

Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH_3 , NO y N_2O provenientes de las tierras agrícolas



Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes



Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas

**ASOCIACIÓN INTERNACIONAL DE LA INDUSTRIA DE LOS
FERTILIZANTES (IFA)
ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA
AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN
Roma, 2004**

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y NO₂ provenientes de tierras agrícolas
Primera versión, publicada por la FAO y por IFA. Roma, 2004.

Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes
28, rue Marbeuf
75008 París, Francia
Tel.: +33 1 53 93 05 00
Fax: +33 1 53 93 05 45/ 47
Correo electrónico: publications@fertilizer.org
Sitio Web: www.fertilizer.org

Organización de las Naciones Unidas
para la Agricultura y la Alimentación
Viale delle Terme di Caracalla
00100 Roma, Italia
Tel.: +39 06 57051
Fax: + 39 06 5705 3360
Correo electrónico: land-and-water@fao.org
Sitio Web: www.fao.org

ISBN 92-5-304689-9

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión de material contenido en este producto informativo para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor, siempre que se especifique claramente la fuente. Se prohíbe la reproducción del material contenido en este producto informativo para reventa u otros fines comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización deberán dirigirse al Jefe del Servicio de Gestión de las Publicaciones de la Dirección de Información de la FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Roma, Italia, o por correo electrónico a copyright@fao.org

1. INTRODUCCIÓN	1
2. FACTORES REGULADORES	11
Factores que regulan las emisiones de óxido nitroso y óxido nítrico	11
Generalidades	11
Controles de la desnitrificación, nitrificación y flujos de óxido de N	12
Disponibilidad de N	12
Tasas de nitrificación y desnitrificación	12
Humedad del suelo y temperatura	13
Humedecimiento	14
El pH del suelo	14
Difusión de gases	14
Factores agrícolas	15
Tipo de cultivo	15
Aplicación de fertilizantes	15
Manejo del suelo y del cultivo	16
Factores que regulan la pérdida de amoníaco	17
Generalidades	17
Suelos inundados	18
3. TÉCNICAS DE MEDICIÓN	23
Técnicas de cámara	24
Técnicas micrometeorológicas	27
Técnica de la medición abierta indirecta	29
Métodos de balance de N, ^{15}N y diferencia de N	29
4. MEDICIONES	31
Mediciones de óxido nitroso, desnitrificación y óxido nítrico	31
Emisiones inducidas por los fertilizantes	31
Óxido nitroso	31
Óxido nítrico	33

Análisis de los factores que regulan las emisiones de óxido nitroso y óxido nítrico	35
Tratamiento de los datos	35
Interpretación de los datos de las emisiones de óxido nitroso	38
Interpretación de los datos de las emisiones de óxido nítrico	41
Resumen de las mediciones de volatilización del amoníaco	42
Sistemas de secano	43
Amoníaco anhidro	43
Bicarbonato amónico	43
Nitrato amónico	43
Sulfato amónico	43
Nitrato amónico cálcico	44
Nitrato de cal	44
Fosfato diamónico	44
Fosfato mono amónico	44
Urea	44
Urea nitrato amónico	45
Sistemas inundados	45
Bicarbonato amónico	45
Sulfato amónico	45
Urea	46
Resumen de los factores que regulan la volatilización del amoníaco	46
Tratamiento de los datos	46
Interpretación de los datos de la volatilización del amoníaco	50
Regresión	52
5. ESTIMACIONES GLOBALES	55
Datos sobre uso de la tierra, manejo de fertilizantes y medio ambiente	55
Extrapolación para el óxido nitroso y óxido nítrico	58
Extrapolación para el amoníaco	61
6. CONCLUSIONES	67
Emisiones de óxido nitroso y óxido nítrico	67
La volatilización del amoníaco	68
ANEJO 1: MAPAS	71
ANEJO 2: CUADROS	83
BIBLIOGRAFÍA	89

Lista de Cuadros

1. Fuentes globales atmosféricas de NO_x , NH_3 y N_2O en 1990	5
2. Información recogida para las mediciones	9
3. Códigos de las técnicas de medición	23
4. Emisión de N_2O inducida por la fertilización, por ciento directamente calculado del conjunto de datos	32
5. Emisión de NO (en por ciento) inducida por fertilización y relación $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$, directamente calculada del conjunto de datos	34
6. Códigos de clima	35
7. Valores de las constantes y clases de factores en los modelos de N_2O y NO	37
8. Tasas de volatilización del NH_3 para varios factores	48
9. Valores de los factores en el modelo de regresión lineal	54
10. Estimaciones de las emisiones de N_2O y NO provenientes de fertilizantes de N y de estiércol aplicados a los cultivos, 1995	59
11. Estimaciones de las emisiones de N_2O y NO provenientes de fertilizantes de N y de estiércol aplicados en prados, 1995	61
12. Uso global del N y estimaciones por tipo de fertilizante de las emisiones inducidas de N_2O y NO por la fertilización	62
13. Estimaciones de las pérdidas por volatilización de NH_3 provenientes de la aplicación de N en prados fertilizados, cultivos de secano y arroz inundado, en 1995	64
14. Estimaciones de las pérdidas por volatilización del NH_3 provenientes de la aplicación de estiércol en prados usados intensivamente, en cultivos de secano y en arroz inundado por región, en 1995	65
15. Tasas de pérdidas de volatilización del NH_3 por categoría de fertilizantes minerales y por estiércol, 1995	66
16. Las emisiones de N_2O provenientes del conjunto de datos (kg de N_2O /año/ha)	83
17. Las emisiones de NO provenientes del conjunto de datos (kg de NO-N /año/ha)	86

Lista de Figuras

1. El ciclo del nitrógeno	3
2. Aplicación del fertilizante N y emisión de óxido nitroso	33
3. Relación entre la aplicación del fertilizante N y la emisión de óxido nítrico	34

Resumen

El presente informe describe la estimación global de las emisiones de N_2O y NO así como las pérdidas de volatilización del NH_3 procedente de la aplicación de estiércol y fertilizantes a los cultivos para la producción alimentaria. Su cuantificación es importante para evaluar la eficiencia de los fertilizantes nitrogenados y su impacto en la contaminación atmosférica, en la acidificación de los ecosistemas y en la eutrofización.

En el informe se analiza la bibliografía y se examinan los factores técnicos de regulación (por ejemplo la tasa de aplicación de N) así como las técnicas de medición de las emisiones de N_2O y NO_x y de la volatilización del NH_3 . Utilizando modelos se identifican las estimaciones globales anuales: 3,5 millones de toneladas de emisiones de N_2O-N y 2,0 Mt de emisiones de $NO-N$ procedentes de cultivos y prados. Según el tipo de fertilizante, las emisiones inducidas ascienden a 0,9 y 0,5 millones de toneladas respectivamente o al 0,8 y 0,5 por ciento respectivamente de la aplicación total de fertilizantes nitrogenados que se lleva a cabo en la actualidad. El uso del fertilizante mineral nitrogenado supone una pérdida de NH_3 del 14 por ciento (mayor todavía en los países en desarrollo), mientras que en el estiércol las pérdidas son del 22 por ciento (un 60 por ciento en los países desarrollados). En cuanto a la volatilización del NH_3 los resultados coinciden con otras referencias, aunque en el caso de algunos fertilizantes es mayor de lo que se pensaba.

El resultado del modelo pone de manifiesto que el impacto potencial de la regulación del uso de fertilizantes sería relativamente modesto en una perspectiva global de las emisiones. Las cantidades involucradas constituyen sin embargo una valiosa fuente de nutrientes para las plantas. La predisposición de los agricultores para reducir dichas pérdidas estaría relacionada con incentivos económicos particularmente en el Sur y Sureste de Asia.

Abreviaturas

AA	Amoníaco anhidro incluyendo amoníaco acuoso
ABC	Bicarbonato amónico
ACI	Cloruro amónico
AF	Bicarbonato amónico, cloruro amónico, sulfato amónico
AP	Fosfato amónico
AN	Nitrato amónico
AS	Sulfato amónico
b	Aplicado al voleo
bf	Aplicado al voleo y después inundado
bw	Aplicado al voleo o en la inundación
bpi	Distribuido en la inundación al inicio de la panoja
CAN	Nitrato amónico cálcico y combinaciones de AN y de CO_3Ca
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CN	Nitrato de cal
DAP	Fosfato diamónico
ECETOC	Centro Europeo para la Ecotoxicología y Toxicología
g	Método de gradiente
GIS	Sistema de Información Geográfica
i	Incorporado
KCl	Cloruro potásico
KN	Nitrato potásico
MAP	Fosfato-monoamónico
N	Nitrógeno
NF	Nitrato de cal, nitrato potásico, nitrato sódico

NH ₃	Amoniaco
NO	Óxido nítrico
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NP	Fosfato amónico y otros fertilizantes NP
N ₂	Nitrógeno atmosférico
N ₂ O	Óxido nitroso
O	Fertilizantes orgánicos
OS	Combinación de fertilizantes orgánicos y minerales
ppbv	Partes por billón en volumen
s	Aplicación de fertilizante en solución
single	Aplicación única
single/ps	Aplicación única como aplicación en fraccionamiento
split	Aplicación en fraccionamiento, agregado
UAN	Nitrato amónico - urea
UCN	Nitrato de cal - urea
UP	Fosfato de urea
UU	Urea y orina
UUP	Fosfato de urea-urea

Agradecimientos

El presente informe fue encargado por la Asociación Internacional de la Industria de Fertilizantes (IFA) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y está basado en el trabajo de A. Bouwman y L.J.M. Boumans (ambos del Instituto Nacional de Salud Pública y del Medio Ambiente, Bilthoven, Países Bajos) y N.H. Batjes (Centro Internacional de Información y Referencia del Suelo, Wageningen, Países Bajos). El informe se sirve de las contribuciones de P. Botscheck (Asociación Europea de Fabricantes de Fertilizantes, Bruselas, Bélgica), W. Bussink (NMI Estación de Investigación de ganado vacuno, ovejas, y caballos PR, Lelystand, Países Bajos), S.K. de Datta (Colegio de Agricultura & Ciencias de la Vida, Tecnológico de Virginia, Blacksburg, Virginia, Estados Unidos de América), T. Denmead (CSIRO, Canberra, Australia), K. Isherwood (IFA, Paris, Francia), E. Kreileman (Instituto Nacional de Salud Pública y del Medio Ambiente), J. Küsters y M. Laegreid (ambos de Hydro Agri, Dülmen, Alemania). H.-J. Michel y H. Wozniak (ambos de SKW Stickstoffwerke Piesteriz GmbH, Cunnersdorf, Alemania), A. R. Mosier (USDA, Centro de Investigación Agrícola, Fort Collins, Colorado, Estados Unidos de América), J. Plummer, J. Poulisse (FAO), M. Prud'homme (IFA) y T. van den Bergen (FAO).

Capítulo 1

Introducción

Existe una preocupación creciente acerca de la pérdida de nutrientes de las plantas hacia el ambiente. Tales pérdidas se originan a través de la lixiviación hacia el agua subterránea y las emisiones a la atmósfera. Los fertilizantes minerales son una fuente de los nutrientes de las plantas usados en los sistemas de producción vegetal. Los nutrientes aplicados a los cultivos y no utilizados constituyen una pérdida financiera para el agricultor y una considerable pérdida económica en el ámbito nacional. Dado que, aunque a un ritmo decreciente, las previsiones indican una demanda creciente de alimentos y fibras, los agricultores aplicarán cada vez más fertilizantes con la intención de incrementar la producción agrícola. La implementación de medidas amortiguadoras se concentrará probablemente en las fuentes de aquellos nutrientes que son fáciles de regular siendo el uso de fertilizantes minerales un primero objetivo.

La consecución conjunta de los objetivos de asegurar una amplia oferta de alimentos, permitir ingresos adecuados al agricultor y reducir el impacto adverso en el medio ambiente derivado del mayor uso de fertilizantes, requiere la adopción de prácticas agrícolas adecuadas. La adopción de una fertilización equilibrada debería ser una de las primeras medidas a considerar para alcanzar altos rendimientos sin incurrir en pérdidas aceleradas de nitrógeno al ambiente.

Para poder desarrollar medidas e implementar programas encaminados a lograr un uso más eficiente de los fertilizantes minerales, es necesario cuantificar las pérdidas de los nutrientes involucrados. Dicha cuantificación proporcionará un cuadro de referencia de los beneficios potenciales a escala de parcela, nacional y global. El desarrollo efectivo de tales programas debería centralizarse en las regiones donde las pérdidas son mayores.

En este informe se generan estimaciones globales de las emisiones de óxido nitroso (N_2O) y óxido nítrico (NO) y de las pérdidas por volatilización del amoníaco (NH_3). El análisis establece la contribución relativa de las pérdidas sostenidas derivadas de la aplicación de fertilizantes minerales y estiércol a las tierras cultivadas y pastizales. En el informe también se identifican las regiones donde tales pérdidas son más importantes.

El suministro de nitrógeno (N) para el crecimiento frecuentemente limita el rendimiento de los cultivos y de las especies forrajeras. Aunque se dan grandes diferencias entre países y regiones, más del 50 por ciento de los principales cultivos alimentarios del mundo, cultivos de azúcar y algunos cultivos comerciales son fertilizados de modo habitual y las altas tasas de aplicaciones de nitrógeno no son raras. Además, los fertilizantes nitrogenados se aplican cada vez más en prados.

En la actualidad el uso global de fertilizantes minerales es de 78 millones de toneladas de N por año, y los agricultores usan gran cantidad de estiércol para fertilizar los cultivos y prados. Se espera que el uso de fertilizantes nitrogenados se incremente, particularmente en los países en desarrollo, y la producción de estiércol puede que también continúe aumentando.

El uso de fertilizantes nitrogenados por las plantas es bastante ineficiente. Normalmente las plantas asimilan el 50 por ciento del N aplicado. La principal causa de esta baja eficiencia de uso del N se debe a la pérdida de N del sistema suelo - planta vía lixiviación, escorrentía, erosión, o por emisiones gaseosas. La importancia relativa de cada una de estas causas, varía de lugar a lugar y de año en año. En climas donde la precipitación excede a la transpiración, o en terrenos irrigados, las pérdidas por lixiviación pueden ser considerables. La erosión por agua y vientos puede ocurrir en sistemas con terrenos en barbecho desnudo y en sistemas de riego donde el flujo de agua sigue la pendiente de un campo a otro (por ejemplo campos de arroz bajo inundación).

La pérdida de N en forma de gases es el mecanismo dominante en muchos sistemas de producción agrícola. Los procesos de pérdidas incluyen volatilización, nitrificación, y desnitrificación, resultando en la liberación a la atmósfera de NH_3 , NO, N_2O , y de nitrógeno atmosférico (N_2). La Figura 1 ilustra el ciclo del nitrógeno.

El N_2O es uno de los gases llamados de invernadero, constituyendo el 6 por ciento de los efectos de invernadero sobre el planeta, y contribuye a la disminución del valor del ozono en la estratosfera. No son bien conocidas ni las fuentes ni las causas del incremento en 0,7 ppbv de N_2O por año. En general se acepta que las fuentes más importantes son los suelos naturales, seguida por las emisiones de los océanos (Cuadro 1), si bien hay incertidumbre respecto a la distribución y magnitud de las propias fuentes. Las fuentes de origen antropogénico identificadas incluyen campos agrícolas con enmiendas de fertilizantes nitrogenados, estiércol, acuíferos, aguas residuales, industria, automóviles, combustión de la biomasa, limpieza de terrenos, quema de desechos. La contribución de la agricultura a la fuente global de N_2O es alrededor del 35 por ciento.

El NO también juega un papel importante en la química atmosférica ya que participa en la regulación del equilibrio de agentes oxidantes de la atmósfera. En la atmósfera, el NO se oxida a dióxido de nitrógeno NO₂. El hecho de que el NO_x (NO y NO₂ juntos) se vaya depositando contribuye a la acidificación y eutrofización de los ecosistemas. La contribución de la producción alimentaria a la emisión global de NO puede ser alrededor de 10 por ciento (Cuadro 1). Las emisiones estimadas de N₂O y NO provenientes de estiércol y fertilizantes minerales están basadas en las llamadas «emisiones inducidas por fertilizantes». Por consiguiente, no representan la emisión total, dado que en su cálculo la emisión de terrenos de control no fertilizados se ha sustraído de la emisión de terrenos fertilizados. En este informe se estimará la emisión total, la cual es más apropiada para estudios globales.

La producción alimentaria es también la mayor fuente de NH₃, contribuyendo con más del 50 por ciento a la emisión global. El amoníaco es un importante contaminante atmosférico con una amplia variedad de impactos. En la atmósfera, el NH₃ neutraliza gran parte de los ácidos producidos por los óxidos de azufre y nitrógeno. Una gran proporción de aerosoles atmosféricos, que actúan como núcleos condensadores de las nubes, consisten en sulfatos con un grado importante de neutralización por el amoníaco. Al depositarse, la mayoría del NH₃ retorna a la superficie, donde puede contribuir a la acidificación y eutrofización de los ecosistemas.

Los efectos de la aplicación de fertilizantes en las cantidades de N₂O liberados por los suelos agrícolas han sido el tema de estudio de gran número de trabajos en los últimos años. Otros estudios similares se han centrado en el NO. Sin embargo, debido a la enorme variabilidad espacial, temporal e interanual, aún existe una considerable incertidumbre en las estimaciones de la emisión del N₂O. Los datos disponibles sobre emisiones del NO son más inciertos que para el N₂O, dado que pocos estudios se han dirigido al NO, principalmente porque las mediciones son intrínsecamente más exigentes. Hay muchos estudios sobre la volatilización del amoníaco proveniente de campos de arroz inundados, sobre las pérdidas de N incluyendo la volatilización del amoníaco derivada de fertilizantes en general y sobre las pérdidas del amoníaco provenientes de sistemas de pastoreo. Varios autores han estimado las emisiones de los países atendiendo a estas mediciones. La ECETOC (1994) y Asman (1992) han recopilado los inventarios de las emisiones de NH₃ de Europa.

Las estimaciones recientes indican que la pérdida global del NH₃ a partir de fertilizantes minerales de N es alrededor de 9 millones de toneladas de NH₃-N, constituyendo más del 10 por ciento del uso global de fertilizantes de

N (Cuadro 1). Sin embargo, la incertidumbre en estas estimaciones puede ser del 50 por ciento.

CUADRO 1
Fuentes globales atmosféricas de NO_x, NH₃ y N₂O en 1990

Fuente	NO _x	NH ₃	N ₂ O
	Millones de toneladas N/año		
Fuentes de origen humano			
Combustión de combustibles fósiles incluyendo aeronaves	21,9	0,1	0,2
Procesos industriales	1,5	0,2	0,3
Aplicación de estiércol, emisión directa	0,7	-8	0,4
Estiércol, emisiones por otros sistemas de tratamiento de residuos animales	-	~13,6	2,1
Aplicación de estiércol, emisión indirecta		-	0,9
Uso de fertilizantes minerales, emisión directa	0,4	9,0	1,1
Uso de fertilizantes minerales, emisión indirecta	-	-	0,5
Cultivos de leguminosas	n.d.	n.d.	0,1
Cultivos en suelos histosols (orgánicos)	n.d.	n.d.	0,1
Quemado de biomasa incluyendo biocarburantes	7,7	5,9	0,7
Cultivos y descomposición de cultivos	- ^a	3,6	0,4
Excrementos humanos	-	2,6	0,2
Aguas costeras	-	- ^b	1,9
Deposición atmosférica	0,3	-	0,6
Fuentes Naturales			
Suelos con vegetación natural	13	2,4	6,6
Océanos	-	82	3,6
Excrementos de animales salvajes		0,1	0,0
Relámpagos	12,2	-	-
Química de la troposfera	0,9	-	0,6
Química de la estratosfera	0,7	-	-
Total	59	54	20^c

n.d. : no determinado

~ aproximadamente

a. Sistemas de manejo de residuos de otros animales incluyen almacenamiento, pastoreo, etc.

b. Las emisiones de NH₃ de aguas costeras son incluidas en los estimados para los océanos.

c. Este total se basa en cálculos del balance de la masa del N₂O atmosférico. La suma de las estimaciones de las fuentes individuales excede a las fuentes globales en casi el 30 por ciento. Basado en Bouwman *et al.* (1997). Davidson y Kinglerlee (1997), Lee *et al.* (1997). Mossier *et al.* (1998), Olivier *et al.* (1998) y Veldkamp y Keller (1997 a).

Una reciente evolución es el uso de modelos de simulación para describir los flujos de N_2O y NO . Los modelos pueden servir de base para la extrapolación mediante el desarrollo de la comprensión de los mecanismos que regulan los procesos y su configuración espacial y temporal. Los modelos ayudan a desagregar un sistema en sus componentes parciales y describir el comportamiento del sistema a través de su interacción. En general, los modelos que trazan el flujo del gas incluyen la descripción de los procesos responsables del ciclo del carbono o del nitrógeno y los flujos asociados con estos procesos. Existen varios tipos de modelos que incluyen modelos empíricos y deductivos.

Un ejemplo de un modelo global que describe los procesos de formación de N_2O es una versión ampliada del modelo de Biosfera de Carnegie-Ames-Stanford sobre una 1ª resolución desarrollada por Potter *et al.* (1996). Este modelo de ecosistema simula la mineralización del nitrógeno a partir de la producción primaria neta, absorción de N, caída de residuos y su descomposición. Los flujos de materia orgánica desde los residuos y el suelo a colonias de microbios y desde estas al suelo se producen proporcionalmente a las tasas de asimilación de C de manera que se mantenga la relación prescrita de C: N para varias agregaciones de materia orgánica. Los flujos de N_2O (y NO) son una fracción fija del 2 por ciento de la mineralización del nitrógeno. Sin embargo, la incertidumbre del modelo es desconocida dado que los resultados no han sido validados con medidas de flujo.

Li y Aber (2000) y Li *et al.* (1992 a, 1992 b) desarrollaron un proceso a escala de campo para simular los flujos de N_2O y NO_x a partir de la descomposición y desnitrificación en los suelos. El modelo simuló el flujo de gases usando datos del suelo, clima y de la gestión de la explotación para diseñar tres sub-modelos (termo-hidráulico, desnitrificación y descomposición). Las prácticas de gestión consideradas incluyeron intensidad y tiempo de labranza de la tierra, aplicación de fertilizantes y estiércol, riego (tiempo y cantidad), tipo de cultivo y rotación de cultivos. La comparación de los datos de los flujos observados con los flujos simulados por los modelos incluyendo el modelo del proceso a escala de campo, revela diferencias importantes en la simulación de los flujos del gas N provenientes de los suelos. Un problema importante en el desarrollo de modelos de seguimiento de flujos de gas es la adecuada descripción estadística de los procesos del suelo de los modelos que operan en áreas de calor a escala de campo.

La configuración a gran escala de las emisiones gaseosas del suelo cuando se agregan a escalas de tiempo prolongadas (por ejemplo estacional o anual), puede tener un fuerte elemento de predicción. Esto es porque a escala temporal y espacial los flujos de gas integrados pueden estar fuertemente

relacionados con las condiciones biofísicas normales. Por consiguiente, si el objetivo son las estimaciones de las emisiones estacionales o anuales, el uso de las relaciones empíricas entre flujos de gas y medio ambiente y las condiciones de gestión de las explotaciones, representan una aproximación adecuada para salvar el salto entre escala local y global.

Aunque los métodos para estimar las emisiones de N_2O y NO y las pérdidas por volatilización de NH_3 son distintos, son lo bastante similares como para aparecer juntos en este documento.

En primer lugar, este informe analiza las emisiones directas de N_2O y NO provenientes de campos fertilizados y pastizales. No se consideran emisiones indirectas del agua subterránea y superficial, o el nitrógeno lixiviado del suelo agrícola. Una revisión bibliográfica de los datos de medición constituye la base de cálculo de las estimaciones. Un ejercicio de extrapolación usa modelos de emisión de N_2O y NO que incluyen los principales factores de control. La base para esto es un conjunto de datos de mediciones principalmente provenientes de la revisión bibliográfica. En este informe no se consideran factores químicos tales como los inhibidores de la nitrificación dado que su uso está todavía limitado a escala global. También se excluyen experimentos en tierras de pastoreo, dado que este sistema no está dentro del ámbito de este documento. Las mediciones de suelos orgánicos también se excluyeron del análisis. Este informe resume 896 mediciones de emisiones de N_2O provenientes de 139 estudios, y 99 mediciones de NO provenientes de 29 estudios.

