

Distr.: General
7 de febrero de 2014

Original: inglés

Traducción realizada por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. A efectos legales solo tendrá validez la versión original en inglés.

Órgano Ejecutivo para el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia

Documento orientativo sobre la prevención y reducción de las emisiones de amoníaco de origen agropecuario

Resumen

En su primera sesión (Ginebra, 11-13 de diciembre de 2012), el órgano ejecutivo para el Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia adoptó un documento orientativo sobre la prevención y reducción de las emisiones de amoníaco de fuentes agropecuarias, y decidió que este sería el documento orientativo al que se hace referencia en el artículo 3, párrafos 8 (b) y 6, del anexo IX del Protocolo para la Reducción de la Acidificación, de la Eutrofización y del Ozono en la Troposfera de 1999 (el Protocolo de Gotemburgo), según enmienda (ECE/EB.AIR/113/Add.1, decisión 2012/11).

El documento orientativo adoptado que presentamos aquí se ha preparado para ayudar a las Partes a aplicar, cuando sea adecuado, las mejores técnicas disponibles para evitar y reducir las emisiones de amoníaco, en particular para reducir las emisiones de amoníaco de las fuentes significativas. También expone técnicas de baja emisión para la aplicación de purines a emplear, según corresponda, teniendo en cuenta el suelo y las condiciones geomorfológicas locales, el tipo de purín y la estructura de la explotación.



Contenidos

Lista de abreviaturas y acrónimos	5
Resumen	7
I. Introducción.....	13
II. Producción y cría de ganado.....	16
III. Gestión del nitrógeno, teniendo en cuenta su ciclo completo	18
IV. Estrategias de alimentación animal	22
V. Alojamiento del ganado.....	26
A. Sistemas de alojamiento para vacuno de leche y de carne	26
B. Sistemas de alojamiento para cerdos.....	28
C. Sistemas de alojamiento para aves de corral	33
VI. Técnicas de almacenamiento del estiércol.....	38
VII. Técnicas de aplicación del estiércol	41
VIII. Aplicación de fertilizantes	54
A. Fertilizantes a base de urea	54
B. Fertilizantes a base de sulfato, fosfato y nitrato de amonio	58
IX. Otras medidas relacionadas con el nitrógeno agropecuario	58
A. Pastoreo	58
B. Tratamiento del estiércol	59
C. Uso no agropecuario del estiércol	59
X. Fuentes no agropecuarias estacionarias y móviles	59
A. Técnicas generales	60
B. Técnicas adecuadas a sectores seleccionados	60
C. Producción de urea, amoniaco y fertilizantes inorgánicos de nitrógeno	61

Anexos

I. Gestión del nitrógeno, teniendo en cuenta el ciclo completo del nitrógeno	63
II. Estrategias alimentarias del ganado.....	76
Referencias	86

Cuadros

Cuadro S1. Rangos indicativos para el Nexced y la EUN objetivos en función del sistema de explotación, de las especies de cultivo y de las categorías de animales	8
Cuadro S2. Niveles objetivo indicativos de niveles de proteínas (%) del alimento seco con un contenido estándar de materia seca del 88% para animales estabulados en función de la categoría de animal y de los distintos niveles de ambición	9
Cuadro S3. Técnicas para la reducción de las emisiones de amoniaco en los alojamientos animales, sus niveles de reducción y los costes asociados	10
Cuadro S4. Técnicas para la reducción de las emisiones de amoniaco en el almacenamiento del estiércol, sus niveles de reducción y costes asociados	11

Cuadro S5. Técnicas para la reducción de las emisiones de amoniaco en la aplicación del estiércol, sus niveles de reducción y los costes asociados.....	12
Cuadro S6. Técnicas para reducir las emisiones de amoniaco en la aplicación de fertilizantes con base de urea y amonio, sus niveles de reducción y los costes asociados	13
Cuadro 1 (a) Costes de capital (gastos de capital (CAPEX)).....	15
Cuadro 1 (b) Costes anuales (gastos operativos (OPEX): el coste anual asociado con la introducción de una técnica.....	15
Cuadro 2. Rangos indicativos para el Nexced y la EUN objetivos en función del sistema de explotación, de las especies de cultivo y de las categorías de animales	21
Cuadro 3. Niveles objetivo indicativos del contenido de PB (% de materia seca de la ración) y EUN resultantes del producto vacuno en fracciones de masa (kg/kg).....	23
Cuadro 4. Niveles objetivo indicativos de PB para la alimentación de cerdos	25
Cuadro 5. Niveles objetivo de PB indicativos en la alimentación de aves de corral.....	25
Cuadro 6. Emisiones de amoniaco de distintos sistemas de alojamiento del vacuno (sistemas de referencia y técnicas de categoría 1 y 2)	28
Cuadro 7. Técnicas de categoría 1 y 2: reducción y costes de los sistemas de alojamiento para cerdos de baja emisión	32
Cuadro 8. Sistemas de alojamiento en jaulas para gallinas ponedoras (sistema de referencia): técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH ₃ asociado.....	35
Cuadro 9. Sistemas de alojamiento en jaulas acondicionadas para gallinas ponedoras: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH ₃ asociado	35
Cuadro 10. Sistemas de alojamiento sin jaulas para gallinas ponedoras: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH ₃ asociado.....	36
Cuadro 11. Sistemas de alojamiento para pollos de engorde: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH ₃ asociado.....	36
Cuadro 12. Medidas de reducción de las emisiones de amoniaco procedentes del almacenamiento de los purines del ganado vacuno y porcino	39
Cuadro 13. Técnicas de reducción de categoría 1 para la aplicación de purines a la tierra	42
Cuadro 14. Técnicas de reducción de categoría 1 para la aplicación de estiércol sólido a la tierra	43
Cuadro 15. Opciones de mitigación (categoría 1) para reducir las emisiones de amoniaco de los fertilizantes a base de urea	57

Figuras

Figura 1. Relación entre el porcentaje de NAT emitido en forma de NH ₃ durante la aplicación de purines al campo y contenido de MS (% en peso) de los purines, de acuerdo con seis estimaciones	47
Figura AI.1. Cuantificación del N en una explotación agropecuaria mixta	65
Figura AI.2. Componentes de un balance de explotación de N de una explotación agropecuaria mixta.....	65
Figura AI.3. Componentes de un balance superficie-suelo de N en un terreno agrícola	66
Figura AI.4. Porcentaje de retención del N y porcentaje de "pérdidas inevitables de N gaseoso" durante el almacenamiento del estiércol (de acuerdo con la ecuación [8])	73
Figura AII.1. Esquema de los constituyentes principales de la ración animal (contenido proteico, ratio catión-anión y contenido de polisacáridos no amiláceos) que influyen en el contenido de urea y amonio y en el pH de la orina y las heces excretadas por los animales	76

Lista de abreviaturas y acrónimos

AGV	Ácidos grasos volátiles
AP	Altura de la pradera
AT	Aislamiento de techo
BREF	Documento de referencia sobre mejores técnicas disponibles
C	Carbono
Ca	Calcio
CaCl ₂	Cloruro de calcio
CaCO ₃	Carbonato de calcio
Ca(NO ₃) ₂	Nitrato de calcio
CAPEX	Gastos de capital
CaSO ₄	Sulfato de calcio (yeso)
Cat.	Categoría
CEPE	Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas
CH ₄	Metano
cm	Centímetro
CO ₂	Dióxido de carbono
COV	Compuestos orgánicos volátiles
EG	Estiércol de granja
EUN	Eficiencia en el uso del nitrógeno
FBN	Fijación biológica del nitrógeno
°C	Grado Celsius
g	Gramo
ha	Hectárea
IPPC	Prevención y control integrado de la contaminación (Integrated Pollution Prevention and Control)
kg	Kilogramo
LECA	Agregado ligero de arcilla expandida
Mg	Magnesio
mm	Milímetro
MS	Materia seca
MTD	Mejores técnicas disponibles
N	Nitrógeno
NAT	Nitrógeno amoniacal total
N ₂	Dinitrógeno
N ₂ O	Óxido nitroso
Nexced	Excedente de nitrógeno del balance de entradas-salidas

NH ₃	Amoníaco
NH ₃ -N	Nitrógeno amoniacal
NH ₄	Amonio
NH ₄ NO ₃	Nitrato de amonio
NOD	Nitrógeno orgánico disuelto
NO ₃	Nitrato
NO _x	Óxidos de nitrógeno
NPK	Nitrógeno-fósforo-potasio
NUL	Nitrógeno ureico en leche
OPEX	Gastos operativos
P	Fósforo
PB	Proteína bruta
pH	Grado de acidez: logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno (H ⁺)
PM _{2.5}	Materia particulada fina (< 2,5 micrómetros)
PM ₁₀	Materia particulada gruesa (< 10 micrómetros)
PNA	Polisacáridos no amiláceos
Ref.	Referencia
S	Azufre
SGTA	Sistema de gestión temporal de las aplicaciones
UA	Unidades animales
UE	Unión Europea
VENF	Valor de equivalencia del nitrógeno fertilizante
VNCA	Ventilación natural controlada automáticamente

Resumen

1. El propósito de este documento es ofrecer una orientación a las Partes del Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia de la Comisión Económica para Europa (CEPE), sobre la identificación de medidas de control del amoníaco (NH_3) para reducir las emisiones procedentes de la agricultura, tal y como se indica en el anexo IX del Protocolo para la Reducción de la Acidificación, de la Eutrofización y del Ozono en la Troposfera (Protocolo de Gotemburgo).
2. Este documento resume:
 - (a) Los conocimientos actuales sobre técnicas y estrategias de reducción de emisiones de NH_3 ;
 - (b) Los antecedentes científicos y técnicos de las técnicas y estrategias;
 - (c) El coste económico de las técnicas, en términos de euros por kilogramo (kg) de NH_3 reducido;
 - (d) Cualquier limitación o restricción relativa a la aplicabilidad de las técnicas.
3. El documento trata las medidas de reducción de las emisiones de NH_3 en las siguientes áreas:
 - (a) La gestión del nitrógeno (N), teniendo en cuenta el ciclo completo del N.
 - (b) Las estrategias alimentarias para el ganado;
 - (c) Las técnicas de alojamiento del ganado;
 - (d) Las técnicas de almacenamiento del estiércol;
 - (e) Las técnicas de aplicación del estiércol;
 - (f) Las técnicas de aplicación del fertilizante;
 - (g) Otras medidas relacionadas con el N agropecuario;
 - (h) Las medidas relacionadas con fuentes estáticas y no agropecuarias.
4. La **gestión del nitrógeno** es una medida integral para disminuir las pérdidas de N. La gestión del nitrógeno se basa en la premisa de que, al disminuir el excedente de nitrógeno (Nexced) y aumentar la eficiencia del uso del N (EUN), se contribuye a reducir las emisiones de NH_3 . En las explotaciones ganaderas mixtas, entre el 10% y el 40% del Nexced está relacionado con las emisiones de NH_3 . La gestión del nitrógeno también va dirigida a identificar y evitar el intercambio de contaminantes entre los distintos compuestos de N y los elementos del medio ambiente. Establecer el balance de entradas-salidas de N a nivel de explotación es un requisito previo para optimizar la gestión del N de un modo integral.
5. El coste de elaborar un balance de N en una explotación oscila entre 200 y 500 € por explotación y año. (El balance de la explotación se refiere a la contabilización de todas las entradas de N, en forma de alimentos, fertilizantes, etc., y de todas las salidas de N, en forma de productos). Hay que tener en cuenta que los costes asociados con la formación, la promoción y la puesta en marcha de estos balances no están contemplados aquí. El coste de aumentar la EUN mediante la mejora de la gestión está entre -1,0 y 1,0 € por kg de N ahorrado. El posible ahorro está relacionado con el menor gasto en fertilizantes y el aumento de la calidad del cultivo. Los posibles costes están relacionados con el aumento de los gastos en servicios de asesoría y con los análisis del suelo, del cultivo, de la alimentación y del estiércol. El coste económico de las posibles inversiones en técnicas no está incluido en este documento, pero se analiza en otras disposiciones. El cuadro S1 enumera los rangos indicativos para la EUN y el Nexced del balance de entradas y salidas de distintos sistemas de explotación. Estos rangos sirven como orientación general; se pueden hacer más específicos por explotación y país. La EUN debe gestionarse en conjunto con las eficiencias de nutrientes totales y otros factores, como el control de plagas.

Cuadro S1

Rangos indicativos para el Nexced y la EUN objetivos en función del sistema de explotación, de las especies de cultivo y de las categorías de animales

<i>Sistemas de explotación</i>	<i>Especie/categoría</i>	<i>EUN (kg/kg)</i>	<i>Nexced (kg/ha/año)</i>	<i>Comentarios</i>
Sistemas de cultivo especializados	Cultivos herbáceos	0,6-0,9	0-50	Cereales tienen EUN alta y tubérculos baja.
	Verduras	0,4-0,8	50-100	Verduras de hoja tienen EUN baja
	Frutas	0,6-0,9	0-50	
Sistemas de rumiantes en pastizales	Vacuno lechero	0,3-0,5	100-150	Alta producción de leche, alta EUN; baja densidad animal, bajo Nexced.
	Vacuno de carne	0,2-0,4	50-150	Producción de ternera lechal, alta EUN; novillos de 2 años, baja EUN.
	Ovejas y cabras	0,2-0,3	50-150	
Sistemas agropecuarios mixtos	Vacuno lechero	0,4-0,6	50-150	Alta producción de leche, alta EUN; alimentación a base de concentrados, alta EUN.
	Vacuno de carne	0,3-0,5	50-150	
	Cerdos	0,3-0,6	50-150	
	Aves de corral	0,3-0,6	50-150	
	Otros animales	0,3-0,6	50-150	
Sistemas sin tierra	Vacuno lechero	0,8-0,9	n.a. ^a	Salidas de N vía leche, animales, estiércol + Pérdidas de N ~ igual a entradas de N Nexced = Pérdidas de N gaseoso en alojamiento y almacenamiento
	Vacuno de carne	0,8-0,9	n.a. ^a	
	Cerdos	0,7-0,9	n.a. ^a	
	Aves de corral	0,6-0,9	n.a. ^a	
	Otros animales	0,7-0,9	n.a. ^a	

^a No aplicable, puesto que esas explotaciones no tienen tierras. Sin embargo, el Nexced se puede expresar en kg por explotación y año. En el caso de que se exporten todos los productos animales, incluidos el estiércol y todos los residuos y desperdicios, el Nexced objetivo puede estar entre 0 y 1.000 kg por explotación y año, en función del tamaño de la explotación y de las pérdidas de N gaseoso.

6. **Las estrategias alimentarias para el ganado** disminuyen las emisiones de NH₃ del estiércol, tanto en el alojamiento y almacenamiento, como en su posterior aplicación a la tierra. Las estrategias alimentarias para el ganado son más difíciles de aplicar a los animales en pastoreo, pero las emisiones de los pastizales son bajas y el pastoreo en sí mismo ya es, en esencia, una medida de categoría 1¹. Las estrategias alimentarias para el ganado se implementan mediante (a) alimentación por fases, (b) alimentación baja en proteínas, con o sin suplementación de aminoácidos sintéticos específicos y de proteínas by-pass al rumen, (c) aumento del contenido en polisacáridos no amiláceos de la alimentación y (d) suplementación de sustancias reductoras del pH, como el ácido benzoico. La alimentación por fases es una medida efectiva y económicamente atractiva, incluso cuando son necesarias instalaciones adicionales. Los animales jóvenes y los de alta producción requieren una mayor concentración de proteínas que los animales más viejos, menos productivos. Las emisiones combinadas de NH₃ de todas las fuentes de la explotación disminuyen aproximadamente en

¹ Véanse los párr. 18 y 19, para una descripción de las distintas categorías.

un 10% cuando se reduce el contenido proteico medio de la dieta en 10 gramos (gr) por kg (1%). El coste económico de las estrategias alimentarias para el ganado depende del coste de los ingredientes de los alimentos y de las posibilidades de ajustar dichos ingredientes, en función de la disponibilidad, a unas proporciones óptimas. La referencia aquí es la práctica media actual, que varía considerablemente entre los distintos países y con el tiempo. Los costes netos de las estrategias alimentarias del ganado dependen de la manipulación de la dieta y de los cambios en el rendimiento animal. En general, las dietas altas en proteínas y las dietas eficientes bajas en proteínas cuestan más que las que tienen un contenido proteico medio-alto. Las dietas con un contenido demasiado alto o demasiado bajo de proteínas tienen efectos negativos en el rendimiento animal, aunque los efectos en el segundo caso sean más evidentes para los productores. El coste de la manipulación de la dieta oscila entre los -10 y 10 € por 1.000 kg de alimento, dependiendo de las condiciones del mercado para los ingredientes de los alimentos y del coste de los aminoácidos sintéticos. Por lo tanto, algunos años habrá beneficios, mientras que otros los cambios en la dieta llevarán asociados un coste. El Cuadro S2 resume los posibles objetivos de reducción de los valores proteicos, manteniendo la eficiencia de producción de cada categoría animal (ver también anexo II). Se puede observar que los costes económicos aumentan a medida que la pretensión de disminuir el contenido proteico medio aumenta de baja a alta.

Cuadro S2

Niveles objetivo indicativos del contenido en proteínas (%) del alimento seco (con un contenido estándar de materia seca del 88%), para animales estabulados, en función de la categoría animal y de los distintos niveles de grados de reducción

<i>Tipo de animal</i>	<i>Contenido medio de proteína bruta de la alimentación (%)^a</i>		
	<i>Reducción baja</i>	<i>Reducción media</i>	<i>Reducción alta</i>
Ganado vacuno			
Vacas lecheras, primera fase de la lactación (> 30 kg/día)	17-18	16-17	15-16
Vacas lecheras, primera fase de la lactación (< 30 kg/día)	16-17	15-16	14-15
Vacas lecheras, última fase de lactación	15-16	14-15	12-14
Ganado de reposición (novillas)	14-16	13-14	12-13
Terneros lechales	20-22	19-20	17-19
Terneros < 3 meses	17-18	16-17	15-16
Terneros > 6 meses	14-15	13-14	12-13
Cerdos			
Cerdas reproductoras, gestación	15-16	14-15	13-14
Cerdas reproductoras, lactación	17-18	16-17	15-16
Lechones destetados, <10 kg	21-22	20-21	19-20
Lechones, 10–25 kg	19-20	18-19	17-18
Cerdos de engorde, 25–50 kg	17-18	16-17	15-16
Cerdos de engorde, 50-110 kg	15-16	14-15	13-14
Cerdos de engorde, >110 kg	13-14	12-13	11-12
Pollos			
Pollos de engorde (broilers), iniciación	22-23	21-22	20-21
Pollos de engorde (broilers), crecimiento	21-22	20-21	19-20
Pollos de engorde (broilers), finalización	20-21	19-20	18-19
Gallinas ponedoras, 18-40 semanas	17-18	16-17	15-16
Gallinas ponedoras, > 40 semanas	16-17	15-16	14-15
Pavos			
Pavos, < 4 semanas	26-27	25-26	24-25
Pavos, 5–8 semanas	24-25	23-24	22-23

Pavos, 9-12 semanas	21-22	20-21	19-20
Pavos, 13-16 semanas	18-19	17-18	16-17
Pavos, > 16 semanas	16-17	15-16	14-15

Nota: Una disminución del 1% en el contenido proteico de la alimentación puede reducir las emisiones totales de NH₃ del estiércol en un 10%.

^a Con un suministro de aminoácidos correctamente equilibrado y de digestibilidad óptima.

7. En lo que respecta al alojamiento de los animales, la reducción de NH₃ se basa en uno o más de los siguientes principios:

- (a) Disminución del área de la superficie sucia de estiércol;
- (b) Retirada rápida de la orina; separación rápida de las heces y la orina;
- (c) Disminución de la velocidad y la temperatura del aire encima del estiércol;
- (d) Reducción del pH y de la temperatura del estiércol;
- (e) Secado del estiércol (en especial la yacija de aves de corral);
- (f) Eliminación (depuración) del NH₃ del aire de salida;
- (g) Aumento del tiempo de pastoreo.

8. Todos estos principios se han incluido en la categoría 1 (es decir, científicamente robustos y contrastados en la práctica). Las distintas categorías de animales requieren sistemas de alojamiento y condiciones ambientales diferentes, de ahí las distintas técnicas. Debido a los diferentes requisitos y tipos de alojamiento, hay distintas provisiones según la categoría de animal. Como referencias, se han tomado los sistemas de alojamiento más habituales, sin técnicas para reducir las emisiones de NH₃. El coste de las técnicas usadas para bajar las emisiones de NH₃ del alojamiento está relacionado con: (a) la amortización de las inversiones; (b) el rendimiento de las inversiones; (c) la energía; y (d) la operación y el mantenimiento. Además de los costes, hay beneficios relacionados con el aumento de la salud y el rendimiento animal. Estos beneficios son difíciles de cuantificar y no siempre se han incluido en la estimación del coste total. Los costes económicos varían según las diferentes técnicas/variantes y el tamaño de las explotaciones; las técnicas para el alojamiento del ganado vacuno todavía están en desarrollo. El Cuadro S3 presenta una visión general de la reducción de emisiones y del coste económico de las principales categorías animales.

Cuadro S3

Técnicas para la reducción de las emisiones de amoníaco en los alojamientos animales, sus niveles de reducción y los costes asociados

<i>Tipo de alojamiento</i>	<i>Reducción de emisiones en comparación con la referencia (%)^a</i>	<i>Coste extra (€/kg NH₃-N reducido)</i>
Alojamientos existentes de cerdos y aves de corral en explotaciones con > 2.000 cerdos de engorde, > 750 cerdas reproductoras y > 40.000 aves de corral	20	0-3
Alojamiento nuevo o modificado sustancialmente para vacuno	0-70	1-20
Alojamiento nuevo o modificado sustancialmente para cerdos	20-90	1-20
Alojamiento nuevo y modificado sustancialmente para pollos de engorde	20-90	1-15
Alojamiento nuevo y modificado sustancialmente para gallinas ponedoras	20-90	1-9
Alojamiento nuevo y modificado sustancialmente en explotaciones de otros animales distintos de los anteriores	0-90	1-20

^a Las referencias se especifican más adelante en este mismo documento orientativo.

9. En lo que respecta al **almacenamiento del estiércol**, la reducción de NH_3 se basa en uno o más de los siguientes principios: (a) la disminución del área de la superficie en la que se puedan producir emisiones, p. e., cubrir el estiércol almacenado, favorecer la formación de costra e incrementar la profundidad de los almacenamientos; (b) la disminución del poder contaminante original de la superficie emisora, p. e., reduciendo el pH y la concentración de amonio (NH_4); y (c) la minimización de cualquier alteración, como la aireación. Todos estos principios se han incluido en la categoría 1 (es decir, científicamente robustos y contrastados en la práctica). Estos principios son, por lo general, aplicables al almacenamiento de purines y estiércol (heces). Sin embargo, en la práctica, resultan más viables en el almacenamiento de purines. Las referencias en este caso son un depósito descubierto de purines sin costra y un montón de estiércol sólido sin cubrir.

