, 18: 101-115.
- Zuidema, G., Van den Born, G.J., Alcamo, J. & Kreileman, G.J.J. 1994. Simulating changes in global land cover as affected by economic and climatic factors. *Wat. Air Soil Poll.*, 76: 163-198.

Les plantes absorbent seulement 50 pour cent de l'engrais azoté appliqué aux terres agricoles. Une partie de cette inefficacité est le résultat des émissions d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), de protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et de monoxyde d'azote ( $\text{NO}$ ). La quantification de ces émissions est importante, tout d'abord en tant qu'élément d'une tentative d'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des engrais et ensuite du fait de leurs effets sur les écosystèmes, la pollution atmosphérique et l'effet dit de serre. Ce rapport fournit une vaste revue de la littérature au sujet des émissions de  $\text{NH}_3$ , de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{NO}$ , et examine les facteurs de régulation, les techniques de mesure et les modèles. Il réunit ces données et produit des évaluations globales d'émission qui peuvent servir de base pour aborder par la suite les questions d'efficacité et d'impact sur l'environnement.

ISBN 92-5-204689-5



9 7 8 9 2 5 2 0 4 6 8 9 9

TC/M/Y2780F/1/6.03/800