Los experimentos representan un rango de técnicas diferentes para medir los flujos de diferentes sistemas cultivados y no cultivados, diferentes tipos de suelo, clima, tipos de fertilizantes y tasas de aplicación de N y métodos y tiempo de aplicación de los fertilizantes. El Cuadro 2 registra la información disponible de las condiciones del medio ambiente, propiedades del suelo y las técnicas de medición para cada medición proporcionada por la bibliografía e incluida en el conjunto de datos.

Los documentos de investigación usaron diferentes métodos para determinar el pH del suelo, capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido de carbón, textura, etc. Adicionalmente, algunos estudios indican la temperatura como temperatura del aire, y otros casos como temperatura del suelo. Este informe ignoró estas diferencias.

Para las pérdidas de NH_3 , el primer objetivo de este informe es resumir la bibliografía disponible sobre la volatilización del NH_3 a partir de la aplicación de fertilizantes minerales y estiércol a cultivos y prados con la intención de evaluar los factores que regulan la volatilización del NH_3 . Un

CUADRO 2**Información recogida para las mediciones****Emissiones y desnitrificación de N₂O y NO**

Etiqueta de la base datos	Tasa de N
Referencia	Tasa de NH ₄ ⁺ (para fertilizantes orgánicos)
Tipo de suelo	Emisión de N ₂ O/NO (kg N/ha) durante el período de medición
Textura/otras propiedades del suelo	Desnitrificación (kg N/ha) durante el período de medición
Contenido de carbón en suelos orgánicos	Intervalo del período de medición
Contenido de nitrógeno en suelos orgánicos	Técnica de medición
Drenaje del suelo	Frecuencia de las mediciones
pH	Emisión de N ₂ O/NO (% de la aplicación de N calculado para control)
Residuos dejados en el campo	Emisión de N ₂ O/NO (% de la aplicación de N)
Cultivo	Información adicional (comentarios) ^a
Tipo de fertilizante	
Método de la aplicación del fertilizante	

Tasas de volatilización del NH₃ en sistemas de secano e inundadas

Información para sistemas de secano y sistemas inundados		Información adicional para sistemas de arroz inundados
Etiqueta de la base de datos	Tipo de fertilizante	pH del agua de inundación
Referencia	Método de aplicación del fertilizante	Presencia de azolla
Tipo de suelo	Forma del fertilizante	
Textura/otras propiedades del suelo	Tasa de N	
Contenido de carbón en suelos orgánicos	Tasa de NH ₄ ⁺ (para fertilizantes orgánicos)	
Drenaje del suelo	Pérdidas de NH ₃ por volatilización (kg N/ha)	
pH	Duración del período de medición	
Contenido de CO ₃ Ca	Técnica de medición	
CIC	Frecuencia de mediciones	
Temperatura media durante las mediciones	Tasa de volatilización (% de aplicación del N calculado para el control)	
Precipitación media durante las mediciones	Tasa de volatilización del NH ₃ (% de la aplicación del N)	
Inundación (si es aplicable)	Información adicional (comentarios) ^a	
Residuos dejados en el campo		
Cultivo		

a. Información adicional sobre las mediciones tales como: mediciones por estación/año, información sobre el suelo, manejo de suelos o fertilizantes, el volumen de aire que fluye a través de la cámara de secado, características específicas del fertilizante usado, efemérides meteorológicas para explicar los índices de volatilización medidos.

segundo objetivo es describir las relaciones encontradas entre los factores de regulación y las tasas de volatilización del NH_3 en un modelo resumido empírico, y usar este modelo para la extrapolación a escala global con base en los datos estadísticos nacionales sobre el uso de fertilizantes y de la tierra.

El conjunto de datos de las mediciones (principalmente de la revisión bibliográfica) contiene datos de casi 1 900 mediciones individuales. El Cuadro 2 presenta los detalles de la información disponible sobre las condiciones del medio ambiente, propiedades del suelo y técnicas de medición para cada una de las mediciones proporcionadas por la bibliografía.

En este informe no se usan datos sobre el efecto de fertilizantes y aditivos químicos estabilizados y de liberación controlada y usados para reducir la volatilización del NH_3 dado que su uso está todavía muy limitado a escala global. Además, el informe no incluye pérdidas de NH_3 de plantas y estiércol almacenado.

Para el análisis del conjunto completo de datos bibliográficos que evalúan las relaciones entre los distintos factores que regulan las tasas de emisión de N_2O y NO y las tasas de volatilización del NH_3 , se utilizó el programa Genstat versión 4.1 (PC/Windows NT).

De manera contraria a muchos estudios que usan análisis de regresión, este informe usó la directiva de la Probabilidad Máxima Residual (REML) de la Genstat para resumir el conjunto de datos y desarrollar modelos que relacionen las emisiones de gas a los factores de control. El REML es apropiado para analizar conjuntos de datos no equilibrados e incompletos. Asumiendo que todos los factores tienen el mismo número de observaciones el REML equilibra la emisión de los factores no representados en el rango de las condiciones medioambientales y de manejo.

El Capítulo 2 discute los factores que regulan las emisiones de N_2O y NO_x y la volatilización del NH_3 . El Capítulo 3 presenta las diferentes técnicas de medición usadas en la determinación de las emisiones de N_2O y NO_x y las tasas de volatilización del NH_3 dado que es importante conocer las características de cada técnica para la interpretación de las estimaciones del flujo en comparación con aquellas obtenidas con otras técnicas. El Capítulo 4 analiza los datos recogidos para este estudio con el interés de determinar los principales factores de regulación y sus efectos en las emisiones de N_2O y NO y las pérdidas del NH_3 . El Capítulo 5 extrapola los resultados a estimaciones globales basadas en las estadísticas de fertilizantes y en los datos geográficos para los factores de regulación. Finalmente, el Capítulo 6 presenta algunas conclusiones.

Capítulo 2

Factores reguladores

FACTORES QUE REGULAN LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO Y ÓXIDO NÍTRICO

Generalidades

Los suelos actúan de dos formas como emisores y como receptores de N_2O y NO . Sin embargo, a escala global, las actividades de emisión de N_2O y NO dominan sobre las de recepción. La producción y consumo de N_2O y NO en suelos envuelve procesos bióticos y abióticos. Numerosos grupos de microorganismos contribuyen a la producción y consumo de NO y N_2O , pero los procesos involucrados dominantes son la nitrificación y la desnitrificación biológica.

La desnitrificación biológica es la reducción del nitrato (NO_3^-) o nitrito (NO_2^-) a gases de óxidos de N y N_2 molecular por bacterias esencialmente aeróbicas. La nitrificación, es la oxidación biológica del amonio (NH_4^+) a NO_2^- o NO_3^- bajo condiciones aeróbicas. Bajo condiciones limitadas de oxígeno los nitrificantes pueden usar el NO_2^- como electrón terminal aceptor para evitar la acumulación del NO_2^- tóxico, mediante el cual se producen el N_2O y el NO .

Los procesos bacterianos de desnitrificación y nitrificación son las principales fuentes de N_2O y NO en la mayoría de los sistemas. Únicamente la desnitrificación se reconoce como un significativo proceso biológico consumidor de N_2O y NO . La descomposición química de HNO_2 (o desnitrificación química), esto es, la reducción de NO_2^- por reductores químicos bajo condiciones limitadas de oxígeno y pH bajo, puede también producir N_2 , N_2O y NO . La desnitrificación química generalmente ocurre cuando el NO_2^- se acumula en condiciones limitadas de oxígeno, lo cual puede suceder cuando las tasas de nitrificación son significativamente altas, por ejemplo, después de una aplicación de NH_4^+ a base de fertilizantes minerales o estiércol. Este proceso puede ser responsable del 15-20 por ciento de la formación de NO .

La absorción por las plantas del NO y NO₂ es otro importante proceso biológico que determina el intercambio de NO_x en la superficie de la tierra. Algunos otros procesos abióticos pueden también producir y consumir pequeñas cantidades de NO.

Controles de la desnitrificación, nitrificación y flujos de óxidos de N

La simplificación conceptual del modelo «agujeros en la tubería» es útil en la comprensión de los procesos de emisión de NO, N₂O y N₂. En este modelo la producción de gas e intercambio con la atmósfera depende de: (i) factores que controlan la cantidad de N que fluye a través de la tubería (es decir aquellos factores que afectan la velocidad de nitrificación y desnitrificación, por ejemplo, la disponibilidad de N y la temperatura); y (ii) el tamaño de los agujeros en la tubería a través de los cuales se fugan los gases de N. Los factores que controlan la separación de las especies reactivas nitrogenadas en NO, N₂O o formas más reducidas u oxidadas, regulan el tamaño, mientras que la velocidad a la cual se mueve el N a través de la tubería, determina la importancia de las pérdidas. Además de las características del suelo y clima, las labores agrícolas también pueden interferir con los procesos del suelo influyendo así en la disponibilidad del N y en los porcentajes relativos de N₂O y NO.

Disponibilidad de N

En suelos agrícolas los aportes de N procedentes de varias fuentes determinan la cantidad de N que fluye a través de la tubería. Los fertilizantes nitrogenados, los insumos de N en suelos agrícolas tales como estiércol, residuos de cultivo, y fijación biológica del N, son fuentes que estimulan la desnitrificación y los flujos de óxidos de N.

La magnitud de la volatilización del NH₃ también determina la disponibilidad del N para la nitrificación y desnitrificación. En diversos estudios se ha concluido que la desnitrificación es más baja cuando las pérdidas de NH₃ son altas tanto en suelos de secano como en sistemas de arroz inundados.

Tasas de nitrificación y desnitrificación

El hecho de que domine la desnitrificación sobre la nitrificación o viceversa depende de muchos factores. La nitrificación es un proceso relativamente constante en todos los ecosistemas, mientras que las tasas de desnitrificación varían temporal y espacialmente. En la mayoría de los suelos, la disponibilidad de NH₄⁺ y oxígeno son los factores más importantes que controlan la

nitrificación. Los principales factores que controlan la desnitrificación biológica incluyen la disponibilidad de carbono orgánico, oxígeno y nitrato (NO_3^-) u otros óxidos de N.

Varios estudios han encontrado una alta actividad de desnitrificación en «zonas calientes» creada por la materia orgánica en descomposición, la cual genera micro zonas anaeróbicas. Este fenómeno puede explicar en parte la alta variabilidad espacial de la desnitrificación del suelo frecuentemente observada.

En experimentos de laboratorio se observó que las relaciones de $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ bajo diferentes condiciones son extremadamente variables y dependen de la disponibilidad de C y NO_3^- y del contenido de humedad del suelo. La proporción de emisión de $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$ ha sido propuesta como un indicador de la importancia de la nitrificación y desnitrificación. Estudios de laboratorio indican que para los nitrificantes la relación de $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$ es casi la unidad, mientras que para los desnitrificantes ésta relación es menor que la unidad. Dado que normalmente la desnitrificación y la nitrificación ocurren simultáneamente, no es posible extrapolar estos resultados para las condiciones de campo. Sin embargo, incluso en condiciones de campo la relación de $\text{NO}/\text{N}_2\text{O}$ puede indicar cuales son los procesos dominantes responsables de la emisión de NO .

Humedad del suelo y temperatura

La humedad del suelo y la temperatura controlan los procesos del suelo a todos los niveles, determinando las proporciones de descomposición de la materia orgánica, la desnitrificación y la nitrificación. Algunos estudios han demostrado que las emisiones de NO aumentan con el incremento de las temperaturas del suelo. Sin embargo, la relación entre la temperatura y los flujos de NO está sujeta a una considerable incertidumbre con numerosas excepciones en sistemas templados y tropicales, donde no se encontró una clara relación entre la temperatura y los flujos de NO . Durante la desnitrificación, la relación de $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ generalmente aumenta al disminuir la temperatura.

En sistemas donde el suelo acumula temporalmente nitrógeno debido a ciclos húmedos -secos o de hielo - deshielo, el inicio de la primavera, invierno y otoño en climas templados, puede ser responsable de una parte importante de la emisión anual de N_2O proveniente de tierras agrícolas o de otras tierras.

El contenido de agua en el suelo influye en las emisiones de N_2O y NO_x en todos los tipos de suelo. En general, la actividad microbiana alcanza un máximo cuando el espacio poroso está entre el 30 y el 60 por ciento lleno de

agua. La nitrificación y la producción asociada de N_2O y NO_x también muestran una actividad máxima cuando el espacio poroso está entre 30 - 60 por ciento lleno de agua, mientras que las condiciones óptimas para la desnitrificación pueden ocurrir cuando el espacio poroso está del 50 - 80 al 60 - 90 por ciento lleno de agua.

El oxígeno y el estado de humedad y la difusión de gas en suelos agrícolas dependen de la textura y del drenaje del suelo. Los suelos de textura fina tienen más poros capilares dentro de los agregados que los suelos arenosos, y por lo tanto retienen el agua más firmemente. Como resultado, las condiciones anaeróbicas pueden alcanzarse y mantenerse más fácilmente por largos períodos de tiempo en suelos con agregados de textura fina que en suelos de textura gruesa.

Humedecimiento

El humedecimiento de los suelos secos influye en el ritmo de la mineralización nitrogenada, la nitrificación y los flujos de NO y N_2O . La alternancia de secado y humedecido mejora la liberación de N_2O y NO del suelo a la atmósfera, aunque los picos de la producción de N_2O pueden disminuir con los humedecimientos sucesivos.

El pH del suelo

El pH del suelo tiene un marcado efecto en los productos de la desnitrificación. Las tasas de desnitrificación son más lentas bajo condiciones ácidas que bajo condiciones ligeramente alcalinas, pero la fracción de N_2O puede ser mayor en suelos con pH bajo, particularmente cuando el aporte de nitrato es adecuado. Esto se atribuye normalmente a la sensibilidad de la reductasa de N_2O a la actividad del protón. Las emisiones de N_2O y NO disminuyen con el incremento de pH en suelos ácidos, y se incrementan cuando el pH desciende en suelos alcalinos. El pH del suelo es uno de los principales factores en la determinación de los mecanismos de formación del NO . En un estudio previo se observó que en un suelo arcillo limoso alcalino (pH 7,8) la nitrificación fue la principal fuente de NO , mientras en un suelo arcillo limoso arenoso ácido (pH 4,7) la desnitrificación dominó sobre la producción de NO .

Difusión de gases

Antes de escapar del suelo a la atmósfera los gases de N se difunden a través del sistema de poros del suelo, donde los desnitrificantes pueden consumir el NO y el N_2O o las plantas pueden tomar el NO . En situaciones donde el alto contenido de agua del suelo, la imposibilidad del drenaje, el nivel freático superficial, la estructura del suelo, la compactación del suelo, la textura fina

del suelo o la superficie del suelo impermeable limitan la difusión de gas, la actividad de desnitrificación es alta. Sin embargo, tales condiciones aumentan enormemente la probabilidad de que los desnitrificantes re-consuman N_2O y NO . Los suelos cercanos a la saturación muestran una alta actividad de desnitrificación pero baja emisión de N_2O y NO . En tales condiciones, el abastecimiento de oxígeno es bajo y la difusión de N_2O y NO es limitada; en la ausencia de oxígeno como electrón aceptor, los desnitrificadores consumen más N_2O y NO que en condiciones más aeróbicas. En condiciones húmedas puede ocurrir la absorción del N_2O de la atmósfera.

Factores agrícolas

Tipo de cultivo

Los flujos de óxido nitroso provenientes de los sistemas de arroz inundado durante la estación de crecimiento son generalmente más bajos que los provenientes de campos cultivados bajo condiciones de secano. Esto puede ser debido a que en los sistemas de arroz inundado prevalecen las condiciones anaeróbicas. Sin embargo, durante el período de descanso después del cultivo de arroz, prevalecen generalmente las condiciones aeróbicas, posibilitando la nitrificación del NH_4^+ mineralizado de los suelos con materia orgánica y los residuos de cultivos y de la flora acuática. La emisión observada de N_2O proveniente de suelos drenados durante el período de descanso post cosecha es mucho más alta que durante la estación de cultivo.

La fijación biológica del N por cultivos de leguminosas, tales como alfalfa, soja, legumbres y trébol proporcionan un importante aporte de N en muchos sistemas agrícolas. Aunque estos cultivos generalmente no se fertilizan o se fertilizan muy poco con fertilizantes nitrogenados, se ha demostrado que tales cultivos de leguminosas muestran emisiones de N_2O semejantes a las de otros cultivos no leguminosos fertilizados.

Aplicación de fertilizantes

El tipo de fertilizante influye en la magnitud de la nitrificación y de la desnitrificación. Además, el tipo de fertilizante puede influir en la magnitud de los flujos de NO . Por ejemplo, el anhídrido de amonio (AA), el cual es generalmente inyectado, normalmente muestra pérdidas más altas que otros fertilizantes.

La producción de gas N total y particularmente la emisión pueden incrementarse con la tasa de aplicación de nitrógeno. Sin embargo, la producción y la desnitrificación pueden estar más estrechamente relacionadas a la cantidad de N no utilizado que a la cantidad total. Por consiguiente, el

tiempo de aplicación del fertilizante es un factor importante. Cualquier prolongación del período en que los fertilizantes basados en NH_4^+ pueden nitrificarse, o los fertilizantes basados en NO_3^- pueden desnitrificarse sin competir con la absorción de las plantas, redundará probablemente en un incremento de las emisiones de NO y N_2O .

En condiciones tropicales existe potencial para que los índices de emisión de NO sean altos, pero la fertilización juega un papel importante en la determinación de la magnitud de los flujos. En un estudio en que se ajustó el suministro de fertilizantes de N a la demanda de la planta, las pérdidas de N_2O fueron bajas. Donde la aplicación de fertilizante es excesiva como en cultivos altamente intensivos tal como el plátano, el N disponible para la nitrificación y la desnitrificación es alto, y el abastecimiento de O_2 llega a ser el factor principal del control de las emisiones de NO y N_2O .

El modo de aplicación del fertilizante y el tiempo de su aplicación influyen en la volatilización del NH_3 y en la eficiencia con que la planta lo capta y consecuentemente en la disponibilidad del N para la nitrificación y desnitrificación. Generalmente, las emisiones provenientes de las aplicaciones subsuperficiales o inyectadas de fertilizantes de N son altas, más que las emisiones de fertilizantes minerales y de estiércol. Comparando las emisiones, en la fertilización aplicada subsuperficialmente se producen pérdidas más altas de N_2O , y más bajas de NO.

Manejo del suelo y del cultivo

Los aportes de los residuos provenientes de los campos de cultivos son importantes fuentes de C y de N para la nitrificación y desnitrificación. Además, la acción de incorporación puede también estimular la mineralización de la materia orgánica del suelo. Algunos estudios han observado que cuando los residuos agrícolas se dejan en el terreno la actividad de desnitrificación y los flujos del N_2O son más elevados que cuando estos residuos se retiran. Este efecto puede estar relacionado con el efecto de los residuos sobre la superficie del suelo en condiciones de humedad de la capa superior del suelo. La incorporación de residuos también causa emisiones cada vez mayores de NO.

Los efectos del laboreo en la mineralización de la materia orgánica del suelo están bien demostrados. El laboreo puede también afectar a las condiciones de las emisiones de N_2O y NO provenientes del suelo. Algunos estudios han observado altas pérdidas de N_2O en sistemas de no-laboreo comparados con el laboreo tradicional. Esto puede estar relacionado con la alta actividad de desnitrificación. Sin embargo, las pérdidas de N_2O en sistemas de no-laboreo pueden ser más bajas que en suelos con laboreo donde los campos

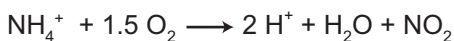
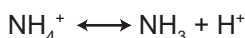
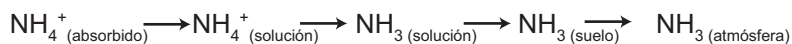
han permanecido sin cultivo durante varios años. Algunos estudios han demostrado un incremento en las emisiones de NO causado por la labranza en climas templados y bajo condiciones tropicales.

FACTORES QUE REGULAN LA PÉRDIDA DE AMONIACO

Generalidades

El amoníaco se forma constantemente en los suelos por causa de la degradación de los compuestos orgánicos y el NH_4^+ produciendo minerales y fertilizantes orgánicos. Como es un gas, cualquier NH_3 presente en el suelo, agua o fertilizante puede volatilizarse a la atmósfera. Sin embargo, el NH_3 reacciona con protones, metales y compuestos acidificantes para formar iones, compuestos o complejos de estabilidad variable. El amoníaco tiene una fuerte afinidad por el agua, y sus reacciones en el agua son fundamentales para regular la velocidad de las pérdidas.

Después de su aplicación al suelo, el NH_4^+ puede permanecer en los sitios de cambio, nitrificarse a NO_3^- , o descomponerse en NH_3 , dependiendo de las condiciones del medio ambiente en el suelo:



En los suelos fertilizados los aportes de NH_4^+ dependen de: el tipo de fertilizante, la proporción y el modo en que se aplica el fertilizante; el contenido de humedad del suelo, la velocidad de infiltración y la CIC; y la actividad de la ureasa (en el caso de urea). La diferencia en la presión parcial del NH_3 entre la atmósfera del ambiente y la que está en equilibrio con la humedad del suelo, el agua de riego, o el espacio de aire intercelular de las hojas de las plantas, impulsa la salida del amoníaco volatilizado. La presión parcial del NH_3 en el suelo está controlada por la velocidad de eliminación del amonio o del NH_3 en solución, o por el desplazamiento de cualquiera de los equilibrios de alguna otra forma. La velocidad del viento (regulando el intercambio entre el suelo y el aire), la temperatura y el pH de la solución del

suelo o del agua de riego son importantes factores de regulación, dado que las tres variables afectan a la presión parcial del NH_3 .

El incremento de la temperatura aumenta la proporción relativa de NH_3 a NH_4^+ presente con un pH dado, disminuye la solubilidad de NH_3 en el agua, e incrementa la difusión del NH_3 lejos de la interfase: aire-agua o aire-suelo.

En particular, el pH afecta el equilibrio entre el NH_4^+ y el NH_3 de tal manera que la concentración relativa de NH_3 se incrementa desde el 0,1 al 1 por ciento, un 10 y un 50 por ciento cuando el pH pasa 6 a ~ 7 , ~ 8 y ~ 9 , respectivamente. Los procesos de volatilización por si mismos producen acidificación. Los procesos de nitrificación pueden reducir la volatilización del NH_3 de dos formas: disminuyendo la disponibilidad de NH_4^+ y produciendo ácidos.

Otras variables que influyen en la volatilización del NH_3 incluyen la capacidad de amortiguación del pH y la CIC del suelo. La CIC es importante porque al estar cargado negativamente absorbe las cargas positivas del NH_4^+ . Una parte importante de la capacidad del suelo para retener el NH_3 es atribuible a la materia orgánica del suelo.

Otros factores que influyen en la volatilización del NH_3 incluyen: el grado de actividad de la ureasa (en los casos de aplicación de urea, u orines); la disponibilidad de humedad, la textura del suelo, el índice de nitrificación y la presencia de plantas o residuos de plantas.

La presencia de Ca absorbido o adicionado y ciertos compuestos fosfatados pueden influir en las pérdidas de NH_3 en tierras montañosas. Las pérdidas de NH_3 pueden ser mas bajas en presencia de Ca debido a la reducción micro ambiental del pH, a la formación de CO_3Ca o a la formación de la sal doble Ca -urea. Ciertos compuestos ácidos fosfatados, tales como H_3PO_4 , $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$, y $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ pueden precipitar el Ca micro ambiental y cambiar el ambiente circundante a favor de un incremento de NH_3 . Tanto la fórmula (pH) como la forma del fosfato añadido pueden influenciar las reacciones con el Ca, y por consiguiente las pérdidas de NH_3 .

Suelos inundados

Las condiciones de los sistemas de arroz en tierras inundadas requieren especial atención. Primero, la medición de los datos en estos sistemas sugiere que los índices de volatilización del NH_3 son frecuentemente elevados, más que en las tierras altas, y globalmente pueden representar pérdidas importantes. Segundo, las condiciones en los sistemas inundados con respecto a la volatilización del NH_3 son diferentes a las de aquellos que están en tierras altas.