10. El coste de las técnicas usadas para bajar las emisiones de NH_3 durante el almacenamiento está relacionado con: (a) la amortización de las inversiones; (b) el rendimiento de las inversiones; y (c) el mantenimiento. A continuación, se ofrece un resumen de los costes totales, en euros por kg de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) ahorrado (Cuadro S4). Además de los costes, también hay beneficios que tienen que ver con la disminución de las emisiones de olor, la reducción de la acumulación de agua de lluvia y el aumento de la seguridad (no hay fosos abiertos); algunos de estos beneficios son difíciles de cuantificar, por lo que no se han incluido aquí. Los rangos de costes están relacionados con las distintas técnicas/variantes y el tamaño de la explotación. Hay que tener cuenta que el coste del propio sistema de almacenamiento no está incluido en las estimaciones del cuadro S4. Algunas cubiertas solo se pueden implementar si se construyen nuevos depósitos. Los tratamientos del estiércol tales como separación, compostaje o digestión, afectan a las emisiones totales durante el "almacenamiento".

Cuadro S4

Técnicas para la reducción de las emisiones de amoníaco en el almacenamiento del estiércol, sus niveles de reducción y costes asociados

<i>Técnicas</i>	<i>Reducción de las emisiones (%)</i>	<i>Coste (€ por m³ y año)</i>	<i>Coste (€ por kg $\text{NH}_3\text{-N}$ ahorrado)</i>
Tapa ajustada	> 80	2-4	1-2,5
Cubierta de plástico	> 60	1,5-3	0,5-1,3
Cubiertas flotantes	> 40	1,5-3	0,3-5 ^a

^a No incluye costra; las costras se forman de manera natural en algunos estiércoles y no tienen coste, pero son difíciles de predecir.

11. Las técnicas de **aplicación del estiércol de baja emisión** se basan en uno o más de los siguientes principios: (a) la disminución del área de la superficie emisora, p. e., mediante aplicación en bandas, inyección o incorporación; (b) la reducción del tiempo de emisión, p. e., mediante la rápida incorporación del estiércol a la tierra, el riego inmediato o la infiltración rápida; y (c) la disminución del poder contaminante original de la superficie emisora, p. e., reduciendo el pH y la concentración NH_4 del estiércol (mediante disolución). Todos estos principios se han incluido en la categoría 1 (es decir, científicamente robustos y contrastados en la práctica). Estos principios son, por lo general, válidos para la aplicación de purines y de estiércol sólido. Sin embargo, las técnicas de reducción son más aplicables y efectivas con los purines que con el estiércol sólido. Para el estiércol sólido, la técnica más viable es la incorporación rápida al suelo y el riego inmediato. La referencia en este caso es la aplicación a voleo de purines y del estiércol sólido. Un cuarto principio sería el aplicar el estiércol cuando el potencial de volatilización sea más bajo, o sea, con temperaturas bajas y poco viento, si bien está considerado de categoría 2² porque requiere un método de validación. El coste de las técnicas usadas para bajar las emisiones de NH_3 en la aplicación está relacionado con: (a) la amortización de los costes de inversión del aplicador; (b) el rendimiento de las inversiones; (c) los costes añadidos de tractor y mano de obra; y (d) los costes de operación y el mantenimiento.

² Véanse los párr. 18 y 19 para una descripción de las distintas categorías.

12. A continuación, se ofrece un resumen de los costes que se pueden evitar mediante diferentes técnicas de aplicación del estiércol, en euros por kg de NH₃-N ahorrado (Cuadro S5). Además, existen unos beneficios difíciles de cuantificar que están relacionados con la disminución de las emisiones de olor y una menor pérdida de biodiversidad, así como con el aumento de la palatabilidad de la hierba, de la uniformidad de aplicación y de la respuesta del cultivo al estiércol. Algunos de estos beneficios son difíciles de cuantificar y, por lo tanto, no todos se han incluido en las estimaciones de costes. Los rangos de costes están relacionados con el contenido de NH₄ de los purines/estiércol; cuanto mayor sea el contenido en NH₄, menor será el coste de reducción. Es más probable que los costes medios se sitúen en la mitad inferior del rango, en especial en explotaciones grandes, o cuando se recurre a contratistas para la aplicación o se comparte el equipo.

Cuadro S5

Técnicas para la reducción de las emisiones de amoníaco en la aplicación del estiércol, sus niveles de reducción y los costes asociados

<i>Tipo de estiércol</i>	<i>Técnicas de aplicación</i>	<i>Reducción de emisiones (%)</i>	<i>Coste (€ por kg NH₃-N ahorrado)</i>
Purines	Inyección	> 60	-0,5-1,5
	Inyector superficial	> 60	-0,5-1,5
	Zapatillas colgantes,	> 30	-0,5-1,5
	Aplicación en bandas	> 30	-0,5-1,5
	Disolución	> 30	-0,5-1,0
	Sistemas de gestión	> 30	0,0-2,0
	Incorporación directa tras la aplicación superficial	> 30	-0,5-2,0
Estiércol sólido	Incorporación directa	> 30	-0,5-2,0

13. En lo referente a la **aplicación de fertilizantes a base de urea y amonio**, la reducción de las emisiones se basa en uno o más de los siguientes principios: (a) la disminución de la superficie emisora, p. e., mediante aplicación en bandas, inyección o incorporación (pero teniendo en cuenta que un incremento rápido del pH en las zonas abonadas con urea, especialmente donde haya bastantes restos de cultivo, puede dar lugar a altas emisiones debido a dicho aumento del pH); (b) la disminución del tiempo de emisión, p. e., mediante la rápida incorporación de los fertilizantes al suelo o con el riego; (c) la disminución del poder contaminante original, p. e., empleando inhibidores de la ureasa y sustancias acidificantes; y (d) la prohibición de su uso (como en el caso del bicarbonato de amonio). Todos estos principios se han incluido en la categoría 1 (es decir, científicamente robustos y contrastados en la práctica). La técnica de referencia en este caso es la aplicación a voleo de fertilizantes a base de urea y amonio.

14. El coste de las técnicas usadas para bajar las emisiones de NH₃ de los fertilizantes está relacionado con: (a) la amortización de los costes de inversión del aplicador; (b) el rendimiento de las inversiones; (c) el uso de tractores más pesados y el mayor tiempo de mano de obra; y (d) el mantenimiento. A continuación, se ofrece un resumen de los costes totales, en euros por kg de NH₃-N ahorrado (Cuadro S6). Los posibles beneficios están relacionados con la reducción del gasto en fertilizantes y en su aplicación en un sistema combinado de siembra y fertilización, y con una menor pérdida de biodiversidad. Estos beneficios son difíciles de cuantificar y no se han incluido todos. Los rangos de costes están relacionados con el tamaño de la explotación (economías de escala), las condiciones del suelo y el clima (alta reducción de emisiones en condiciones relativamente secas). Es más probable que los costes medios se sitúen en la mitad inferior del rango cuando la aplicación la realizan contratistas o se sustituyen fertilizantes de baja emisión.

Cuadro S6

Técnicas para reducir las emisiones de amoníaco en la aplicación de fertilizantes con base de urea y amonio, sus niveles de reducción y los costes asociados

<i>Tipo de fertilizante</i>	<i>Técnicas de aplicación</i>	<i>Reducción de las emisiones (%)</i>	<i>Coste (€ por kg NH₃-N ahorrado)</i>
Urea	Inyección	> 80	-0,5-1
	Inhibidores de la ureasa	> 30	-0,5-2
	Incorporación tras la aplicación superficial	> 50	-0,5-2
	Aplicación superficial con riego	> 40	-0,5-1
Carbonato de amonio	Prohibición	~100	-1-2
Fertilizantes con base de urea y amonio	Inyección	> 80	0-4
	Incorporación tras la aplicación superficial	> 50	0-4
	Aplicación superficial con riego	> 40	0-4

I. Introducción

15. El propósito de este documento es ofrecer orientación a las Partes del Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia de la Comisión Económica para Europa (CEPE), sobre la identificación de medidas de control del amoníaco (NH₃) para reducir las emisiones de origen agropecuario, teniendo en cuenta el ciclo completo del nitrógeno (N). Este documento orientativo facilitará la implementación de las obligaciones básicas contenidas en el Protocolo para la Reducción de la Acidificación, de la Eutrofización y del Ozono en la Troposfera (el Protocolo de Gotemburgo), mencionadas en su artículo 3, en relación a las emisiones de NH₃ y, más específicamente, contribuirá a la implementación efectiva de las medidas enumeradas en el anexo IX y a cumplir con los techos nacionales de emisiones de NH₃ enumerados en el anexo II, tabla 3 de este Protocolo.

16. Este documento trata sobre la reducción de las emisiones de NH₃ de origen agropecuario. La agricultura es la mayor fuente de NH₃, principalmente por las excreciones del ganado producidas durante el alojamiento de los animales y durante su almacenamiento del estiércol, procesado, tratamiento y aplicación a la tierra, así como por las excreciones de los animales en pastoreo. También producen emisiones los fertilizantes de N inorgánico tras su aplicación a la tierra, los cultivos ricos en N y los residuos de cultivos, incluido el ensilado de hierba. Gracias a las medidas de reducción, es posible aminorar las emisiones en todas las áreas antes mencionadas, con distintos grados de viabilidad, eficacia y coste.

17. La primera versión del presente documento orientativo (ver EB.AIR/1999/2) proporcionaba una orientación general sobre la reducción de las emisiones de NH₃. Dicha versión original se revisó en el 2007 (ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13). La versión actual está aún más revisada y refleja el estado del desarrollo científico y tecnológico a principios del año 2012.

18. En este documento, las estrategias y técnicas para la reducción de las emisiones de NH₃ y de las pérdidas de N están agrupadas en tres categorías.

(a) **Técnicas y estrategias de categoría 1:** Están bien investigadas, se consideran prácticas o potencialmente prácticas, y hay datos cuantitativos sobre su eficiencia de reducción, al menos a escala experimental.

(b) **Técnicas y estrategias de categoría 2:** Son prometedoras, pero la investigación actualmente no es suficiente o habrá siempre dificultades para cuantificar su eficiencia general en la reducción de emisiones. Esto no significa que no se puedan usar como parte de

una estrategia de reducción de NH₃, en función de las circunstancias locales.

(c) **Técnicas y estrategias de categoría 3:** No han demostrado todavía que sean efectivas o es posible que se excluyan por motivos prácticos.

19. Sobre la base de las investigaciones disponibles, las técnicas de categoría 1 se pueden considerar como ya verificadas para su uso en estrategias de reducción. Las técnicas de categoría 2 y 3 también se pueden usar en estrategias de reducción. Sin embargo, las Partes que apliquen técnicas de estas categorías tendrán que proporcionar una verificación independiente, a fin de demostrar la reducción de las emisiones de NH₃ reportada. Hay que tener en cuenta que, en la clasificación, no se ha tenido en cuenta el coste de las técnicas. La información sobre los costes se ofrece para orientar en la toma de decisiones sobre el uso de técnicas.

20. También se ha preparado un documento orientativo independiente, en el ámbito de la Unión Europea (UE), bajo la Directiva de Prevención y Control Integrado de la Contaminación (IPPC)³ (reemplazada en noviembre del 2011 por la Directiva de Emisiones Industriales)⁴, para reducir el rango de emisiones contaminantes de grandes unidades porcinas y avícolas. El *Documento de referencia sobre las Mejores Técnicas Disponibles para la cría intensiva de aves de corral y cerdo* está actualmente en revisión⁵. Dicho documento de referencia sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) de la UE (o BREF) solo se solapa parcialmente con el presente documento orientativo, puesto que solo define las MTD para los sectores porcino y avícola, pero deja sin tratar los de vacuno, ovino y otros tipos de ganado, así como la aplicación de estiércol o fertilizantes a la tierra. El documento actual incluye más tipos de explotación y sectores, puesto que también aborda las emisiones de NH₃ procedentes de la aplicación del estiércol y de fertilizantes a la tierra, así como de otras fuentes.

21. Las distintas opciones para la reducción del NH₃ en las distintas etapas de la producción y manipulación del estiércol del ganado son interdependientes entre sí, por lo que una combinación de medidas no es una simple suma de efectos combinados en la reducción de emisiones. Controlar las emisiones procedentes de la aplicación de estiércol a la tierra es especialmente importante, ya que éstas representan, por lo general, una gran parte del total de las emisiones del ganado; y porque la aplicación a la tierra es la última fase de la manipulación del estiércol. Sin una reducción en esta fase, gran parte de los beneficios de las reducciones logradas durante el alojamiento y el almacenamiento, que suelen ser más costosas, puede perderse. Del mismo modo, el controlar las emisiones durante la aplicación a la tierra contribuirá a reducir las pérdidas de la explotación y a incrementar la eficiencia en el uso del N en aquellos casos en los que ha habido grandes pérdidas durante el alojamiento y el almacenamiento. La reducción en las tasas de excreción de N del ganado tiene un efecto muy directo sobre las emisiones, por lo que se ha añadido a este documento. Debido a esta interdependencia, las Partes deberán, en la medida de lo posible, recurrir a los modelos en los que el flujo total de N esté valorado, a fin de optimizar sus estrategias de reducción. Por este motivo, también se ha incorporado a este documento todo el contexto de la explotación, incluida la alimentación de los animales.

22. Muchas medidas pueden implicar costes, tanto de capital como operativos (ver cuadro 1 (a) y (b)). Además de los cálculos teóricos basados en los gastos de capital y de funcionamiento, deberán usarse, siempre que estén disponibles, datos reales de los costes (p. e., los cobrados por los contratistas). Aparte de calcular los costes directos, también hay que estimar, en la medida de lo posible, los beneficios de dichas medidas. En muchos casos, los beneficios derivados (p. e., una menor necesidad de fertilizantes minerales, una mayor flexibilidad agronómica, una reducción de las emisiones de otros contaminantes, unas

³ Directiva 2008/1/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 enero de 2008 referente a la prevención y control integrado de la contaminación.

⁴ Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación)

⁵ En fecha de traducción de este texto (junio 2017), este documento ya estaba consolidado como la *Decisión de ejecución (UE) 2017/302 de la Comisión, de 15 de febrero de 2017, por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos.*

menores quejas por el olor,...) pueden tener más peso que los costes. Los costes netos resultantes en la explotación (es decir, los costes menos los beneficios derivados) podrían ser comparados con otros beneficios medioambientales más indirectos (p. e., mejora de la calidad del aire, agua y suelo, reducción de la pérdida de biodiversidad, menor perturbación del clima,...), pero esto queda fuera del alcance de este documento.

23. Los costes de las técnicas varían de un país a otro. Hay que tener en cuenta que, debido a las economías de escala, algunas de las técnicas de reducción pueden ser más rentables para las explotaciones grandes que para las pequeñas. Sobre todo, cuando la técnica de reducción requiere la compra de bienes de equipo, por ejemplo, aplicadores de estiércol de baja emisión. En estos casos, el coste unitario disminuye a medida que aumenta el volumen de estiércol. La incorporación inmediata del estiércol también puede suponer una mayor carga económica para las explotaciones más pequeñas. Tanto en la aplicación de purines como en la incorporación del estiércol, los costes para las explotaciones pequeñas suelen reducirse si se reparte el coste del equipo entre varias explotaciones, empleando para ello a contratistas con acceso a equipos adecuados, a veces diseñados y contruidos localmente. Por lo tanto, el rango superior de los costes también puede reducirse, si se centran los esfuerzos de reducción en explotaciones medianas y grandes.

Cuadro 1 (a)

Costes de inversión (gastos de capital (CAPEX))⁶

<i>Tipo</i>	<i>Aclaraciones</i>
Capital para equipo fijo o maquinaria	El equipo fijo incluye edificios, instalaciones, reformas de edificios, tolvas de almacenaje de alimentación o cubiertas para el almacenaje del estiércol. La maquinaria incluye sinfines de distribución de alimentación, equipos de campo para la aplicación del estiércol o para su tratamiento, etc.
Costes de mano de obra para la instalación	Utilizar tarifas de contratistas, si lo normal es emplearles. Si se usa personal propio de la explotación, aplicar salarios normales. Los beneficios del propietario de la explotación deben deducirse al coste de oportunidad.
Subvenciones	A restar el valor de las subvenciones de capital disponibles para explotaciones a los costes.

Cuadro 1 (b)

Costes anuales (gastos de operación (OPEX)): el coste anual asociado a la introducción de una técnica

<i>Tipo</i>	<i>Aclaraciones</i>
Costes anuales de la inversión (en función de la vida útil de la misma)	Usar la fórmula estándar. El plazo dependerá de la vida útil. En las transformaciones hay que tener en cuenta la vida restante de la instalación original.
Reparaciones	Aplicar un cierto porcentaje sobre los costes de capital.
Mano de obra	Considerar costes por hora. Incluir si acaso horas adicionales.
Combustibles y energía	Puede ser necesario tener en cuenta necesidades extra de potencia.
Rendimiento del ganado	Los cambios en la dieta o en el alojamiento pueden afectar al rendimiento, con implicaciones económicas.
Ahorro de costes y beneficios de producción	La introducción de técnicas a menudo supone un ahorro de costes de explotación. Estos deben cuantificarse en la medida de lo posible. Se deberían tener en cuenta además el ahorro que supone no tener que pagar multas por contaminación.

⁶ CAPEX (nuevo) significa los costes de inversión en edificios nuevos, mientras que CAPEX (modernización) significa la reconstrucción o renovación de edificios.

24. Cuando ha sido posible, las técnicas enumeradas en este documento se han definido con claridad y valorado en comparación con a una situación de "referencia" o sin reducción. La situación de referencia, en relación a la cual se han calculado los porcentajes de reducción de emisiones, se define al inicio de cada capítulo. En la mayoría de los casos, la referencia es la práctica o el diseño de la técnica empleada con más frecuencia en las explotaciones comerciales actuales en la región de la CEPE y se usa para construir los inventarios de referencia.

25. Cuando se introducen nuevas medidas, suele haber un coste asociado a la formación, promoción y puesta en marcha que no se ha tenido en cuenta aquí. En la mayoría de los casos, hay substanciales cobeneficios derivados de las medidas, no incluidos en la estimación, que mejorarán el bienestar general de las operaciones de la explotación y de los ciudadanos. Un ejemplo es la reducción del olor resultante de la disminución de las emisiones, que beneficiará tanto a los ciudadanos (e incluso puede mejorar el turismo) como a los agricultores y sus familias. Los ahorros secundarios tampoco se han contabilizado: por ejemplo, la reducción de la contaminación y del uso energético de las plantas de fabricación de fertilizantes debido a una mejor conservación del NH_3 en las explotaciones. Algunas medidas (p. e., inyección de estiércol, cubiertas para el estiércol de granja (EG), acidificación, depuración del aire de salida) reducen el riesgo de contaminar los cursos de agua con N, otros nutrientes, patógenos u otros contaminantes.

II. Producción y cría de ganado

26. Las heces y la orina del ganado en el alojamiento y durante su almacenamiento, procesado, tratamiento y aplicación a la tierra, así como las excretas de los animales en pastoreo, constituyen las principales fuentes de emisión de NH_3 en la mayoría de los países de la CEPE. Es, por lo tanto, imperativo proporcionar una breve información sobre el sector ganadero.
27. El sector ganadero contribuye de manera muy importante a la alimentación mundial, a la economía agraria, así como a la nutrición y la cultura humanas, suponiendo el 40% del valor de la producción agraria mundial, proporcionando el 10-15% del total de las calorías alimentarias y un cuarto de las proteínas de la dieta. En la mayoría de las regiones de los países en vías de desarrollo, es el segmento de mayor crecimiento del sector agrario. Se espera que el sector ganadero proporcione alimentos seguros y abundantes para el desarrollo de las poblaciones urbanas, y sea un medio de subsistencia para casi 1.000 millones de productores de escasos recursos, al mismo tiempo, que permite la explotación de tierras no cultivables, proporciona seguridad alimentaria contra la pérdida de cosechas a los productores de subsistencia, utiliza los restos de alimentos y las pérdidas o residuos del campo, e incluso suministra combustibles y concentra y redistribuye los nutrientes de las explotaciones, así como los bienes públicos mundiales relacionados con la seguridad alimentaria, la sostenibilidad medioambiental y la salud pública (Geers y Madec, 2006; FAO, 2009; Steinfeld et al, 2010).
28. Pese a que el ganado desempeña diversas funciones de utilidad para la sociedad y se prevé que la demanda mundial de productos lácteos, carne y huevos va a seguir aumentando en las próximas décadas, también hay una creciente presión sobre los sistemas de producción (intensiva) ganadera para que sean más respetuosos con el medio ambiente. El sector ganadero es un gran usuario de la tierra a nivel mundial y ha estado implicado en la deforestación y la pérdida de biodiversidad (Steinfeld et al, 2006; FAO, 2009; Steinfeld et al, 2010). También es un importante consumidor de agua dulce, principalmente a través de la producción de alimentos para animales, en un momento en que los recursos de agua dulce empiezan a escasear en algunas zonas. La producción de ganado es una fuente importante de NH_3 atmosférico y de gases de efecto invernadero: metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). Las emisiones de NH_3 se originan principalmente a partir del N del estiércol de los animales. Las emisiones de NH_3 de la producción ganadera están relacionadas con el tipo, número y potencial genético de los animales, la alimentación y la gestión de los animales y la tecnología de su alojamiento y de la gestión del estiércol (Bouwman et al, 1997;

Steinfeld et al, 2006; O. Oenema et al, 2008). El ganado domina la demanda de N reactivo en Europa. Por ejemplo, la *Evaluación Europea sobre el Nitrógeno* ha estimado que el 85% del N cosechado se destina a alimentar al ganado, mientras que solo el 15% alimenta directamente a los humanos (Sutton et al, 2011).

29. Los sistemas de producción ganadera se pueden clasificar de manera general en: (a) sistemas de pastoreo; (b) sistemas mixtos; y (c) sistemas permanentemente confinados sin tierras o industriales (p. e., Seré et al, 1996). Los sistemas de pastoreo son sistemas basados totalmente en la tierra, con índices de densidad animal de menos de una o dos unidades ganaderas por hectárea (ha) en función de la productividad del pastizal. En los sistemas mixtos, una parte significativa del valor de producción proviene de otras actividades distintas de la producción ganadera, aunque parte de la alimentación del animal a menudo se importa. Los sistemas industriales tienen índices de densidad animal de más de 10 unidades ganaderas por hectárea y dependen principalmente del suministro externo de alimentos, energía y otros insumos. En los sistemas industriales, entre el 0% y el 10% de la materia seca de la alimentación de los animales se produce en la explotación. Los indicadores más relevantes para los sistemas de producción ganadera son la densidad animal en unidades de animales (UA) por hectárea (UA/ha), y los kilogramos de leche o carne por hectárea y año (kg/ha/año). Otro indicador habitual y útil de la presión sobre el medioambiente es la excreción total de N o P del ganado por hectárea y año (p. e., Menzi et al, 2010).
30. Dentro de cada categoría animal, es posible distinguir entre ganadería convencional y ecológica. También es frecuente la distinción entre sistemas intensivos y extensivos. Los sistemas intensivos de producción ganadera se caracterizan por una mayor producción de carne, leche y huevos por unidad de tierra agropecuaria y por unidad ganadera, lo que normalmente coincide con una alta densidad animal por unidad de tierra agropecuaria. Esto se consigue normalmente gracias a una alta eficiencia en la conversión de la alimentación animal en productos animales. Gracias a su capacidad de responder rápidamente a la creciente demanda de productos animales de bajo coste, los sistemas intensivos de producción ganadera suponen actualmente la cuota dominante de la producción global de cerdo, carne de aves de corral y huevos (56%, 72% y 61%, respectivamente) y una cuota significativa en la producción de leche (Steinfeld et al, 2006, FAO, 2009).
31. Tradicionalmente, la mayoría de los productos animales destinados para consumo humano han sido producidos localmente. Sobre todo en las áreas urbanas, cada vez se consumen más alimentos animales importados de las áreas de producción animal próximas. Esto es especialmente relevante para los productos porcinos y aviares. En consecuencia, las áreas de producción de piensos para animales y de producción porcina y aviar se desconectan cada vez más del punto de consumo de los productos animales. Esta desconexión ha sido posible gracias al desarrollo de una infraestructura eficiente de transporte y de los precios relativamente bajos de la energía fósil: el envío de alimentos concentrados es barato, en relación con otros costes de producción. El transporte de carne y huevos también se ha abaratado. Sin embargo, esa deslocalización de la producción y el consumo de alimentos para animales de la producción animal tiene importantes consecuencias en la reutilización y gestión adecuadas del estiércol animal (FAO, 2009; Steinfeld et al, 2010 y referencias en los mismos).
32. Cada vez con mayor frecuencia, las cadenas de producción se organizan y agrupan por regiones, a fin de minimizar los costes de producción, procesado y entrega. La alimentación de los animales es el principal insumo en la producción ganadera, seguida de la mano de obra, la energía, el agua y los servicios. Los costes de los insumos pueden variar sustancialmente en distintos lugares de un mismo país, así como entre países y continentes. El acceso a la tecnología, la mano de obra y el conocimiento también está distribuido desigualmente, al igual que la capacidad de responder a ambientes cambiantes y a las variaciones del mercado. Por otro lado, también hay patrones institucionales y culturales que afectan a los costes de producción, al acceso a la tecnología y a los costes de transacción. La combinación de estos factores determina que los sistemas de producción ganadera se hagan más grandes, más especializados y más intensivos (FAO, 2009; Steinfeld et al, 2010).

33. Los sistemas de producción ganadera son sistemas dinámicos, debido a los continuos desarrollos y cambios en la tecnología, los mercados, el transporte y la logística. Cada vez más, los productos ganaderos se están convirtiendo en "mercancías globales", y los sistemas de producción ganadera operan en un mercado "abierto", altamente competitivo. Estos desarrollos se han visto favorecidos por la creciente demanda de productos animales de bajo coste, debida a una creciente población urbana y a un aumento per cápita del consumo de productos animales. A pesar de esto, hay enormes diferencias económicas, regionales y continentales. La demanda adicional de productos ganaderos se concentra en los núcleos urbanos (FAO, 2009; Steinfeld et al, 2010).
34. El rápido desarrollo de los sistemas de producción ganadera tiene un importante efecto sobre las emisiones de NH_3 , N_2O y CH_4 a la atmósfera, así como sobre la lixiviación y la escorrentía del N a las aguas. Las estrategias de reducción de emisiones tienen que tener en cuenta esta evolución y anticiparse a los nuevos desarrollos, de forma que estas estrategias resulten efectivas y eficientes en el futuro.

III. Gestión del nitrógeno, teniendo en cuenta el ciclo completo del nitrógeno

35. A la gestión se le denomina a menudo el "cuarto factor de producción", después de la tierra, la mano de obra y el capital (técnicas). Su importancia para el rendimiento económico y medioambiental de la agricultura es enorme. La gestión se suele definir como "un conjunto coherente de actividades para lograr objetivos". La gestión del nitrógeno se puede definir como "un conjunto coherente de actividades relacionadas con el manejo y la asignación del N en las explotaciones, encaminada a lograr objetivos agronómicos y medioambientales/ecológicos (p.e., O. Oenema y Pietrzak, 2002). Los objetivos agronómicos están relacionados con el rendimiento y la calidad de los cultivos y con el rendimiento de los animales en el contexto del bienestar animal. Los objetivos medioambientales/ecológicos se dirigen a minimizar las pérdidas de N en las actividades agropecuarias. "Teniendo en cuenta el ciclo completo del N" enfatizamos la necesidad de considerar todos los aspectos del ciclo del N, también en "la reducción de las emisiones de NH_3 ", evitándose el "intercambio de la contaminación". Aunque no se ha tenido en cuenta aquí, también hay que evitar otros contaminantes e impactos. La gestión del nitrógeno se puede considerar como el "software" y "org-ware", mientras que las técnicas de reducción de las emisiones de N serían el "hardware". Una y otras deben ser consideradas en conjunto.

36. La gestión del nitrógeno varía mucho entre las distintas regiones de la CEPE y las emisiones de NH_3 varían en consecuencia. Por lo general, las emisiones de N tienden a descender cuando:

- (a) Se tienen en cuenta todas las fuentes de N de la explotación, desde una perspectiva integral de la misma y de todo el ciclo del N.
- (b) Se almacenan y manipulan adecuadamente todas las fuentes de N.
- (c) La cantidad usada de N coincide estrictamente con las necesidades de crecimiento de plantas y animales.
- (d) Todas las fuentes de N se usan en el momento oportuno, con las técnicas apropiadas, en las cantidades adecuadas y en el lugar correcto.
- (e) Se consideran todas las vías de pérdida de N posibles de una manera coherente.

En el Anexo 1 se ofrece información complementaria sobre la "Gestión del nitrógeno teniendo en cuenta el ciclo completo del N".

37. *Situación de referencia:* La referencia es la situación de una explotación en la que no se planifica la gestión del N y en la que no se aplican balances de N. A tenor de las diferencias intrínsecas en el ciclo del N, cabe distinguir entre distintos sistemas de explotación, como:

- (a) Explotaciones agrícolas especializadas, subdivididas en:

- (i) Cultivos herbáceos
- (ii) Verduras
- (iii) Frutas
- (b) Explotaciones de producción de rumiantes en pastizales, subdivididas en:
 - (i) Vacuno lechero
 - (ii) Vacuno de carne
 - (iii) Ovejas y/o cabras
 - (iv) Otros animales (búfalos, bisontes, ciervos, etc.)
- (c) Sistemas agropecuarios mixtos, con animal dominante:
 - (i) Vacuno lechero
 - (ii) Vacuno de carne
 - (iii) Cerdos
 - (iv) Aves de corral
 - (v) Otros animales
- (d) Sistemas especializados sin tierras con:
 - (i) Vacuno lechero
 - (ii) Vacuno de carne
 - (iii) Cerdos
 - (iv) Aves de corral
 - (v) Otros animales

Estrategias de categoría 1

38. Implementar una gestión efectiva del N a nivel de explotación es una estrategia eficaz para aumentar la eficiencia del uso del N y disminuir las pérdidas. Esto supone un conjunto iterativo (ciclo) de actividades habituales de gestión, que se realizan anualmente:

- (a) El análisis de:
 - (i) La demanda de N de los cultivos y animales
 - (ii) La disponibilidad de fuentes de N
 - (iii) Las condiciones de almacenamiento y las posibles fugas
 - (iv) Las técnicas, métodos y procedimientos disponibles para usar el N de manera eficiente
- (b) La toma de decisiones, incluido:
 - (i) El desarrollo de opiniones sobre la base de análisis previos
 - (ii) La evaluación de las consecuencias de distintas opciones
 - (iii) La selección de la mejor opción para alcanzar los objetivos tanto agronómicos como medioambientales
- (c) La planificación, incluido:
 - (i) El establecer, en líneas generales, qué cosas hay que hacer y medir: cuándo y dónde, cómo y con cuánto
 - (ii) La elaboración del plan real, que asigne los nutrientes disponibles de manera que se maximice el beneficio económico y, al mismo tiempo, se minimice el

impacto medioambiental y se cumplan con los límites ambientales

- (d) La ejecución, es decir:
 - (i) Implementar en la práctica del plan de gestión del N
 - (ii) Tener en cuenta las condiciones medioambientales reales
 - (iii) Tener en cuenta las mejores directrices y recomendaciones de gestión
- (e) La monitorización y control, es decir:
 - (i) La recogida de datos sobre la producción y los contenidos de N
 - (ii) La elaboración de los balances de entradas y salidas de N
- (f) Evaluación (verificación y control de los logros en relación con los objetivos establecidos), incluyendo:
 - (i) Excedente de nitrógeno del balance de entradas-salidas (Nexced)
 - (ii) Eficiencia del uso del N (EUN)

39. El balance de entradas y salidas de N (también denominado balance de la explotación) se puede ver como una herramienta de monitorización para ayudar a alcanzar mejoras en la gestión del N (p. e., Jarvis et al, 2011). Registra a nivel de explotación todas las entradas y salidas, en productos útiles, de N. La diferencia entre el total de entradas y el total de salidas de N es el Nexced, mientras que el cociente de las salidas totales de N en productos útiles entre las entradas totales de N es la medida de la EUN. El Nexced es un indicador de la presión sobre el medioambiente y se expresa en términos de N por ha y año. La EUN es un indicador de la eficiencia del uso de recursos (cuánto N proteico se produce en los alimentos por unidad de entrada de N) y se expresa en términos de kg por kg (Doberman, 2007). Tanto el Nexced como la EUN dependen en gran medida de los sistemas de explotación y del nivel de gestión. Se pueden establecer valores indicativos objetivo para el Nexced y la EUN, en función, una vez más, del sistema de explotación y del nivel de gestión. En algunos países, la información sobre el balance de N, el Nexced y la EUN de las explotaciones puede ser vista como confidencial.

40. Los balances de entradas y salidas del nitrógeno llevan usándose en investigación desde hace más de 100 años, y más de 10 años en las explotaciones de algunos países, además de como herramienta normativa. Sin embargo, hay menos experiencia en el uso de los balances de entradas y salidas de N como herramienta para disminuir específicamente las emisiones de NH₃. La efectividad de los balances de entradas y salidas de N para reducir las emisiones de NH₃ es mayor en explotaciones con una alta densidad de ganado. La elaboración de los balances de entradas y salidas de N a nivel de explotación requiere conocimientos de contabilidad en general y sobre las entradas y salidas de N. La experiencia, hasta el momento, es que los productores entienden con facilidad estos balances, por lo que se pueden usar fácilmente en comunicaciones y para comparar distintas explotaciones y sus rendimientos. En especial, porque una mejora en el balance del N proporciona una base a las explotaciones para reducir los costes de la compra de fertilizantes minerales. De manera similar, las explotaciones "ecológicas", en las que no se usan fertilizantes minerales, el mejorar el balance del N les permite aprovechar mejor el N, recurso escaso en las explotaciones.

41. El Nexced y la EUN dependen del sistema de explotación y de los objetivos agronómicos y medioambientales. Por lo tanto, los niveles objetivo de Nexced y EUN son específicos de cada tipo de explotación, y deben considerarse y evaluarse desde una perspectiva regional.

42. El progreso en la gestión del N se puede evaluar en función de los cambios en el Nexced y la EUN a lo largo del tiempo, para una explotación o grupo de explotaciones. Hay que considerar un periodo de cinco años para contabilizar las variaciones interanuales de las condiciones climáticas o las pérdidas indirectas. La mejora en la gestión del N se reflejará en la disminución del Nexced y el aumento de la EUN. La mejora en la gestión del N puede continuar hasta que se alcance un nivel de "mejor práctica de gestión". Este nivel de "mejor práctica de gestión" lo suelen establecer las explotaciones experimentales o el percentil 5

superior de las explotaciones con datos. Es decir, la mejora en el rendimiento de la gestión del N puede continuar hasta que las explotaciones alcanzan el nivel logrado por el percentil 5 superior de las explotaciones. Explotaciones en Dinamarca y los Países Bajos han sido capaces de reducir el Nexced y aumentar la EUN en el orden del 30% en periodos de 5 años y del 50% en periodos de 10 años (p. e., Mikkelsen et al, 2010; J. Oenema et al, 2011). La continuidad del descenso del Nexced y el aumento de la EUN se ralentiza mucho una vez se ha alcanzado un nivel de mejor práctica de gestión.

43. Los niveles objetivo indicativos del Nexced y la EUN se presentan en el cuadro 2. Hay que tener en cuenta que la EUN está inversamente relacionada, aunque de manera no lineal, con el Nexced.

Cuadro 2

Rangos indicativos para el Nexced y la EUN objetivos en función del sistema de explotación, de las especies de cultivo y de las categorías de animales

<i>Sistemas de explotación</i>	<i>Especies/categorías</i>	<i>EUN (kg N/kg N)</i>	<i>Nexced (kg/ha/año)</i>	<i>Comentarios</i>
Sistemas de cultivo especializados	Cultivos herbáceos	0,6-0,9	0-50	Los cereales tienen EUN alta Los tubérculos tienen EUN baja
	Verduras	0,4-0,8	50-100	Las verduras de hoja tienen EUN baja
	Frutas	0,6-0,9	0-50	
Basados en pastizales	Vacuno lechero	0,3-0,5	100-150	Alta producción de leche, alta EUN Baja densidad animal, bajo Nexced
Sistemas de rumiantes	Vacuno de carne	0,2-0,4	50-150	Producción de ternera lechal, alta EUN Vacuno de carne de 2 años, baja EUN
	Ovejas y cabras	0,2-0,3	50-150	
Sistemas agropecuarios mixtos	Vacuno lechero	0,4-0,6	50-150	Alta producción de leche, alta EUN Alimentación concentrada, alta EUN
	Vacuno de carne	0,3-0,5	50-150	
	Cerdos	0,3-0,6	50-150	
	Aves de corral	0,3-0,6	50-150	
	Otros animales	0,3-0,6	50-150	
Sistemas sin tierra	Vacuno lechero	0,8-0,9	n.a. ^a	Salidas de N vía leche, animales y estiércol ~ igual a entradas de N El Nexced es las pérdidas de N gaseoso en alojamiento y almacenamiento
	Vacuno de carne	0,8-0,9	n.a. ^a	
	Cerdos	0,7-0,9	n.a. ^a	
	Aves de corral	0,6-0,9	n.a. ^a	
	Otros animales	0,7-0,9	n.a. ^a	

^a No aplicable, puesto que esas explotaciones básicamente no tienen tierras. Sin embargo, el Nexced se puede expresar en kg por explotación y año. En el caso de que se exporten todos los productos animales, incluidos el estiércol animal, y todos los residuos y desperdicios, el Nexced objetivo puede estar entre 0 y 1.000 kg por explotación y año, en función del tamaño de la misma y de las pérdidas de N gaseoso.

44. Los costes indicativos de la elaboración de un balance de entradas y salidas de N oscilan entre 200 y 500 € por explotación y año, dependiendo del sistema de explotación y

de los servicios de contabilidad y/o asesoría. Hay que tener en cuenta que los costes asociados con la formación, promoción y puesta en marcha no están contemplados aquí. En algunos países, la disponibilidad de datos puede suponer, en la práctica, una limitación para las granjas, pero probablemente no para las "granjas modelo" y las "granjas piloto". Los costes tienden a disminuir con el tiempo (por efecto del aprendizaje).

45. El coste neto de mejorar la gestión del N y, por lo tanto, de aumentar la EUN y disminuir el Nexced están en un rango de entre -1 y +1 € por kg de N (Reis, próximamente). Los costes netos son el resultado de las ganancias debidas al ahorro en fertilizantes y del aumento del rendimiento de la producción, así como de los costes brutos relacionados con el muestreo y análisis, la formación y los gastos de asesoría.

46. La cuantificación de N a nivel nacional para la agricultura proporcionan una visión sobre: (a) el coste del N de la producción de alimentos; (b) las pérdidas de N asociadas con la producción de alimentos a nivel nacional; y (c) las posibles opciones para mejorar la EUN a nivel nacional. La cuantificación de N a nivel nacional, cuando se expresa en términos de kilogramo por hectárea y año, también ofrece un medio para comparar los sectores agropecuarios de los distintos países de la CEPE y evaluar el progreso hacia la reducción de las pérdidas totales de los ciclos nacionales del N. Se han establecido formatos y procedimientos uniformes (online) para construir dicha contabilización de N nacional. Los costes de elaborar una contabilización de N a nivel nacional están en un rango de entre 10.000 y 100.000 € al año, dependiendo de la disponibilidad de datos estadísticos. Hay que tener en cuenta que no se han contemplado aquí los costes asociados con la formación, promoción y puesta en marcha. En algunos países, la disponibilidad de datos puede ser una limitación. El Grupo de Trabajo sobre el Nitrógeno Reactivo ha preparado un documento orientativo independiente que detalla los métodos para calcular la contabilización de N a nivel nacional, que ha sido adoptado por el Organismo Ejecutivo (ECE/EB.AIR/119).⁷

IV. Estrategias de alimentación animal

47. Las pérdidas de N gaseoso de la producción ganadera tienen su origen en las heces y la orina excretadas por el ganado. La composición de la alimentación de los animales y su gestión tienen una gran influencia en el rendimiento animal y en la composición de las heces y la orina y, en consecuencia, también en las emisiones de NH₃. Esta sección se centra en las estrategias alimentarias para reducir las emisiones de NH₃. En el anexo II se ofrece información complementaria sobre las "estrategias de alimentación".

48. *Técnicas de referencia:* Las estrategias de reducción descritas en este capítulo no están definidas ni valoradas en comparación con una estrategia alimentaria de referencia uniforme (sin ninguna reducción o que sirva de base), debido a que estas estrategias de referencia son distintas para los diferentes países de la CEPE. También se ha hecho una distinción entre diferentes categorías de animales, puesto que las necesidades alimenticias y la excreción de N resultante difieren enormemente entre éstas.

49. La alimentación baja en proteínas para los animales es una de las maneras más rentables y estratégicas de reducir las emisiones de NH₃. Para cada porcentaje de reducción en el contenido proteico de la alimentación de los animales, las emisiones de NH₃ procedentes del alojamiento de los animales, del almacén y de la aplicación a la tierra del estiércol descienden entre un 5% y un 15%, dependiendo del pH de la orina y las heces. Una alimentación animal baja en proteínas también disminuye las emisiones de N₂O y aumenta la eficiencia del uso del N en la producción ganadera. Además, no hay ninguna implicación para la salud y el bienestar de los animales, siempre que se cubran todas las necesidades de aminoácidos.

50. La alimentación animal baja en proteínas es más fácil de aplicar a animales estabulados que en pastoreo. Esto es así porque en el pastoreo la hierba suele presentar un

⁷ Guidance document on national nitrogen budgets (ECE/EB.AIR/119); disponible en <http://www.unece.org/environmental-policy/treaties/air-pollution/guidance-documents-and-other-methodological-materials/gothenburg-protocol.html>

estado temprano de crecimiento fisiológico y, por lo tanto, es alta en proteínas degradables; y además, los pastizales con especies leguminosas (p. e., trébol y alfalfa) tienen un contenido proteico relativamente alto. Existen estrategias para bajar el contenido proteico de la hierba (fertilización equilibrada de N, pastoreo/siega de los pastizales en una etapa posterior del crecimiento fisiológico, etc.), así como el de las raciones de pastoreo (por aporte de alimentación complementaria baja en proteínas), si bien no siempre pueden ser aplicadas.

51. El coste económico de las estrategias alimentarias para bajar el potencial de volatilización del NH₃ de los excrementos animales, mediante el ajuste del contenido en proteína bruta (PB), depende de la composición inicial de la alimentación animal y de los precios de mercado de los ingredientes de los alimentos. En general, los costes económicos oscilan entre los -2 y los +2 € por kilogramo de NH₃-N ahorrado. Así pues, el balance puede arrojar ganancias o gastos. Por lo general, el coste sube cuanto mayor es el objetivo de reducción del potencial de volatilización del NH₃. Los crecientes costes marginales están relacionados, en parte, con el coste de la suplementación de aminoácidos sintéticos mediante el aporte de soja. Los costes de la suplementación de aminoácidos tienden a bajar, pero aumentan cuando se disminuye el objetivo de reducción del contenido proteico en la alimentación animal (ver también anexos I y II).

Estrategias alimentarias de categoría 1 para el ganado vacuno de leche y de carne

52. Reducir la PB de las dietas de los rumiantes es una estrategia efectiva de categoría 1 para disminuir las pérdidas de NH₃. Las siguientes directrices son válidas (cuadro 3):

(a) El contenido medio de PB de las dietas de las vacas lecheras no debe sobrepasar el 15–16% de materia seca (MS) (Broderick, 2003; Swensson, 2003). Para los terneros de carne de más de 6 meses se puede reducir aún más, hasta el 12%.

(b) La alimentación por fases se puede aplicar de tal manera que el contenido de PB de la dieta para el vacuno lechero descienda gradualmente: desde el 16% de MS, justo antes del parto y en la primera fase de lactación, a menos del 14% en la última fase de lactación y en la mayor parte del periodo seco.

(c) La alimentación por fases también se puede aplicar al vacuno de carne, de modo que el contenido de PB de la dieta descienda gradualmente del 16% al 12% con el tiempo.

Cuadro 3

Niveles objetivo indicativos del contenido de PB (% de materia seca de la ración) y EUN resultante del producto vacuno en fracciones de masa (kg/kg)

<i>Categoría</i>	<i>PB (%)^a</i>	<i>EUN del producto vacuno (kg/kg)</i>
Leche + mantenimiento, primera fase de la lactación	15-16	0,30
Leche + mantenimiento, última fase de lactación	12-14	0,25
Vacas lecheras no lactantes (secas)	13-15	0,10
Terneros lechales	17-19	0,45
Vacuno < 3 meses	15-16	0,30
Vacuno 3-18 meses	13-15	0,15
Vacuno > 18 meses	12	0,05

^a Los valores aquí presentados se pueden considerar propios de un nivel objetivo de reducción “alto”.

53. En muchas partes del mundo, la producción de vacuno está vinculada al pastoreo total o parcialmente. En dichos sistemas, la hierba y los productos herbáceos ricos en proteínas suponen una parte importante de la dieta, y los valores objetivo de PB indicados en el cuadro 3 pueden ser difíciles de alcanzar, dado el alto contenido en PB de los pastizales gestionados.

El contenido de PB de la hierba fresca en la etapa de pastoreo (2.000-2.500 kg MS/ha) suele estar en el rango de 18-20% (o incluso más, especialmente si hay leguminosas), el de la hierba ensilada contenido en PB a menudo oscila entre el 16 y el 18%, y el del heno entre el 12 y el 15% (p. e., Whitehead, 2000). Por el contrario, el contenido en PB del maíz ensilado está en un rango de 7-8%. Por consiguiente, las dietas que se basan en hierba frecuentemente contienen un exceso de proteínas y la magnitud de la gran excreción de N resultante dependerá en gran medida de la proporción de hierba, hierba ensilada y heno en las raciones, así como del contenido proteico de dichos forrajes. El excedente de proteínas, las excreciones de N resultantes y las pérdidas de NH₃ serán mayores con raciones compuestas solo de hierba (o hierba y leguminosas) de verano, pastoreando sobre hierba joven intensamente fertilizada o sobre mezclas de hierba y leguminosas. Sin embargo, la orina excretada por los animales en pastoreo normalmente se infiltra en el suelo, antes de que pueda haber emisiones significativas de NH₃; con lo que las emisiones totales de NH₃ por animal son menores en los animales en pastoreo que en los estabulados, cuyos excrementos se recogen, almacenan y aplican a la tierra.