En sistemas de arroz inundado, factores tales como el tipo de fertilizante, la cantidad aplicado, el tiempo y método de aplicación, la altura del agua en el arrozal y el crecimiento de algas ejercen su influencia a través de las variables primarias (la concentración amoniacal del N, el pH y la temperatura del agua, y la velocidad del viento).

Las pérdidas del NH_3 dependen del equilibrio de la presión de vapor del NH_3 en el agua y de la velocidad del viento. La velocidad del viento afecta marcadamente a la volatilización del agua. Por ejemplo, datos provenientes de estudios de campo en las Filipinas muestran una relación lineal entre la velocidad del viento y la volatilización del NH_3 . Esto también explica el hecho de que en algunos estudios que usaron técnicas con intercambio de aire bajo o nulo, o métodos de circulación forzada del aire, los índices de pérdidas de NH_3 fueron bajos comparados con las elevadas tasas de aplicación de N.

La presión de vapor del NH_3 en el agua es función de la concentración del N amoniacal, el pH y la temperatura. El contenido de NH_3 acuoso en el agua se incrementa en cerca de 10 por cada unidad de incremento del pH, en el rango de pH de 7,5 - 9. Para una concentración total de N amoniacal dada, una función lineal describe mejor la dependencia del NH_3 acuoso de la temperatura. Además, las pérdidas de agua por evaporación, las cuales pueden ser altas bajo condiciones tropicales, conducirán generalmente a incrementar la actividad del NH_4^+ , influyendo así en el equilibrio químico.

Los procesos que potencialmente afectan la concentración amoniacal del agua e indirectamente las pérdidas del NH_3 incluyen la actividad de la ureasa, el intercambio catiónico y la inmovilización del N. Además, la asimilación del NH_4^+ por las algas, las malas hierbas y el arroz pueden disminuir la cantidad del N amoniacal. La competitividad de las plantas de arroz por el NH_4^+ varía con la etapa de crecimiento. En un estudio, se encontró que las plantas contenían cantidades insignificantes de urea rotulada con el isótopo ^{15}N una semana después de la aplicación de la urea, menos del 10 por ciento de la urea aplicada en el agua dos a tres semanas después del trasplante, y cerca del 40 por ciento del isótopo de ^{15}N en la urea aplicada al inicio de la panícula.

En suelos arenosos o en suelos con baja CIC el tratamiento con fertilizante puede ocasionar altas concentraciones amoniacales en el agua, con grandes pérdidas del nitrógeno aplicado, a pesar de la incorporación del fertilizante.

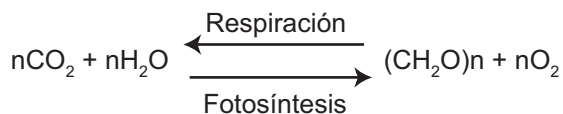
En los campos de arroz inundados el pH del agua parece estar sincronizado con los ciclos de la fotosíntesis y la respiración neta, es decir, la disminución y adición del CO_2 en el agua. El dióxido de carbono en la solución, como producto de la fotosíntesis y del equilibrio respiratorio de los

organismos acuáticos, y los iones bicarbonato y carbonato actuando como ácido carbónico no disociado, constituyen el sistema de amortiguación que regula el pH del agua. En aguas poco profundas, pobladas por flora y fauna acuática y bajo alta radiación solar, se pueden dar valores de pH de 9,5 - 10 elevándose durante el día y cayendo por la noche. Las variaciones diurnas del pH en 2 - 3 unidades no son infrecuentes cuando se esparce el fertilizante de N en los campos de arroz.

La correlación entre el pH del agua y el sistema de ácido carbónico en el agua es compleja, pero en su forma simplificada se puede expresar por la condición de electro neutralidad:

$$[H^+] = [HCO_3^-] = 2[CO_3^{2-}] + [OH^-]$$

y las actividades de equilibrio: $-\log[H^+] = -\log[HCO_3^-] = 5,65$; $-\log[CO_2 \text{ aq.}] = -\log[H_2CO_3] = 5,0$ (como un ácido no volátil); $-\log [H_2CO_3] \sim 7,8$; $-\log[CO_3^{2-}] = 8,5$. En sistemas de aguas poco profundas como aquellas encontradas en los cultivos de arroz inundado hay un intercambio de CO_2 entre varias especies de plantas acuáticas sumergidas y el agua. Los principales organismos son formas de algas, las cuales se desarrollan rápidamente dentro de una gran biomasa. La reacción generalizada que relaciona la bioquímica de la planta de CO_2 es como sigue:



Los procesos foto minerales disminuyen las actividades netas de $[CO_2 \text{ aq.}] + [H_2CO_3]$ durante los períodos favorables de la luz del día, pero cuando la actividad respiratoria excede la de fotosíntesis, la acidez del H_2CO_3 y la concentración total de ácido carbónico disuelto se incrementan. Varias relaciones complejas existen en el sistema, tales como las reacciones de CO_2 con minerales terrosos alcalinos, carbonatos y cationes divalentes. Los factores que también afectan el pH del agua en sistemas inundados de suelos son: el tipo de suelo, su conductividad eléctrica y la historia de los cultivos precedentes; prácticas del manejo de suelo tales como enfangado del suelo superficial; y la calidad del agua de riego.

El manejo de los fertilizantes y el estado de desarrollo del cultivo influyen en la magnitud de la fluctuación diurna del pH del agua, probablemente a través de su efecto en la biomasa de algas. Después de la aplicación de urea se produce un fuerte incremento en los valores máximos del pH del agua. Debido a que el fósforo generalmente se aplica al mismo tiempo,

la biomasa de algas se incrementa rápidamente. En un estudio, el pH del agua en algunos campos no se incrementó tanto como se esperaba debido a la ausencia del crecimiento de algas, una realidad atribuida a las condiciones del tiempo durante el cultivo de arroz en una localidad en China, en un año particular. Las variaciones diurnas en el pH del agua encontradas al inicio de la panícula, cuando el cultivo sombrea el agua, son generalmente más pequeñas en los estados iniciales de la época de crecimiento.

Como la volatilización del NH_3 produce acidez, la alcalinidad (principalmente HCO_3^- en aguas) debe, por consiguiente, estar presente para amortiguar la producción de H^+ y mantener la volatilización del NH_3 . Donde los agricultores usan la urea como fertilizante, su hidrólisis es la principal fuente de HCO_3^- . En cambio, cuando se aplica sulfato amónico (AS), la principal fuente de alcalinidad es probablemente el agua de riego. Igualmente, con baja alcalinidad en el agua la evapotranspiración y los repetidos riegos pueden aumentar la alcalinidad. Una alcalinidad adicional puede resultar de un incremento de la reducción en el suelo por la noche, conjuntamente con la producción de CO_2 .

El manejo de los fertilizantes, a través de su influencia sobre la concentración del N amoniacal en el agua, tiene un marcado efecto en todas las pérdidas de NH_3 . Las pérdidas de NH_3 son generalmente mayores cuando se aplica urea o sulfato amónico 2 ó 3 semanas después del trasplante de arroz. Los índices de volatilización son mucho más bajos para las aplicaciones de sulfato amónico y urea unos pocos días antes del inicio de la panícula del cultivo de arroz (normalmente ~50-60 días después de sembrado) o al inicio de la germinación (~65-70 días después de sembrado). La razón es que el cultivo de arroz reduce la velocidad del viento y de este modo se reduce el intercambio de NH_3 entre la superficie de agua y el aire. Adicionalmente, la sombra del cultivo sobre el agua reduce el crecimiento de las algas. Esto causa niveles más bajos de pH y amplitudes más pequeñas en el ciclo diario del pH que en los campos con pequeñas plantas de arroz o no cultivados.

La incorporación de urea al suelo enfangado, cuando se realiza sin la permanencia del agua, también reduce las pérdidas de NH_3 . La causa de esta reducción puede estar en un mejor contacto del fertilizante con el suelo y en un incremento asociado a la reacción de los iones de amonio formados en los lugares de los cationes intercambiables y la inmovilización de microorganismos. Otra posible causa puede ser una reducción del crecimiento de algas como resultado de la baja concentración amoniacal en el agua. La incorporación de urea en presencia de agua fue efectiva solamente en suelos con una alta CIC.

Capítulo 3

Técnicas de medición

Un análisis bibliográfico revela que muchas de las técnicas para la medición de las emisiones de N_2O y NO y la volatilización del NH_3 se dividen en dos categorías principales: las técnicas de cámara (o de recinto cerrado) y las técnicas micrometeorológicas, aunque también existen otras técnicas. Un estudio de Lapitan *et al.* (1999) proporciona información detallada sobre varias técnicas de medición y la concentración de las mediciones. En el Cuadro 3 se incluye una lista de las distintas técnicas de medición existentes.

CUADRO 3

Códigos de las técnicas de medición

Código	Explicación
c	Técnica de cámara, cerrada
cf	Técnica de cámara, corriente forzada
co	Método de la incubación del núcleo del suelo
cso	Técnica de cámara, cámara semiabierta
g	Método del gradiente de N_2/N_2O del suelo, basado en el gradiente de concentración de gas en el perfil del suelo
ioc	Medición indirecta abierta en el aire en comparación con parcelas de flujo estándar
m	Técnica micrometeorológica
m, ba	Técnica micrometeorológica del volumen aerodinámico
m, fg	Técnica micrometeorológica del gradiente de flujo
m, mb	Técnica micrometeorológica del balance de masa
^{15}N	Recuperación del isótopo ^{15}N
Nbal	Método del equilibrio de N, por ejemplo: equilibrio completo del N en el sistema cultivo-suelo.
Ndif	Método de la diferencia de N, por ejemplo: ingreso de N ($t=0$) - N del suelo ($t=t$), para experimentos de laboratorio con suelos desnudos
ocb	Contenedores abiertos y cerrados, donde se asume que la diferencia en el contenido de N en el suelo + agua es igual a las pérdidas de NH_3
wt	Túnel de viento

TÉCNICAS DE CÁMARA

Las técnicas de cámara o recintos cerrados incluyen el uso de cubetas metálicas, cámaras o cajas colocadas sobre la superficie del suelo desnudo o con baja cobertura de vegetación. Hay poca uniformidad en el diseño de los recintos cerrados que se usan, van desde los que están completamente sellados (cerrados) a la atmósfera, a los que están abiertos en los dos extremos con algún sistema de variación de la velocidad del viento sobre la superficie de medición (corriente forzada de aire) para simular las condiciones de campo. Los tipos actuales de cámaras varían en el área de la base de muestreo desde $<1 \text{ m}^2$ a $5,76 \text{ m}^2$ a 64 m^2 . Las grandes cámaras cubiertas integran variabilidad espacial y se puede reducir el número de repeticiones por parcela.

Las mediciones de la concentración con las técnicas de cámara se hacen generalmente con un gas electro-cromatógrafo detector de la captura para el N_2O y con técnicas de detección químoluminiscentes para el NO . La volatilización del NH_3 se determina por captura química, seguida de elución del NH_3 con agua destilada y mediciones de su concentración. Se usan varios tipos de captura de NH_3 y técnicas analíticas.

Las cámaras cerradas (c) incluyen aquellas que no tienen circulación forzada o mejorada, en las cuales se permite que los gases emitidos se acumulen, o aquellas con ciclo cerrado donde circulan los gases. El flujo de gases N_2O o NO en las cámaras cerradas se puede calcular recogiendo periódicamente muestras de gas de la cámara y midiendo la variación en el tiempo de la concentración del gas durante el período de cambio de la concentración lineal. La volatilización del amoníaco se determina a partir del NH_3 acumulado por bloqueo químico.

Las ventajas de las cámaras cerradas son: (i) se pueden medir pequeños flujos; (ii) las cámaras son baratas, fáciles de construir, instalar y retirar, y no se necesita equipamiento extra que requiera electricidad; (iii) la alteración del lugar de medición es escasa debido al corto periodo de tiempo durante el cual la caja está puesta para cada medición de flujo.

Las desventajas de las cámaras cerradas son:

1. Las concentraciones en la cámara pueden aumentar hasta niveles en los que se inhiben los índices de emisión normal. Este problema se puede reducir mediante el uso de cortos períodos de recogida de datos.
2. Las cámaras cerradas alteran las fluctuaciones de la presión atmosférica encontrada normalmente en la superficie del suelo. Estas fluctuaciones pueden causar una acción de «bombeo» sobre la superficie, por esta razón

las cámaras cerradas pueden subestimar el flujo que ocurriría en su ausencia.

3. Se puede alterar el suelo durante la colocación de la cámara. Este problema se puede reducir instalando collares en el suelo que normalmente están abiertos hacia la atmósfera; y sellando las cámaras a los collares.
4. Se pueden dar diferencias en la precipitación, temperatura y humedad entre la cámara y el campo.

Las cámaras con corrientes forzadas de aire se comunican con la atmósfera a través de una entrada de aire (válvula) por donde continuamente entra el aire exterior y es forzado a fluir sobre la superficie del suelo encerrado. Se puede calcular el flujo de gas N_2O o NO de la superficie del suelo por la diferencia de concentraciones, caudal, y área cubierta. Se determina la volatilización de NH_3 por la captura química del NH_3 en la salida del flujo de aire. Frecuentemente, el NH_3 se extrae del aire antes de que éste entre a la cámara, lo cual puede conducir a sobrevalorar el índice de estimación de la volatilización del NH_3 . Para el NH_3 la técnica de la corriente forzada de aire es la más apropiada para comparaciones de las fuentes de N, índices de N, y varias prácticas de manejo, siempre y cuando el flujo de aire no limite el intercambio de NH_3 . Generalmente, las cámaras con corrientes forzadas de aire tienen como objetivo la determinación de las máximas pérdidas de NH_3 .

La principal ventaja de las cámaras con corriente de aire forzada es que mantienen condiciones del medio ambiente bastante cercanas a las condiciones de los campos descubiertos. Las cámaras con corriente forzada de aire son, por consiguiente, más aplicables para el seguimiento continuo del flujo de gas por largos períodos, siempre y cuando las condiciones de humedad dentro y fuera de la cámara sean las mismas.

Las cámaras con corriente forzada de aire son sensibles al déficit de presión dentro de la cámara causado por el flujo de aire forzado, los cuales pueden causar artificialmente flujos altos. Este problema se puede superar garantizando que el tamaño del orificio de ingreso sea grande comparado con el de salida. Otro problema es que esta técnica asume que los flujos de la atmósfera del suelo y la concentración de gases en la atmósfera de la cámara están en equilibrio. Sin embargo, los flujos estimados pueden ser erróneos durante el período de equilibrio.

Una desventaja general del uso de cualquier tipo de cámara es que distorsionan el suelo y las condiciones del medio ambiente (viento, temperatura, precipitación, formación de rocío). La alteración del suelo y los

factores ambientales se pueden minimizar cubriendo el área tratada solamente durante los cortos períodos de la medición, permitiendo que las condiciones normales permanezcan entre las mediciones.

La variación temporal y espacial son los principales problemas al hacer las estimaciones de los flujos de gas observados basadas en las mediciones de las cámaras. Por ejemplo, en un campo de estudio donde se usaron pequeñas cámaras se estimó que se requerían 350 mediciones para estimar la emisión de N_2O con un 10 por ciento de variación sobre la media real para una parcela de 3 m por 30 m. Como se ha mencionado anteriormente, las cámaras grandes integran la variabilidad espacial y el número de repeticiones por parcela puede ser reducido. La influencia de la frecuencia del muestreo ha sido investigada por muchos autores. Por ejemplo, si se reduce la frecuencia de muestreo a una toma diaria, el flujo medio calculado de cualquier cámara podría variar hasta un 20 por ciento, a pesar de que la media calculada podría variar menos del 10 por ciento de la media de las mediciones intensivas. Las mediciones en cámaras automatizadas del flujo de N_2O son cada vez más comunes como respuesta al reconocimiento de la alta variabilidad temporal en las emisiones.

En muchos estudios basados en las técnicas de cámara se ha despreciado la influencia de las plantas. Frecuentemente la influencia de las plantas se omite porque es difícil de incluir en el sistema de colección de gases. Las plantas afectan a la disponibilidad de nutrientes, la humedad del suelo, la temperatura y la atmósfera del suelo. Además, las plantas pueden desempeñar un papel en el transporte de gases.

Una variante de la técnica de recintos es la cámara abierta por los lados o con cubierta plástica (cso) para reproducir el índice de intercambio de aire de la velocidad del viento fuera de la cámara. Una desventaja de estas técnicas es que estos sistemas semiabiertos pueden permitir el escape de NH_3 de la cámara.

En un intento de minimizar las diferencias entre los recintos y el campo, se han desarrollado «túneles de viento» (wt), que minimizan la alteración de las condiciones naturales. En estos túneles de viento el flujo de aire a través del túnel se puede ajustar a la velocidad del viento exterior. Sin embargo, las condiciones dentro de los túneles pueden todavía diferir de las condiciones reales (por ejemplo, las precipitaciones y formación de rocío). Este problema puede ser parcialmente resuelto cambiando de sitio el túnel con frecuencia.

TÉCNICAS MICROMETEOROLÓGICAS

Las técnicas micrometeorológicas que usan análisis de la concentración atmosférica de gas y mediciones meteorológicas tales como velocidad del viento, las temperaturas del aire medidas en bulbo húmedo y seco, la radiación neta y el flujo de calor no alteran las condiciones del medio ambiente. Estas técnicas se usan para la determinación de los flujos a escala de campo, e incluyen correlación de corrientes, balance energético, técnicas aerodinámicas y balance de masas.

Las primeras tres técnicas micrometeorológicas requieren mediciones completas del flujo sobre grandes áreas de cultivos tratados uniformemente, con distancias de medición entre 150 y 200 m. Esto es necesario para asegurar que los flujos medidos a cierta altura por encima de la superficie, por ejemplo 1 o 2 m, representen el flujo proveniente de la superficie misma. Los flujos únicamente son constantes con la altura sobre distancias verticales por encima de la superficie en torno 1/100 de la distancia de medición.

Los métodos de correlación de vórtices usan una alta frecuencia de mediciones (típicamente 10 muestras por segundo) de la velocidad vertical del viento w y la concentración de gas atmosférico c en un punto por encima de la superficie. La media de la densidad de flujo vertical del gas F sobre períodos de muestreo lo suficientemente largos como para abarcar todos los transportes significativos de los vórtices (normalmente de 15 a 30 minutos) viene dado por:

$$F = \overline{wc}$$

donde la barra superior significa tiempo medio.

Tanto el balance energético como las técnicas aerodinámicas se basan en la siguiente expresión para calcular los flujos de gas:

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

donde K es la difusividad del gas del vórtice en el aire y z la altura por encima del cultivo, suelo o de la superficie del agua en la cual se toman las mediciones de c . Es necesario medir c a alturas donde el espesor del flujo es constante. La magnitud de la difusividad en el aire varía con la altura, las condiciones atmosféricas y la rugosidad aerodinámica de la superficie.

Los métodos de balance energético requieren mediciones del gradiente vertical de la temperatura y de la humedad del aire por encima de la superficie

para proporcionar estimaciones de K . Los métodos aerodinámicos requieren mediciones de los perfiles verticales de la velocidad del viento y temperatura para estimar K . Usando un método aerodinámico modificado apropiado para sistemas inundados es posible calcular el flujo de gas derivado de mediciones de la velocidad del viento a una altura sobre la superficie y las concentraciones gaseosas en el agua y el aire a la altura de referencia.

El método de balance de masa o de flujo horizontal integrado se puede usar en parcelas experimentales con distancia de medición en el rango de 20 a 50 m. Basado en el principio de la conservación de la masa, el método general iguala el flujo horizontal del gas a través de una cara de ancho unitario en el borde, en la dirección del viento, de un área designada, con la emisión superficial o absorción del gas a lo largo de una faja de ancho similar, en dirección contraria al viento. La densidad del flujo horizontal a cualquier altura es el producto de la velocidad del viento horizontal u y la concentración de gas C_g . El flujo total horizontal se obtiene por la integración de ese producto sobre la profundidad de la capa modificada Z , la cual es aproximadamente $1/10$ de la distancia de medición de X en condiciones neutrales, pero usualmente menor que la que tendría en condiciones inestables y mayor que la que tendría en condiciones estables. La densidad de flujo superficial promedio es:

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

donde C_b es la concentración de fondo del viento contrario y la barra superior denota un tiempo promedio.

Si la dirección del viento es diferente a la dirección normal de la parcela, es necesario tener en cuenta los efectos de la dirección del viento sobre la distancia de medición. Sin embargo, es posible evitar esto trabajando en una parcela circular y midiendo el flujo horizontal integrado en el centro de la parcela. Sin considerar la dirección de la brújula el viento siempre soplará con dirección al centro y X siempre será el radio de la parcela. Si la parcela experimental es cuadrada o rectangular, será necesario medir los flujos horizontales en los extremos, dos en la dirección contraria del viento y dos en la dirección a favor del viento así como la dirección del viento.

Una limitación importante de la técnica del balance de masas es el alto requerimiento de mano de obra. Sin embargo, hay un método simple, menos laborioso, basado en la técnica del balance de masas. En este caso las estimaciones de los flujos de gas se derivan del análisis de u y c hechos a una

altura única en la cual el flujo horizontal normalizado, uc/F , tiene aproximadamente el mismo valor en cualquier régimen de estabilidad atmosférica. Para usar la técnica micrometeorológica simplificada del balance de masa, es necesario satisfacer dos requerimientos: las parcelas del tratamiento deben ser pequeñas (20 – 50 m de radio), y localizadas dentro de una parcela grande de cultivo uniforme, de manera que los perfiles del viento estén en equilibrio. Sin embargo, esta técnica no es apropiada para campos con coberturas bien establecidas, dado que las mediciones únicas no serán adecuadas para predecir las fuertes modificaciones del viento y de los perfiles de concentración.

Para el NH_3 todos los métodos micrometeorológicos determinan la concentración de gas atmosférico por captura química, seguida por la elución del NH_3 con agua destilada y medición de su concentración. La bibliografía sobre estudios micrometeorológicos registra varios tipos de captura NH_3 y técnicas analíticas. Muchos estudios de las emisiones de N_2O y NO han usado métodos micrometeorológicos. Las técnicas micrometeorológicas empleadas para la medición de flujos de N_2O y NO son similares a aquellas usadas para estimar los flujos de NH_3 . Sin embargo, las mediciones de la concentración son más difíciles y requieren instrumentación especializada tales como el analizador ajustable de trazas de gas con diodo de láser o el espectroscopio infrarrojo transformado de Fourier para concentraciones de N_2O y las técnicas de detección de luminiscencia química para NO .

TÉCNICA DE LA MEDICIÓN ABIERTA INDIRECTA

La técnica de la medición abierta indirecta (ioc) se basa en la comparación entre las fuentes de volatilización conocida y desconocida del NH_3 . Una red de fuentes puntuales en un sistema de tubos de plástico sobre la superficie libera amoníaco en una proporción conocida de una parcela estándar. Muestreadores con bloqueadores de ácido miden el amoníaco en el aire sobre las parcelas estándar y las fertilizadas con estiércol. Las ventajas de esta técnica sobre otras, tales como los túneles de viento, son sus escasos requerimientos técnicos y las condiciones climáticas inalteradas.

MÉTODOS DE BALANCE DE N, ^{15}N Y DIFERENCIA DE N

Las técnicas de balance determinan las diferencias entre el N aplicado y el que permanece en el suelo y en el cultivo después de algún tiempo. Una simplificación de un balance completo de N es el método de la diferencia de N en suelos no cultivados para determinar la diferencia entre el N aplicado +

el N remanente en los tratamientos de control, y el N remanente en las parcelas tratadas o muestreadas. La pérdida de N del sistema se atribuye normalmente a la volatilización del NH_3 , y no se tienen en cuenta otras vías de pérdida de N, tales como la desnitrificación y la lixiviación. Como en la mayoría de los casos este método ha sido aplicado a sistemas inundados enmendados con fertilizantes de urea y NH_4^+ , la desnitrificación se ha considerado despreciable durante el tiempo considerado.

Las técnicas de balance de ^{15}N pueden analizar el destino del fertilizante N marcado con ^{15}N en el suelo y en el cultivo (y en el agua almacenada). Las mediciones de las pérdidas del NH_3 con, por ejemplo, métodos micrometeorológicos en conjunción con las técnicas de ^{15}N han sido usadas para estimar las pérdidas de desnitrificación. Esto es posible cuando las pérdidas por escorrentía y lixiviación son conocidas o cuando los caminos de esas pérdidas son evitables.