54. La reducción de las emisiones de NH₃ que se alcanza al aumentar la parte del año que el ganado pasa pastoreando fuera depende del punto de referencia que se tome (emisiones de los animales sin pastar), del tiempo de pastoreo y del nivel de fertilizante de N del pasto. El potencial para aumentar el pastoreo a menudo está limitado por el tipo de suelo, la topografía, el tamaño y la estructura (distancias) de la explotación, las condiciones climáticas, etc. Hay que tener en cuenta que el pastoreo de los animales puede hacer aumentar otras formas de emisiones de N (p. e., lixiviación del N nítrico y emisiones de N₂O). Sin embargo, dado lo claro y bien cuantificado que está su efecto sobre las emisiones de NH₃, aumentar el periodo en que los animales están **todo el día pastando puede considerarse una estrategia de categoría 1** para reducir las emisiones, pero dependiendo del tiempo de pastoreo (véase también párr. 52, 184 y 185). El potencial de reducción real dependerá de la situación inicial de cada sector animal en cada país. El efecto de cambiar el tiempo de estabulación parcial (p. e., pastoreo solo durante el día) es menos cierto y está clasificado como estrategia de categoría 2. Cambiar el tiempo de estabulación permanente por pastar durante sólo parte del día, además de ser lógicamente menos efectivo para reducir las emisiones de NH₃ que un pastoreo completo (24 horas), no evita la estabulación, aunque ésta sea no permanente, por lo que las naves y depósitos permanecerán sucios y seguirán emitiendo NH₃. Por otro lado, cabe suponer que la gestión del pastoreo (pastoreo en bandas, rotacional, continuo) tenga un escaso efecto adicional sobre las pérdidas de NH₃, y se considera una estrategia de categoría 3.

55. En general, aumentar la ratio energía/proteína de la dieta usando hierba "más vieja" (mayor altura de la capa de hierba) o cereal forrajero segado y/o suplementar la hierba con alimentos altamente energéticos (p. e., maíz ensilado) es una estrategia de categoría 1. Sin embargo, para los sistemas de producción de rumiantes basados en pastizales, la viabilidad de estas estrategias puede estar limitada, puesto que la hierba vieja puede reducir la calidad de la alimentación, en especial cuando las condiciones para cultivar alimentos muy energéticos no son buenas (p. e., en climas cálidos) y, por ello, hay que comprarlos. De este modo, el uso de toda la producción de hierba ya no estaría garantizado (en condiciones de producción limitada, p. e., cuotas de leche o restricciones a la densidad animal). Por consiguiente, mejorar el equilibrio energía/proteína en explotaciones basadas en pastizales sin posibilidades de cultivar alimentos ricos en energía se considera una estrategia de categoría 2.

Estrategias alimentarias de categoría 1 para cerdos

56. Las medidas alimentarias en la producción porcina incluyen la alimentación por fases, la formulación de dietas basadas en nutrientes digestibles/disponibles, el uso de dietas bajas en proteínas suplementadas con aminoácidos y los suplementos/aditivos alimenticios. Todas estas técnicas están consideradas de categoría 1. Actualmente, se están investigando otras técnicas (p. e., alimentaciones diferentes para machos (castrados y sin castrar) y hembras) que podrán estar disponibles en el futuro.

57. El contenido de PB de las raciones de los cerdos puede reducirse si se optimiza el

suministro de aminoácidos mediante la adición de aminoácidos sintéticos (p. e., lisina, metionina, triptófano) o componentes alimenticios especiales, usando la mejor información disponible sobre "proteína ideal" junto con suplementación dietética.

58. Es posible conseguir una reducción del 2-3% de PB en la alimentación, dependiendo de la categoría de producción porcina y del punto de partida. El rango resultante del contenido en PB de la dieta se muestra en el cuadro 4. Los valores del cuadro son niveles objetivo indicativos y puede ser necesario adaptarlos a las condiciones locales. Se ha demostrado que una disminución del 1% de la PB en la dieta de los cerdos de finalización supone una reducción del contenido de nitrógeno amoniacal total (NAT) del 10% en los purines de cerdo y otro 10% en las emisiones de NH₃ (Canh et al, 1998b).

Cuadro 4

Niveles objetivo indicativos de PB en la alimentación de cerdos

<i>Especie</i>	<i>Fase</i>	<i>Contenido PB (%)^a</i>
Lechones destetados	< 10 kg	19–21
Lechones	< 25 kg	17–19
Cerdos de engorde	25–50 kg	15–17
	50–110 kg	14–15
	> 110 kg	12–13
Cerdas reproductoras	Gestantes	13–15
	Lactantes	15–17

Fuente: Basado en la Comisión Europea, 2003.

^a Con un suministro de aminoácidos adecuadamente equilibrado y óptimo. Los valores aquí presentados se pueden considerar propios de un nivel objetivo de reducción medio a alto" (véase anexo II para más especificaciones sobre los niveles objetivo de PB).

Estrategias alimentarias de categoría 1 para aves de corral

59. Para las aves de corral, el potencial para reducir la excreción de N mediante estrategias de alimentación es más limitado que para los cerdos, puesto que la eficiencia media de conversión alcanzada hoy por hoy es ya bastante alta, y la variabilidad dentro de un aviario es mayor. Es posible conseguir una reducción del 1–2% de PB dependiendo de la especie y del punto de partida actual. El rango resultante de contenido en PB de la dieta se muestra en el cuadro 5. Los valores del cuadro son niveles objetivo indicativos y puede ser necesario adaptarlos a las condiciones locales. Actualmente se están llevando a cabo investigaciones adicionales en nutrición aplicada en algunos Estados Miembros de la UE y en América del Norte, con las cuales se podrían probablemente reducir aún más las emisiones en el futuro. Una reducción del contenido de PB del 1–2% es una medida de categoría 1 para aves en crecimiento y finalización.

Cuadro 5

Niveles objetivo de PB indicativos en la alimentación de aves de corral

<i>Especies</i>	<i>Fases</i>	<i>Contenido PB (%)^a</i>
Pollos de engorde (broilers)	Iniciación	20-22
	Crecimiento	19-21
	Finalización	18-20
Gallinas ponedoras	18–40 semanas	15,5-6,5
	40+ semanas	14,5-15,5
Pavos	< 4 semanas	24-27

5-8 semanas	22-24
9-12 semanas	19-21
13+ semanas	16-19
16+ semanas	14-17

Fuente: Basado en la Comisión Europea, 2003.

^a Con un suministro de aminoácidos adecuadamente equilibrado y óptimo. Los valores aquí presentados se pueden considerar propios de un nivel objetivo de reducción medio a alto" (véase anexo II para más especificaciones sobre los niveles objetivo de PB).

V. Alojamiento del ganado

A. Sistemas de alojamiento para vacuno de leche y de carne

60. Las técnicas para reducción de las emisiones de NH₃ en el alojamiento del ganado vacuno aplican uno o más de los siguientes principios:

- (a) Disminución de la superficie manchada por el estiércol.
- (b) Absorción o adsorción de las camas (p. e., paja).
- (c) Retirada rápida de la orina; separación rápida de las heces y la orina.
- (d) Disminución de la velocidad y la temperatura del aire situado por encima del estiércol (excepto cuando se esté secando).
- (e) Reducción de la temperatura del estiércol.
- (f) Disminución de zonas sucias en alojamientos y superficies pavimentadas, como consecuencia de un aumento del pastoreo.
- (g) Depuración del aire, es decir, eliminación del NH₃ del aire mediante un sistema de ventilación forzada en combinación con depuradores de aire.

61. Cuando se apliquen medidas para reducir las emisiones en los alojamientos de ganado vacuno, es importante minimizar la pérdida del NH₃ conservado durante la manipulación posterior del estiércol, en su almacenamiento y esparcido, de manera que se maximicen los beneficios derivados de la reducción.

62. Los sistemas de alojamiento para vacuno son variables en la región CEPE. Aunque el alojamiento libre es el más habitual, en algunos países todavía se mantienen a las vacas lecheras en estabulación fija. En los sistemas de alojamiento libre, todos o parte de los excrementos se recogen en forma de purines. En sistemas en los que se produce estiércol sólido (como son los sistemas basados en paja), éste se puede recoger todos los días o dejarlo en el alojamiento durante toda la temporada, como en los establos de yacija profunda. El sistema más estudiado es el de "estabulación en cubículos" para vacas lecheras, en el que las emisiones de NH₃ provienen del emparrillado y/o los suelos sólidos sucios y del estiércol de los fosos y canales situados bajo el emparrillado/suelo.

63. *Sistema de referencia:* Para el alojamiento de ganado vacuno, se toma como sistema de referencia la estabulación en cubículos (cuadro 6). El ganado en estabulación fija emite menos NH₃ que en los de sistemas de alojamiento libre, ya que las heces y la orina ensucian un área menor del suelo. Sin embargo, los sistemas fijos no están recomendados desde el punto de vista del bienestar animal, a menos que haya periodos de ejercicio diarios. El sistema de alojamiento fijo es el sistema de referencia tradicional para mantener la continuidad en los inventarios de emisiones.

64. Las *consideraciones sobre bienestar animal* tienden a incrementar el área de tránsito y con ello la zona que ensucia el animal, a aumentar la ventilación, posiblemente a refrescar la temperatura en invierno y a incrementar las emisiones totales. Los cambios en el diseño de las naves para cumplir con las normativas de bienestar animal de algunos países (p. e., cambiar de estabulación fija a alojamiento en cubículos) harían aumentar las emisiones de

NH₃ si no se introducen medidas de reducción paralelas para combatir dicho incremento. Las nuevas construcciones o la reforma de las naves para cumplir con los requisitos de bienestar animal son una gran oportunidad para introducir al mismo tiempo medidas de mitigación del NH₃, con las cuales rebajar los costes relacionados con la modernización.

65. *Sistemas de estiércol sólido frente a sistemas de purines.* No es probable que los sistemas para el vacuno basados en paja, que producen estiércol sólido, emitan menos NH₃ en el alojamiento que los sistemas basados en purines. Además, las pérdidas de N₂O y dinitrógeno (N₂) debidas a la (des)nitrificación tienden a ser mayores en los sistemas basados en yacijas que en los de purines. Aunque el estiércol sólido con paja puede emitir menos NH₃ que el purín una vez esparcido en el campo (p. e., Powell et al, 2008), la posibilidad de recurrir a aplicaciones de baja emisión es mayor con los purines. La separación física de las heces (que contienen ureasa) y la orina en los sistemas de alojamiento reducen la hidrólisis de la urea, con lo que se reducen las emisiones tanto del alojamiento como de la aplicación del estiércol (Burton, 2007; Fanguero et al, 2008a, 2008b; Møller et al, 2007). Cualquier reducción de emisiones de NH₃ que se derive del uso de estiércol sólido frente a los sistemas de purines y la separación sólido-líquido, deben tomarse en consideración en todas las etapas de emisión (alojamiento, almacenamiento y aplicación al campo).

Técnicas de categoría 1

66. El sistema de "*suelo ranurado*" para el alojamiento del vacuno de leche y de carne, que emplea arrobaderas "dentadas" que se deslizan sobre un suelo con ranuras, es una técnica fiable para reducir las emisiones de NH₃. Las ranuras deben contar con perforaciones para permitir el drenaje de la orina. Con esto se consigue un suelo limpio, con pocas emisiones y poco resbaladizo para el ganado. La reducción de las emisiones de amoníaco oscila entre el 25% y el 46%, en comparación con el sistema de referencia (Smits, 1998; Swierstra, Bram y Smits, 2001).

67. En alojamientos con emparrillado tradicional (ya sea sin pendiente, con un 1% de pendiente o ranurados), una climatización óptima del alojamiento, con aislamiento de techo (AT) y/o una ventilación natural controlada automáticamente (VNCA), pueden lograr una reducción moderada de las emisiones (20%), debido a la disminución de la temperatura (especialmente en verano) y de la velocidad del aire (Braam, Ketelaars y Smits 1997; Bram et al, 1997; Smits, 1998; Monteny, 2000).

68. El sacar a los animales a pastar permite disminuir la cantidad de excrementos que se generan en los alojamientos, y constituye una medida efectiva para reducir las emisiones de NH₃. Las emisiones del pastoreo aumentan cuando los animales se mantienen mucho tiempo fuera, pero esto se vería ampliamente compensado con un descenso significativo de las emisiones de NH₃ en los sistemas de alojamiento animal, siempre y cuando las superficies del alojamiento estén limpias mientras los animales están fuera. En lecherías, las emisiones totales anuales (del alojamiento de los animales y el almacenamiento y aplicación del estiércol) pueden disminuir hasta un 50%, haciendo pastoreo durante casi todo el día (Bracher et al, próximamente), con respecto a los sistemas en los que los animales están siempre confinados. Aunque aumentar el pastoreo es una medida fiable para reducir las emisiones de las vacas lecheras, la reducción de las emisiones dependerá del tiempo de pastoreo diario, y también de la limpieza que se haga del alojamiento y del área de espera. El pastoreo es una medida de categoría 1 si los animales pastan todo el día o si se mancha con estiércol un área muy pequeña del suelo. Menos de 18 horas de pastoreo al día debe considerarse como de categoría 2, debido a la incertidumbre en la cuantificación de las emisiones. En algunos casos, el pastoreo puede contribuir a aumentar la lixiviación o la carga de patógenos y nutrientes de las aguas superficiales (véase también párr. 40, 184 y 185).

Técnicas de categoría 2

69. En los Países Bajos se han probado *distintos tipos de suelos mejorados* con emparrillados o elementos sólidos perfilados de hormigón. Estos diseños combinan la reducción de las emisiones del suelo (aumenta la escorrentía de la orina) y del foso (reducción del intercambio de aire mediante tapajuntas de goma en las ranuras del suelo). La eficiencia de la reducción de emisiones depende de las características técnicas específicas del sistema. Esta medida se considera, por lo tanto, de categoría 2 y no se incluye en el cuadro 6.

70. El *material de las camas* del alojamiento animal puede afectar a las emisiones de NH₃. Las características físicas de los materiales de la cama (capacidad de absorción de la orina, densidad) son más importantes que sus características químicas (pH, capacidad de intercambio de cationes, cociente carbono nitrógeno) a la hora de determinar las emisiones de NH₃ de los suelos de las vaquerías (Misselbrook y Powell, 2005; Powell, Misselbrook y Casler, 2008; Gillespy et al, 2009). Sin embargo, es necesario investigar más sobre el efecto en las emisiones de las camas en los distintos tipos de sistemas, teniendo en cuenta la gestión del estiércol en su conjunto.

71. Los *depuradores de aire químicos o ácidos*, aunque son efectivos reduciendo las emisiones de NH₃ en alojamientos de cerdos con ventilación forzada, no pueden, por lo general, implementarse en los alojamientos para el vacuno, que mayormente se ventilan de manera natural en la zona CEPE. Además, hay pocos datos sobre depuradores en alojamientos de ganado vacuno, por lo que actualmente se consideran una técnica de categoría 2 (Ellen et al, 2008).

Técnicas de categoría 3

72. *Sistemas de rascado y enjuagado*. Se han probado varios sistemas de retirada regular de purines del suelo a depósitos cubiertos, fuera de la instalación. Tras la retirada, se deben aclarar las manchas de purín con agua y ácido, si acaso, o con chorro a presión. En general, estos sistemas han demostrado ser ineficaces o muy difíciles de mantener. Los suelos lisos o con pendiente facilitan la limpieza pero son más resbaladizos, lo que va en detrimento del bienestar animal. Estos sistemas están considerados, por lo tanto, técnicas de categoría 3.

Cuadro 6

Emisiones de amoniaco de distintos sistemas de alojamiento del vacuno (sistemas de referencia y técnicas de categoría 1 y 2)

Tipo de alojamiento	Reducción (%)	Emisiones ^a NH ₃ (kg/ubicación vaca/año)
Estabulación en cubículos (sistema de referencia)	n.a.	12,0 ^b
Sistema fijo ^c (sistema de referencia tradicional)	n.a.	4,8
Suelo ranurado (cat. 1)	25-46	9,0
Climatización óptima del cobertizo con aislamiento de techo (cat. 1)	20	9,6
Depuradores de aire químicos (solo sistema de ventilación forzada) (cat. 2)	70-90	1,2
Pastoreo 12h/24h (cat. 2) con respecto a ref. 1	10	10,8 ^d
Pastoreo 18h/24h (cat. 1) con respecto a ref. 1	30	8,4 ^d
Pastoreo 22h/24h (cat. 1) con respecto a ref. 1	50	6,0 ^d

Abreviaturas: n.a. = no aplicable.

^a Emisiones con estabulación a tiempo completo de los animales.

^b Considerando una zona de paso de 4–4,5 m² por vaca y estabulación permanente.

^c Los sistemas fijos no son favorables para el bienestar de los animales. Estos son sistemas de referencia tradicionales para la continuidad en los inventarios de emisiones.

^d Estos valores son para un pastoreo de temporada larga (unos 200 días). Suponen una reducción relativa de las emisiones anuales en comparación con el sistema de referencia sin pastoreo. Un pastoreo durante sólo una parte del día requiere que las superficies del cobertizo se mantengan limpias.

B. Sistemas de alojamiento para cerdos

73. *Sistema de referencia:* Se han tomado como referencia las emisiones de alojamientos para cerdos completamente emparrillados, con un foso de almacenamiento debajo, aunque en algunos países estos sistemas se han prohibido por el bienestar de los animales.

74. Los diseños para reducir las emisiones de los sistemas de alojamiento para cerdos se han descrito en detalle en la Comisión Europea (2003) y aplican los siguientes principios:

(a) Reducción de zonas sucias con estiércol, y disposición de purines en canales y paredes inclinadas. Los suelos parcialmente emparrillados (~50% de la superficie) generalmente emiten menos NH_3 , en especial si las parrillas están recubiertas de metal o plástico, en vez de hormigón, ya que permiten que el estiércol caiga rápida y totalmente al foso inferior. Las emisiones de las zonas no emparrilladas se pueden reducir, empleando superficies inclinadas y lisas, situando las instalaciones de alimentación y agua de forma que se ensucien lo menos posible y mediante un buen control climático en el edificio.

(b) Recogida frecuente de los purines del foso para almacenarlos en un depósito externo con sistemas de retirada por vacío o gravedad o con sistemas de aclarado al menos dos veces por semana.

(c) Tratamiento adicional, como separación líquido/sólido.

(d) Enfriamiento del estiércol en los fosos subterráneos (a al menos 12 °C), mediante la circulación próxima de aguas subterráneas en intercambiadores de calor flotantes. Queda supeditada a los costes y la necesidad de localizar una fuente de aguas subterráneas lejos de las fuentes de agua potable.

(e) Modificación de las propiedades químicas/físicas del estiércol, como por ejemplo reducir el pH.

(f) Uso de superficies lisas y fáciles de limpiar (véase subpárr. (a) anterior).

(g) Tratamiento del aire de salida con depuradores ácidos o filtros biopercoladores.

(h) Bajar la temperatura interior y la tasa de ventilación, teniendo en cuenta el bienestar animal y las consideraciones de producción, especialmente en invierno.

(i) Reducción del flujo de aire sobre la superficie del estiércol.

75. Para un ancho de parrilla dado, el drenaje de estiércol con parrillas de hormigón es menos eficiente que con parrillas recubiertas de acero y plástico, lo cual se asocia una mayor emisión de NH_3 . Hay que tener en cuenta que las parrillas de acero no están permitidas en algunos países, por motivos del bienestar animal.

76. Los efectos cruzados se han tenido en cuenta en la definición de las MTD para los distintos diseños de alojamiento. Por ejemplo, el aclarado frecuente de los purines (normalmente una vez por la mañana y otra por la tarde) provoca molestias por olores. El aclarado de purines también consume energía, salvo que se use un sistema pasivo manual.

77. Se espera que aumente el uso de paja en los alojamientos de cerdos, ante una creciente preocupación por el bienestar de estos animales. Junto con los sistemas de alojamiento con ventilación natural (controlada automáticamente), la paja permite a los animales autorregular su temperatura con menos ventilación y calefacción, con lo que se reduce el consumo energético. En sistemas con yacija, a veces, la nave se divide en áreas sólidas con yacija y zonas de defecación emparrilladas. Sin embargo, los cerdos no siempre usan estas áreas del modo deseado, empleando la zona con yacija para defecar y la emparrillada para refrescarse cuando hace calor. En general, las naves deben diseñarse para acomodarse al hábito de excreción de los cerdos y minimizar el ensuciado de los suelos sólidos. Esto es más difícil en las regiones con un clima cálido. Hay que tener en cuenta que la evaluación integrada del uso de la paja debe considerar el coste añadido de la misma y el coste de retirada del estiércol de las naves; el posible aumento de emisiones del almacenamiento y la aplicación del estiércol con paja; y el beneficio de añadir materia orgánica al suelo.

78. *Técnica de referencia para cerdos en crecimiento/finalización:* El sistema de referencia, usado habitualmente en Europa, es un suelo totalmente emparrillado con un foso profundo de estiércol debajo y ventilación mecánica; las emisiones oscilan entre 2,4 y 3,2 kg NH_3 por cerdo y año. Puesto que los cerdos en crecimiento/finalización siempre se alojan en grupo, la mayoría de los sistemas usados para alojar a las cerdas reproductoras son aplicables también a los cerdos en crecimiento.

79. *Técnica de referencia para cerdas en lactación:* En Europa, las cerdas en lactación se alojan generalmente en jaulas con suelos emparrillados de acero o plástico y un foso profundo de estiércol debajo. En la mayoría de los alojamientos, las cerdas están confinadas, mientras

que los lechones son libres de moverse. Todos los alojamientos tienen ventilación controlada y, a menudo, una zona calefactada para los lechones durante sus primeros días de vida. La diferencia entre suelos total y parcialmente emparrillados no es tan grande para las cerdas en lactación como para los cerdos en crecimiento, puesto que las cerdas en lactación están confinadas y normalmente defecan en el área emparrillada. Las técnicas de reducción, por lo tanto, se centran en las modificaciones del foso de estiércol.

80. *Técnicas de referencia para cerdas en apareamiento y gestantes* El sistema de referencia para este tipo de cerdas es el suelo totalmente emparrillado (parrillas de hormigón) con un foso profundo. Las cerdas en apareamiento y gestantes se alojan individualmente o en grupos. En toda la UE, el alojamiento en grupo es obligatorio para las instalaciones de cerdas reproductoras de nueva construcción; y, a partir de 2013, también se exigirá para las cerdas en apareamiento y gestantes, durante un periodo de cuatro semanas tras la inseminación. Los sistemas de alojamiento en grupo requieren sistemas de alimentación especiales (p. e., alimentadores electrónicos para cerdas o compartimentos abiertos), así como un diseño de las naves que invite a las cerdas reproductoras a usar las distintas áreas para defecar y descansar. Los alojamientos en grupo tienen niveles de emisión similares a los del alojamientos individuales (Groenestein et al, 2001) y se pueden técnicas de reducción de emisiones similares.

81. *Técnica de referencia para lechones destetados*: Los lechones destetados se alojan en grupo en corrales convencionales o en plataformas (corrales elevados). Como el método de recogida del estiércol es similar, se asume que las medidas de reducción aplicables a los corrales convencionales para lechones destetados también se pueden aplicar a las plataformas.

82. El cuadro 7 resume el diseño y las técnicas para reducir las emisiones, incluidos los costes y las eficiencias estimadas para todos los tipos de alojamiento en ganado porcino. Los costes estimados varían mucho debido a las condiciones específicas de las explotaciones, tales como el tamaño del edificio. Hay que tener en cuenta que algunas técnicas son muy costosas para aplicarlas en alojamientos preexistentes. Se puede encontrar información sobre los costes económicos de las técnicas y estrategias de bajas emisiones en Reis (próximamente).