Debido a que el medio ambiente, así como los factores químicos y biológicos afectan a la volatilización del NH_3 de los suelos fertilizados, es aconsejable determinar la volatilización del NH_3 usando técnicas que no alteren el medioambiente del campo o que produzcan una alteración mínima. Tanto las técnicas micrometeorológicas como la técnica del balance de ^{15}N satisfacen este requerimiento. Sin embargo, las técnicas de balance del ^{15}N producen estimaciones totales de la pérdida de N. Por consiguiente, para la determinación de las pérdidas de NH_3 y la desnitrificación, resulta más apropiada una combinación de las técnicas de balance de ^{15}N y de las micrometeorológicas.

Capítulo 4 Mediciones

MEDICIONES DE ÓXIDO NITROSO, DESNITRIFICACIÓN Y ÓXIDO NÍTRICO

Emisiones inducidas por los fertilizantes

De manera semejante a los suelos naturales, los campos agrícolas no fertilizados efectúan emisiones de NO y N₂O. Un prerrequisito para tales emisiones es la disponibilidad de N, la cual viene determinada principalmente por la mineralización de la materia orgánica del suelo y la fijación de N. Las tasas de mineralización dependen de la historia del uso de la tierra (es decir de los cultivos anteriores, el manejo de los residuos y la fertilización).

Para estimar los efectos de la actividad humana sobre las emisiones muchos autores han usado el concepto de emisión inducida por el fertilizante (la emisión proveniente de la parcela fertilizada menos la proveniente de la parcela de control expresada como un porcentaje del N aplicado). En este concepto se asume que la emisión proveniente de la parcela de control es equivalente a la emisión natural.

Los Cuadros 4 y 5 presentan los cálculos de la emisión inducida por fertilizantes para diferentes tipos de fertilizantes sin considerar el intervalo del período de medición, y las condiciones del suelo y clima. No todas las mediciones incluyen parcelas de control, por consiguiente, el número de mediciones de las emisiones inducidas por los fertilizantes es menor que el de la emisión total de N₂O o NO.

Óxido nítrico

Las mediciones en el conjunto de los datos bibliográficos desde 1995 no han cambiado significativamente desde los primeros resultados que se encontraron utilizando un subconjunto del conjunto de datos actuales, excepto para los altos valores medios de fertilizantes a base de nitratos y los altos valores máximos de sulfato amónico y urea (Cuadro 4). Estos resultados derivaron de un experimento en Costa Rica, con emisiones extremadamente altas. Los autores de estas mediciones especularon sobre el hecho de que las emisiones

en los trópicos pueden exceder a las de las regiones templadas debido a las condiciones de humedad y temperatura, que favorecen las altas pérdidas de N_2O . Sin embargo, los valores máximos en el conjunto de datos para amoníaco anhidro salen de mediciones hechas en un clima templado: de 7,3 por ciento y 6,8 por ciento.

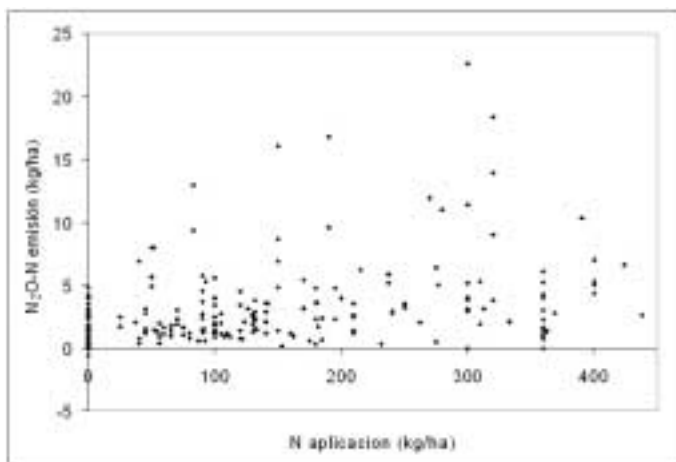
Los valores de la media y la mediana para la emisión inducida por fertilizantes de distintos tipos muestran importantes diferencias (Cuadro 4), indicando que las tasas de las emisiones no se distribuyen normalmente.

Cuadro 4
Emisión de N_2O inducida por la fertilización, en por ciento directamente calculado del conjunto de datos

Tipo de fertilizante	Media	Mediana	Desviación estándar	Número de mediciones	Máxima	Mínima
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
Urea	1,1	0,3	2,7	48	14,7	0,0
UAN	1,0	0,5	2,0	34	10,8	0,0

Bouwman (1996) concluyó que el intervalo del período de medición influye en gran medida en la emisión de N_2O inducida por la fertilización. El suministro de N proveniente del fertilizante parece tener un efecto que dura más allá del período de crecimiento del cultivo. La Figura 2 presenta la relación entre el índice de aplicación del fertilizante N y la emisión de N_2O medida, para las mediciones con un período de medición igual o mayor que un año dentro del conjunto de datos. De manera contraria a los resultados de Bouwman (1996), la Figura 2 muestra que no hay una clara relación entre la tasa de aplicación de N y la emisión anual.

FIGURA 2.
Aplicación del fertilizante N y emisión de óxido nítrico



Óxido nítrico

Los datos sobre las emisiones de NO inducidas por la fertilización en campos fertilizados también muestran diferencias importantes entre los valores de la media y la mediana (Cuadro 5). Los valores de la mediana para la emisión de NO inducida por fertilización son más bajos que aquellos para N_2O , con valores típicos de 0,1- 0,4 por ciento, con la excepción de los datos para nitrato amónico (AN) y sulfato amónico. Los altos valores de nitrato amónico derivan de una publicación, mientras que los de sulfato amónico provienen de tres mediciones.

Hutchinson y Brams (1992) observaron altas relaciones de $\text{NO}:\text{N}_2\text{O}$ en un clima Mediterráneo. Harrison *et al.* (1995) observaron valores altos de nitrato amónico cálcico (CAN) en Rothamsted, en el Reino Unido. Sin embargo, el número de mediciones es pequeño, y la alta desviación estándar de la relación $\text{NO}:\text{N}_2\text{O}$ sugiere que la incertidumbre es alta.

La Figura 3 presenta la relación entre la tasa de aplicación del fertilizante N y la emisión de NO a partir de todos los estudios del conjunto de datos. La Figura indica que no hay una clara relación entre la tasa de aplicación de N y la emisión de NO . Esto contrasta con las conclusiones de Veldkamp y Keller (1997 a) quienes concluyeron que el 0,5 por ciento del nitrógeno aplicado como fertilizante se pierde como NO (sobre la base de un subconjunto de datos de los usados en este informe).

CUADRO 5

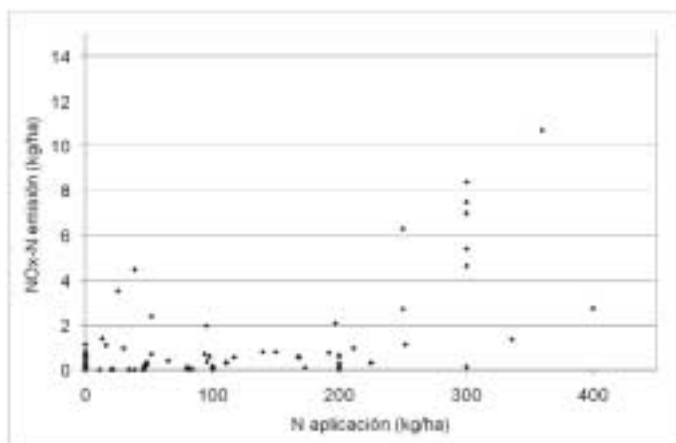
Emisión de NO (en por ciento) inducida por fertilización y relación NO/N₂O, directamente calculada del conjunto de datos

	Media	Mediana	Desviación estándar	No.	Máx.	Min.	NO/N ₂ O	Desviación estándar	No.
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 ₃	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
Urea	0,9	0,2	1,2	9	3	0	0,5	0,6	10

Hutchinson y Brams (1992) observaron altas relaciones de NO:N₂O en un clima mediterráneo. Harrison *et al.* (1995) observaron valores altos de nitrato amónico cálcico (CAN) en Rothamsted, en el Reino Unido. Sin embargo, el número de mediciones es pequeño, y la alta desviación estándar de la relación NO:N₂O sugiere que la incertidumbre es alta.

FIGURA 3

Relación entre la aplicación del fertilizante N y la emisión de óxido nítrico.



Análisis de los factores que regulan las emisiones de óxido nítrico y óxido nítrico

La discusión anterior indica que no es posible usar relaciones simples entre la tasa de aplicación de fertilizantes N y las emisiones. La razón para la falta de correlación es que el conjunto de datos incluye mediciones de una variedad de localidades con diferentes climas, suelos, cultivos y condiciones de manejo. Esto indica la necesidad de un enfoque diferente mediante el cual el conjunto de datos se resume de acuerdo a los factores que regulan las emisiones de N_2O y NO .

Tratamiento de los datos

Los factores seleccionados para el resumen de los datos incluyen: clima, tipo de cultivo, tipo de fertilizante, tasa de aplicación, modo y tiempo de la aplicación, contenido de C y N en suelos orgánicos, pH del suelo, textura del suelo y drenaje, técnicas de medición, frecuencia de las mediciones y duración del período de medición. El análisis no incluye los suelos orgánicos.

El Cuadro 6 presenta la clasificación usada para los climas. Para la descripción de las diferencias en las condiciones de uso del suelo, se usan agrupamientos funcionales basados en: textura del suelo, drenaje, contenido de C y N en suelos orgánicos, y reacción del suelo (pH) (Cuadro 16, Anejo 2). Los cultivos se agruparon en 5 tipos: gramíneas, mezcla de gramíneas con trébol, arroz inundado, legumbres y otros cultivos. El Cuadro 16 muestra también el agrupamiento por tipo de fertilizantes, tasa de aplicación y modo y tiempo de aplicación del fertilizante (excluyendo las mediciones con prados, fertilizantes tipo CAN con prados y textura de suelos orgánicos).

CUADRO 6
Códigos de clima

Código	Tipo de clima
Clima 1	Continental templado
Clima 2	Oceánico templado
Clima 3	Subtropical, con lluvias en verano
Clima 4	Subtropical, con lluvias en invierno
Clima 5	Tropical, húmedo cálido
Clima 6	Tropical, cálido y seco estacionalmente
Clima 7	Trópicos fríos
Clima 8	Boreal

Basado en Fresco *et al.* (1998), usando criterios de las Zonas Agro-Ecológicas de la FAO, (de Pauw *et al.*, 1996)

El Cuadro 3 resume las diferentes técnicas de medición en el conjunto de datos. Las clases usadas para el intervalo del período de medición fueron: <120, 120 - 180, 180 - 240, 240 - 300 y >300 días. Los agrupamientos por frecuencia de las mediciones fueron: más de una medición por día, una por día, una cada 2 - 3 días, una cada 3 - 7 días y menos de una vez por semana. Muchos estudios han usado frecuencias de medición variables con mediciones que son más intensivas poco después de la fertilización y menos frecuentes cuando las tasas de emisión cayeron a niveles mínimos. En tales casos, se seleccionaron las frecuencias más altas. Los agrupamientos para las mediciones de los datos de NO son diferentes debido a la escasez de datos (Cuadro 16).

Sobre la base de la clasificación hecha para los diferentes factores, el conjunto de datos se resumió calculando para cada uno de los factores de la clase: valores de la media, mediana, media ponderada y mediana ponderada de la emisión medida de N₂O y NO.

Los valores de la media ponderada indican características no equilibradas de los valores medios. Estos valores se calcularon con el procedimiento de la probabilidad máxima residual. La mediana ponderada indica caracterización no equilibrados y valores extremos presentes en la mediana. Los valores de la mediana ponderada se calcularon con el procedimiento de la probabilidad máxima residual utilizando la transformación logarítmica de las emisiones. La transformación logarítmica reduce la influencia de los valores extremos. La transformación inversa produce un valor medio ponderado de las emisiones.

Seguidamente, se seleccionaron los factores más importantes en el conjunto de datos que explican la transformación logarítmica de las emisiones de N₂O y NO. El procedimiento de la probabilidad máxima residual se hizo con «papel de investigación» como un efecto aleatorio, usando la estadística de WALD para seleccionar los factores más importantes (P<0,005). Para los factores seleccionados con una influencia significativa sobre la emisión de N₂O se desarrollaron los modelos de probabilidad máxima residual para predecir las emisiones de N₂O y NO. La fórmula para los modelos de emisión de N₂O y NO es:

$$\ln (\text{Emisión}) = \sum_n^1 \text{Factores de clase } (n)$$

con la *Emisión* expresada como N en kg/ha. La transformación inversa del resultado de esta ecuación produce la emisión. El Cuadro 7 presenta las clases de valores de los términos del modelo.

CUADRO 7**Valores de las constantes y clases de factores en los modelos de N₂O y NO**

Término del modelo Valor / clase

Modelo de N₂O

Constante -0,414

Tipo de fertilizante *

tasa de interacción de

la aplicación de N^a

	AA	AF	AN	CAN	NF	Mix
	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

Tipo de cultivo	Otros	Gramíneas	Trébol	Legumbres	Arroz
	0,000	-1,268	-1,242	-0,023	-2,536

Textura del suelo	Gruesa	Media	Fina
	-0,008	-0,472	0,000

Contenido de C (%) en suelos orgánicos	<1,0	1,0-3,0	3,0-6,0	>6,0
	0,000	0,140	0,580	1,045

Drenaje del suelo	Pobre	Bueno
	0,000	-0,420

pH del suelo	<5,5	5,5-7,3	>7,3
	0,000	0,109	-0,352

Clima ^b	Templado	Tropical
	0,000	0,824

Duración del período de medición (días)	<120	120-180	180-240	240-300	>300
	0,000	0,004	0,487	0,657	0,825

Frecuencia de las mediciones	>1m./d	1m./d	1m./2-3 d	1m./3-7 d	<1m./sem.
	0,000	0,125	1,639	0,825	<0,788

Modelo NO

Constante -1,527

Tipo de fertilizante *

tasa de interacción de la

aplicación de N^a

	AA	AF	AN	CAN	NF	Mix
	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

Contenido de C (%) en suelos orgánicos	<3,0	>3,0
	0,000	2,571

Drenaje del suelo	Pobre	Bueno
	0,000	0,946

a. Los valores presentados están multiplicados con la tasa de aplicación de N considerada. Los valores que aquí se presentan se utilizaron para estimar las emisiones por tipo de fertilizantes distinguidos por el IFA (1999). Para el sulfato amónico, cloruro de amonio y bicarbonato amónico se utilizaron valores de la AF; para el NKN se utilizaron valores del NF; para la urea, del UU; para soluciones nitrogenadas (Ns), del Mix; para fosfatos amónicos y para los fertilizantes compuestos nitrogenados NP y NPK, los de NP.

b. Temp: climas templados, incluyendo templados oceánicos y continentales, tropical frío, boreal y alpino/polar. Trop: climas tropicales, incluyendo lluvias de invierno subtropicales, lluvias de verano subtropicales, tropicales, cálido húmedo, y tropical cálido y seco estacionalmente.

Interpretación de los datos de las emisiones de óxido nitroso

Aunque el Cuadro 16 presenta los valores de la media, mediana, media ponderada y mediana ponderada de las emisiones medidas de N₂O para todos los sistemas y para todos los factores en consideración, en este apartado se hace referencia a los valores de la mediana ponderada.

Los valores de la media ponderada para las tasas de aplicación del N son emisiones casi constantes por debajo de 100 kg de N/ha, y las emisiones se incrementan paralelamente a las aplicaciones de N cuando éstas exceden los 100 kg de N/ha. Los valores de la media y la mediana muestran un patrón similar, excepto para tasas de 1 - 50 kg de N/ha que muestran valores más altos que los de la clase 50 -100 kg de N/ha. La tendencia es máxima en tasas que exceden los 250 kg de N/ha.

La mediana ponderada para el Clima 1 excede a la del Clima 2, lo cual refleja lo observado en las emisiones de invierno las cuales son más altas para el Clima 1 que para el Clima 2. La mediana ponderada para climas subtropicales excede a la del Clima 1 en un 94 por ciento, y a la del Clima 2 en un 127 por ciento. Los valores de la mediana ponderada para las emisiones de N₂O en el Clima 5 exceden a las del Clima 1 en un 37 por ciento y a las del Clima 2 en un 60 por ciento. Los resultados para el Clima 6, Clima 7, y Clima 8 son más inciertos que para los otros tipos de clima debido al limitado número de mediciones.

Para suelos con C orgánico y suelos con N los valores de la mediana ponderada indican un incremento de las emisiones del N₂O conjuntamente con el incremento del contenido de C y N. La diferencia en el valor de la mediana ponderada entre suelos con valores de C orgánico > 3 -6 por ciento y < 1 por ciento es del 38 por ciento, mientras que la mediana ponderada para suelos con contenido de C orgánico > 6 por ciento exceden a aquellos con valores < 1 por ciento en un 113 por ciento. Respecto al contenido de N en el suelo los valores

de la mediana ponderada para suelos con 0,15 - 0,3 por ciento de N, exceden a los de 0,05 - 0,15 por ciento de N en 38 por ciento. El número de observaciones en las otras clases es limitado y los valores calculados son menos precisos.

Los valores de la mediana ponderada para suelos con textura fina, exceden a los de textura gruesa en un 8 por ciento y a los suelos de textura media en un 59 por ciento. Los valores de la mediana ponderada para suelos drenados exceden a los suelos bien drenados en un 35 por ciento. El valor de la mediana ponderada es máximo para suelos con pH intermedio (5,5 - 7,3) excediendo a los suelos con $\text{pH} < 5,5$ en un 7 por ciento y a aquellos con $\text{pH} > 7,7$ en un 49 por ciento.

Los valores de la mediana ponderada más altos son para los fertilizantes mezclados, amoníaco anhidro y OS, respectivamente, mientras que los valores para los fertilizantes basados en NO_3^- y NP (NF y NP) son los más bajos. Las diferencias entre los valores más altos y los más bajos son del orden de 103 - 109 por ciento. Los valores altos del amoníaco anhidro y OS y los valores bajos de NF son consistentes con los estudios iniciales.

La diferencia entre la aplicación al voleo y la incorporación es pequeña. En el cultivo de arroz inundado, cuando la aplicación al voleo se produce al inicio de la panícula (bpi) se reducen las emisiones de N_2O en un 23 por ciento, si se compara con las emisiones que se producen cuando la aplicación al voleo tiene lugar 2 a 3 semanas después del trasplante, lo que indica una mayor eficiencia en la absorción del N por la planta. Los valores de la mediana ponderada para aplicaciones separadas exceden a aquellas de una única aplicación sólo ligeramente.

Los valores de la mediana ponderada son máximos para el cultivo de leguminosas seguidos por otros cultivos, gramíneas, arroz inundado y mezclas de gramíneas - trébol. El valor de la mediana ponderada para otros cultivos excede a los de gramíneas en un 121 por ciento, y a los de arroz por un factor mayor de 7. El valor de la mediana ponderada para cultivos de leguminosas excede a la clase de otros cultivos en un 37 por ciento. Las bajas emisiones de las gramíneas en comparación a la de otros cultivos pueden ser debido a una más eficiente absorción de N por la gramínea como consecuencia de largos períodos de crecimiento, particularmente en climas templados.

Las diferencias entre los valores de la mediana ponderada de la técnica micrometeorológica y los métodos de las cámaras abiertas y cerradas son de 46 y 23 por ciento respectivamente, mientras que el valor de la mediana ponderada para la técnica del gradiente es el más alto y el de la técnica de la cámara abierta el más bajo. En la mayoría de los casos hay un incremento del

N₂O medido paralelo a la prolongación del período de medición. El valor de la mediana ponderada para mediciones que cubren más de 300 días excede a la de períodos de 240 - 300, 180 - 240 y < 180 días en 54, 72 y 172 por ciento respectivamente. Muchas medidas cubren, como mucho, medio año (<180 días), y producen solo parte de la emisión anual y, probablemente, solo parte del efecto del fertilizante. En general, las mediciones de alta frecuencia muestran los valores más bajos de la mediana ponderada, con los valores más altos para frecuencias intermedias (1 medición en 2 - 3 días).

En resumen, los resultados están de acuerdo con la bibliografía. En relación a los factores que determinan la disponibilidad del N, los resultados muestran que: (i) hay un fuerte incremento de las emisiones de N₂O correspondiente a las tasas de aplicación de N; (ii) los climas cálidos muestran emisiones más altas de N₂O que los climas templados; y (iii) los suelos fértiles con altos contenidos de C orgánico y N muestran emisiones más altas que los suelos menos fértiles.

Con referencia a los factores que influyen en la relación N₂O:N₂, la textura fina del suelo, el drenaje restringido, y la reacción del suelo entre neutro a ligeramente ácido, son condiciones que favorecen la producción y emisión de N₂O. Además, las emisiones provenientes de prados son más bajas que las de los cultivos. Con respecto a las técnicas de medición, los resultados indican que períodos de medición más extensos reflejan más el efecto de la fertilización sobre las emisiones de N₂O. Estos resultados confirman las conclusiones de un estudio anterior. Finalmente, las mediciones intensivas (> 1 por día) producen emisiones más bajas que las menos intensivas, lo cual está de acuerdo con otros estudios.

Los siguientes factores tuvieron una influencia significativa ($P < 0,005$): la tasa de aplicación de N por tipo de fertilizante, el tipo de clima, el contenido de C en suelos orgánicos, la textura del suelo, el drenaje, el pH, el tipo de cultivo, la duración del experimento y la frecuencia de las mediciones. Los factores más importantes son las interacciones entre las tasas de aplicación de N y el tipo de fertilizante y el tipo de cultivo.

Todos los factores con influencia significativa sobre las emisiones fueron incluidos en un modelo REML (ver la ecuación en la sección de tratamiento de datos). Los valores de los términos del modelo se presentan en el Cuadro 7. Para calcular la emisión total anual de N₂O con este modelo se usó para el período de medición el intervalo de clase > 300 días, mientras que las estimaciones de emisión basadas en las frecuencias de más de una medición por día se consideraron más fiables que las mediciones con frecuencias más bajas.

Interpretación de los datos de las emisiones de óxido nítrico

En el Cuadro 17 (Anejo 2) se presentan los valores calculados de las emisiones medidas para la media, mediana, media ponderada y mediana ponderada. Los valores de la mediana ponderada muestran un incremento consistente en las emisiones con un incremento en la tasa de aplicación del N, lo cual está de acuerdo con las tendencias generalmente observadas en la bibliografía. Los valores de la mediana ponderada son máximos para el Clima 3, y el valor de la mediana ponderada para el Clima 5 es un 10 por ciento más alto que para el Clima 1, mientras éste es un 9 por ciento más bajo que para el Clima 2. El valor de la mediana ponderada para el Clima 3 excede a la del Clima 1 por un factor mayor de 5, y para el Clima 2 y el Clima 5 por un factor mayor de 4.

El valor de la mediana ponderada para suelos con un contenido de C orgánico > 3 por ciento excede al de los de suelos con un porcentaje < 3 en un factor de 5, lo cual está de acuerdo con los resultados de las emisiones de N_2O . Contrariamente a los resultados de N_2O para la textura del suelo, el valor de la mediana ponderada para la emisión de NO en suelos con textura gruesa excede a los de textura media en un 160 por ciento y a los de textura fina en un 148 por ciento.

Exceptuando los valores de la mediana, todos los valores de los suelos bien drenados, exceden a los de suelos mal drenados, como reflejo del hecho de que las altas emisiones de NO requieren condiciones aeróbicas. El pH del suelo tiene un marcado efecto en las emisiones de NO con valores altos en la mediana ponderada para suelos con bajo pH ($\text{pH} < 5,5$) comparados con suelos con $\text{pH} > 5,5$; un resultado que está en acuerdo con la bibliografía.

Los tipos de fertilizante que están bien representados en el conjunto de datos, incluyen a los fertilizantes suministradores de NH_4^+ , AN, fertilizantes suministradores de NO_3^- , orinos y urea. En este grupo de tipos de fertilizantes los valores más altos de la mediana ponderada son para el AN, excediendo a los de AF, NF y UU en un 75, 17 y 26 por ciento, respectivamente.

El valor de la mediana ponderada en la aplicación por aplicación al voleo excede a la aplicación incorporada en un factor mayor de 5 y para la aplicación en forma de solución en un 124 por ciento. Con respecto al tiempo más adecuado de aplicación, las comparaciones entre las diferentes clases del conjunto son difíciles debido a la incertidumbre de los valores de las aplicaciones fraccionadas.

Los valores de la mediana ponderada para otros cultivos exceden a los cultivos de gramíneas y leguminosas en un 85 y 176 por ciento respectivamente. Los datos para el arroz inundado son también demasiado escasos para sacar cualquier conclusión.

El valor de la mediana ponderada para las cámaras abiertas excede al de las cámaras cerradas en un 24 por ciento. La mayoría de las mediciones cubrieron menos de 120 días, con valores de la mediana ponderada más bajos que para mediciones que cubrieron valores > 120 días. Esto sugiere que también para el NO el período de mediciones puede ser importante cuando se evalúan mediciones que provienen de la bibliografía. Sin embargo, aunque los datos disponibles para el período de mediciones > 300 días son escasos, los resultados sugieren que el efecto de la aplicación de N en las emisiones de NO es menos duradero que para el N_2O . Las mediciones de alta frecuencia (> 1 medición por día) de la emisión NO muestran los valores de la mediana ponderada más bajos que las mediciones de menor frecuencia. Este patrón está de acuerdo en general con los resultados para el N_2O .

En resumen, para los factores que determinan la disponibilidad del N, los datos indican que las emisiones de NO se incrementan junto con las tasas de aplicación de N, y que en climas cálidos y suelos fértiles con alto contenido de C se favorecen las emisiones de NO. Para los factores que influyen la tasa relativa de la emisión de NO, los datos muestran que las emisiones de NO son más altas para suelos neutros y con textura gruesa. Los largos períodos de medición producen emisiones más altas que los cortos períodos de medición, aunque este efecto es menos cierto para el N_2O debido al pequeño número de datos de mediciones. Como con el N_2O , las mediciones de menor frecuencia producen estimaciones de emisiones menores que las mediciones de alta frecuencia. Todos estos resultados están de acuerdo con el entendimiento general de los controles que determinan los flujos de NO.

Los factores que ejercen una influencia significativa sobre las emisiones de NO son: la tasa de aplicación de N por tipo de fertilizante, el contenido de C en suelos orgánicos y el drenaje. La influencia del clima no es significativa. Las emisiones de NO parecen estar mucho más concentradas en el período de crecimiento del cultivo que las de N_2O . Durante el período de crecimiento, las condiciones climáticas difieren menos entre los tipos de clima que durante otros períodos tales como invierno, primavera y otoño.

RESUMEN DE LAS MEDICIONES DE VOLATILIZACIÓN DEL AMONIACO

En vez de presentar el conjunto completo de datos, en esta sección se resumen los datos para los principales tipos de fertilizantes en sistemas de secano e inundadas.

Sistemas de secano

Amoníaco anhidro

En el análisis bibliográfico se encontraron pocas mediciones de amoníaco anhidro, lo que indica que la volatilización del NH_3 proveniente de este fertilizante es baja. Esto está probablemente relacionado con el modo de aplicación (normalmente por inyección), y las pérdidas por volatilización pueden ocurrir cuando el inyector no penetra lo suficiente, o cuando el suelo está o demasiado húmedo o demasiado seco. Además, la distancia entre las líneas de inyección influye en las pérdidas del NH_3 , con pérdidas muy altas asociadas con distancia entre líneas corta. Esto está relacionado con la concentración de amoníaco anhidro por unidad de volumen de suelo, la cual es muy alta cuando la distancia entre líneas de inyección es corta.

Bicarbonato amónico

Se dispone de pocos datos para el bicarbonato amónico (ABC). Con la técnica de recintos sin corrientes forzadas de aire se midió una tasa de volatilización del NH_3 de 21 por ciento. Mediciones en el laboratorio con la técnica de corriente forzada de aire en suelos loess-calcáreos indican que las tasas de volatilización del NH_3 están por encima del 30 por ciento, y en algunos casos se elevan hasta el 70 por ciento.

Nitrato amónico

Las mediciones con la técnica de balance de masa presentada por Jarvis *et al.* (1989 a) indican una tasa de volatilización del NH_3 del 6 por ciento. Sin embargo, estas mediciones se refieren a tierras de pastoreo y no está claro si la pérdida es atribuible sólo al fertilizante, puesto que una parte puede ser debida al excremento animal en el campo. Los datos indican que las tasas de volatilización del NH_3 son de 0 - 2 por ciento con valores bajos de pH, mientras que para suelos con alto pH y bajo CIC las pérdidas pueden exceder el 60 por ciento.

Sulfato amónico

Solo se dispone de un pequeño número de mediciones micrometeorológicas para suelos cubiertos con residuos en campos de caña de azúcar. Las tasas de volatilización del NH_3 fueron de 0-2 por ciento del sulfato amónico, lo cual es mucho más bajo de lo observado en algunos experimentos que usan otras técnicas. Utilizando sistemas de corrientes forzadas de aire en suelos calcáreos se han observado tasas de volatilización del NH_3 de hasta el 90 por ciento.

Nitrato amónico cálcico

Las mediciones en laboratorio con las técnicas de corrientes forzadas de aire en suelos ligeramente ácidos, neutros y ligeramente alcalinos dio por resultado tasas de volatilización del NH_3 de hasta el 6 por ciento, mientras que las mediciones de campo con las técnicas de corrientes forzadas de aire mostraron tasas de volatilización de NH_3 mucho más bajas. Mediciones con túneles de viento en suelos ligeramente ácidos también mostraron bajas tasas de volatilización de NH_3 .

Nitrato de cal

Aunque no es un fertilizante basado en el NH_4^+ , el nitrato de cal (CN) ha posibilitado comparaciones con otros tipos de fertilizantes. La diferencia entre el N aplicado como fertilizante y el N recuperado en el cultivo se usó como un sustituto de las pérdidas de volatilización del NH_3 , resultando en tasas de volatilización de bajas a despreciables.

Fosfato diamónico

Tanto la técnica de corrientes forzadas de aire como el método de balance de N para el fosfato diamónico (DAP) aplicado al voleo, muestran que las tasas de volatilización del NH_3 son altamente variables, en el rango de 2 a más de 50 por ciento. Experimentos de laboratorio para suelos con alto pH reportan las tasas de volatilización más altas del NH_3 . El método de balance de N en suelos con alto valor de pH dio como resultado altas tasas de volatilización del NH_3 (superiores al 35 por ciento). La incorporación de DAP resultó en muy bajas tasas de volatilización de NH_3 , alrededor del 10 por ciento, que es cerca de la mitad de la tasa observada para el DAP aplicado al voleo en suelos alcalinos.

Fosfato mono amónico

La revisión en el conjunto de datos de las mediciones basadas en corrientes forzadas dieron como resultado tasas de volatilización de NH_3 , derivadas de fosfato mono amónico (MAP) aplicado al voleo, en el rango de 2 a 35 por ciento en suelos que varían de ligeramente ácidos a alcalinos. El método del balance de N mostró muy bajas pérdidas de NH_3 (8 por ciento) para el MAP aplicado al voleo en comparación con el DAP en suelos con alto pH. El MAP incorporado mostró tasas de volatilización de NH_3 del 2 por ciento.

Urea

Las mediciones de las pérdidas de NH_3 provenientes de la fertilización con urea muestran un comportamiento coherente. Los resultados derivados de mediciones en sistemas cerrados, corrientes forzadas de aire,

micrometeorológicas y en el túnel de viento, indican que la volatilización del NH_3 varía en el rango del 15 - 20 por ciento del N aplicado para fertilizantes aplicados al voleo. Para la urea incorporada, las tasas de volatilización del NH_3 están entre el 5 y 15 por ciento.

Urea - nitrato amónico

Las tasas de NH_3 provenientes de la urea - nitrato amónico (UAN) aplicado al voleo, y medidas con técnicas micrometeorológicas fueron cercanas al 15 por ciento, con un rango del 8 al 15 por ciento. Sin embargo, no se indicaron los valores de pH. Las tasas de volatilización del NH_3 medidas con la técnica de la corriente forzada de aire van desde cantidades insignificantes hasta cerca del 45 por ciento en experimentos de campo con UAN aplicado al voleo sobre vertisoles arcillosos. Se observaron también altas tasas de volatilización con el método de la diferencia de N en suelos de neutros a ligeramente ácidos.

Sistemas Inundados

Bicarbonato amónico

Los datos procedentes de métodos micrometeorológicos muestran que las tasas de volatilización del NH_3 provenientes del ABC pueden alcanzar el 40 por ciento. Los valores obtenidos en arrozales en la China fueron muy bajos, debido al bajo pH del agua. Sin embargo, donde las tasas de volatilización del NH_3 fueron bajas las pérdidas totales de N provenientes del ABC fueron todavía altas como resultado de la desnitrificación. El método de aplicación no tiene una influencia marcada en las mediciones de la volatilización del NH_3 . Las mediciones para el ABC, se basaron solamente en técnicas micrometeorológicas.

Sulfato amónico

La única medición micrometeorológica disponible para el sulfato amónico aplicado al voleo indica que hasta el 40 por ciento del N del sulfato amónico puede volatilizarse. La volatilización del NH_3 que se origina en el sulfato amónico aplicado al voleo al inicio de la panícula puede alcanzar el 10 por ciento, y alrededor del 5 por ciento proviene del sulfato amónico incorporado en el momento del transplante. Las pérdidas estacionales del NH_3 provenientes del sulfato amónico incorporado en el transplante y de la aplicación al voleo al inicio de la panícula fueron cerca del 5 por ciento en las Filipinas. Mediciones basadas en recintos muestran un patrón similar, con pérdidas de NH_3 que varían desde cantidades insignificantes hasta cantidades del 20 - 30 por ciento para el sulfato amónico aplicado al voleo, y desde insignificantes hasta el 6 - 10 por ciento para el sulfato amónico incorporado. Las mediciones con botellas abiertas y cerradas muestran altas tasas de

volatilización del NH_3 provenientes del agua con un pH de 9 -10 y marcadamente más bajas las provenientes de agua con un pH < 9,5.

Urea

Las técnicas micrometeorológicas usadas en campos de arroz inundado fertilizados con urea aplicada en el momento del transplante muestran una clara diferencia en las tasas de volatilización del NH_3 entre la urea aplicado al voleo (26 por ciento; rango del 0 - 56 por ciento) y urea incorporada (21 por ciento; rango del 0 - 43 por ciento). La urea aplicada al inicio de la panícula da muy bajas proporciones de volatilización, alrededor del 7 por ciento (1-15 por ciento). La técnica de la corriente forzada de aire muestra tasas de volatilización del NH_3 del 17 por ciento para la urea aplicada al voleo, y altos valores, como del 20 por ciento, para la urea incorporada. Las técnicas de ^{15}N dan valores algo mayores de las tasas de volatilización del NH_3 , en torno al 28 por ciento (5 - 60 por ciento). La incorporación de urea en el suelo enfangado antes de la inundación permanente da por resultado bajas pérdidas de NH_3 , cercanas al 10 por ciento (0 - 16 por ciento).

Resumen de los factores que regulan la volatilización del amoníaco

Tratamiento de los datos

El análisis completo del conjunto de datos bibliográficos para evaluar las relaciones entre los distintos factores de regulación y las tasas de volatilización del NH_3 se hizo con el programa Genstat 5 versión 4,1 (PC/Windows NT).

Los factores de regulación considerados consisten en: el tipo de técnica de medición (campo o laboratorio), pH del suelo, la CIC y el contenido de carbono orgánico, la temperatura durante las mediciones, el tipo de fertilizante, los métodos de aplicación, las tasas de aplicación de N, y el tipo de cultivo. El análisis no considera los factores para los cuales los datos fueron escasos. No fueron considerados los factores (indirectamente) relacionados con las condiciones climáticas, tales como las precipitaciones durante el período de mediciones, velocidad del viento, crecimiento de algas y el pH asociado al agua. Esto es debido a que no se pueden usar las condiciones climáticas para hacer predicciones. Finalmente, el análisis también excluye los estudios relativos al uso de productos químicos tales como algicidas e inhibidores de la ureasa y nitrificación. Por consiguiente el análisis incluye 1 667 mediciones individuales (de un total de 1 900), provenientes de 148 estudios diferentes.

El Cuadro 8 presenta el agrupamiento de varios factores y su clasificación. Para cada tipo de cultivo, en el análisis se asumió que en

sistemas de secano la fertilización se aplica en el momento de la siembra, por lo que la superficie del suelo está desnuda. Los experimentos de campo y laboratorio con suelo desnudo no inundado se incluyeron por consiguiente en este grupo. La clasificación de los valores del pH en el Cuadro 8 deriva del hecho de que el análisis cuidadoso de los datos sugiere una relación no lineal entre el pH del suelo y las tasas de volatilización. Además, tal clasificación haría compatibles las relaciones con la clasificación usada en la base de datos global de las propiedades del suelo. El análisis no considera el pH del agua (un factor importante en sistemas inundados) dado que, no es posible usar este factor en extrapolaciones.

La clasificación de la textura del suelo del Cuadro 8 incluye tres amplios grupos: textura gruesa (incluyendo: arena, arena franca, franco arenosa, franca, arcillo limosa y limosa), textura media (franco arcillo arenosa, franco arcilloso y franco arcillo limosa) y textura fina (arcillo arenosa, arcillo limosa y arcilla).

El siguiente paso fue hacer un resumen de los datos mediante la determinación directa de los valores de la media (M) para las tasas de volatilización del NH_3 de cada una de las clases de todos los factores de regulación (Cuadro 8). Debido a que los valores de cada fuente probablemente no son independientes, cada una de las fuentes se ponderó por igual en el cálculo de estas medias. La ponderación no tiene influencia sistemática sobre los resultados en el caso de los valores independientes. Sin embargo, la ponderación de las fuentes, hace que queden solo 148 grados de libertad en lugar de 1 667 del conjunto total de datos. La ponderación (WR) dada para cada clase de factor (Cuadro 8) depende del número de estudios que reportan tasas de volatilización del NH_3 para esta clase de factor y el número de tasas de volatilización en cada estudio. Como el conjunto de datos incluye resultados de 148 estudios diferentes, el máximo valor de WR es 148. Por ejemplo, donde ocurre una clase de factor junto con otros nueve en solamente un estudio, el peso de la representación es 0,1.

Seguidamente, todos los valores de las tasas de volatilización del NH_3 fueron transformados a logaritmos. Esto reduce la influencia de los puntos no agrupados, particularmente las tasas de pérdidas extremadamente altas del NH_3 en el conjunto de datos. La distribución residual de la transformada logarítmica de los índices de volatilización del NH_3 es muy cercana a la distribución normal, y la transformada inversa origina una estimación del valor de la mediana de las tasas de volatilización del NH_3 , en lugar de la media. Los efectos o diferencias entre las clases de factores se pusieron de manifiesto y se estudiaron al determinar la mediana ponderada (BM) de la tasa de pérdidas del NH_3 para cada clase de factor, eliminando la influencia de los

CUADRO 8
Tasas de volatilización del NH₃ para varios factores

Factor Est. ^a Clase/Tipo/Valor

Lugar de medición

	Campo	Laboratorio
M	0,159	0,235
BM	0,054	0,089
WR	101	47

Técnicas de medición

	c	cf _d	cso	ioc	m	¹⁵ N	Nbal	ocb	wt
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

Cultivo

de secoano Gramíneas Inundado

M	0,197	0,159	0,174
BM	0,068	0,070	0,070
WR	77	33	38

Tipo de fertilizante

	AS	Urea	AN	CAN	AA	N sol.	CN	ABC	UAN
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
	MAP	DAP	U+DAP	U+MAP	UP	UUP	Estiércol	Pastoreo	Orina
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
	AN+gra.	Uc	U+KCL	U+Ca	UCN	U+FYM			
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			

Modo de aplicación

	b; b/w	i	s	bf; i/f	bpi	NR
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

Aplicación de N (kg/ha)

	<50	50-100	100-150	150-200	200-250	>250	NR
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

Temperatura (° C)

	<20	>20	NR
M	0,178	0,212	0,176
BM	0,069	0,071	0,068
WR	37	26	85

pH del suelo

	<5,5	5,5-7,3	7,3-8,5	>8,5	NR
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

CIC del Suelo (cmol/ kg)

	<16	16-24	24-32	>32	NR
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 en suelos orgánicos (%)

	<1	1-2,5	2,5-5	>5	NR
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

Textura del suelo

	Gruesa	Media	Fina	Orgánica	NR
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

NR no informado

a. M, media; BM, mediana ponderada balanceada; WR, representación de peso, M y BM son expresados como una fracción del fertilizante N aplicado.

otros factores considerados. El Cuadro 8 presenta los valores de la transformada inversa de las medianas ponderadas. El análisis no estudió los efectos de las combinaciones específicas de los diferentes factores sobre las tasas de volatilización del NH_3 (efectos de interacción) porque: (i) analizar el conjunto de datos para todas estas combinaciones es difícil dado el número de clases y factores; y (ii) no había un conocimiento a priori de estas combinaciones.

El paso siguiente fue desarrollar un modelo de regresión lineal (modelo resumen) de los valores ponderados, transformados a logaritmo, de las tasas de volatilización del NH_3 y usarlo para calcular las pérdidas globales de volatilización del NH_3 . Para predecir las tasas de volatilización del NH_3 es recomendable usar la regresión sobre la base de los datos usados en la extrapolación. Sin embargo, para las mediciones de laboratorio esto no es posible. Además, la resolución de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ en los mapas usados da una representación generalizada del medio ambiente y de las condiciones de manejo en escala panorámica. Tal resolución no es apropiada para usarla en combinación con las mediciones locales de campo.

Interpretación de los datos de volatilización del amoníaco

Los resultados de las medias y de las medianas ponderadas indican que hay una clara diferencia entre las mediciones llevadas a cabo en el campo y los estudios de laboratorio (Cuadro 8). Esto depende de varios factores, incluyendo la técnica de medición (generalmente las corrientes forzadas de aire en recintos tienen por objetivo la determinación de la máxima pérdida de NH_3), aunque las condiciones ambientales en el laboratorio pueden favorecer las pérdidas de NH_3 . Finalmente, en la mayoría de los casos (excepto en estudios en invernaderos) los suelos en los recintos fueron no cultivados, lo cual puede también favorecer las pérdidas de NH_3 .

La técnica de medición usada para determinar las pérdidas de NH_3 es también muy importante. Los valores de la media y la mediana ponderada fueron altos para las mediciones basadas en el ^{15}N y las mediciones abiertas indirectas (ioc). El valor de la media para la técnica de la corriente forzada de aire (cfd) es mucho más alto que en la técnica micrometeorológica (m), mientras que las medianas ponderadas muestran un orden contrario. Las estimaciones para ambas técnicas se derivan de un gran número de observaciones en la base de datos, dando una base mucho más firme que los datos disponibles para otras técnicas.

La influencia del tipo de cultivo es menos importante que la localización o la técnica de medición usada (Cuadro 8). La media para gramíneas es el 20

por ciento más baja que para los cultivos de secano, y el 10 por ciento más baja que para los sistemas inundados. Los valores de la media confirman la expectativa de que las tasas de volatilización del NH_3 son generalmente más bajas en tierras de prados que en tierras de cultivos, pero las medianas ponderadas muestran escasa diferencia.

Sin embargo, es muy importante el efecto del tipo de fertilizante aplicado en las pérdidas de NH_3 , como cabía esperar de la revisión bibliográfica. Los valores de las medias y de las medianas ponderadas coinciden ampliamente con la apreciación de los expertos. Una excepción es el amoníaco anhidro donde el modo de aplicación no se toma en cuenta. El efecto del tipo de fertilizante aplicado en la volatilización del NH_3 es muy importante, como se esperaba. Las diferencias entre los tipos de fertilizante ocurren en la media y en la mediana ponderada, con los valores más altos para el AN aplicado en tierras de prados, después para el estiércol y la urea, y los valores más bajos para el CN y el amoníaco anhidro.

La aplicación del fertilizante al voleo y en forma líquida tiene medianas ponderadas similares. La incorporación conduce a una importante reducción del 50 por ciento en comparación con la aplicación al voleo. En sistemas de arroz la aplicación del fertilizante antes de la inundación (bf; i/f) y la aplicación al inicio de la panícula (bpi) tienen valores mucho más bajos de mediana ponderada que la aplicación para campos inundados (b; bw). La reducción de la volatilización de NH_3 que se puede lograr mediante la aplicación al inicio de la panícula comparada con la aplicación al voleo en el momento del trasplante es del 50 por ciento, lo cual está de acuerdo con la revisión bibliográfica. En contraste con el modo de aplicación, la tasa de aplicación no ejerce una influencia clara en los índices de pérdida del NH_3 .

Los resultados para las propiedades del suelo están de acuerdo, en un grado variable, con las expectativas de los estudios bibliográficos. Las medianas ponderadas para suelos con $\text{pH} > 8,5$ exceden a los de pH en el rango de 5,5 a 7,3 en un 61 por ciento, y a los de $\text{pH} < 5,5$ en un 80 por ciento. Las medianas ponderadas para suelos con pH en el rango de 7,3 a 8,5 exceden a los del rango de 5,5 a 7,3 en un 39 por ciento y a los de $\text{pH} < 5,5$ en un 55 por ciento.

El efecto de la CIC del suelo es un poco menos claro que el del pH del suelo. Los valores de la media para las diferentes clases de CIC muestran un comportamiento consistente, con menor volatilización de NH_3 en suelos con alto CIC que en suelos con bajo CIC. Las medianas ponderadas son el 40 por ciento más bajas para $\text{CIC} > 32$ cmol/kg que para suelos con $\text{CIC} < 32$ cmol/kg. Sin embargo, en las medianas ponderadas la relación entre las tasas

de volatilización del NH_3 y el CIC para suelos con $\text{CIC} < 32 \text{ cmol/kg}$ desaparece.

La influencia del contenido de C orgánico en suelos no está clara. Los valores de la media y la mediana ponderada son más altos para la clase más baja de carbono orgánico en suelos que para la segunda más baja. El número de observaciones es pequeño en las clases 3 y 4, y las estimaciones son por consiguiente menos fiables que para las clases 1 y 2.

La influencia de la textura del suelo no está clara, con altas medias y medianas ponderadas de la tasa de volatilización del NH_3 para suelos superficiales de textura media y valores más bajos tanto para suelos de textura fina como gruesa.

Regresión

La siguiente fase fue estudiar los efectos combinados de los diferentes factores usando el análisis de regresión. A partir del conjunto de factores seleccionados del resumen de los datos ya mencionados, la regresión concierne solo los que tienen una clara influencia en la volatilización del NH_3 , excepto para los factores relacionados con el tiempo y la técnica de medición y los factores locales.

Fue necesario excluir a priori del análisis de regresión los factores relacionados con las condiciones climáticas dado que la falta de datos evita su uso en extrapolaciones. Las diferentes técnicas de medición y localizaciones evidenció claras diferencias entre las medias y las medianas ponderadas. Sin embargo, su exclusión dependió del hecho de que no es posible usar las técnicas de medición para la predicción sin tener el conocimiento a priori necesario para juzgar la precisión de dichas técnicas, a la vez que el conjunto de datos utilizados no puede proporcionar una base suficiente para explicar la influencia de la localización de la medición. Por consiguiente, la regresión produce un valor promedio para las tasas de volatilización del NH_3 aplicado a todas las técnicas de medición y a todas las localizaciones incluidas en el conjunto de datos.

La tasa de aplicación de N, el contenido de carbono orgánico en suelos y la textura del suelo no muestran una relación consistente con las tasas de volatilización del NH_3 y por ello no se utilizaron en la regresión. La ausencia de una relación puede ser debido al hecho de que el carbono orgánico del suelo y la textura son los principales determinantes de la CIC del suelo. Por consiguiente, se asume que la influencia del C y de la textura del suelo en las tasas de volatilización del NH_3 está incluida en el factor de la CIC.

Los factores seleccionados para el análisis de regresión fueron: el tipo de cultivo, el tipo de fertilizante y su modo de aplicación, la temperatura, el pH del suelo y la CIC. El Cuadro 9 presenta el resumen de los parámetros fijados para las diferentes clases de factores del modelo resultante. Los valores de los factores se transforman en logaritmos. El cálculo de las tasas de pérdida del NH_3 es: $\exp(\text{valor de factor del tipo de cultivo} + \text{tipo de fertilizante} + \text{modo de aplicación} + \text{pH del suelo} + \text{CIC del suelo} + \text{clima})$. Por ejemplo: para gramíneas fertilizadas con urea aplicado al voleo (b) en un suelo con un pH variable entre: $5,5 < \text{pH} < 7,3$, un CIC variable entre: $16 < \text{CIC} < 24$, en un clima templado, el índice de volatilización del NH_3 es: $\exp(-0,158 + 0,666 - 1,305 - 0,933 + 0,012 - 0,402) = \exp(-2,120) = 0,120$. Consecuentemente, las pérdidas de la aplicación de N - urea son 0,120 expresadas como una fracción.