83. Un estudio realizado en 2007 mostró que el coste global de la reducción de emisiones de NH₃ de los sistemas de alojamiento de porcino en los Países Bajos, usando principalmente depuradores de aire, era de media de 0,0146 por kg de canal de cerdo producido (Baltussen et al, 2010). En el momento del estudio, solo las explotaciones grandes (IPPC) tenían instaladas tecnologías para reducir emisiones con un objetivo de entre el 40% y el 60% (combinado del alojamiento y el almacenamiento de estiércol). Sin embargo, se estimó que el coste aumentaría en 0,04 € por kg de canal de cerdo en 2013 cuando incluso las explotaciones porcinas pequeñas de los Países Bajos tuvieran que cumplir con las normas de emisiones y de bienestar. Asumiendo que se producen 200 kg de carne de cerdo por plaza y año, el coste de la reducción de las emisiones de NH₃ y de las medidas de bienestar son de 7,2 € por plaza o de 3 € por kg de NH₃-N ahorrado; ambas estimaciones se consideran fiables en los Países Bajos. Las estimaciones no tienen en cuenta que parte del NH₃ conservado puede perderse más adelante en la cadena del estiércol.

84. Los distintos sistemas para reducir las emisiones mencionados en los párrafos 80 a 90 están todos basados en los principios enunciados en el párrafo 69.

Técnicas de categoría 1

85. Las emisiones de amoníaco se pueden reducir en un 25% disminuyendo el área de la superficie emisora mediante un drenaje, asistido por vacío, frecuente y completo, de los purines del suelo del foso. En donde es posible hacerlo, esta técnica no tiene coste.

86. Los suelos parcialmente emparrillados que cubren el 50% del área del suelo, por lo general, emiten entre un 15% y un 20% menos de NH₃, en especial, si las parrillas están recubiertas de metal o plástico, que es menos adherente para el estiércol que el hormigón. Se puede conseguir disminuir el riesgo de emisiones de la parte sólida del suelo, usando una superficie inclinada (o convexa), de acabado liso; ubicando adecuadamente las instalaciones de alimentación y agua para minimizar el ensuciamiento de las áreas sólidas; y con un buen

control de la temperatura (Aarnink et al, 1996; Guigy y Courboulay, 2007; Ye et al, 2008a, 2008b).

87. Es posible reducir aún más el área emisora haciendo que el área emparrillada y el foso inferior sean más pequeños. Con un área emparrillada más pequeña, el mayor riesgo de ensuciar el área sólida puede disminuirse mediante la instalación de una segunda área emparrillada más pequeña, con un canal de agua por debajo, en el otro extremo del corral donde los cerdos suelen comer y beber. El canal se llena con unos dos centímetros (cm) de agua para diluir el estiércol que pueda caer dentro. Esta zona emparrillada tendrá bajas emisiones, porque todo el estiércol que cae se diluye. Este sistema de canal de estiércol y canal de agua puede reducir las emisiones de NH_3 entre un 40% y un 50%, en función del tamaño del canal de agua.

88. Reducir el área de la superficie emisora con una o dos paredes del foso inclinadas, en combinación con suelos parcialmente emparrillados y la eliminación frecuente de estiércol, puede reducir las emisiones en hasta un 65%.

89. Reducir de la superficie emisora con canaletas en V poco profundas (máximo 60 cm de ancho, 20 cm de profundidad) puede reducir las emisiones de los alojamientos de cerdos entre un 40% y un 50%, dependiendo de la categoría de cerdos y de la presencia de suelos parcialmente emparrillados. Las canaletas deben enjuagarse dos veces al día, mejor con la parte líquida (fina) de los purines que con agua; el aclarado con agua diluye el estiércol y aumenta los costes de transportarlo.

90. Para las cerdas lactantes, se puede obtener una disminución de las emisiones de un 65% al reducir el área emisora mediante la construcción de una bandeja bajo el suelo emparrillado de la nave. Esta bandeja sería un subsuelo inclinado (al menos 3°) con drenaje para el estiércol en el punto más bajo. Aunque la bandeja se puede instalar en un alojamiento preexistente, en la práctica puede resultar bastante caro modificar el sistema de drenaje del estiércol.

91. También se pueden reducir las emisiones de NH_3 acidificando los purines para cambiar el equilibrio químico de NH_3 a NH_4^+ . El estiércol (especialmente la parte líquida) se recoge en un tanque, con un ácido (normalmente ácido sulfúrico, aunque también se pueden usar ácidos orgánicos) capaz de mantener el pH por debajo de 6. En el alojamiento de lechones se ha observado una reducción de las emisiones del 60%.

92. La refrigeración superficial del estiércol con aspas utilizando un sistema cerrado de intercambio de calor es una técnica de categoría 1 con una eficiencia de reducción de entre el 45% y el 75%, dependiendo de la categoría de los animales y de la superficie de las aspas de refrigeración. Esta técnica es más económica si el calor recogido se puede utilizar para calentar otras instalaciones, como los alojamientos de los lechones destetados (Huynh et al, 2004). En los sistemas de purines, esta técnica se puede implementar en naves preexistentes. Este sistema no es aplicable si se usan camas de paja o cuando la alimentación contiene mucha fibra, puesto que podría formarse una capa de residuo flotante encima de los purines.

93. El tratamiento del aire de salida con depuradores ácidos (principalmente ácido sulfúrico) o filtros biopercoladores ha demostrado ser práctico y efectivo para operaciones a gran escala en Dinamarca, Alemania, Francia y los Países Bajos; por tanto, es de categoría 1 (p. e., Melse y Ogink, 2005; Guingand, 2009). Es más económico cuando se instala en alojamientos nuevos, porque la adaptación en los preexistentes requiere una costosa modificación de los sistemas de ventilación. Los depuradores de ácido han demostrado eficiencias de eliminación de NH_3 de entre el 70% y el 90%, dependiendo de los valores de ajuste del pH. Los depuradores y los filtros biopercoladores también reducen el olor y la materia particulada en un 75% y un 70% respectivamente (Guingand, 2009). Es necesaria más información sobre la idoneidad de estos sistemas en Europa del Sur y Central. Los costes operativos de los depuradores ácidos y de los filtros percoladores dependen sobre todo de la energía extra necesaria para la recirculación del agua y para superar la mayor contrapresión en los ventiladores. Existen métodos de optimización que minimizan los costes (Melse, Hofschereuder y Ogink, 2012), los cuales serán más bajos en sistemas grandes.

Técnicas de categoría 2

94. Las bolas flotantes en los fosos de estiércol pueden reducir las emisiones en un 25% al cubrir parcialmente la superficie de emisión. El estiércol que cae sobre las bolas las hace girar y, debido a su superficie antiadherente, el lado limpio de la bola gira hacia arriba. Esta técnica se puede utilizar en los alojamientos preexistentes. Como esta técnica no se ha evaluado fuera de los Países Bajos, se considera de categoría 2.

95. Se puede usar una cinta en forma de V instalada debajo del suelo emparrillado para retirar con frecuencia el estiércol del alojamiento. La forma de la cinta permite que la orina corra continuamente, separándola de la enzima ureasa contenida en las heces, minimizando así la conversión (hidrólisis) de la urea en NH_3 . Debido tanto a la rápida eliminación como a la reducción de la producción de NH_3 , las emisiones de NH_3 se reducen en un 70% (Aarnink et al, 2007). Hay que tener en cuenta que con esta técnica no es necesario un foso, compensando de esta manera algunos de los costes de construcción de la nave. Además, al separar el estiércol, se puede aplicar de forma eficiente el P y el N al suelo. El sistema de cinta en V se considera una técnica de categoría 2, puesto que solo se ha evaluado en los Países Bajos. Tiene potencial para todas las categorías de cerdos, pero únicamente se ha valorado con los de engorde.

Cuadro 7

Técnicas de categoría 1 y 2: reducción y costes de los sistemas de alojamiento para cerdos de baja emisión

<i>Técnica de categoría 1 (a menos que se especifique cat. 2)</i>	<i>Emisiones NH_3 (kg NH_3/plaza/año)</i>	<i>Reducción de emisiones (%)</i>	<i>Coste extra (€/plaza/año)^a</i>	<i>Coste extra (€/kg NH_3-N reducido)</i>
Cerdas gestantes	4,20			
Retirada frecuente del estiércol con sistema de vacío		25	0 ^b	0 ^b
Canaletas de aclarado		40	33	23
Refrigeración de la superficie del estiércol		45	19	12
Alojamiento (en grupo) con compartimentos de alimentación y foso de estiércol con paredes inclinadas		45	16	10
Bolas flotantes en la superficie del estiércol (cat. 2)		25	14	16
Técnicas de depuración del aire		70-90	22-30	8-10
Cerdas lactantes	8,30			
Canal de agua y estiércol		50	2	0,5
Bandeja inferior para el estiércol		65	40-45	9
Refrigeración de la superficie del estiércol		45	45	15
Bolas flotantes en la superficie del estiércol (cat. 2)		25	14	8
Técnicas de depuración del aire		70-90	35-50	7-10
Lechones destetados	0,65			
Suelo parcialmente emparrillado con foso reducido		25-35	0	0
Retirada frecuente del estiércol con sistema de vacío		25	0 ^b	0 ^b
Suelo parcialmente emparrillado y canaletas de aclarado		65	5	14
Suelo parcialmente emparrillado y recogida en líquido acidificado		60	5	15
Suelo parcialmente emparrillado y refrigeración de la superficie del estiércol		75	3-4	7-10
Suelos parcialmente emparrillados y canal de estiércol con paredes inclinadas		65	2	5-6
Bolas flotantes en la superficie del		25	1	6-7

estiércol (cat. 2)			
Técnicas de depuración del aire	70-90	4-5	8-12
En crecimiento-finalización	3,0		
Suelo parcialmente emparrillado con foso reducido	15-20	0	0
Retirada frecuente del estiércol con sistema de vacío	25	0 ^b	0 ^b
Suelo parcialmente emparrillado con canal de agua y de estiércol	40	2	2
Suelos parcialmente emparrillados con canal de agua y canal de estiércol con paredes inclinadas.	60-65	3-5	2-3
Canaletas de aclarado	40	10-15	10-15
Suelo parcialmente emparrillado y refrigeración de la superficie del estiércol	45	5-7	4-6
Bolas flotantes en la superficie del estiércol (cat. 2)	25	2	4
Suelos parcialmente emparrillados y retirada por separado de las fracciones líquidas y sólidas del estiércol mediante cintas en V (cat. 2)	70	0-5	0-3
Técnicas de depuración del aire	70-90	10-15	5-9

Nota: Para el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Precios calculados para instalaciones nuevos. Solo los sistemas de refrigeración, las bolas flotantes y los depuradores se pueden instalar en instalaciones preexistentes. Para reacondicionamientos, ver el texto.

^b En el caso de que haya instalado un sistema de retirada del estiércol por vacío.

C. Sistemas de alojamiento para aves de corral

96. Los diseños para reducir las emisiones de NH₃ de los sistemas de alojamiento de aves de corral aplican los siguientes principios:

- (a) Reducción de las superficies emisoras de estiércol.
- (b) Recogida frecuente del estiércol para llevarlo a un depósito de purines externo (p. e., con un sistema de retirada por cinta).
- (c) Secado rápido del estiércol.
- (d) Uso de superficies lisas y fáciles de limpiar.
- (e) Tratamiento del aire de salida con depuradores ácidos o filtros biopercoladores.
- (f) Reducción de la temperatura interior y de la ventilación en la medida que permitan el bienestar animal y/o la producción.

1. Sistemas de alojamiento para gallinas ponedoras

97. La evaluación de los sistemas de alojamiento para ponedoras en los Estados Miembros de la UE tiene que tener en cuenta los requisitos establecidos por la Directiva 1999/74/CE del Consejo, del 19 de julio de 1999, por la que se establecen unas normas mínimas para la protección de las gallinas ponedoras. Esta Directiva prohíbe el uso de sistemas de jaulas convencionales a partir de 2012. En su lugar, solo se permiten jaulas enriquecidas (también llamadas jaulas acondicionadas), o sistemas sin jaulas, tales como sistemas de alojamiento con yacija (o yacija profunda) o sistemas aviarios.

98. *Sistema de referencia para alojamiento en jaulas convencionales.* Este sistema usa un depósito abierto de estiércol situado debajo de las jaulas. Aunque están prohibidos en la UE desde 2012, algunos Estados Miembros de la CEPE aún alojan gallinas ponedoras en jaulas

convencionales y la mayoría de los informes sobre la reducción de emisiones de NH₃ tienen este tipo de alojamiento como referencia. Esta referencia también se mantiene en aras de la continuidad del cálculo de inventario.

99. *Sistema de referencia para alojamiento en jaulas "enriquecidas"*. Este sistema puede reemplazar a las jaulas convencionales sin la necesidad de una modificación significativa de la nave preexistente. Las jaulas enriquecidas proporcionan a las gallinas ponedoras un mayor espacio, incluyendo áreas para anidar, rascarse y encaramarse. Las aves se mantienen en grupos de 40-60. Una cinta (ventilada) situada bajo las jaulas es el método más habitual para retirar el estiércol. Las medidas de alojamiento en jaula acondicionada se presentan en un cuadro independiente, puesto que el sistema de referencia, en lugar de la jaula convencional, es una jaula enriquecida con una cinta debajo para eliminar regularmente el estiércol sin secar. Por motivos del bienestar animal, las jaulas enriquecidas no están permitidas en los Países Bajos ni en Alemania. En su lugar, usan alojamientos de colonias o *Kleingruppenhaltung*. La diferencia con las jaulas enriquecidas es que ofrecen una superficie mayor por animal, las jaulas son más altas y hay más áreas definidas con yacija y niales. Ellen y Ogink (2009) confirmaron que se pueden aplicar los mismos factores de emisión de NH₃ que a las jaulas enriquecidas.

100. *Sistema de referencia para alojamientos sin jaulas: alojamiento con foso profundo combinado con suelo con yacija parcial*. En este sistema, el edificio está típicamente equipado con fosos de recogida de 80 a 90 cm de profundidad, cubiertos con parrillas de madera o plástico o con una maya de alambre. El estiércol se recoge en los fosos situados por debajo de las parrillas, que ocupan dos tercios del área del suelo. El tercio restante del suelo está cubierto con yacija por ejemplo, arena, virutas de madera o paja, que las aves usan para escarbar o bañarse en polvo. La densidad animal en estos alojamientos es de hasta nueve gallinas por m² de suelo.

101. *Sistema aviario (aseladeros)*. El edificio se divide en diferentes zonas funcionales con yacija, usadas para alimentación y bebida, puesta de huevos, escarabajo y descanso. La superficie disponible se aumenta mediante suelos emparrillados elevados combinados con estanterías (niveles superpuestos), lo que permite una densidad animal de hasta 18 gallinas por m² de suelo. Como en los sistemas de jaulas, los aviarios emplean cintas bajo nivel para recoger el estiércol. Se pueden instalar cintas ventiladas para recoger, secar y retirar la yacija.

102. En algunos países, la definición de gallinero "con salida libre" incluye sistemas de alojamiento con foso profundo y suelo con yacija parcial (o yacija profunda), o a los sistemas aviarios que ofrecen acceso al exterior para las aves. En los países donde las gallinas "con salida libre" se alojan sobre suelos parcialmente emparrillados, el área sólida de suelo se cubre con yacija y las gallinas tienen algo de acceso al exterior. El estiércol se acumula o sobre el suelo sólido o bajo el área emparrillada durante los 14 meses del periodo de puesta.

Técnicas de categoría 1

103. Las emisiones de amoníaco de sistemas en batería con foso profundo o canal se pueden rebajar reduciendo la humedad del estiércol mediante la ventilación del foso.

104. La recogida del estiércol en cintas y su posterior traslado a depósitos cubiertos fuera del edificio también puede reducir las emisiones de NH₃, en particular si el estiércol se ha secado en las cintas con ventilación forzada. El estiércol debe secarse hasta un 60% o 70% de MS, para minimizar la formación de NH₃. El estiércol llevado de las cintas a túneles de secado con ventilación intensiva, dentro o fuera del edificio, puede alcanzar entre el 60% y el 80% de MS en menos de 48 horas, pero en este caso la exposición al aire y las emisiones aumentan. La retirada semanal del estiércol de las cintas y su traslado a depósitos cubiertos reduce las emisiones un 50% más que la retirada bisemanal. En general, las emisiones de los alojamientos de las gallinas ponedoras con cintas de estiércol dependerán de: (a) el tiempo que el estiércol permanezca en las cintas; (b) los sistemas de secado; (c) la raza de las aves; (d) la tasa de ventilación en la cinta (velocidad baja = emisiones altas); y (e) la composición del alimento. Los sistemas avícolas con cintas de estiércol para la recogida frecuente del estiércol y su traslado a depósitos cerrados reducen las emisiones en más de un 70%, en comparación con el sistema de alojamiento con foso profundo.

105. El tratamiento del aire de salida con depuradores ácidos o filtros biopercoladores se ha empleado con éxito en varios países (Melse y Ogink, 2005; Ritz et al, 2006; Patterson y Adrizal, 2005; Melse, Hofschreuder y Ogink, 2012). Los depuradores de ácido eliminan entre el 70% y el 90% de NH_3 , mientras que los depuradores biológicos eliminan el 70%. Ambos eliminan también el polvo fino y el olor. Para hacer frente a las altas concentraciones de polvo, se han desarrollado depuradores de aire de varias etapas, con prefiltrado de partículas gruesas (Ogink y Bosma, 2007; Melse, Ogink y Bosma, 2008). Sin embargo, algunas Partes consideran esta técnica de categoría 2 debido al problema inherente a la concentración de polvo.

106. Las técnicas de reducción de emisiones se resumen para los alojamientos convencionales en jaulas (cuadro 8), para las jaulas acondicionadas (cuadro 9) y para el alojamiento no enjaulado (cuadro 10).

Técnicas de categoría 2

107. La adición regular de sulfato de aluminio (alumbre) a la yacija en sistemas de alojamiento sin jaulas disminuye las emisiones de NH_3 de las naves hasta en un 70%, y reduce también las concentraciones de NH_3 y de materia particulada fina ($\text{PM}_{2.5}$) en el interior, con lo que se mejora la producción. El alumbre también reduce las pérdidas por lixiviación del fósforo del estiércol aplicado a la tierra. Estudios realizados en los Estados Unidos de América muestran que los beneficios del tratamiento con alumbre duplican el coste, pero, al no haber experiencias en otros países, esta técnica se considera de categoría 2.

Cuadro 8

Sistemas de alojamiento en jaulas para gallinas ponedoras (sistema de referencia): técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH_3 asociado

<i>Categoría 1</i>	<i>kg NH_3/ año/plaza</i>	<i>Reducción NH_3 (%)</i>	<i>Coste extra (€/plaza/año)</i>	<i>Coste (€/kg NH_3-N eliminado/año)</i>
Jaulas convencionales, almacenamiento abierto, no aireado del estiércol bajo las jaulas (<i>técnica de referencia</i>)	0,1-0,2	—	—	—
Jaulas convencionales, almacenamiento abierto aireado del estiércol bajo las jaulas	—	30	—	0-3
Jaulas convencionales, recogida rápida del estiércol con cintas y traslado a depósito cerrado	—	50-80	—	0-5
Depuración del aire de salida ^a	—	70-90	—	1-4

Nota: Para el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Con depuradores de ácido se puede alcanzar una reducción del 70–90%, con depuradores biológicos del 70%; algunos expertos consideran esto como categoría 2.

Cuadro 9

Sistemas de alojamiento en jaulas acondicionadas para gallinas ponedoras: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH_3 asociado

<i>Técnicas de categoría 1 y 2</i>	<i>kgNH_3/ año/plaza</i>	<i>Reducción NH_3 (%)</i>	<i>Coste extra (€/plaza/año)</i>	<i>Coste (€/kg NH_3-N eliminado/año)</i>
Cintas, dos retiradas a la semana (técnica de referencia)	0,05-0,1	—	—	—
Cintas ventiladas, dos recogidas a la semana ^a	—	30-40	0	0
Cintas ventiladas, más de dos recogidas a la semana	—	35-45	—	0-3

Depuración del aire de salida ^b	—	70-90	—	2-5
--------------------------------------------	---	-------	---	-----

Nota: Para el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Porcentaje de reducción en función de la tasa de ventilación del ventilador de secado.

^b Con depuradores de ácido se puede alcanzar una reducción del 70–90%, con depuradores biológicos del 70%; algunos expertos consideran esto como categoría 2.

Cuadro 10

Sistemas de alojamiento sin jaulas para gallinas ponedoras: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH₃ asociado

<i>Técnicas de categoría 1 y 2</i>	<i>kg NH₃/año/plaza</i>	<i>Reducción de NH₃ (%)</i>	<i>Coste extra (€/plaza/año)</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N eliminado/año)</i>
Yacija profunda o foso profundo con yacija parcial (<i>técnica de referencia</i>)	0,3	—	—	—
Aviarios, diseño de aseladeros, cintas de estiércol no ventiladas (cat. 1)	—	70-85	—	1-5
Aviarios, cintas de estiércol ventiladas 1)	—	80-95	—	1-7
Depuración del aire de salida ^a	—	70-90	—	6-9
Yacija, emparrillado parcial, cintas de estiércol (cat. 2)	—	75	—	3+5
Yacija con secado forzado del estiércol (cat. 2)	—	40-60	—	1-5
Adición regular de sulfato de aluminio a la yacija (cat. 2)	—	70	—	?

Nota: Para el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Con depuradores de ácido se puede alcanzar una reducción del 70–90%, con depuradores biológicos del 70%; algunos expertos consideran esto como categoría 2.

2. Sistemas de alojamiento para pollos de engorde (broilers)

108. *Sistema de referencia para pollos de engorde:* El sistema de referencia para pollos de engorde es el edificio tradicional más común en Europa, con un suelo sólido completamente cubierto de yacija.

109. Para minimizar las emisiones de NH₃ en el alojamiento de pollos de engorde es importante mantener la yacija seca. La humedad y las emisiones de la yacija se ven influidas por:

- El diseño y el funcionamiento de los sistemas de suministro de agua de bebida (fugas y derrames).
- El peso y la densidad de los animales, así como la duración del periodo de crecimiento.
- La tasa de ventilación, la purificación del aire interior y las condiciones climáticas ambientales.
- El aislamiento del suelo.
- El tipo y la cantidad de yacija.
- La alimentación.

Técnicas de categoría 1

110. *Reducción de pérdidas de agua en los bebederos:* Una manera sencilla de reducir las pérdidas de agua es usar bebederos de cazoleta en vez de los de campana.

111. La *tecnología de depuración del aire* permite eliminar de forma muy efectiva el NH₃ del aire de ventilación, pero no está muy implantada debido a su coste. Los filtros de lecho compacto y los depuradores de aire actualmente disponibles en los Países Bajos y Alemania eliminan entre un 70% y un 90% del NH₃ del aire de salida. El cuestionamiento de su fiabilidad a largo plazo, motivado por las altas concentraciones de polvo, han llevado a algunas Partes a considerarlos de categoría 2. Se han desarrollado depuradores multicontaminantes para eliminar también el olor y la materia particulada (PM₁₀ y PM_{2.5}) del aire de salida (Zhao et al, 2011; Ritz et al, 2006; Patterson y Adrizal, 2005).

Técnicas de categoría 2

112. *Secado forzado*: Gracias al secado forzado se puede conseguir una reducción efectiva de las emisiones, pero los sistemas actuales consumen mucha energía y pueden incrementar las emisiones de polvo. Sin embargo, puede haber algún ahorro en los costes de calefacción debido a una mejor distribución del calor.

113. *Sistema Combideck*: Este sistema funciona con intercambiadores de calor en suelos de hormigón. Al comienzo del periodo de engorde, el suelo se calienta con el fin de secar la yacija, y, más adelante, en el periodo de engorde, se refrigera para reducir la actividad microbiana, lo que reduce la descomposición del ácido úrico. Como la efectividad de esta técnica depende de las condiciones locales, se considera de categoría 2.