La varianza calculada por el modelo es alrededor del 30 por ciento. Esto significa que los valores individuales de volatilización del NH_3 provenientes de los documentos de investigación difieren, en promedio, cerca del 15 por ciento menos de la media calculada por el modelo que los que provienen de su media común. En consecuencia, el modelo resumen no es adecuado para el cálculo de los índices de volatilización del NH_3 proveniente de mediciones en documentos individuales de investigación para lugares específicos. El modelo calcula la mediana de las tasas de volatilización del NH_3 , las cuales tienen mayor interés cuando la escala de trabajo es panorámica en lugar de mediciones puntuales hechas en condiciones locales.

CUADRO 9
Los valores de los factores en el modelo linear de regresión

Tipo de cultivo		Tipo de fertilizante	
Cultivos de secano	-0.045	AS	0.429
Prados	-0.158	Urea	0.666
Cultivos inundables	0	AN	-0.35
		CAN	-1.064
		AA	-1.151
Método de aplicación			
b	-1.305	Nsol. ^a	-0.748
i	-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
pH del suelo		U+DAP	0.803
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
		Prados	-0.378
CIC del suelo		Orinas	0.747
CIC≤16	0.088	AN+prados	1.229
16<CIC≤24	0.012	Uc	0.25
24<CIC≤32	0.163	U+KCl	0.469
CIC>32	0	U+Ca/Mg	0.753
		UCN	-0.43
Clima		U+FYM	0.385
Temperado	-0.402		
Tropical	0		

a. El valor del factor para el fosfate amónico fue calculado basado en la composición global de 80 por ciento DAP y 20 por ciento MAP; para compuestos de NK (principalmente KNO_3) el valor de CN fue usado; los valores del factor para los otros compuestos de fertilizantes están basados en los varios compuestos de NP y NPK en el conjunto de datos de las mediciones; para soluciones de N los datos recogidos para todos los fertilizantes nitrogenados aplicados en solución.

Capítulo 5 Estimaciones globales

DATOS SOBRE USO DE LA TIERRA, MANEJO DE FERTILIZANTES Y MEDIO AMBIENTE

Los datos de distribución de la cobertura/uso de la tierra para las áreas de prados, arroz y otros cultivos provienen de Zuidema *et al.* (1994). Esta base global de datos se deriva de mapas de vegetación natural y clima en combinación con la información estadística proveniente de la FAO (2000). Como la resolución es 0,5°, hay errores en la malla de datos para los países pequeños. Por ejemplo, el área total de un país pequeño puede no estar representado por el 0,5° de la cuadrícula de la malla. Tal problema ocurre frecuentemente con islas o áreas costeras.

Los datos sobre manejo de prados son extremadamente escasos. Sin embargo, para extrapolar la volatilización del NH_3 proveniente de la aplicación de fertilizantes y estiércol, se necesita conocer la localización de los prados usados más o menos intensivamente. Este proceso implica asumir algunas suposiciones simples en los tres tipos de prados que se definen: (i) prados usados intensivamente, que reciben solamente aportaciones de estiércol, y se definen como prados localizados dentro de las tierras arables; (ii) prados fertilizados que reciben aportes de nutrientes provenientes de fertilizantes minerales en adición al estiércol, como se reporta en el IFA/IFDC/FAO (1999) (estos prados están localizados dentro de los prados usados intensivamente); (iii) prados extensivos que son los prados restantes de aquellos dados en el informe de Zuidema *et al.* (1994), éstos no se consideraron porque son objeto de pastoreo y la aplicación intencional de fertilizantes o estiércol se consideró insignificante.

Para la mayoría de los países los prados usados intensivamente están en aquellas cuadrículas donde las tierras arables representan por lo menos un tercio del área. Fue necesario hacer muchas excepciones para compatibilizar estas áreas con aquellas del IFA/IFDC/FAO (1999).

Para los campos de arroz inundado, los valores usados por hectárea del fertilizante nitrogenado provienen del IFA/IFDC/FAO (1999), con algunas excepciones. El uso de fertilizantes nitrogenados por los otros cultivos en

tierras áridas se calculó como la diferencia entre el uso total de fertilizante N de la IFA (1999) y la suma del N usado en arroz anegado y prados de la IFA/IFDC/FAO (1999), con excepciones para algunos países.

La cantidad de N disponible en el estiércol para la fertilización de cultivos y prados se calculó a partir de la excreción total excluyendo la excreción durante el pastoreo, el uso del estiércol como combustible y las pérdidas de NH_3 durante el almacenamiento de estiércol. Se asumió que la mitad de la excreción animal estaba disponible como fertilizante para las tierras arables y la otra mitad para los prados. Para algunos países, fue necesario ajustar el porcentaje del estiércol aplicado a los prados para evitar excesivas tasas de aplicación. De esta manera, la tasa máxima asumida de N fue 200 kg/ha para países industrializados y 50 kg/ha para países en desarrollo; lo cual afecta la disponibilidad para los cultivos. Se asumió que las tasas de aplicación de estiércol para los campos de arroz anegado y para los cultivos de secano fueron iguales.

Las tasas de volatilización del amoníaco son lineales con respecto a las tasas de aplicación de N. Sin embargo, los modelos de las emisiones de N_2O y NO muestran una respuesta no lineal de las emisiones con los índices de aplicación de N. Por consiguiente, los índices de aplicación promedio por país de N_2O y NO usados para el amoníaco podrían no ser una estimación correcta de las emisiones. Para tomar en consideración el hecho de que no todos los campos agrícolas reciben fertilizantes, se usaron los datos de las tasas de aplicación de fertilizantes minerales de N del IFA/IFDC/FAO (1999) y el porcentaje de cada cultivo que realmente recibe el fertilizante, para calcular la aplicación media en los cultivos de secano para el área realmente fertilizada. Estos datos están disponibles para 49 países incluyendo algunos con el 100 por ciento de los campos fertilizados. El análisis de los datos incluyó a 38 países en desarrollo y se asumió que sólo una fracción de los campos recibe fertilizantes para determinar el uso total aparente de N por país. Para los otros países en desarrollo, se asumió que los índices de aplicación de N eran iguales a los índices calculados para América Central, América del Sur, Asia y África. No hay estadísticas disponibles sobre el uso de estiércol en tierras arables y prados. Para algunas regiones dentro de los países se puede disponer de estimaciones, pero a veces no se corresponden con las estadísticas oficiales o se han quedado obsoletas. La escasez de datos hace necesaria la generalización. Por consiguiente, para la aplicación de estiércol en tierras arables se usó la misma tasa mínima de N. Para el estiércol aplicado a prados, se usaron tasas de aplicación de N del 50 por ciento de las de los cultivos de secano, para reflejar tasas de aplicación más bajas en los prados que en los cultivos.

Además de los datos de uso de la tierra, la información con resolución de $0,5^\circ$ sobre el pH del suelo, el CIC, el contenido de C orgánico, la textura y drenaje del suelo provienen de Batjes (1997), y de un mapa con tipos de clima con resolución de $0,5^\circ$ de Fresco *et al.* (1998). Para el NH_3 no se usó esta base de datos climáticos dada la dificultad para estimar la temperatura en el momento de la aplicación del fertilizante (generalmente al inicio del período de cultivo). Por consiguiente, para la extrapolación de los índices de volatilización de NH_3 , se asumió que la temperatura en el momento de la fertilización era $>20^\circ\text{C}$ entre las latitudes 40°N y 40°S , y $<20^\circ\text{C}$ para otras latitudes.

Se tuvieron que realizar otras suposiciones adicionales. Las mediciones de las emisiones de N_2O y NO durante el período de cultivo cuando los campos de arroz están inundados dominan el conjunto de datos. Por consiguiente, en la extrapolación de las emisiones del N_2O provenientes del arroz, para el arroz del modelo, se utilizaron los parámetros de «otros cultivos» para calcular las emisiones durante el período de la post cosecha.

El manejo del fertilizante, el cual tuvo un efecto significativo sobre las tasas de volatilización del NH_3 , es el aspecto menos conocido de la extrapolación. A pesar de que es muy conocido a nivel local y nacional, es difícil generalizar esta información en un inventario global. Muchos de los fertilizantes aplicados al arroz en el Sudeste de Asia son directamente aplicados al voleo sobre el suelo inundado 14-21 días después del transplante o inmediatamente después del transplante. La aplicación al voleo es también habitual en prados.

Por lo tanto, se asumió de forma general que la aplicación del fertilizante se hace mediante una aplicación de base al voleo. Las excepciones incluyeron al amoníaco anhidro (estimación basada en la incorporación), y las soluciones de fertilizantes (líquidas). Se asumió que el estiércol usado en el cultivo de arroz se aplica por incorporación. En caso de que la incorporación de los fertilizantes fuera una práctica más frecuente, las estimaciones de las pérdidas del NH_3 tendrían que ajustarse a la baja.

Es difícil cuantificar la incertidumbre asociada con el escalamiento global. La incertidumbre en el uso del fertilizante deriva principalmente del agrupamiento de diferentes tipos de fertilizantes de N en una categoría. Los datos sobre el uso del fertilizante por los cultivos tienen un grado variable de fiabilidad, los datos son más completos y probablemente más ciertos en países industrializados que en países en desarrollo. Sin embargo, no hay estadísticas sobre el manejo de fertilizantes. La extrapolación incluyó suposiciones sobre el modo de aplicación de los fertilizantes y del estiércol. A pesar de que las

proporciones de aplicación varían entre cultivos y agricultores dentro de los países, la distribución espacial de las tasas de aplicación de los fertilizantes no es bien conocida. Además, no se sabe si ciertos tipos de fertilizantes se usan preferentemente para cultivos específicos o para prados.

La distribución de las tierras arables es bien conocida, pero los datos sobre la distribución y el manejo de prados son escasos. Aunque se dispone de información sobre el uso de fertilizantes minerales en prados, la aplicación de estiércol en prados está basada en una estimación global. La aplicación de estiércol es altamente incierta para diferentes regiones del mundo y para algunos países.

Las poblaciones de animales son bien conocidas a pesar de que el período durante el cual se realizan los censos causa alguna incertidumbre. La incertidumbre en los datos sobre la población de animales es probablemente < 10 por ciento. La mayor incertidumbre en las tasas de volatilización del NH_3 de estiércol deriva de los supuestos realizados relativos a la excreción de N y al manejo de los residuos. Para los países en desarrollo en particular, no hay datos fiables sobre las prácticas de manejo de los residuos y sobre el uso de estiércol en prados y tierras arables. Por consiguiente, este desconocimiento es probablemente mayor para países tropicales y menor para Europa Occidental.

EXTRAPOLACION PARA EL ÓXIDO NITROSO Y ÓXIDO NÍTRICO

Los modelos simples para el N_2O y NO tratados en el Capítulo 4 se usaron en un GIS con la información geográfica y los supuestos sobre el manejo de fertilizantes discutidos anteriormente.

Las cifras combinadas que resultan de los Cuadros 10 y 11 producen una emisión global anual de N_2O -N (aproximadamente 3,5 millones de toneladas) y emisiones de NO -N (aproximadamente 2,0 millones de toneladas). Alrededor del 34 por ciento de la emisión global anual de N_2O -N (3,2 millones de toneladas), provenientes de campos cultivados, se originan en los países desarrollados y 66 por ciento en los países en desarrollo. La emisión global procedente de los campos cultivados es del 3,3 por ciento de la aportación de fertilizante N (3,3 por ciento en países desarrollados y 3,4 por ciento en países en desarrollo). La emisión anual de NO - N proveniente de campos fertilizados equivale a cerca de 1,5 millones de toneladas, de las cuales el 44 por ciento proviene de los países desarrollados y el 56 por ciento de los países en desarrollo. Esto es el 2 por ciento del N suministrado en los países desarrollados y el 1,4 por ciento en los países en desarrollo.

CUADRO 10**Estimaciones de las emisiones de N₂O y NO provenientes de fertilizantes de N y de estiércol aplicados a los cultivos, 1995**

Región ^a	Área	Fertilizante N	Estiércol animal	Emisión de N ₂ O-N	Emisión de NO-N
	Millón ha			000 t	
Canadá	46	1 576	207	67	103
Estados Unidos	190	11 150	1 583	316	167
América Central	40	1 424	351	106	31
América del Sur	111	2 283	1 052	260	102
África del Norte	22	1 203	36	53	24
África Occidental	75	156	140	171	41
África Oriental	41	109	148	78	31
África del Sur	42	480	79	72	24
Europa OECD	90	6 416	3 408	233	131
Europa Oriental	48	1 834	757	70	35
Ex Unión Soviética	230	1 870	2 392	262	182
Cercano Oriente	58	2 376	180	83	45
Asia del Sur	95	24 345	5 150	397	269
Asia Sur Oriental	87	4 216	941	247	85
Oceanía	49	651	63	109	29
Japón	4	436	361	12	11
Mundo	1 436	73 467	20 664	3 150	1 498

a. Regiones del Mundo según Kreileman *et al.* (1998).

La emisión anual de N₂O-N procedente de prados fertilizados equivale aproximadamente a 0,3 millones de toneladas (58 por ciento de los países desarrollados y 42 por ciento de los países en desarrollo) y la emisión de NO-N es alrededor de 0,5 millones de toneladas (68 por ciento se origina en los países desarrollados y 32 por ciento en los países en desarrollo) (Cuadro 11).

Las emisiones de N₂O procedentes de la fertilización inducida se calcularon como la diferencia entre la emisión total y las de los campos no fertilizados (todas las otras condiciones permanecen iguales a las de las parcelas fertilizadas), expresado como un porcentaje de la aportación de N (Cuadro 12). Los resultados indican importantes diferencias entre los tipos de fertilizantes. La emisión de N₂O-N global anual inducida por la fertilización es alrededor de 0,9 millones de toneladas, o 0,8 por ciento del aporte de N, lo cual es un 1,25 por ciento más bajo que lo estimado por Bouwman (1996). Los

más altos índices de emisión inducida por la fertilización son los de la urea y otros fertilizantes simples de N (principalmente del ABC usado en China), y los más bajos los de los fertilizantes orgánicos.

La emisión del NO-N global anual inducida por la fertilización es alrededor de 0,6 millones de toneladas o 0,5 por ciento del suministro de N (Cuadro 12), lo cual está de acuerdo con la estimación del 0,5 por ciento de Veldkamp y Keller (1997 a). Los valores más altos para los índices de emisión inducida por la fertilización, de 0,8 por ciento corresponden a compuestos de NK- N y otros fertilizantes simples de nitrógeno (principalmente el ABC usado en China). Los índices de emisión más bajos de la fertilización inducida corresponden a los calculados para los fertilizantes orgánicos (0,4 por ciento).

Los cálculos para la estimación de la mediana implican el uso de las emisiones transformadas en logaritmos y su ponderación. El resultado es una estimación mejor de la emisión para una combinación específica de las clases de factores. Con el procedimiento de la máxima probabilidad residual no es posible estimar el error estándar de las emisiones estimadas por el modelo. Por lo tanto, los errores estándar se calcularon para un rango de combinaciones de los factores considerados en un modelo de regresión múltiple ponderado de N₂O. El modelo de regresión múltiple usó solamente los registros del conjunto de datos que tenían valores para todos los factores (353 mediciones). La varianza definida para este modelo es del 50 por ciento, y el rango total de incertidumbre varía del - 40 a + 70 por ciento basado en el doble del error estándar calculado para el 95 por ciento de los datos. La incertidumbre del modelo de la máxima probabilidad residual es probablemente menor que la del modelo de regresión múltiple ponderada porque el procedimiento de la máxima probabilidad residual consideró más mediciones (846 para N₂O). Para el NO, el número de grados de libertad después de la ponderación es demasiado pequeño para derivar un modelo que sea semejante al modelo de la máxima probabilidad residual, y por consiguiente resulta difícil estimar la incertidumbre del modelo.

Los modelos de N₂O y NO no son lineales con respecto a las tasas de aplicación del N. A pesar de que se usaron las estimaciones para las áreas actualmente fertilizadas, la heterogeneidad en las tasas de aplicación pueden todavía influenciar los resultados del modelo.

El error asociado a la extrapolación de las estimaciones de la emisión es aceptable si se compara a otras incertidumbres de la extrapolación global. Los modelos no son adecuados para predecir las emisiones procedentes de mediciones efectuadas en documentos de investigación individuales para sitios específicos. Sin embargo, la media de las tasas de emisión para las

CUADRO 11**Estimaciones de las emisiones de N₂O y NO provenientes de fertilizantes de N y de estiércol aplicados en prados, 1995**

Región ^a	Área	Fertilizante N	Estiércol animal	Emisión de N ₂ O-N	Emisión de NO-N
	Millón ha			000 t	
Canadá	20	0	207	7	40
Estados Unidos	84	0	1 583	31	50
América Central	22	25	351	15	14
América del Sur	59	12	1 051	34	44
África del Norte	10	0	34	5	6
África Occidental	48	0	137	30	26
África Oriental	26	0	148	13	17
África del Sur	24	31	78	13	14
Europa OECD	50	3 074	3 085	56	85
Europa Oriental	18	210	737	8	13
Ex Unión Soviética	177	760	2 389	58	115
Cercano Oriente	13	17	167	5	10
Asia del Sur	10	0	425	6	5
Asia Oriental	29	0	1 404	9	15
Asia Sur Oriental	15	0	477	8	11
Oceanía	20	175	52	29	40
Japón	0	27	59	1	1
Mundo	625	4 331	12 386	329	507

a. Las regiones del mundo se definen de acuerdo a Kreileman *et al.* (1998).

combinaciones de las clases de los factores son de mayor interés para la extrapolación a escalas panorámicas que para mediciones individuales.

EXTRAPOLACION PARA EL AMONIACO

El modelo resumen (Capítulo 4) fue usado para calcular las pérdidas por volatilización a nivel global y regional. Este ejercicio de extrapolación combinó varias fuentes de datos estadísticos e información geográfica. Los Cuadros 13 y 14 presentan el resumen de los resultados de la extrapolación. Las pérdidas globales de amoníaco proveniente de fertilizantes minerales se estimaron en 11 millones de toneladas de N / año (14 por ciento del uso de fertilizantes minerales de N) y están en estrecho acuerdo con Bouwman *et al.*

(1997). Los resultados indican que las tasas de volatilización del NH_3 en países en desarrollo exceden a la de los países desarrollados en un factor de 4,3.

Las pérdidas globales del NH_3 provenientes del uso anual de 11,8 millones de toneladas de fertilizantes minerales de N en cultivos de arroz inundado se elevan a 2,3 millones de toneladas de N/año, o sea el 20 por ciento del N aplicado. La mayor parte de estas pérdidas ocurren en países en desarrollo (97 por ciento). En los cultivos de secano el 14 por ciento de los 61,7 millones de toneladas de fertilizantes minerales de N se pierde como

CUADRO 12

Uso global del N y estimaciones por tipo de fertilizante de las emisiones inducidas de N_2O y NO por la fertilización

Tipo de fertilizante ^a	Uso Global del N (millón t/ año)	Pérdidas de $\text{N}_2\text{O-N}$ ^b (%)	Pérdidas de NO-N (%)
Sulfato amónico	2,4	1,0	0,6
Urea	34,4	1,1	0,6
Nitrato amónico	7,5	0,9	0,5
Nitrato amónico cálcico	3,6	0,6	0,6
Amoniaco, aplicación directa	4,6	0,8	0,5
Soluciones de nitrógeno	4,0	0,9	0,6
Otros fertilizantes simples nitrogenados ^c	10,1	1,0	0,8
Fosfato amónico	4,1	0,8	0,6
Otros compuestos NP-N	1,7	0,8	0,5
Compuestos NK-N	0,0	0,8	0,8
Compuestos NPK-N	6,1	0,7	0,5
Total de fertilizantes minerales	78,5	1,0	0,6
Fertilizantes orgánicos	33,0	0,6	0,4
Total de fertilizantes minerales y orgánicos	111,6	0,8	0,5

a. Las estimaciones por tipo de fertilizante están basadas en áreas donde sólo se aplican fertilizantes minerales (usando los valores de los factores para cada tipo de fertilizante individual), áreas donde se aplican combinadamente fertilizantes minerales y orgánicos (usando los valores de los factores para estas combinaciones) y áreas donde sólo se usan fertilizantes orgánicos (usando los valores de los factores para fertilizantes orgánicos).

b. La posible absorción de NO por las hojas de las plantas no ha sido contabilizada. Esta absorción puede ser particularmente importante en prados y cultivos perennes.

c. La mayoría de los otros fertilizantes simples (90 por ciento) de N se usan en China, predominantemente en la forma de bicarbonato amónico (95 por ciento). El remanente es cloruro amónico. Para ambos fertilizantes el valor del factor usado fue el sulfato amónico.

NH_3 , siendo mayores los índices de pérdidas en los países en desarrollo (18 por ciento) que en los países desarrollados (8 por ciento). En prados, el uso global anual de fertilizantes minerales de N es de 4,3 millones de toneladas de N, con índices de pérdidas estimadas del 13 por ciento para los países en desarrollo y del 6 por ciento para los países desarrollados. En los países desarrollados se usa casi el 100 por ciento del fertilizante mineral de N que se destina a prados.

Las pérdidas globales de NH_3 que provienen del uso anual de 12,4 millones de toneladas de N del estiércol en prados se eleva a 2,7 millones de toneladas de N/ año, de los cuales cerca del 60 por ciento proviene de los países desarrollados. Las tasas de volatilización del NH_3 provenientes del estiércol son del 22 por ciento del N aplicado (20 por ciento en países desarrollados y 25 por ciento en países en desarrollo). En cultivos de secano, el 26 por ciento de los 17,4 millones de toneladas de N provenientes del estiércol se pierde como NH_3 , con elevados índices en los países en desarrollo (29 por ciento), que son mayores que en los países desarrollados (22 por ciento). Los índices más altos para los países en desarrollo se deben a las altas temperaturas y al dominio del uso de la urea, el ABC y el sulfato amónico en el cultivo del arroz inundado. El volumen de estiércol aplicado anualmente a los cultivos de secano es de 8,6 millones de toneladas de N en los países desarrollados y 8,8 millones de toneladas de N en los países en desarrollo. En sistemas de arroz inundados, el uso anual estimado de N proveniente del estiércol es de 3,3 millones de toneladas de N, principalmente en países en desarrollo. Como se asume que la incorporación predomina en los cultivos de arroz, los índices de volatilización de NH_3 son más bajos que para los cultivos de secano (17 por ciento en países en desarrollo y 16 por ciento en países desarrollados).

En el Cuadro 15 se compara la media global de las tasas de volatilización por tipo de fertilizante (IFA, 1995) basado en el resumen del modelo de regresión con otros inventarios procedentes de la bibliografía. Los resultados están de acuerdo con las estimaciones de ECETOC (1994) y Bouwman *et al.* (1997), excepto para sulfato amónico y los fertilizantes compuestos incluyendo MAP y DAP. Los datos reunidos en este informe para sulfato amónico están basados en 176 mediciones de un gran número de diferentes documentos de investigación y de diferentes lugares con diferentes condiciones. Por lo tanto, los resultados pueden considerarse como representativos para las condiciones reales en el campo.