114. El uso de aditivos (sulfato de aluminio, microorganismos) puede hacer disminuir las emisiones de NH₃, provocar un aumento en el contenido de materia seca en el estiércol y reducir la mortalidad (Aubert et al, 2011). No obstante, los resultados de los que se dispone son inconsistentes (p. e., McCrory y Hobbs, 2001) o bien su uso solo se ha probado en un país (en el caso de la adición de sulfato de aluminio).

Cuadro 11

Sistemas de alojamiento para pollos de engorde: técnicas y potencial de reducción de emisiones de NH₃ asociado

Técnicas de categoría 1 y 2	kg NH ₃ / año/plaza	Reducción NH ₃ (%)	Coste extra (€/plaza/año)	Coste (€/kg NH ₃ -N eliminado/año)
Yacija profunda; alojamiento ventilado por ventilador (técnica de referencia)	0,080	—	—	—
Alojamientos con ventilación natural o aislados con ventilador, con yacija por todo el suelo y con bebederos con sistemas anti derrames (cat. 1)	—	20-30	—	—
Yacija con secado forzado del estiércol usando aire interior (cat. 1)	—	40-60	—	2-4
Depuración del aire de salida (cat. 1) ^a	—	70-90	—	10-15
Suelo en diferentes niveles y secado forzado por aire (cat. 2)	—	90	—	?
Lados desmontables escalonados; secado forzado por aire (cat. 2)	—	90	—	?
Sistema Combideck (cat. 2)	—	40	—	6

Nota: Los datos sobre los costes económicos de los sistemas de alojamiento de baja emisión son escasos, en parte porque todavía pocos de ellos se han puesto en práctica. Sobre el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Con depuradores de ácido se puede alcanzar una reducción del 70–90%, con depuradores biológicos del 70%; algunos expertos consideran esto como categoría 2.

3. Sistemas de alojamiento para pavos y patos

115. *Sistema de referencia para pavos*: El sistema de referencia para los pavos de engorde es el edificio tradicional más empleado en Europa, con piso sólido, completamente cubierto

con yacija, en naves cerradas y aisladas térmicamente con ventilación forzada (como el de los pollos de engorde) o en alojamientos ventilados con paredes laterales abiertas. El estiércol se retira al final de cada periodo de engorde. La emisión de amoníaco en suelos completamente cubiertos con yacija es de 0,680 kg NH₃-N por plaza y año. Los pavos son una fuente de emisiones de NH₃ menor en casi todos los países de la CEPE.

116. *Sistema de referencia para patos*: El sistema de referencia para patos es un edificio tradicional similar al de los pollos de engorde. Los patos para asar generan purines y los patos para “foie gras” producen estiércol sólido. Los suelos en parte emparrillados y en parte con yacija, y los suelos totalmente emparrillados, se usan en los alojamientos para engorde de patos. Como los pavos, los patos son una fuente de NH₃ menor en la región de la CEPE.

117. Las mismas técnicas de reducción de las emisiones de amoníaco usadas para la producción de pollos de engorde se pueden aplicar a los alojamientos de pavos y patos. Sin embargo, a excepción de los depuradores, la eficacia de estas técnicas será menor que con los pollos de engorde, debido a la mayor cantidad de estiércol y al mayor contenido de MS de la yacija. En los Países Bajos, se considera que la eficacia es la mitad que la de los alojamientos para pollos de engorde. Para los alojamientos de patos provistos de estanques de agua (en consideración al bienestar de las aves acuáticas), la eficacia puede ser incluso menor. Por lo tanto, estas técnicas se consideran de categoría 2.

VI. Técnicas de almacenamiento del estiércol

118. *Técnica de referencia*: El punto de referencia para estimar la eficiencia de las medidas de reducción son las emisiones procedentes de un mismo tipo de almacén sin cubrir. Se toman como emisiones de referencia 1,4 y 2,7 kg NH₃-N por m² y año, conforme a los datos de los países de Europa del Este. Pueden considerarse valores más bajos en lugares donde el estiércol almacenado se congela durante varios meses, y más altos en los países cálidos. Como los datos de partida son limitados, se anima a las Partes a determinar valores de referencia para sus condiciones. El cuadro 12 resume diferentes medidas de reducción de emisiones en el almacenamiento de purines y su eficiencia en la reducción de las emisiones de NH₃.

119. Una vez retirados de los alojamientos animales, los purines se almacenan normalmente en tanques o silos de hormigón o acero, o en balsas con taludes de tierra y forradas. Las balsas tienden a tener una mayor superficie por volumen que los tanques, y hay pruebas recientes de que se produce una intensa desnitrificación química de forma natural en las balsas grandes, debido, en parte, a la acción del viento. Es posible reducir las emisiones de los depósitos de purines al disminuir el flujo de aire sobre la superficie, instalando para ello cubiertas sólidas o flotantes, permitiendo la formación de una costra superficial o aumentando la profundidad de los depósitos para reducir la relación entre superficie y volumen. El reducir la superficie solo es una opción para las estructuras nuevas. Cobeneficios: las cubiertas sólidas (y los techos abiertos) evitan que la lluvia llene el depósito, de forma que la capacidad es más predecible y, con menos agua, los costes de transporte son menores; las cubiertas reducen el olor y la mayoría también reduce las emisiones de gases de efecto invernadero, aunque, bajo ciertas condiciones, las cubiertas de paja pueden aumentar las emisiones de N₂O; el reducir la relación superficie/volumen suele presentar los mismos cobeneficios que las cubiertas.

120. Para el almacenamiento a largo plazo del estiércol seco de aves de corral (p. e., del alojamiento de pollos de engorde), hay que usar un cobertizo o edificio con suelo impermeable y con suficiente ventilación para mantener seco el estiércol y minimizar las pérdidas adicionales de NH₃.

121. También es importante minimizar las posibles pérdidas de NH₃ durante la aplicación sobre la tierra de los purines y el estiércol de los sistemas de almacenaje cubiertos, pues de lo contrario los beneficios conseguidos se evaporarán como el NH₃.

Técnicas de categoría 1

122. *Tapa "ajustada", techo o estructura con forma de tienda:* El mejor método probado y el más viable para reducir las emisiones de los purines almacenados en tanques o silos es cubrirlos con una tapa "ajustada", techo o estructura en forma de tienda. Aunque es importante que dichas cubiertas estén bien selladas o "ajustadas" para minimizar el intercambio de aire, hay que proporcionar alguna ventilación para evitar la acumulación de gases inflamables, especialmente metano. La posibilidad de instalar estas estructuras en los depósitos existentes depende de la integridad estructural de éstos y de si se pueden modificar para aceptar la carga extra.

123. *Cubierta flotante:* Las láminas de cubrimiento flotantes pueden ser de algún tipo de plástico, lona, geotextil u otro material adecuado. Se considera de categoría 1 solo para balsas pequeñas con taludes de tierra. Las cubiertas flotantes son difíciles de introducir en tanques, especialmente en aquellos con paredes altas, por el importante movimiento vertical necesario durante el llenado y el vaciado.

124. Las *bolsas de almacenamiento* son adecuadas para reducir las emisiones de los purines en explotaciones pequeñas (p. e., < 150 cerdos de engorde). Hay que tener en cuenta que el coste de esta medida incluye tanto la estructura de almacenamiento como la cubierta.

125. *Formación de una costra natural:* Minimizar la agitación del purín de vacuno y de algunos purines de cerdo almacenados (dependiendo de la dieta de los cerdos y del contenido de MS de los purines) e introducir los purines nuevos por debajo de la superficie permite que se forme una costra natural. Estas costras pueden reducir significativamente las emisiones de NH₃ sin coste o por muy poco coste, durante el tiempo que la costra sea lo suficientemente gruesa y cubra toda la superficie de los purines. La eficiencia de la reducción de las emisiones dependerá de la naturaleza y duración de la costra (Misselbrook, et al, 2005a; Smith et al, 2007). La costra natural únicamente constituye una opción en aquellas explotaciones que no tengan que mezclar el estiércol con frecuencia y que produzcan purines que puedan formar costra.

126. Las bolas de árido ligero de arcilla expandida (LECA) y las Hexa-Covers se pueden aplicar fácilmente sobre el estiércol de cerdo sin costra o el digestato de los digestores anaeróbicos. Una revisión reciente de los métodos de reducción (van der Zaag et al, 2012) propone que sean de categoría 1, puesto que no están sujetos a muchos de los problemas asociados con las láminas, como la acumulación de agua y el rasgado. Además, son muy fáciles de aplicar.

127. *Sustitución de las balsas por tanques/silos:* Si se sustituyen las balsas con taludes de tierra poco profundas por tanques o silos, que tienen más profundidad, las emisiones se reducen proporcionalmente, debido a que la relación superficie/volumen disminuye. Esta puede ser una opción efectiva (aunque cara) para reducir el NH₃, en particular si se cubren los tanques con una tapa, techo o estructura en forma de tienda (técnicas de categoría 1). La relación coste-eficiencia de esta opción es difícil de cuantificar, ya que depende en gran medida de las características de la balsa y del tanque. Mezclar el estiércol en estructuras altas es complicado.

Cuadro 12

Medidas de reducción de las emisiones de amoníaco procedentes del almacenamiento de los purines del ganado vacuno y porcino

Medidas de reducción	Reducción de emisiones NH ₃ (%)	Aplicabilidad	Costes (OPEX) (€ por m ³ /año) ^a	Coste extra (€/kg NH ₃ -N reducido) ^a
Almacenamiento sin cubierta ni costra (<i>técnica de referencia</i>)	0		—	—
Tapa "ajustada", techo o estructura con forma de tienda (cat. 1)	80	Tanques y silos de hormigón o acero. Puede no ser adecuado para depósitos preexistentes.	2-4	1,0-2,5
Lamina de plástico ^b (cubierta flotante) (cat. 1)	60	Pequeñas balsas con taludes de tierra.	1,5-3	0,6-1,3

Permitir la formación de una costra natural reduciendo la mezcla e introduciendo el estiércol por debajo de la superficie (cubierta flotante) (cat. 1)	40	Solo para purines con alto contenido en material fibroso. No apto para explotaciones en las que sea necesario mezclar y romper la costra con frecuencia para esparcir los purines. Puede que no se forme costra en los purines de cerdo en climas fríos.	0	0
Sustitución de balsas, etc. por tanques cubiertos o tanques abiertos altos (profundidad > 3 m) (cat. 1)	30-60	Solo nueva construcción y sujetos a cualquier restricción de diseño aplicable a estructuras altas.	15 (coste del tanque sobre el 50%)	—
Bolsas de almacenamiento (cat. 1)	100	Los tamaños de bolsa disponibles pueden limitar su uso en explotaciones ganaderas más grandes.	2,50 (incluido el coste de almacenamiento)	—
Bolas LECA y Hexa-Covers flotantes (cat. 1)	60	No apto para estiércoles que formen costra.	1-4	1-5
Lamina de plástico ^b (cubierta flotante) (cat. 2)	60	Balsas con taludes de tierra grandes y tanques de hormigón o acero. La gestión y otros factores pueden limitar el uso de esta técnica.	1,50-3	0,5-1,3
Cubiertas flotantes de "baja tecnología" (p. e., paja picada, turba, cortezas, etc.) (cat. 2)	40	Tanques y silos de hormigón o acero. Probablemente inviable en balsas con taludes de tierra grandes. No apto cuando los materiales puedan causar problemas de gestión de los purines.	1,50-2,50	0,3-0,9

Nota: Para el coste económico de las técnicas de reducción, véase Reis (próximamente).

^a Calculado para almacenar purines de cerdo en depósitos de 500 a 5.000 m³ de capacidad en las regiones climáticas de Europa Central. La referencia es purín sin ninguna costra.

^b Las láminas pueden ser de algún tipo de plástico, lona u otro material adecuado.

Técnicas de categoría 2

128. *Cubiertas flotantes (para otros métodos de almacenamiento que no sean las balsas pequeñas con taludes de tierra):* Hay distintos tipos de cubiertas flotantes, hechas de materiales permeables o impermeables, que pueden reducir las emisiones de NH₃ de los purines almacenados, al limitar el contacto entre el purín y el aire. Sin embargo, la efectividad y viabilidad de dichas cubiertas es todavía incierta, a excepción de las láminas de plástico en balsas pequeñas con taludes de tierra que ya han sido probadas, y es posible que varíen en función de la gestión y de otros factores. Como ejemplo están las láminas plásticas, la paja picada y la turba. Las cubiertas flotantes impermeables necesitan ventilación y algún método para eliminar el agua de lluvia que se acumula encima. Las cubiertas flotantes permeables deben asegurarse con cuidado contra el viento y unas y otras deben permitir el movimiento vertical durante el llenado y el vaciado. La durabilidad de las cubiertas flotantes todavía no se ha estudiado bien. Las cubiertas flotantes pueden obstaculizar la homogeneización de los purines antes de su aplicación, o dificultar el proceso de aplicación en sí mismo. Este aspecto necesita atención técnica y optimización.

129. *Cubrir el estiércol de granja:* Hay pocas opciones para reducir las emisiones de NH₃ del estiércol almacenado (sólido) en granjas de ganado vacuno y porcino. Ciertos experimentos han demostrado que cubrir las pilas de estiércol de granja con láminas de plástico puede reducir significativamente las emisiones de NH₃, sin que aumenten especialmente las emisiones de metano u óxido nitroso (Chadwick, 2005; Hansen, Henriksen y Sommer, 2006). A día de hoy, se considera una técnica de categoría 2, debido a la necesidad de más pruebas generales sobre su eficiencia en la reducción y viabilidad.

VII. Técnicas de aplicación del estiércol

130. *Técnica de referencia.* La técnica de referencia definida para la aplicación de estiércol sólido y purines es aplicarlos sin tratar sobre toda la superficie del suelo ("a voleo"), sin enterrado posterior y sin seleccionar el momento en el que se minimice la pérdida de NH_3 . Para purines, por ejemplo, la aplicación se haría típicamente mediante una cisterna equipada con una boquilla de descarga y un plato difusor. Para estiércol sólido, la técnica de referencia sería dejarlo sobre la superficie del terreno, sin enterrarlo.

131. Las emisiones de NH_3 de la técnica de referencia, expresadas en forma de porcentaje del NAT aplicado, están normalmente entre el 40% y el 60% (aunque también son comunes las emisiones fuera de dicho rango). Las emisiones varían con la composición del purín o del estiércol sólido, y según las condiciones climáticas predominantes y del suelo. Las emisiones de NH_3 en forma de porcentaje del NAT aplicado suelen reducirse cuando disminuyen la evapotranspiración (en función de la temperatura del aire, la velocidad del viento, la radiación solar) y la concentración de MS de los purines. Las emisiones de NH_3 en forma de porcentaje del NAT aplicado suelen reducirse al aumentar la concentración del NAT y la tasa de aplicación. También difieren las emisiones de los distintos tipos de estiércol. Las emisiones dependen a su vez de las características del suelo que afectan a la infiltración. Por ejemplo, los suelos secos, bien drenados y con una textura gruesa, que permiten una infiltración más rápida, darán lugar a menos emisiones que los suelos húmedos y compactos, con una tasa de infiltración menor (Søgaard et al, 2002). Sin embargo, cuando están muy secos, algunos suelos pueden volverse hidrofóbicos, con lo que se reduciría la infiltración y, por lo tanto, aumentarían las emisiones.

132. *Especificación de la eficiencia de reducción.* Las emisiones varían con la composición de los purines y del estiércol sólido, así como con las condiciones climáticas predominantes y del suelo. Las eficiencias de reducción también variarán en relación con las emisiones de referencia, dependiendo de estos factores. Por este motivo, las cifras del cuadro 14 representan los valores medios de muchos estudios realizados en distintos países y con un amplio abanico de condiciones. No obstante, la magnitud absoluta de los niveles de emisión de NH_3 de las técnicas de referencia pueden variar a lo largo del tiempo y a escala regional, en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales. Los niveles relativos de emisión en comparación con los de referencia son comparables, y se expresan como porcentaje de reducción en comparación con la referencia.

Técnicas de categoría 1

133. Las técnicas de categoría 1 incluyen maquinaria para disminuir significativamente la superficie de los purines que queda expuesta a la intemperie, una vez éstos se han sido aplicados al suelo; o también, para incorporar los purines o el estiércol sólido al suelo, mediante su enterrado o inyección. Los costes económicos de estas técnicas están entre 1,1 y 5 € por kg de $\text{NH}_3\text{-N}$ ahorrado. La técnica con menor coste es la incorporación inmediata de los purines y el estiércol sólido, cuando es viable, es decir, en tierras arables sin sembrar. Las estimaciones de coste son muy sensibles al tamaño de explotación, siendo las economías de escala significativamente mejores en las explotaciones más grandes, donde que comparten los equipos de baja emisión o en las que recurren a contratistas especializados. Las técnicas incluidas en la categoría 1 son:

- (a) La aplicación en bandas de los purines sobre la superficie del suelo, con sistemas de tubos o zapatas colgantes
- (b) La inyección de purines en surco abierto.
- (c) La inyección de purines en surco cerrado.
- (d) La incorporación al suelo del estiércol sólido y los purines aplicados sobre el terreno.
- (e) La disolución de los purines en al menos un 50%, para que pueda ser aplicado con un sistema de riego de baja presión.

134. Las eficiencias medias de reducción de las emisiones de NH₃ con las técnicas de categoría 1, en relación con la referencia, y los costes indicativos de cada técnica, también en relación con la referencia, se muestran en el cuadro 13, para purines, y en el cuadro 15, para el estiércol sólido.

Cuadro 13

Técnicas de reducción de categoría 1 para la aplicación de purines⁸ al campo

<i>Medidas de reducción</i>	<i>Uso del suelo</i>	<i>Reducción de emisiones (%)^a</i>	<i>Factores que afectan a la reducción de emisiones</i>	<i>Aplicabilidad en comparación con la referencia</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N reducido/año)</i>
(a) (i) Aplicación en bandas de los purines con tubos colgantes	Cultivos/pastizales	30-35	Una mayor cubierta vegetal aumentará la reducción, aunque dependiendo de la precisión de la aplicación y de la contaminación de la vegetación	Menos adecuado allí donde haya pendientes de > 15%. Se puede usar en cultivos de siembra densa y ser compatible con sistemas de calles	-0.5-1.5 (los costes se pueden reducir si el equipo se diseña y construye localmente)
(a) (ii) Aplicación en bandas con zapatas colgantes	Cultivos/pastizales (pre siembra) y cultivos en hilera.	30-60	Una mayor cubierta vegetal aumentará la reducción, aunque dependiendo de la precisión de la aplicación y de la contaminación de la vegetación	No apto para cultivos de siembra densa en crecimiento, pero se puede llegar a usar en la etapa de roseta y en cultivos en hilera	-0,5-1,5
(b) Inyección de purines (surco abierto)	Pastizal	70	Profundidad de inyección < 5 cm	No apto con: pendiente > 15%; alto contenido de piedras; suelos superficiales; suelos muy arcillosos (> 35%) en condiciones muy secas; y suelos turbosos (> 25% de contenido de materia orgánica). Los suelos con drenaje por tubos son susceptibles de lixiviación	-0,5-1,5
(c) Inyección de purines (surco cerrado)	Cultivos/pastizal	80 (surco superficial 5-10 cm), 90 (inyección profunda > 15 cm)	Cierre efectivo de la hendidura	No apto con: pendiente > 15%; alto contenido de piedras; suelos superficiales; suelos muy arcillosos (> 35%) en condiciones muy secas; y suelos turbosos (> 25% de contenido de materia orgánica). Los suelos con drenaje por tubos son susceptibles de lixiviación	-0,5-1,2

⁸ El purín se define como estiércol fluido, normalmente con menos del 12% de MS. El material con un contenido mayor de MS o que contenga grandes cantidades de residuos fibrosos de cultivos puede requerir un pretratamiento (p. e., picado o adición de agua) antes de poder ser aplicado como si fuera un purín. En caso contrario, deberá tratarse como estiércol sólido (cuadro 15). Para estimar los costes, se asume un uso medio-alto del equipo. Si se hace poco uso del equipo, los costes por unidad de N ahorrado serán más altos.

<i>Medidas de reducción</i>	<i>Uso del suelo</i>	<i>Reducción de las emisiones (%)^a</i>	<i>Factores que afectan a la reducción de emisiones</i>	<i>Aplicabilidad en comparación con la referencia</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N reducido/año)</i>
(d) Incorporación de los purines aplicados en superficie.	Cultivos	Inmediatamente mediante arado = 90			-0,5-1,0
		Inmediatamente mediante labranza sin volteo (como el rastreo con discos) = 70			-0,5-1,0
		Incorporación en 4 horas = 45-65	La eficiencia depende del método de aplicación y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	La eficiencia depende del método de aplicación y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	-0,5-1,0
		Incorporación en 24 horas = 30	La eficiencia depende del método de aplicación y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	La eficiencia depende del método de aplicación y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	0-2,0
(e) Disolución activa de los purines de > 4% MS a < 2% MS, para usar en riego	Cultivos/ pastizales	30	La reducción de las emisiones es proporcional a la medida de la disolución. Para conseguir una reducción del 30%, es necesaria una reducción del 50% del contenido de MS	Limitado a sistemas de riego de baja presión ("cañones gigantes" no). No apropiado si no se necesita regar.	-0,5-1,0

Nota: Las medidas de reducción se refieren a las técnicas de categoría 1 enumeradas en el párrafo 133.
^a Reducción media de las emisiones acordada como objetivo en toda la región de la CEPE. La amplitud de los rangos refleja las diferencias de técnicas, gestión, condiciones climáticas, etc.

Cuadro 14

Técnicas de reducción de categoría 1 para la aplicación de estiércol sólido⁹ al campo

<i>Medidas de reducción</i>	<i>Uso del suelo</i>	<i>Reducción de emisiones (%)^a</i>	<i>Factores que afectan a la reducción de emisiones</i>	<i>Limitaciones de aplicabilidad en comparación con la referencia</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N eliminado/año)</i>
Incorporación del estiércol aplicado en superficie	Cultivos	Inmediatamente mediante arado = 90	Grado de enterramiento del estiércol	—	-0,5-1,0
		Inmediatamente con labranza sin volteo = 60	Grado de enterramiento del estiércol	—	0-1,5

⁹ El estiércol sólido se define como un estiércol no fluido, normalmente con más del 12% de MS.

<i>Medidas de reducción</i>	<i>Uso del suelo</i>	<i>Reducción de emisiones (%)^a</i>	<i>Factores que afectan a la reducción de emisiones</i>	<i>Limitaciones de aplicabilidad en comparación con la referencia</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N reducido/año)</i>
		Incorporación tras 4 horas = 45-65	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación	0-1,5
		Incorporación en 12 horas = 50	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación.	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación.	0,5-2,0
		Incorporación en 24 horas = 30	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación.	Grado de enterramiento del estiércol. La eficiencia depende del momento del día en que se esparce y de las condiciones climáticas entre la aplicación y la incorporación.	0,5-2,0

^a Reducción de emisiones acordada como objetivo probable en toda la región de la CEPE.

135. Los niveles de eficiencia de las técnicas (a)-(c) son válidos para tipos y características de suelos que permitan la infiltración de líquidos y el tránsito satisfactorio de la maquinaria.

136. Los cuadros 13 y 14 también resumen las limitaciones a tener en cuenta a la hora de plantearse la aplicabilidad de una técnica específica. Entre estos factores están: el tipo y el estado del suelo (profundidad del suelo, presencia de piedras, humedad, condiciones de paso); la topografía (pendiente, extensión, nivelación del terreno); y el tipo y la composición del estiércol (purines o estiércol sólido). Algunas técnicas son de más fácil aplicación que otras. Los costes adicionales son desdeñables cuando, de todas formas, haya que arar o labrar la tierra; pero, para reducir las emisiones, esto hay que hacerlo justo después de la aplicación, lo que puede requerir recursos adicionales.

137. Las técnicas (a)-(c) funcionan según el principio de que la superficie de purines expuesta a las condiciones climáticas predominantes se reduce al menos en un 75%, al confinar los purines a líneas/bandas separadas aproximadamente unos 250 (+/- 100) milímetros (mm) entre sí. Los purines se distribuyen a través de varios tubos relativamente estrechos (normalmente entre 40 y 50 mm de diámetro). Estas máquinas normalmente llevan incorporados sistemas para filtrar, picar y homogeneizar los purines, con lo que se minimizan las obstrucciones en los estrechos tubos que podrían ocasionar unos purines demasiado viscosos o que tengan grandes cantidades de material fibroso u objetos extraños, como piedras. Los sistemas de aplicación por bandas y de inyección se suelen acoplar en la parte trasera de las cisternas de purines, que pueden ir arrastradas por un tractor o formar parte de máquinas autopropulsadas. Una alternativa para el sistema de aplicación es engancharlo directamente a la parte trasera de un tractor, y llevar los purines hasta ahí a través de una manguera "umbilical" desde una cisterna o un depósito fijo. Estos sistemas umbilicales pueden reducir el daño de compactación del suelo provocado por los pesados camiones cisterna.

138. **Aplicación de purines en bandas, en o sobre la superficie del suelo** El esparcimiento en bandas en o sobre la superficie del suelo se puede hacer con unos aperos llamados normalmente "tubos colgantes" (o también "tubos de arrastre") y "zapatas colgantes". Los sistemas de zapatas colgantes y tubos colgantes se distinguen entre sí por la

presencia (zapata colgante) o ausencia (manquera colgante) de un "pie" o "zapata" en la salida de cada tubo de distribución/aplicación de purines, que se desliza (o flota) sobre el terreno con poca o ninguna penetración. El tubo o zapata está diseñado para apartar las hierbas o cualquier residuo de cultivo que haya, así como para depositar los purines directamente sobre la superficie del suelo. La mayor eficiencia que por lo general se atribuye a las zapatas deslizantes (J. Webb et al, 2010) se debe a que el estiércol se aplica en bandas más estrechas y a que las zapatas tienen un contacto mayor con la tierra y menor con el material vegetal, vivo o muerto, porque lo apartan mejor que los tubos, por muy cerca que pasen éstos del suelo. Las ventajas de las zapatas sobre los tubos son mayores en cultivos más altos, debido al menor grado de contaminación de la cubierta. Ambos sistemas se pueden usar en gran variedad de cultivos y en distintas situaciones. Sin embargo, de los dos, los tubos están menos limitados, puesto que se pueden usar de manera más amplia en cultivos de gran porte, sin dañarlos, y además son compatibles con los sistemas de calles. Los dos sistemas aplican el estiércol de manera más uniforme que el sistema de referencia y se ven menos afectados por el viento. Permiten aumentar el tiempo disponible para el esparcido y con ellos se llega mejor a las lindes de las parcelas, con poco riesgo de ensuciar las áreas adyacentes.

139. **Tubos colgantes.** Esta técnica descarga los purines en o justo sobre el nivel de la tierra a través de una serie de tubos flexibles o mangueras que cuelgan a muy poca distancia (< 150 mm) del suelo o se arrastran por la superficie. El ancho de trabajo suele estar entre 6 y 12 metros (m), aunque también se comercializan unidades más grandes, de hasta 24 m de ancho. La anchura de trabajo posible (que requiere brazos basculantes manuales o mecanizados para el transporte) es mucho mayor que con el sistema de referencia de "abanico" (6-9 m), lo que supone una clara ventaja del método de tubos colgantes. El espaciado entre las bandas (de centro a centro) normalmente es de entre 250 y 350 mm. La técnica es aplicable a pastos y cultivos herbáceos y se puede usar con calles. Las tuberías se pueden atascar si el contenido en MS de los purines es demasiado alto (> 7-10%) o si contiene partículas sólidas grandes. No obstante, las obstrucciones de las tuberías se suelen evitar disponiendo sistemas de triturado y distribución. Estos sistemas mejoran la uniformidad del esparcido, lo que mejora la asimilación de los nutrientes, pero hace aumentar significativamente el coste y mantenimiento del sistema. Si el dispositivo triturador/distribuidor se diseña y fabrica en la zona, los costes pueden ser bastante bajos.

140. **Zapatas colgantes.** Esta técnica es aplicable principalmente a pastizales y cultivos herbáceos en sus primeras etapas o con hileras muy separadas. La anchura de trabajo de la máquina está limitada normalmente a 6-8 m, lo que, al igual que sucede con el sistema de referencia, resulta insuficiente en cultivos mixtos en crecimiento, que normalmente presentan calles de 12 o 24 m. Este método no está recomendado para cultivos herbáceos de siembra densa en crecimiento, en los que la acción de las zapatas puede dañar las plantas. La hierba se aparta al pasar un "pie" o zapata estrecha sobre el terreno en el que, en bandas estrechas, se depositan los purines. El espaciado entre las bandas suele ser de entre 200 y 300 mm. La reducción de las emisiones de amoníaco se optimiza cuando estas bandas de purines quedan parcialmente tapadas por la cubierta vegetal. Su uso se ve limitado si hay piedras en superficie. E, igualmente, cuando hay mucha vegetación, como sucede en las tierras sin cultivar, pues la vegetación se acumularían en las zapatas colgantes y esto dificultaría su funcionamiento.

141. El potencial de reducción de las emisiones de NH_3 de las máquinas de zapatas o tubos colgantes es mayor cuando los purines se aplican debajo de una cubierta vegetal bien desarrollada que sobre el suelo desnudo, puesto que la cubierta vegetal protege contra el viento y la luz a los purines. En general, se ha visto que habitualmente con las zapatas colgantes se logra una reducción de las emisiones de NH_3 mayor que con los tubos colgantes; probablemente, esto se debe a que algunos métodos de tubos colgantes dan lugar a una mayor contaminación de la cubierta vegetal. Esto pone de manifiesto la necesidad de evitar que el cultivo se vea contaminado con el purín, cuando se aplique cualquiera de estos dos métodos, lo cual contribuye a la calidad de las plantas.

142. **Inyección — surco abierto.** Esta técnica se usa principalmente en pastizales o en zonas de laboreo mínimo, previamente a la siembra. Se utilizan rejas de discos o cuchillas de diferentes formas para abrir surcos verticales en el suelo, de hasta 50 mm de profundidad, en los que se depositan los purines. El espaciado entre los surcos habitualmente es de entre 200

y 400 mm y la anchura de trabajo de la máquina es ≤ 6 m. Para que sea efectiva, tanto en la disminución de las emisiones de NH_3 como en el aumento de la disponibilidad del N para el cultivo, y, al mismo tiempo, para reducir el daño a las plantas, la inyección debe realizarse a una profundidad de aproximadamente 50 mm, con una separación entre los dientes del inyector de ≤ 300 mm. Además, hay que ajustar la dosis de aplicación, de modo que el purín no rebose de los surcos. Esta técnica no es aplicable en suelos muy pedregosos, poco profundos o compactados, en los que es imposible alcanzar una penetración uniforme a la profundidad de trabajo necesaria. Este método puede no ser aplicable en campos con una pendiente muy pronunciada, debido al riesgo de escorrentía por los surcos de inyección. Los sistemas de inyección de purines necesitan un tractor de mayor potencia que los equipos de aplicación a voleo o en bandas.

143. **Inyección — surco cerrado.** Esta técnica puede ser relativamente superficial (50-100 mm de profundidad) o profunda (150-200 mm). Los purines quedan completamente cubiertos tras la inyección al cerrarse los surcos mediante unas ruedas o rodillos de presión instalados detrás de los dientes de inyección. Si se van a inyectar grandes cantidades de estiércol, conviene hacerlo a profundidad suficiente para que no rezume a la superficie. La inyección de surco cerrado superficial es más eficiente que la de surco abierto, a la hora de disminuir las emisiones de NH_3 . Para ello, el tipo y las características del terreno deben permitir un cierre efectivo de los surcos, por lo que esta técnica resulta menos aplicable que la inyección de surco abierto. Algunos inyectores profundos constan de una serie de dientes equipados con alas laterales o "pies de ganso", para ayudar en la penetración y dispersión lateral de los purines en el suelo, de forma que se pueden alcanzar dosis de aplicación relativamente altas. El espaciado suele ser de entre 250 y 500 mm y la anchura de trabajo ≤ 4 m. A pesar de que la eficiencia en la reducción del NH_3 es alta, la aplicabilidad de la técnica se ve limitada principalmente a la aplicación presiembrada en tierras de labranza y en cultivos en hileras muy espaciadas (p. e., maíz), puesto que el daño mecánico puede reducir el rendimiento de pastizales o cultivos herbáceos densos en crecimiento. Otras limitaciones son la profundidad del suelo, el contenido de arcilla o de piedras y la gran potencia que necesita el tractor, además de un mayor riesgo de lixiviación, sobre todo en suelos con drenaje por tubos.

144. **Incorporación al suelo de estiércol sólido y purines aplicados en superficie.** La incorporación del estiércol o los purines aplicados superficialmente, ya sea mediante arado o labranza superficial es una manera eficiente de disminuir las emisiones de NH_3 . Las mayores eficiencias de reducción se alcanzan cuando el estiércol queda completamente enterrado en el suelo (cuadro 14). Con el arado se consigue una reducción mayor de emisiones que con otros tipos de aperos de labranza. La aplicabilidad de esta técnica está limitada a las tierras arables. La incorporación no es aplicable en pastizales permanentes, si bien podría valer en aquellos pastizales que fueran a pasar a ser a tierras de labor (p. e., en una rotación), o en aquellos en los que fuese a resembrar el pasto; no obstante, el requerimiento de nutrientes puede ser bajo en ambos casos. Además, su aplicabilidad es menor en tierras en las que se usen técnicas de laboreo mínimo que en otras en las que se haga un laboreo más profundo. La incorporación sólo es posible antes de la siembra. Esta es la principal técnica para reducir las emisiones procedentes de la aplicación de estiércol sólido en tierras de cultivo. En Norteamérica, se están probando nuevos aplicadores para inyectar en el suelo yacijas de aves de corral. También es una técnica efectiva para purines cuando la inyección de surco cerrado no se pueda realizar o haya riesgo de lixiviación. El laboreo del terreno también reduce macroporos que pueden facilitar la lixiviación. Su éxito se ha demostrado en muchos estudios, incluso en la Federación de Rusia (Eskov et al, 2001).

145. Una vez que se ha esparcido el estiércol sobre el terreno, la pérdida de amoníaco tiene lugar rápidamente (a lo largo de varias horas y días), así que las mayores reducciones se consiguen cuando se realiza la incorporación justo después de la aplicación a campo. La incorporación inmediata a menudo requiere el pase de un segundo tractor, a poca distancia del esparcidor de estiércol. Cuando las exigencias de mano de obra o maquinaria limitan esta opción, por ejemplo, en explotaciones pequeñas, el estiércol debe incorporarse en no más de cuatro horas tras el esparcido, pero la reducción de emisiones será menos eficiente (cuadro 14). La incorporación a las 24 horas reducirá las emisiones en menor medida, pero resulta más flexible desde un punto de vista agronómico, lo que puede ser de especial importancia en explotaciones pequeñas. Es más importante que la incorporación sea rápida cuando se

eche el estiércol al mediodía o con calor. También puede ser posible esparcirlo e incorporarlo con un solo apero, siempre y cuando quede menos de un 25% del estiércol sin cubrir o enterrar.

146. **Disolución de los purines para su uso en sistemas de riego.** Las emisiones de amoníaco de purines diluidos con un bajo contenido en MS son generalmente menores que las de los purines sin diluir, puesto que la infiltración en el suelo es más rápida (p. e., Stevens y Laughlin, 1997; Misselbrook et al, 2004). El purín se puede añadir al agua de riego para su aplicación a pastizales o cultivos en crecimiento en tierras de labranza, ajustando su dosis a las necesidades de nutrientes. Los purines se bombean desde los depósitos, se inyectan en la tubería del agua de riego y se llevan hasta los aspersores o irrigadores móviles de baja presión (pero no a cañones gigantes de alta presión), con los cuales se rocía la mezcla sobre la tierra. La proporción de la disolución de agua a purín puede ser de hasta 50:1. Este enfoque está incluido como método de categoría 1, siempre que se realice una disolución activa para ser empleada en sistemas de riego, con una proporción de al menos el 50% (1:1 de agua a purín), suficiente para reducir las emisiones en al menos un 30% allí donde haya necesidad de agua de riego. En el caso de purines con un contenido de MS del 4%, será necesario diluir hasta alcanzar un contenido $\leq 2\%$ de MS (ver valores más adelante). A fin de que se considere un método de categoría 1, deben cumplirse las siguientes condiciones:

(a) Que los purines se diluyan activamente para su uso en sistemas de fertiriego, en al menos la proporción requerida de disolución en agua al 1:1. No basta con que los purines se diluyan mediante prácticas inadecuadas, como su almacenamiento en balsas poco profundas sin cubrir, que recogen mucha agua de lluvia. Este tipo de almacenamiento está desaconsejado porque es, en sí mismo, una fuente potencial significativa de emisiones difíciles de controlar con cubiertas.

(b) Que las condiciones sean las adecuadas para que el riego cubra las necesidades de agua del cultivo. Diluir los purines sin que se necesite agua aumenta los costes de acarreo y puede empeorar la lixiviación de nitratos.

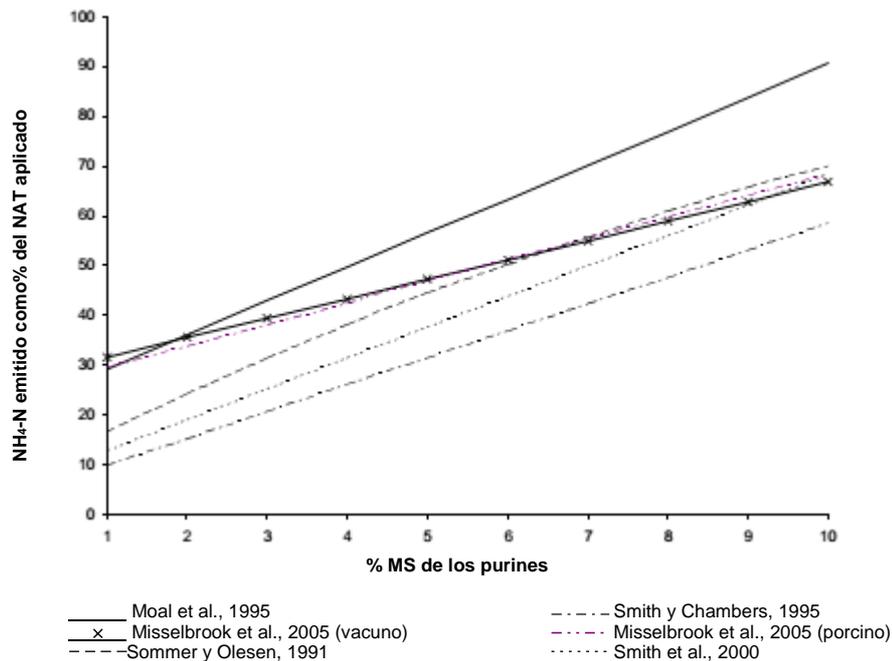
(c) Que la cantidad de purines aplicada esté calculada para ajustarse a las necesidades de nutrientes. No debe verse este método como una forma fácil de deshacerse de los purines, ante un posible riesgo de sobrefertilización y de lixiviación de los nitratos o de escorrentía del estiércol, sobre todo en campos con pendiente.

(d) Que las características del suelo permitan que los purines diluidos penetren rápidamente, gracias a la ausencia de impedimentos físicos a la infiltración, como pudieran ser un alto grado de humedad del suelo, una pobre estructura u otras características del suelo que reduzcan que no se disminuya la tasa de infiltración debido a un excesivo volumen de aplicación.

147. Además de la disolución específica de purines en sistemas de fertiriego, hay otros métodos de reducción del contenido de MS de los purines que pueden ser útiles para disminuir las emisiones de NH_3 . Entre éstos está el reducir los niveles de MS mediante la digestión anaeróbica o la separación sólido-líquido. Como estos métodos pueden tender a incrementar el pH de la fracción baja de MS y también producen un lodo con alto contenido de MS, no están incluidos entre los métodos de categoría 1. Dichos métodos pueden, no obstante, ofrecer un enfoque útil como parte de los métodos de categoría 2, en los que es necesario aportar una verificación de la reducción de las emisiones.

Figura 1

Relación entre el porcentaje de NAT emitido en forma de NH_3 durante la aplicación de purines al campo y contenido de MS (% en peso) de los purines, de acuerdo con seis estimaciones



Nota: Incluso a pesar de que las emisiones de NH_3 son significativas con un 1% de contenido de MS (10-30% del NAT perdido por volatilización), una reducción del 50% del contenido de MS conseguirá de media una reducción del 30% de las emisiones de NH_3 .

148. **Beneficios adicionales de las técnicas de reducción de las emisiones de NH_3 en la aplicación de purines y estiércol sólido a la tierra.** La relación experimental entre la eficiencia en la gestión del N del estiércol y las emisiones reducidas de NH_3 arroja resultados variables (J. Webb et al, 2010). Esto puede explicarse, en parte, a la dificultad intrínseca de cualquier intento de detectar una respuesta significativa de los cultivos a la adición de fertilizantes bajos en N, frente a unas tasas de partida de mineralización de N relativamente altas. En la práctica, la reducción de las emisiones de NH_3 se traduce en una reducción de la tasa de aplicación de N adicional. A pesar de que la absorción del $\text{NH}_3\text{-N}$ por parte del cultivo varía, el NAT que no se volatiliza puede considerarse como potencialmente equivalente a un fertilizante de N químico. Por lo tanto, se puede considerar que la reducción de las pérdidas de NH_3 sustituye a la aplicación de fertilizantes químicos en una proporción de 1:1.

149. Las técnicas de esparcido en bandas y de inyección, así como la incorporación rápida del estiércol sólido, reducen considerablemente el olor asociado a la aplicación de estiércol. Esto puede ayudar a su aplicación en lugares o en momentos en los que, de otro modo, la oposición de los vecinos lo haría inviable.

150. Las técnicas de esparcido en bandas y de inyección permiten unas tasas de aplicación de purines más precisas que las de la técnica de referencia, puesto que los purines se distribuyen en igual proporción entre unas tuberías que guardan la misma separación entre bandas de aplicación. La distribución espacial que se consigue cuando se esparce el purín con aplicadores de plato difusor (sistema de referencia) suele ser más irregular, dependiendo del diseño y del estado de la unidad del plato difusor. Además, el ancho de la banda con platos difusores puede ser menos uniforme (p. e., bajo los efectos del viento), lo que provoca malas alineaciones y aplicaciones menos precisas en los márgenes o lindes de las parcelas. Esta mejora potencial en la precisión de la aplicación aumenta la eficiencia de los purines en el aporte de nutrientes. Esta mayor precisión reduce también el riesgo de contaminación por nitratos, fósforo y microbios, al evitar la dispersión de la mezcla en áreas adyacentes como, por ejemplo, cursos de agua cercanos.

151. Las oportunidades que ofrece la aplicación de purines usando la técnica de referencia (aplicación a voleo) se ven limitadas por el riesgo de deteriorar la calidad del cultivo o de dañarlo por la contaminación por purines. La aplicación en bandas y la inyección reducen la posible contaminación de las plantas y, por lo tanto, aumentan la altura de la cubierta vegetal con la que se pueden aplicar los purines sin poner en riesgo la calidad del cultivo. Esto es especialmente importante en pastizales, en los que la contaminación con purines reduce la palatabilidad del pasto o la calidad del ensilado; y puede transmitir patógenos entre diferentes explotaciones, si se comparte el estiércol o la maquinaria para su aplicación (p.e., enfermedad de Johne). Estos métodos también permiten la aplicación de purines en cultivos herbáceos en crecimiento (sobre todo cereales), en los que generalmente no se considera adecuado esparcir purines con platos difusores. Las técnicas de baja emisión pueden ayudar a aumentar la flexibilidad en la gestión de la aplicación de purines, al poder emplearse en un área mayor de terreno en días en que las condiciones climáticas son las más adecuadas para reducir la volatilización del NH_3 , optimizar el uso del N de los purines y cuando las condiciones de humedad del suelo son las adecuadas para permitir el tráfico de maquinaria con la mínima compactación del suelo.

152. **Implicaciones potenciales del coste de las técnicas de reducción.** El aumento de los costes asociados a la compra y al mantenimiento de maquinaria nueva para la aplicación de estiércol y purines, o bien aquellos relativos a su contratación, pueden resultar disuasorios en la adopción de estas técnicas de reducción. Las técnicas de inyección también requieren un tractor con mayor potencia, además de unos costes de adopción de dichos sistemas. Estos costes adicionales pueden compensarse parcial o totalmente gracias al beneficio económico de una mejor producción y una mayor regularidad, al reducirse las pérdidas de N (y la necesidad de fertilizantes minerales), a un reparto más preciso del N del estiércol en el cultivo, a una mayor flexibilidad agronómica y a otros cobeneficios, como la reducción del olor y de la contaminación de los cultivos o un menor impacto visual durante y después de la aplicación del estiércol (J. Webb et al, 2010). La relación coste-beneficios dependerá sobre todo de los costes del equipo y de la eficiencia de reducción.

153. **Impacto de la reducción de las pérdidas de amoníaco en el ciclo del N.** Si en el terreno en el que se aplica el estiércol no hay cultivos para absorber el N, el riesgo de su pérdida de N por lixiviación o por emisión de N_2O gaseoso aumenta. De ahí que la incorporación y, en especial, la inyección del estiércol presenta el riesgo de intercambiar la contaminación del aire por la del agua, si bien reduce el riesgo de escorrentía superficial por lluvias posteriores. Por esta razón, el momento de aplicación de los purines y el estiércol sólido debe buscar un equilibrio entre el potencial de reducción de las emisiones de NH_3 y otras posibles pérdidas, sin olvidar las necesidades del cultivo. Para evitar las pérdidas generales de N, no debe aplicarse el estiércol cuando el cultivo no vaya a absorberlo o solo pueda hacerlo de manera muy limitada. La mitigación de las emisiones de amoníaco contribuye de manera decisiva a reducir las pérdidas de N de origen agropecuario, y permite así maximizar los beneficios agronómicos de los fertilizantes minerales aplicados. El beneficio económico para los agricultores que se deriva de la reducción de las necesidades de fertilizantes minerales de N, se complementa con la reducción a nivel regional de los gases de efecto invernadero, gracias a esa menor necesidad de fertilizantes minerales, dado el alto coste energético de su fabricación y las emisiones de N_2O asociadas a la fertilización de los suelos.