Los índices de volatilización del NH_3 encontrados en los fertilizantes que contienen fósforo son más altos que los presentados por ECETOC (1994) y Bouwman *et al.* (1997). Esto puede deberse a la influencia de los fosfatos, los

CUADRO 13
Estimaciones de las pérdidas por volatilización del NH₃ provenientes de la aplicación de N en prados fertilizados, cultivos de secano y arroz inundado, por región en 1995

Región ^a	Prados fertilizados			Cultivos de secano			Arroz Inundado		
	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)
Canadá	0	0	0	46	1 576	140	0	0	0
Estados Unidos	0	0	0	189	10 982	787	1	168	15
América Central	1	25	3	40	1 392	215	0	32	5
América del Sur	1	12	1	109	2 049	348	3	234	43
África del Norte	0	0	0	21	1 126	214	1	78	16
África Occidental	0	0	0	73	130	19	1	26	4
África Oriental	0	0	0	40	109	17	1	1	0
África del Sur	3	31	3	42	477	51	0	3	0
Europa OECD	37	3 074	156	90	6 384	448	0	32	3
Europa Oriental	3	210	13	48	1 834	123	0	1	0
Ex Unión Soviética	33	760	59	229	1 856	157	1	14	1
Cercano Oriente	4	17	3	57	2 305	422	1	71	18
Asia del Sur	0	0	0	162	8 295	1 827	44	4 646	1 030
Asia Oriental	0	0	0	69	19 855	3 318	26	4 490	829
Asia Sur Oriental	0	0	0	52	2 405	421	35	1 811	335
Oceanía	20	175	23	49	639	108	0	12	2
Japón	0	27	4	2	265	36	2	171	24
Total	103	4 331	265	1 319	61 678	8 650	117	11 788	2 327

a. La designación de las regiones para cambios globales, proceden de Kreileman *et al.* (1998).

cuales pueden cambiar el ambiente para favorecer el incremento de las pérdidas de NH₃ por precipitación del Ca. Tanto la fórmula (pH) como la forma del fosfato adicionado pueden influir en la reacción con el Ca, y por consiguiente en las pérdidas de NH₃. La composición de la categoría de fertilizantes NP-N y NPK-N es incierta. En este informe la tasa de volatilización para estos fertilizantes compuestos estuvo basada en datos de todos los fertilizantes NP presentes en la base de datos; la tasa de volatilización de NH₃ del fosfato amónico (AP) está basada en los resultados del MAP y del DAP (Cuadros 9 y 15).

Las indeterminaciones en los resultados de la extrapolación se originan de las indeterminaciones del modelo resumen como tal y en las

CUADRO 14

Estimaciones de las pérdidas por volatilización del NH₃ provenientes de la aplicación de estiércol en prados usados intensivamente, en cultivos de secano y en arroz inundado, por región en 1995

Región ^a	Prados fertilizados			Cultivos de secano			Arroz Inundado		
	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)	Área (millón ha)	Uso de N (000 t)	Pérdida NH ₃ -N (000 t)
Canadá	20	207	41	46	207	45	0	0	0
Estados Unidos	84	1 583	366	189	1 573	394	1	10	2
América Central	22	351	92	40	349	105	0	3	0
América del Sur	59	1 051	271	109	1 020	291	3	32	5
África del Norte	10	34	11	21	33	12	1	3	1
África Occidental	48	137	35	73	137	39	1	3	1
África Oriental	26	148	40	40	143	43	1	6	1
África del Sur	24	78	20	42	78	23	0	2	0
Europa OECD	50	3 085	561	90	3 402	684	0	7	1
Europa Oriental	18	737	130	48	757	149	0	0	0
Ex Unión Soviética	177	2 389	511	229	2 378	555	1	15	2
Cercano Oriente	13	167	53	57	177	64	1	2	1
Asia del Sur	10	425	114	162	2 850	917	44	965	175
Asia Oriental	29	1 404	324	69	3 500	953	26	1 650	276
Asia Sur Oriental	15	477	114	52	544	147	35	396	62
Oceanía	20	52	14	49	63	19	0	0	0
Japón	0	59	16	2	186	51	2	175	28
Total	625	12 386	2 712	1 319	17 396	4 492	117	3 270	555

a. La designación de las regiones para cambios globales, proceden de Kreileman *et al.* (1998).

indeterminaciones causadas por los errores debidos al escalamiento. El rango de los índices de volatilización del NH₃ de varios fertilizantes se calculó considerando los errores estándar de la regresión. Los errores estándar dependen de la clase de factores seleccionados, pero parecen ser muy similares para tipos de fertilizantes individuales para todos los tipos de cultivo, clima y condiciones del suelo. Por consiguiente, el rango de las tasas de volatilización se calculó para un número de combinaciones de clases de factor para cada cultivo y tipo de fertilizante. Esto se hizo sobre la base del doble de los errores estándar para incluir el 95 por ciento de las observaciones. La desviación promedio de los resultados (Cuadro 15) se aplicó para estimar las pérdidas globales de volatilización del NH₃ para cada categoría de fertilizante. El rango

CUADRO 15**Tasas de pérdidas de volatilización del NH₃ por categoría de fertilizantes minerales y por el estiércol, 1995**

Categoría de fertilizante	Uso millón t	Pérdidas por volatilización del NH ₃			Valores comparativos	
		Total millón t	Media %	Rango %	Bouman <i>et al.</i> 1997 %	ECETOC 1994 %
Sulfato amónico	2,4	0,4	16	12 - 20	8	5 - 15
Urea	34,4	7,3	21	18 -26	15 -25	10 -20
Nitrato amónico	7,5	0,5	6	5 -9	2	1 -3
Nitrato amónico cálcico	3,6	0,1	3	2 -4	2	1 -3
Aplicación directa de amoniaco	4,6	0,1	2	1 -3	4	4
Soluciones de nitrógeno	4,0	0,2	5	2 -11	2.5	-
Otros nitrógenos simples	10,1	1,5	15	10 -22	20 -30	-
Fosfato amónico ^a	4,1	0,5	11	5 -25	2 -5	5
Otros compuestos NP-N ^b	1,7	0,2	11	6 -19		-
Compuestos NK-N ^c	0,0	0,0	2	1 -5		-
Compuesto NPK -N ^b	6,1	0,5	9	5 -16	2 -4	1 -5
Total de fertilizantes minerales	78,5	11,2	14	10 -19		
Estiércol	33,0	7,8	23	19 -29	20	20

a. Los resultados para AP están basados en la mezcla de las estimaciones globales de 80 por ciento de DAP y 20 por ciento de MAP.

b. Los resultados para otros NP - N y NPK - N son las medias de las estimaciones para todos los fertilizantes de P que contienen N presente en el conjunto de datos.

c. La estimación para NK - N (principalmente fertilizante basado en NO₃⁻) está basado en CN.

resultante para las estimaciones de las pérdidas de volatilización para todos los fertilizantes es de 10-19 por ciento para fertilizantes minerales, y de 19-29 por ciento para el estiércol. El rango para algunos fertilizantes individuales es mucho más extenso, dependiendo del número de representaciones en el conjunto de datos (Cuadro 15). Los rangos calculados no tomaron en consideración las omisiones en el modelo resumen o los errores por escalamiento.

Dado que se encontró que las tasas de fertilización no influyen en las tasas de volatilización, las pérdidas del NH₃ pueden llevarse a escala global basándose en las tasas de fertilización promedio y la aplicación de estiércol en el país. Consecuentemente, se reconoce que hay errores en la distribución espacial de la mezcla de fertilizantes y en sus tasas de aplicación, y en sus combinaciones con las condiciones del suelo. Sin embargo, para la resolución usada de 0,5°, este error es aceptable.

Capítulo 6

Conclusiones

EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO Y ÓXIDO NÍTRICO

Los principales factores que controlan las emisiones de N_2O incluyen aquellos que regulan la disponibilidad de nitrógeno, es decir, la tasa de aplicación de nitrógeno, clima y contenido de C del suelo. La tasa de aplicación de N determina directamente la disponibilidad de N. El contenido de C en el suelo es un representante de la fertilidad del suelo, mientras que el clima, a través de la temperatura y la humedad, influye en la velocidad de los procesos del suelo y la competición microbios/planta. Los estudios demuestran que en los trópicos la absorción por las plantas puede exceder la competición microbiana, por consiguiente las tasas de desnitrificación pueden ser relativamente bajas incluso en condiciones de calor y humedad.

Los factores que influyen la proporción relativa del N_2O comparado a las pérdidas totales de desnitrificación son la textura del suelo, el drenaje y el pH. La textura fina del suelo, el pobre drenaje y la reacción del suelo neutra a ligeramente ácida son condiciones que favorecen la emisión de N_2O . Los factores de manejo que influyen la emisión de N_2O son el tipo de cultivo (incrementándose la emisión de N_2O en el siguiente orden: gramíneas, cultivos anuales de no leguminosas, cultivo de leguminosas) y el tipo de fertilizante (con los valores más altos para el amoníaco anhidro y mezclas de fertilizantes orgánicos y minerales).

Los principales factores que regulan las emisiones de NO son: la tasa de aplicación de N, el tipo de fertilizante, el contenido de C orgánico en los suelos y el drenaje del suelo. De manera similar al N_2O , las emisiones de NO se incrementan con la tasa de aplicación de N y el contenido de C en el suelo. Sin embargo, al contrario del N_2O las emisiones de NO de suelos bien drenados excedieron a los de los suelos pobremente drenados. Los factores que relacionan el clima y la duración del período de medición no tienen una influencia significativa sobre las emisiones de NO.

Las técnicas de medición son muy importantes en la evaluación de las mediciones de flujo de gas. Las técnicas de cámaras abiertas y cerradas producen estimaciones de las emisiones de N_2O y NO que son

aproximadamente iguales. Sin embargo, las otras técnicas producen estimaciones de las emisiones marcadamente diferentes, particularmente para el N_2O . Los datos muestran que las estimaciones de la emisión de N_2O en campos agrícolas deben estar basadas en mediciones con una frecuencia de al menos una medición por día en períodos con índices altos de emisión (por ejemplo los períodos siguientes a la aplicación de la fertilización o a eventos de precipitación) y con menor frecuencia en períodos con bajos índices de emisión, con períodos de medición de al menos un año. Para el NO períodos más cortos de medición pueden reflejar la mayor parte del efecto de fertilización de N porque el factor relacionado a la duración del período de medición no tiene una influencia significativa en las emisiones de NO. Por esta razón, la fertilización con N puede tener un efecto de mayor duración en las emisiones de N_2O que en las emisiones de NO.

La estimación anual global de las emisiones de N_2O-N y $NO-N$ provenientes de cultivos y prados alcanza 3,5 millones de toneladas de emisiones de N_2-N y 2 millones de toneladas de emisiones de $NO-N$. Las emisiones inducidas por la fertilización de N_2O y NO correspondieron al 0,8 y 0,5 por ciento, respectivamente. Las estimaciones globales presentadas en el Capítulo 4, tienen en cuenta la mayoría de los controles principales de las emisiones de N_2O y NO a escala panorámica, de las tierras arables y prados.

LA VOLATILIZACION DEL AMONÍACO

A pesar de que están incluidas un gran número de mediciones provenientes de la bibliografía, el conjunto de datos es probablemente una representación no satisfactoria de las condiciones de manejo y del medio ambiente que se dan en el mundo real. Esto es debido a que en muchos casos las mediciones se realizaron en condiciones o en lugares propensos a altas pérdidas de N en forma de gas. Por lo tanto, el informe adoptó una aproximación estadística en un intento de evitar este problema de falta de representatividad.

La comparación directa de las medias y las medianas ponderadas sirvió para seleccionar los factores más importantes que regulan la volatilización del NH_3 . Los resultados están de acuerdo con inventarios europeos y globales de la volatilización del NH_3 provenientes de fertilizantes, excepto para el sulfato amónico, el ABC y los diferentes fertilizantes compuestos NP. Los datos en este informe indican que estos fertilizantes son más propensos a la volatilización del NH_3 de lo que previamente se había pensado.

A pesar de que las estadísticas de los fertilizantes nitrogenados utilizadas pueden ser fiables, los análisis presentados en este informe contienen muchas

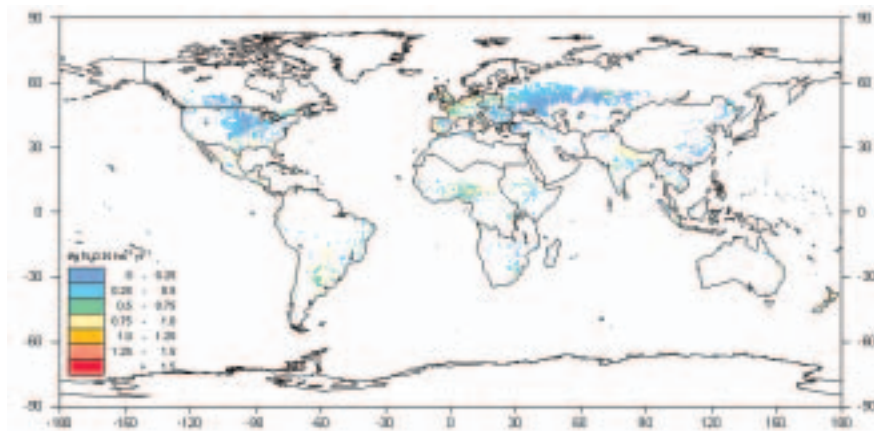
incertidumbres (Capítulo 3). Además, el tiempo y el modo de aplicación de los fertilizantes tienen una fuerte influencia sobre las pérdidas de volatilización del NH_3 . Las mayores indeterminaciones se originan en la baja representatividad en el conjunto de los datos de medición de las tasas de volatilización del NH_3 en sistemas de cultivo tropicales.

Finalmente, el modelo de regresión desarrollado en este informe es una representación de los datos bibliográficos disponibles. Muchos factores que son conocidos como controladores cruciales de la volatilización del NH_3 , como por ejemplo la velocidad del viento y el pH del agua en sistemas inundados, podrían no estar incluidos en el modelo de regresión. Esto se debe simplemente a que tales datos no están disponibles a escala global. Por consiguiente, es difícil evaluar la fiabilidad de la predicción de las pérdidas del NH_3 .

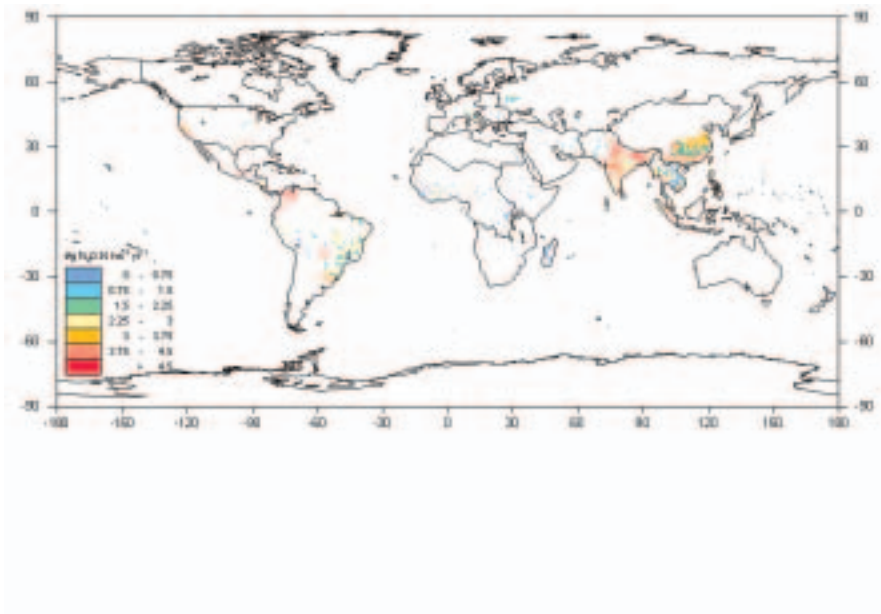
Quizás la principal incertidumbre está en la omisión del efecto de la precipitación en la volatilización del NH_3 . En la práctica, los agricultores aplican los fertilizantes inmediatamente después de las lluvias o en períodos durante los cuales se espera que llueva. La omisión de la ocurrencia de precipitaciones puede conducir a una sobrestimación sistemática de las pérdidas del NH_3 . Sin embargo, es difícil estimar la incertidumbre causada por esta omisión.

La incertidumbre de los resultados del modelo resumen es alrededor del ± 30 por ciento. La incertidumbre de los tipos de fertilización individual depende del número de mediciones disponible. Para los elementos o celdas de la malla, la incertidumbre es probablemente mayor, porque la localización de las tierras arables y los prados está basada en la estadística combinada con los mapas de cobertura de la tierra y de la adaptabilidad de la tierra. Particularmente, la localización de los prados usados intensivamente y de los prados fertilizados se basó en suposiciones muy simples.

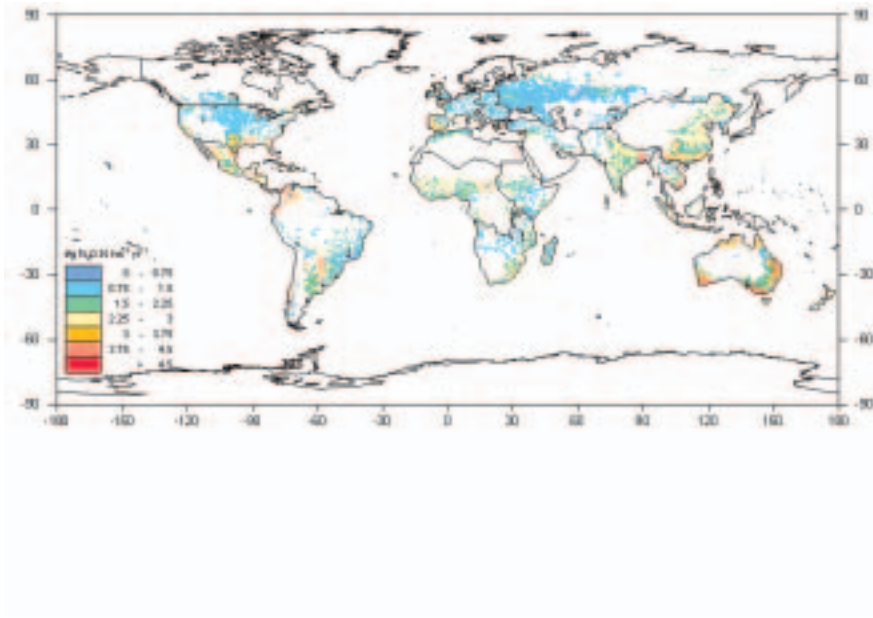
El resultado del modelo muestra que el impacto potencial de regulaciones para el uso de fertilizantes podría ser modesto desde una perspectiva de emisión global. Las cantidades involucradas, sin embargo, constituyen una fuente importante de nutrientes para las plantas. La habilidad de los agricultores para reducir tales pérdidas dependerá principalmente de los incentivos económicos, en particular en Asia del Sur y Asia Sur Oriental.



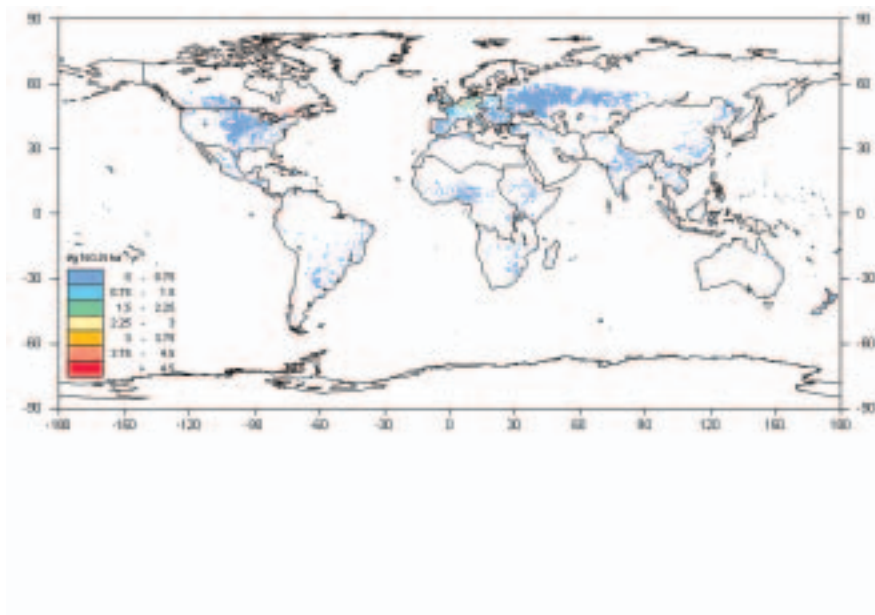
Mapa 1 : Emisiones de N₂O provenientes de prados donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



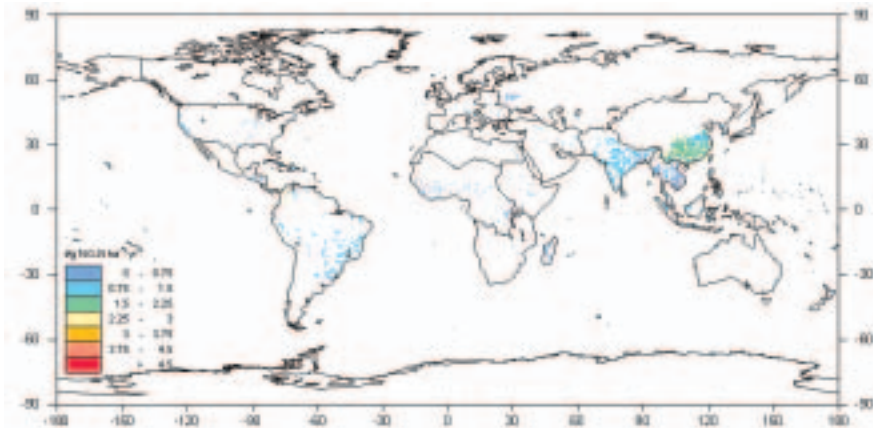
Mapa 2 : Emisiones de N_2O provenientes del arroz inundado donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



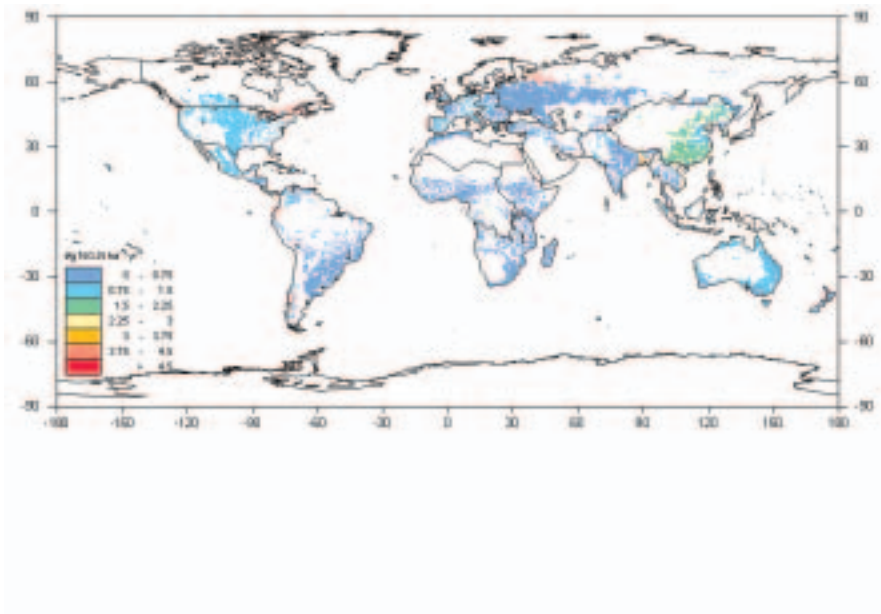
Mapa 3: Emisiones de N₂O provenientes de los cultivos de secano donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



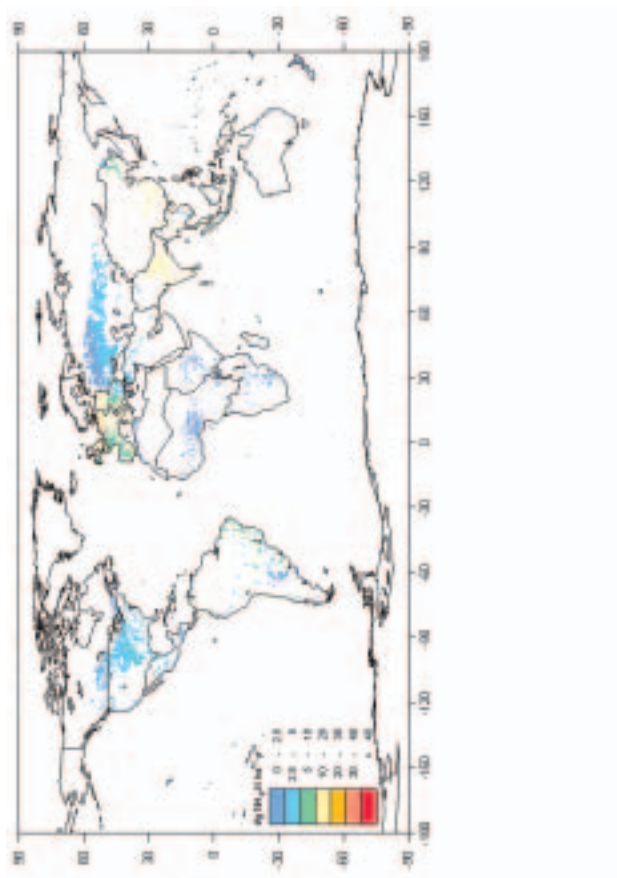
Mapa 4: Emisiones de NO provenientes de prados donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



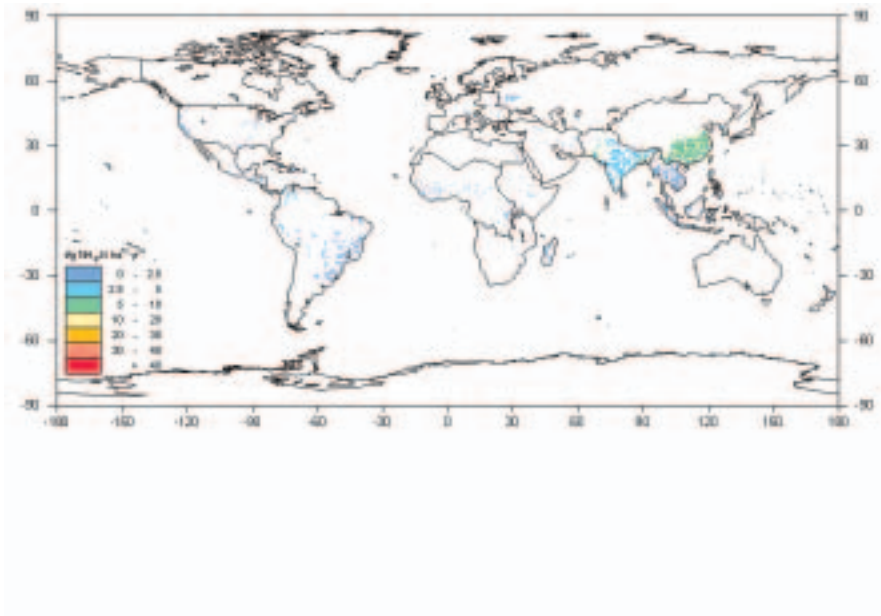
Mapa 5: Emisiones de NO provenientes de arroz inundado donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



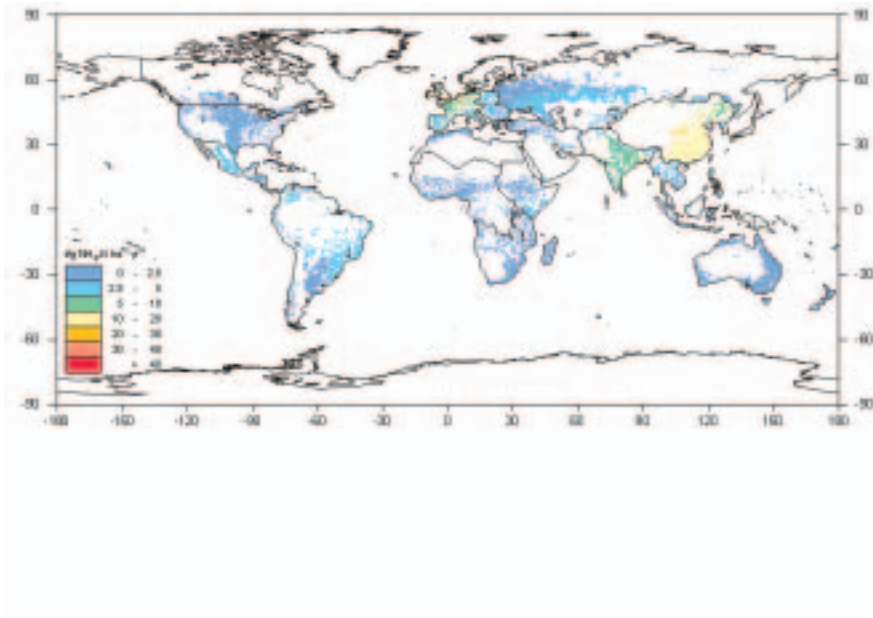
Mapa 6: Emisiones de NO provenientes de los cultivos de secano donde se aplicaron fertilizantes minerales y estiércol. Las emisiones representan las emisiones por año, teniendo en cuenta la intensidad de cultivo de cada país específico.



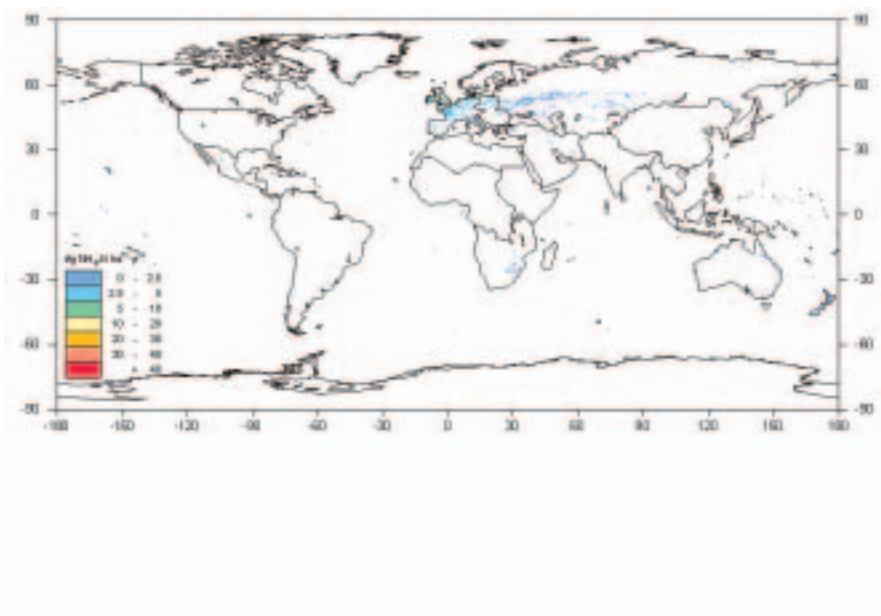
Mapa 7: Emisión anual estimada de NH_3 en 1995 proveniente de estiércol aplicado a prados.



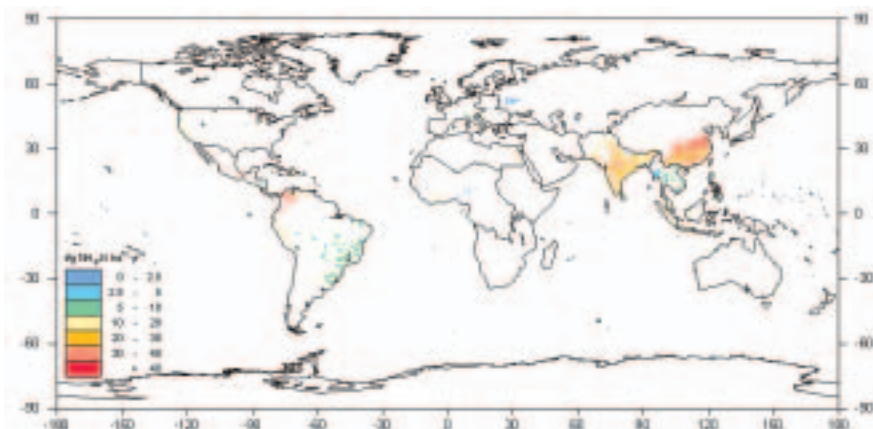
Mapa 8: Emisión anual estimada de NH_3 en 1995 proveniente de estiércol aplicado a arroz inundado.



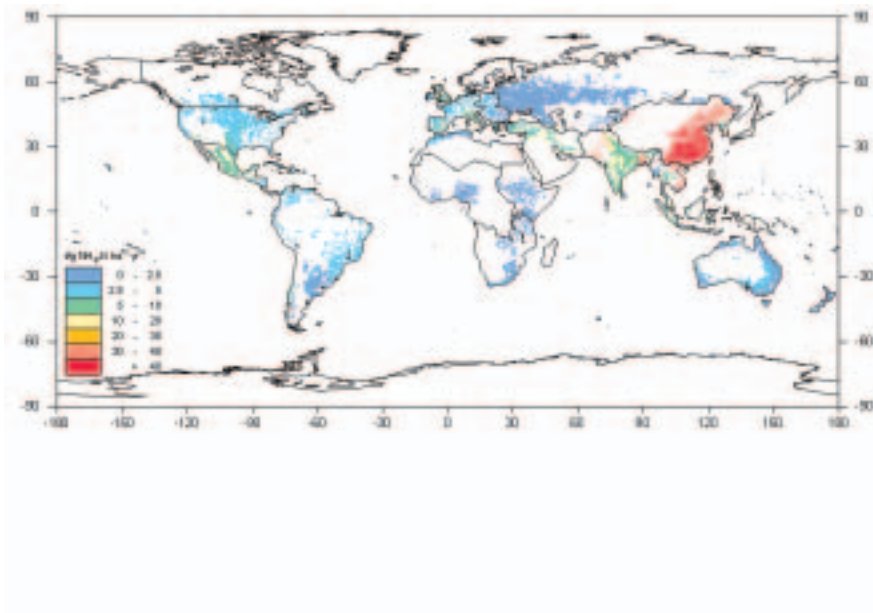
Mapa 9: Emisión anual estimada de NH₃ en 1995 proveniente de estiércol aplicado a los cultivos de secano.



Mapa 10: Emisión anual estimada de NH_3 en 1995 proveniente de fertilizantes minerales aplicados a prados. La emisión es una estimación anual. Los valores altos pueden ser causados por altas intensidades de cultivo, tal como en China, mientras que los valores bajos pueden ser el resultado de bajas intensidades de cultivo. Las tasas de emisión por hectárea de las tierras cosechadas pueden por lo tanto diferir de los aquí presentados.



Mapa 11: Emisión anual estimada de NH_3 en 1995 proveniente de fertilizantes minerales aplicados a arroz inundado. La emisión es una estimación anual. Los valores altos pueden ser causados por altas intensidades de cultivo, tal como en China, mientras que los valores bajos pueden ser el resultado de bajas intensidades de cultivo. Las tasas de emisión por hectárea de las tierras cosechadas pueden por lo tanto diferir de los aquí presentados.



Mapa 12: Emisión anual estimada de NH_3 en 1995 proveniente de fertilizantes minerales aplicados a los cultivos de secano. La emisión es una estimación anual. Los valores altos pueden ser causados por altas intensidades de cultivo, tal como en China, mientras que los valores bajos pueden ser el resultado de bajas intensidades de cultivo. Las tasas de emisión por hectárea de las tierras cosechadas pueden por lo tanto diferir de los aquí presentados.

Anejo 2 Cuadros

CUADRO 16

Emisiones de N₂O provenientes del conjunto de datos (kg de N₂O/año/ha)

Tasa de aplicación de N (kg/ha)	0	1-50	50-100	100-150	150-200	200-250	>250		
Nº de observaciones	206	33	184	113	98	56	156		
Media	1,1	1,6	1,5	1,9	2,4	3,3	6,8		
Mediana	0,6	1,2	0,7	1,2	1,2	1,4	4,1		
Media ponderada	0,5	1,8	1,8	2,0	2,3	3,1	5,4		
Mediana ponderada	0,5	1,0	1,0	1,2	1,4	1,9	3,5		
Tipo de clima	Clima 1	Clima 2	Clima 3	Clima 4	Clima 5	Clima 6	Clima 7	Clima 8	
Nº de observaciones	253	389	50	61	77	8	6	2	
Media	2,2	2,5	4,2	5,7	2,1	0,2	1,2	4,0	
Mediana	1,0	1,3	0,8	1,8	0,9	0,2	1,1	4,0	
Media ponderada	1,8	1,2	4,3	4,5	1,8	0,6	2,4	3,5	
Mediana ponderada	0,9	0,8	2,0	1,7	1,3	0,5	0,7	1,2	
Contenido de C (%) suelos orgánicos	<1,0	1,0-3,0	3,0-6,0	>6					
Nº de observaciones	92	353	126	18					
Media	1,3	2,0	2,7	5,0					
Mediana	0,8	1,0	1,5	1,6					
Media ponderada	2,0	1,6	2,1	4,4					
Mediana ponderada	0,8	0,7	1,1	1,8					
Contenido de N (%) en el suelo	<0,05	0,05-0,15	0,15-0,3	>0,3					
Nº de observaciones	2	71	228	29					
Media	3,0	1,6	2,3	4,2					
Mediana	3,0	1,0	1,2	2,3					
Media ponderada	2,3	2,2	3,3	2,3					
Mediana ponderada	0,7	1,0	1,4	1,2					

Clases de textura del suelo						
	Gruesa	Media	Fina	Drenaje del suelo		
				Pobre	Bueno	
Nº de observaciones	447	147	134	Nº de observaciones	193	460
Media	2,8	2,6	1,9	Media	2,8	2,6
Mediana	1,2	1,3	0,9	Mediana	1,4	1,1
Media ponderada	2,3	2,1	3,1	Media ponderada	2,6	2,4
Mediana ponderada	1,2	0,8	1,3	Mediana ponderada	1,2	0,9
pH del suelo	<5,5	5,5-7,3	>7,3			
Nº de observaciones	93	359	109			
Media	2,8	2,3	2,0			
Mediana	1,0	1,1	0,7			
Media ponderada	2,9	3,3	1,3			
Mediana ponderada	1,2	1,2	0,8			
Tipo de fertilizante	AA	AF	AN	CAN	NF	Mix
Nº de observaciones	38	59	117	61	53	25
Media	4,4	0,6	3,0	2,3	2,6	3,4
Mediana	2,7	0,4	1,4	1,7	0,7	2,2
Media ponderada	4,9	1,9	3,2	2,0	2,5	3,3
Mediana ponderada	1,4	1,1	1,2	1,0	0,7	1,8
Tipo de fertilizante	NP	O	OS	UUR	UAN	
Nº de observaciones	16	74	41	98	37	
Media	3,8	4,7	5,9	1,9	3,2	
Mediana	3,0	1,0	4,2	0,7	2,7	
Media ponderada	1,7	3,1	3,5	2,2	3,3	
Mediana ponderada	0,7	1,2	1,4	1,2	0,9	
Modo de aplicación del fertilizante	B	bpi	I	S		
Nº de observaciones	163	4	162	122		
Media	3,4	0,8	2,7	2,4		
Mediana	1,3	0,7	1,2	1,4		
Media ponderada	2,8	2,6	2,7	2,3		
Mediana ponderada	1,3	1,0	1,2	1,0		
Tiempo de aplicación del fertilizante	una vez	una vez/post siembra	fraccionado			
Nº de observaciones	337	153	104			
Media	2,5	4,2	3,3			
Mediana	1,0	2,2	1,6			
Media ponderada	3,0	2,1	2,4			
Mediana ponderada	1,2	1,2	1,5			

Tipo de cultivo	Gramíneas	Gramíneas	Legumbres	Arroz	Otros
	+Trébol				
Nº de observaciones	177	16	36	61	512
Media	3,3	1,1	1,3	0,7	2,9
Mediana	1,4	0,9	1,1	0,5	1,3
Media ponderada	2,7	1,2	3,6	1,9	3,2
Mediana ponderada	1,0	0,8	2,9	0,3	2,1
Técnicas de medición	C	co	G	M	Cfd
Nº de observaciones	766	15	7	32	25
Media	2,5	1,7	4,5	1,7	8,8
Mediana	1,1	1,2	3,6	1,3	3,3
Media ponderada	2,7	1,5	2,1	2,8	4,1
Mediana ponderada	0,9	0,7	2,6	1,1	0,8
Duración del experimento (días)	<120	120-180	180-240	240-300	>300
Nº de observaciones	343	132	42	34	277
Media	1,4	2,3	2,1	2,6	4,5
Mediana	0,5	1,2	1,2	1,3	2,3
Media ponderada	2,0	1,9	2,1	2,4	4,2
Mediana ponderada	0,7	0,7	1,1	1,2	1,9
Frecuencia de las mediciones 1	> 1m./día	1m./día	1m./2-3 día	1m./3-7 días	< 1m./semana
Nº de observaciones	140	286	78	262	46
Media	1,5	2,9	2,6	2,8	4,5
Mediana	0,8	1,1	1,1	1,3	2,0
Media ponderada	2,1	3,1	3,1	3,2	2,7
Mediana ponderada	1,0	0,9	1,9	1,3	1,4

Reimpreso de Bouwman *et al.* (2001 b).

1. Para las clases de frecuencia de medición de una, o más de una vez por día, se usan generalmente estas altas frecuencias son usadas en períodos que siguen a la aplicación del fertilizante, o con la presencia de lluvias; con frecuencias más bajas en períodos con índices de baja emisión.

CUADRO 17**Emissiones de NO provenientes del conjunto de datos (kg de NO-N/ año /ha)**

Tasa de aplicación del N (kg/ha)	0,0	1-100	100-200	>200				
Nº de observaciones	21	45	16	17				
Media	0,3	0,5	0,5	5,4				
Mediana	0,1	0,1	0,6	2,8				
Media ponderada	1,7	2,4	2,5	4,3				
Mediana ponderada	0,2	0,8	1,0	1,7				
Tipo de Clima	Clima 1	Clima 2	Clima 3	Clima 4	Clima 5	Clima 6	Clima 7	Clima 8
Nº de observaciones	19	34	18	0	18	10	0	
Media	1,1	1,1	1,0	-	2,7	0,1	-	-
Mediana	0,6	0,1	0,6	-	0,8	0,1	-	-
Media ponderada	-3,5	1,8	1,9	-	0,4	1,2	-	-
Mediana ponderada	0,3	0,4	1,6	-	0,3	0,9	-	-
Contenido de C (%) suelos orgánicos	<3,0	>3,0						
Nº de observaciones	47	8						
Media	0,5	4,5						
Mediana	0,1	0,4						
Media ponderada	0,2	0,5						
Mediana ponderada	0,3	1,3						
Clases de textura del suelo	Gruesa	Media	Fina					
Nº de observaciones	71	13	5					
Media	1,5	0,4	0,0					
Mediana	0,2	0,2	0,0					
Media ponderada	0,3	0,4	0,4					
Mediana ponderada	1,1	0,4	0,4					
Drenaje del suelo	Pobre	Bueno						
Nº de observaciones	7	60						
Media	0,5	1,8						
Mediana	0,5	0,4						
Media ponderada	-0,4	1,1						
Mediana ponderada	0,4	0,8						
pH del suelo	<5,5	>5,5						
Nº de observaciones	23	53						
Media	1,7	0,3						
Mediana	0,1	0,1						
Media ponderada	0,6	0,1						
Mediana ponderada	0,8	0,4						

Tipo de fertilizante	AA	AF	AN	CAN	NF	Mix
Nº de observaciones	2	14	17	5	15	1
Media	16,3	1,1	1,7	0,5	0,5	6,3
Mediana	16,3	0,2	0,4	0,4	0,1	6,3
Media ponderada	1,1	0,3	-0,2	-1,1	0,1	4,3
Mediana ponderada	0,5	0,4	0,6	0,2	0,5	2,0
Tipo de fertilizante	NP	O	OS	UUR	UAN	
Nº de observaciones	0	3	0	19	1	
Media	-	0,6	-	1,3	1,0	
Mediana	-	0,5	-	0,0	1,0	
Media ponderada	-	-0,4	-	0,7	-0,5	
Mediana ponderada	-	0,2	-	0,5	4,2	
Modo de aplicación del fertilizante	B	bpi	I	S		
Nº de observaciones	27	0	8	33		
Media	1,1	-	5,5	0,1		
Mediana	0,8	-	0,4	0,0		
Media ponderada	1,4	-	-1,1	-0,3		
Mediana ponderada	1,0	-	0,2	0,5		
Tiempo adecuado de aplicación	una vez	una vez/post siembra	fraccionado			
Nº de observaciones	28	3	6			
Media	1,7	3,1	0,7			
Mediana	0,1	2,7	0,8			
Media ponderada	1,8	-0,8	-1,3			
Mediana ponderada	0,5	1,0	0,5			
Tipo de cultivo	Gramíneas	Gramíneas-Leguminosas	Arroz	Otros		
		-Trébol				
Nº de observaciones	23	0	16	2	51	
Media	1,9	-	0,7	1,4	1,3	
Mediana	0,7	-	0,1	1,4	0,1	
Media ponderada	1,0	-	1,7	-3,5	2,3	
Mediana ponderada	0,6	-	0,4	0,4	1,1	
Técnicas de medición	c	Cfd				
Nº de observaciones	30	69				
Media	0,5	1,6				
Mediana	0,5	0,1				
Media ponderada	0,3	0,4				
Mediana ponderada	0,5	0,6				

Duración del experimento		
(días)	<120	>120
Nº de observaciones	64	35
Media	0,4	3,0
Mediana	0,1	0,8
Media ponderada	-1,2	1,9
Mediana ponderada	0,3	1,1

Frecuencia de las mediciones					
	>1m./día	1m./día	1m./2-3 días	1m./3-7 días	<1m./semana
Nº de observaciones	51	20	8	10	2
Media	0,2	2,9	4,6	0,9	0,7
Mediana	0,1	1,1	0,4	0,7	0,7
Media balanceada	-1,0	1,2	7,1	-2,0	-1,6
Mediana balanceada	0,2	1,0	1,0	0,9	1,2

Reimpreso de Bouwman *et al.* (2001 b).

1. Para las clases de frecuencia de medición de una, o más de una vez por día, se usan generalmente estas altas frecuencias en periodos que siguen a la aplicación del fertilizante, o con la presencia de lluvias; y frecuencias más bajas en periodos con índices de baja emisión.

Bibliografía

- Alexander, M. 1977. *Introduction to soil microbiology* (2nd 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 N₂O 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., Houtt, 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.
- Beyrouty, 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 NH₃ 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. N₂O 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 CO_2 and N_2O 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 N_2O 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 N₂O emissions and soil parameters of an arable silt loam - a field study. *Biol. Fert. Soils*, 28: 403-406.
- Cochran, V.L., Sparrow, E.B., Schlenter, 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. & Velthuizen, 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 CH₄ and N₂O 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 N₂O 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 NH₃ 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 NO and N₂O 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 CH₄ and N₂O 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 N₂O 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_x 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 N₂O 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 NH₃ 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 N₂O emissions from an NH₄⁺ -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*. 4th edition. FAO, Rome.
- Jacinthe, 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 NH₃, NO and N₂O and N₂ 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.
- Kliwer, 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.
- Letey, 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 (N₂O) 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 N₂O and NO emissions from forest soils: I. Model development. *J. Geophys. Res.*, 105: 4369-4384.
- Lipschultz, F., Zafiriou, O.C., Wofsy, S.C., McElroy, M.B., Valois, F.W. & Watson, S.W. 1981. Production of NO and N₂O 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 N₂O 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 N₂O 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_x, NH₃ and N₂O 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 N₂O and NO emissions in Mexican irrigated wheat, 9th 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 satava*) 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. ¹⁵N kinetic analysis of N₂O 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 Mineraldünger-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 N₂ and N₂O. *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. N₂O 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 CO₂, CO, CH₄, N₂O 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 N₂O 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 N₂O 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 NO₂ 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 N₂O 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 N₂O 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. & Raunikaar, 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. NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. NH₃ 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 N₂O 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.

Las plantas absorben solamente el 50 por ciento del fertilizante nitrogenado que se aplica a la tierra agrícola. Esta ineficacia del uso del fertilizante es en parte el resultado de las emisiones de amoníaco (NH_3), de óxido nitroso (N_2O) y de óxido nítrico (NO). La cuantificación de estas emisiones es importante tanto para aumentar en lo posible la eficacia del uso de los fertilizantes como para controlar las repercusiones de las mencionadas emisiones en los ecosistemas, en la contaminación atmosférica y en el efecto invernadero. En esta publicación se ofrece una revisión completa de la literatura sobre las emisiones de NH_3 , N_2O y NO , y se examinan los aspectos reglamentarios, las técnicas de medición y los modelos relativos a las emisiones objeto de estudio. Además, se presentan datos y se generan estimaciones globales de emisiones de NH_3 , N_2O y NO que pueden servir de punto de partida para tratar con mayor detalle las cuestiones de eficacia del uso de fertilizantes y las consecuencias de las emisiones en el ambiente.