154. Los resultados sugieren que la inyección de purines puede incrementar o no tener un impacto en las emisiones de N_2O . La adición a los purines de carbono (C) fácilmente degradable puede ser responsable de aumentar, más de lo esperado, las emisiones de N_2O , a consecuencia de la entrada adicional de N al suelo. Esta adición de C fácilmente degradable a los purines, sin una aireación significativa del suelo, podría aumentar la actividad de desnitrificación. Hay varias razones que explican por qué las técnicas de aplicación que reducen las emisiones de NH_3 no siempre suponen una mayor emisión de N_2O , por ejemplo: (a) una inyección o incorporación más profundas (> 5 cm), al aumentar la longitud de la vía de difusión desde el punto de desnitrificación hasta la superficie del suelo, puede derivar en una mayor proporción de N desnitrificado emitido en forma de N_2 ; (b) el posterior estado de humedad del suelo y, por lo tanto la aireación, pueden no ser apropiados para la generación de N_2O ; (c) en suelos que ya estén bien provistos de C fácilmente degradable y N mineral, cualquier aumento en las emisiones de N_2O sería tan pequeño que no tendría un efecto

significativo; y (d) el impacto de la climatología posterior en el contenido de humedad del suelo y su posible saturación de agua también afectarían a las emisiones posteriores de N_2O . La reflexión acerca de estas interacciones es que la mitigación de las emisiones de NH_3 reduce las emisiones de N_2O asociadas con la deposición de N atmosférico en los ecosistemas seminaturales, y permite un ahorro en las entradas de fertilizantes, lo que conduce a una reducción general de las emisiones de N_2O .

155. La incorporación de EG parece reducir o no tener impacto alguno en las emisiones de N_2O . Al contrario de lo que sucede con los purines, hay evidencias de que el C fácilmente degradable se pierde como parte de los efluentes que surgen durante el almacenamiento del estiércol sólido. Por lo tanto, el C que se añade al suelo con la incorporación de estiércol sólido tendrá un menor efecto que el de los purines en el metabolismo microbiano.

Técnicas de categoría 2

156. **Verificación de las técnicas de categoría 2.** Las técnicas de categoría 2 pueden ser de utilidad como una parte del paquete de medidas para reducir las emisiones de NH_3 , pero pueden resultar más inciertas u ofrecer unas reducciones de emisiones intrínsecamente más difíciles de generalizar que para las de categoría 1. Por esta razón, este documento orientativo aclara que, cuando se usen métodos de categoría 2 para alcanzar la reducción de emisiones especificada, las partes deberán proporcionar los detalles necesarios para poder verificar la reducción que sea comunicada de los métodos. Dicha verificación deberá proporcionarse también cuando se usen métodos de categoría 3. Para las técnicas basadas en (a) el aumento de la tasa de infiltración en el suelo y (b) la inyección presurizada de los purines, la documentación deberá describir las prácticas usadas y proporcionar pruebas de medición a nivel de campo o de explotación, que demuestren y justifiquen la reducción de las emisiones. La verificación de los sistemas de gestión temporal de las aplicaciones está regida por unos requisitos específicos, tal y como se describe un poco más adelante.

157. **Aumento de la tasa de infiltración en el suelo.** Cuando el tipo y las condiciones del suelo permiten una rápida infiltración de los líquidos, las emisiones de NH_3 se reducen, al disminuir el contenido de MS de los purines. La disolución de los purines en agua no solo disminuye la concentración del N amoniacal, sino que también aumenta la tasa de infiltración en el suelo tras su aplicación sobre la tierra. Para purines si diluir (p.e., 8–10% de MS), la proporción de la disolución deberá ser al menos de 1:1 (una parte de purín por una parte de agua), para poder reducir las emisiones en al menos un 30%. Una desventaja importante de esta técnica es la necesidad de una capacidad de almacenamiento extra y un mayor volumen de purines a aplicar al terreno. Mediante ciertos sistemas de almacenamiento, los purines pueden diluirse (p. e., si se mezclan con los aclarados de salas de ordeño o del suelo, con agua de lluvia, etc.), en cuyo caso una disolución activa posterior no ofrecería muchas ventajas. El coste extra del almacenamiento y, sobre todo, del transporte del purín para su posterior aplicación al campo, es un impedimento importante para esta técnica. Además, puede darse un mayor riesgo de contaminación de los acuíferos, un mayor gasto de agua y una mayor huella de carbono debida al transporte adicional. La experiencia de la Federación de Rusia muestra que las labores preparatorias del terreno dirigidas a aumentar su infiltración (p. e., pase de discos o asurado) proporcionan un medio útil para aumentar la tasa de infiltración antes de la aplicación de purines (Eskov et al, 2001).

158. Cuando se aplican purines diluidos al campo, puede haber un mayor riesgo de escorrentía superficial y lixiviación. Hay que tener cuidado con esto y prestar atención a la dosis aplicada, las condiciones del suelo, la pendiente del terreno, etc. Por estos motivos, aparte de la disolución activa de los purines para fertiriego (categoría 1), este método se incluye en la categoría 2.

159. Otros medios para disminuir el contenido de MS de los purines y aumentar, así, la tasa de infiltración en el suelo, es retirar una parte de los sólidos por separación mecánica o digestión anaeróbica. Con un separador mecánico, con un tamaño de maya de 1 a 3 mm, se reduce la pérdida de NH_3 del líquido separado hasta un máximo del 50 por ciento. Otra ventaja radica en que se ensucia menos la capa de hierba. Entre las desventajas de esta técnica están los costes de inversión y de operación que conlleva el separador y el equipo auxiliar, la necesidad de manipular tanto la fracción líquida como la sólida y las emisiones de los sólidos. Los informes que se exigen para verificar estos sistemas incluyen la demostración de la

reducción total de las emisiones de NH_3 , teniendo en cuenta las emisiones de las dos fracciones: baja en MS y alta en MS.

160. Una tercera opción para aumentar la infiltración es limpiar las manchas de purín de la hierba y del suelo, empleando agua después de la aplicación. Para esto, se necesita una abundante aportación de agua, lo que supone una operación más. Ciertos resultados en Canadá demuestran que 6 mm de agua pueden, en algunas circunstancias, reducir las emisiones de NH_3 en un 50 por ciento, en comparación con la aplicación superficial de purín tal cual. El informe para verificar dichos sistemas, se debe especificar el tiempo que transcurre entre la aplicación del purín y el lavado de la hierba, la cantidad de agua usada y el porcentaje de reducción de las emisiones alcanzado. Cuando se aplica agua tras el esparcido, puede haber un mayor riesgo de escorrentía superficial y lixiviación, dependiendo de las condiciones del suelo, la pendiente del terreno, etc. Por estos motivos, aparte de la disolución activa de los purines para la fertirrigación (categoría 1), este método se incluye en la categoría 2.

161. **Inyección presurizada de los purines.** Mediante esta técnica, se introducen los purines en la tierra con una presión de entre 5 y 8 bares. Como la superficie del suelo no se rompe con dientes o discos, la técnica es aplicable a terrenos en pendiente o pedregosos, en los que no se pueden usar otros tipos de inyectoros. En campos de prueba, se han alcanzado normalmente unas reducciones de un 60 por ciento en las emisiones, similares a las de inyección en surco abierto, pero es necesaria una mayor evaluación de esta técnica.

162. **Sistema de gestión temporal de las aplicaciones (SGTA).** Las emisiones de amoníaco son más altas en condiciones secas, con viento y calor (es decir, cuando las tasas de evapotranspiración son más altas). Las emisiones pueden reducirse optimizando el momento de aplicación, es decir, en condiciones húmedas y frías, a última hora de la tarde, antes o durante una lluvia ligera, o evitando esparcir cuando hace calor, en especial durante los días en los que la altura del sol y, en consecuencia, la radiación solar es más intensa (junio/julio) (Reidy y Menzi, 2007). Es un enfoque potencialmente rentable puesto que se puede hacer usando el equipo de aplicación a voleo. El enfoque SGTA también puede suponer un beneficio adicional, si se usa en combinación con una técnica de aplicación baja en emisiones, como los tubos colgantes. El potencial de reducción de emisiones de estas medidas variará en función del suelo y las condiciones climáticas locales y regionales, por lo que el conjunto de medidas a incluir será específico de las condiciones cada región.

163. Aunque las ventajas de usar tales prácticas de gestión temporal se conocen desde hace mucho, las principales limitaciones son:

(a) La necesidad de demostrar que el enfoque puede alcanzar en la práctica un objetivo de reducción específico de emisiones de NH_3 .

(b) La necesidad de definir minuciosamente qué se entiende por condiciones de referencia (a fin de garantizar que el informe de los resultados sea correcto).

(c) La necesidad de implementar un sistema para gestionar este enfoque, que verifique su eficacia e implementación.

(d) La menor flexibilidad a la hora de esparcir el estiércol, en relación con el paso de la maquinaria, la disponibilidad de mano de obra y de equipos y otras cuestiones.

164. Se puede pensar que este enfoque es bastante diferente de los otros métodos técnicos de categoría 1 aquí expuestos, como la aplicación en bandas o la incorporación del estiércol, cuyas eficiencias, indicadas en los cuadros 12 y 13, están basadas en los resultados medios de muchos estudios. En el caso del SGTA, la evaluación se hace a partir de la respuesta de varios modelos (basados en muchos estudios y que tienen en cuenta las condiciones meteorológicas) en el momento de su aplicación.

165. A fin de considerar los beneficios derivados de las medidas de mitigación, hay que tener en cuenta las limitaciones mencionadas. Esto es posible gracias al uso de un SGTA, que aquí se define como: *un sistema de gestión verificable para la dirección y registro de la aplicación de estiércol sólido o líquido en distintos momentos, cuya adopción se ha demostrado que presenta reducciones cuantificables de emisiones de NH_3 a nivel de explotación.* El uso de cualquier SGTA debe demostrar la consecución de un objetivo específico de reducción de las emisiones de NH_3 , en comparación con la técnica referencia,

a fin de que sea considerado parte de las estrategias internacionales de control de emisiones.

166. Los SGTA se pueden diseñar en función de distintos aspectos relativos a la variación de emisiones de NH_3 , cuyos beneficios variarán con la climatología local, de forma que la implementación de los SGTA variará regionalmente. Los siguientes principios pueden ser aplicados en un SGTA:

(a) **Variación de las emisiones de NH_3 determinadas por el clima.** Las emisiones de amoníaco tienden a ser menores con condiciones frías y húmedas y después de una lluvia ligera (aunque el encharcamiento del suelo puede suponer unas condiciones desfavorables para esparcir el estiércol). Es posible, por lo tanto, pronosticar las emisiones de amoníaco mediante la combinación de modelos de emisiones de NH_3 y los pronósticos meteorológicos, como los que ya hay disponibles en algunos países, y restringir el momento de aplicación a campo a los períodos en los que se prevean bajas emisiones de NH_3 .

(b) **Variación estacional de las emisiones de NH_3 .** Es posible estimar las emisiones de amoníaco sobre una base estacional, mediante la generalización de las condiciones climáticas de cada estación. Por ejemplo, las variaciones estacionales implican unas mayores emisiones de NH_3 con el calor del verano, y menores con el frío y la humedad del invierno. Sin olvidar otras limitaciones, como el objetivo de acomodar la aplicación de estiércol al calendario de necesidades del cultivo y a la necesidad de evitar la contaminación del agua, una gestión estacional de la aplicación de estiércol sólido y líquido puede reducir las emisiones anuales totales de NH_3 .

(c) **Variación diaria de las emisiones de NH_3 .** Las emisiones de amoníaco tienden a ser menores por la noche, debido a la menor velocidad del viento, la bajada de la temperatura y la mayor humedad.

(d) **El efecto del tiempo de estabulación y de pastoreo en las emisiones de NH_3 .** Las emisiones de amoníaco del ganado al que se le saca a pastar (p, e., pastoreo de vacuno), tienden a ser mucho más pequeñas que las del ganado estabulado, ya que se evitan las emisiones de NH_3 asociadas con el alojamiento, el almacenamiento de estiércol y la aplicación de purines y estiércol sólido. Por lo tanto, aunque sin olvidar otras limitaciones como los problemas en la calidad del agua y el suelo producidos por el pastoreo durante el invierno, aumentar el periodo que pasan los animales en el campo (en especial si son 24 horas al día) puede reducir las emisiones de NH_3 . Los cambios en el tiempo de pastoreo pueden incluirse en el SGTA, puesto que afectan a las cantidades totales de estiércol a aplicar.

167. **Verificación de los procedimientos del SGTA.** Uno de los principales retos para cualquier SGTA es proporcionar una verificación adecuada de su enfoque, dada la necesidad de demostrar la consecución de una reducción específica de las emisiones. El enfoque SGTA se considera más relevante a escala de explotación, ya que es el fruto del resultado global de un paquete de prácticas temporales. El objetivo de reducción de emisiones debe aplicarse a escala anual, puesto que el potencial de reducción de este método depende del tiempo.

168. La verificación de un SGTA deberá incluir cada uno de los siguientes pasos:

(a) **Verificación del modelo biofísico básico utilizado.** Hay que presentar una descripción clara del modelo numérico utilizado, respaldado por una verificación independiente adecuada con mediciones de campo.

(b) **Verificación del efecto de una gestión temporal específica sobre las emisiones de NH_3 .** Hay que demostrar hasta qué punto influye la gestión temporal en el objetivo de reducción de emisiones requerido, en comparación con las condiciones de referencia de dicha región, para cualquier SGTA que se use.

(c) **Verificación de que las prácticas reales se corresponden con las reportadas.** Todo SGTA debe implementarse junto con un sistema de registro adecuado, a fin de garantizar y demostrar que la gestión temporal registrada en el SGTA se ha implementado completamente.

169. **Definición de las condiciones de referencia para el SGTA.** En el caso de la mayoría de las técnicas de aplicación de baja emisión, el porcentaje de reducción alcanzado puede generalizarse sobre una gran zona climática. Por el contrario, cuando se usa un SGTA, es necesaria una definición más detallada de las condiciones de referencia. En general, se usa la

misma técnica de referencia (aplicación superficial a voleo de purines y estiércol sólido), pero cuando se usa un SGTA, hay que definir la referencia también a nivel de explotación, de acuerdo con las prácticas existentes. A fin de tener en cuenta la variabilidad regional del clima y la variabilidad interanual de las condiciones meteorológicas, las condiciones de referencia para el SGTA se amplían, incluyendo: la combinación de prácticas de aplicación de estiércol, y su temporización, a escala de explotación, durante un período de referencia especificado, cuando se utiliza el método de aplicación de referencia (aplicación a voleo), teniendo en cuenta la variabilidad de las condiciones meteorológicas a tres años.

170. El potencial de reducción de emisiones de un SGTA deberá verificarse para la región en la que se adopte. Como parte de la verificación de los SGTA, normalmente se necesitarán los modelos numéricos de simulación de las emisiones de NH_3 .

171. Un SGTA se puede usar en combinación con otras medidas para reducir las emisiones de NH_3 tras la aplicación de purines o la incorporación de estiércol a campo, como las tecnologías de aplicación de purines o la incorporación del estiércol al suelo. Sin embargo, la reducción adicional absoluta de las emisiones de NH_3 de un SGTA variará en función del potencial de reducción de emisiones del método de aplicación utilizado. La contribución conjunta de los métodos de aplicación de baja emisión y un SGTA debe evaluarse para garantizar que se alcanza el objetivo general de reducción de NH_3 a escala de explotación.

172. En función del tipo de SGTA a implementar, los principales costes adicionales estarán asociados con la menor flexibilidad en la elección del momento de aplicación del estiércol y los gastos administrativos necesarios para su verificación. Se puede lograr un ahorro, si se combinan los enfoques del SGTA con ciertos consejos para una gestión más efectiva de las existencias de N en la explotación, por ejemplo, a través de un sistema acreditado reconocido.

173. Debe evitarse la aplicación antes o mientras las condiciones climatológicas supongan un riesgo de que las aguas se lleven los nutrientes. También hay que tener en cuenta a la hora de diseñar un SGTA los aspectos de seguridad asociados con el manejo de maquinaria en ciertos momentos, en especial durante las horas de oscuridad. Las condiciones que favorecen unas menores emisiones de NH_3 (p. e. humedad, falta de viento) pueden dar lugar a problemas por olores desagradables, al evitarse su rápida dispersión.

174. **Purines acidificados.** El equilibrio entre el N amoniacal y el NH_3 de las disoluciones depende del pH (acidez). Un pH alto favorece la pérdida de NH_3 , mientras que un pH bajo favorece la retención de N amoniacal. El bajar el pH de los purines a un nivel estable de 6 o menos suele ser suficiente para reducir las emisiones de NH_3 en un 50 por ciento o más. La técnica de añadir ácido sulfúrico a los purines se está practicando actualmente en Dinamarca, con un éxito considerable. Al añadir ácidos a los purines, hay que tener en cuenta la capacidad tampón, por lo que normalmente es necesario controlar el pH y añadir regularmente ácido, para compensar el dióxido de carbono (CO_2) que se produce y emite durante la acidificación del purín. Es preferible realizar la acidificación durante el almacenamiento de los purines y también durante su aplicación, usando cisternas especialmente diseñadas. Aunque eficiente, la técnica tiene la gran desventaja de que la manipulación de ácidos fuertes en las explotaciones es muy peligrosa.

175. Las opciones para acidificar los purines son añadir ácidos orgánicos (p. e. ácido láctico) o inorgánicos (p. e. ácido nítrico, ácido sulfúrico, ácido fosfórico), y modificar o suplementar la alimentación de los animales (p. e., ácido benzoico) (ver sección IV) o los purines con componentes (p.e., bacterias productoras de ácido láctico) que mejoren la reducción del pH. Los ácidos orgánicos tienen la desventaja de que se degradan rápidamente (formando y liberando CO_2); además, se necesitan grandes cantidades para alcanzar el pH deseado, puesto que normalmente son ácidos débiles. El ácido nítrico tiene la ventaja de aumentar el contenido de N del purín, por lo que se obtiene un fertilizante de nitrógeno, fósforo y potasio (NPK) más equilibrado, pero tiene la posible desventaja de la nitrificación, la producción de N_2O mediada por la desnitrificación y el aumento asociado del pH. Cuando se usa ácido nítrico, se necesita un valor de ~ 4 para evitar la nitrificación y desnitrificación, que provoca la pérdida de nitratos (NO_3) y la producción de cantidades inaceptables de N_2O . El ácido sulfúrico o ácido fosfórico añade nutrientes al purín que pueden provocar una sobrefertilización con azufre (S) o potasio (K). Además, añadir mucho ácido puede producir sulfuro de hidrógeno y empeorar los problemas de olor y de salud y seguridad. La

acidificación de los purines para reducir las emisiones de NH_3 se está empleando en 125 explotaciones en Dinamarca, en las que se está reduciendo el pH de los purines de ~7,5 a ~6,5. Este enfoque se usa tanto en el establo (con una reducción de las emisiones estimada en un 70%), como en la aplicación a campo (con una reducción estimada del 60%). En las zonas adyacentes a áreas naturales, es obligatoria la inyección del estiércol. A este respecto, una nueva ley danesa especifica que el uso de tubos/zapatillas colgantes en combinación con la acidificación de los purines cumple con la normativa.

176. **Adición de superfosfato y fosfoyeso.** Tras muchos años de práctica, en la Federación de Rusia se ha visto que una manera efectiva de lograr una reducción significativa de pérdidas de NH_3 durante el almacenamiento y la aplicación de deyecciones es la adición de superfosfato y fosfoyeso. El estiércol y el fosfoyeso se usan en una proporción de 20 a 1, dependiendo del periodo de retención, lo cual reduce las emisiones de NH_3 en un 60%. La presencia de fosfoyeso en composts elaborados a partir de deyecciones animales puede aumentar la efectividad de su uso a la mitad, en especial cuando se usa para cultivos de crucíferas (Novikov et al 1989; Eskov et al, 2001). El principal factor que limita el uso de composts con fosfoyesos de una manera intensiva es una peligrosa acumulación de exceso de contaminantes asociados de fluoruro y estroncio en el suelo. En la Federación de Rusia, esta práctica supone la utilización agrícola de los restos industriales de fosfoyeso derivados de la fabricación de ácido sulfúrico. Hay que tener cuidado en la planificación de la gestión de nutrientes para cubrir las recomendaciones tanto de N como de P, evitando un suministro excesivo de P.

Técnicas de categoría 3

177. **Otros aditivos.** Las sales de calcio (Ca) y magnesio (Mg), los compuestos ácidos (p. e., FeCl_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) y el superfosfato han demostrado que bajan las emisiones de NH_3 , pero las cantidades necesarias son por lo general demasiado grandes para que esta técnica sea viable en la práctica (con la excepción destacada en el párrafo 169). Se han usado también materiales absorbentes, como la turba o las zeolitas. También hay una gama de aditivos disponibles comercialmente, pero por lo general no han sido probados de manera independiente.

VIII. Aplicación de fertilizantes

A. Fertilizantes a base de urea

178. Las emisiones en forma de amoníaco procedentes de la aplicación de fertilizantes dependen del tipo de fertilizante, del clima y de las condiciones del suelo. Las emisiones de los fertilizantes a base de urea son mucho mayores que las de otros tipos de fertilizantes, puesto que la rápida hidrólisis de la urea provoca un aumento localizado del pH. La rápida hidrólisis de los fertilizantes de urea se suele producir en suelos con mucha enzima ureasa, debida a la abundancia de residuos de cultivos. Las emisiones provocadas por el NH_3 anhidro pueden ser significativas cuando la inyección es insuficiente y no se cubre bien el suelo tras la inyección; el éxito dependerá de tener el suelo correcto y de la humedad adecuada para permitir que el surco cierre bien. Las emisiones procedentes del sulfato de amonio y del fosfato diamónico son mayores tras la aplicación de estos tipos de fertilizantes en suelos calcáreos (pH alto). Las técnicas de reducción de emisiones se centran, por lo tanto, en la aplicación de fertilizantes a base de urea a todo tipo de suelo; y en la aplicación de sulfato de amonio y fosfato diamónico a los suelos calcáreos. Estas técnicas de reducción de emisiones se basan en ralentizar la hidrólisis de la urea en carbonato de amonio, o en favorecer una rápida asimilación del fertilizante en el suelo (Sommer, Schjoerring y Denmead, 2004).

179. El empleo de métodos para reducir las emisiones de NH_3 de los compuestos a base de urea supone una contribución importante a la reducción del total de las emisiones de NH_3 de origen agropecuario. Hay que tener en cuenta, ante todo, que las emisiones de NH_3 procedentes de fertilizantes a base de urea (típicamente un 5–40% de pérdidas de N en forma de NH_3) son mucho mayores que las de los fertilizantes cuyo componente principal es el nitrato de amonio (típicamente un 0,5–5% de pérdidas de N en forma de NH_3). A pesar de que el nitrato de amonio es el fertilizante nitrogenado más empleado en Europa, existe un

riesgo de que en un futuro se restrinja o prohíba su uso en ciertos países, por motivos de seguridad. En toda Norteamérica, por seguridad y también a causa de su mayor coste, el nitrato de amonio ya ha sido reemplazado en su mayor parte por productos a base de urea. Puesto que las medidas para reducir las emisiones de NH_3 de los fertilizantes a base de urea se limitan a ciertos cultivos, en especial a los perennes, es de esperar que un cambio así supondría un aumento significativo a nivel regional de las emisiones de NH_3 .

180. Si se aplica a ritmos y en momentos razonables desde un punto de vista agronómico, el principal beneficio de mitigar las emisiones de NH_3 será la mayor absorción del N por el cultivo, siempre y cuando se minimicen otras pérdidas (p. e., lixiviación de nitratos, desnitrificación). Además, al reducirse las emisiones de NH_3 , se espera una reducción similar de las pérdidas indirectas de N (p. e., por una menor lixiviación y desnitrificación de suelos forestales). Teniendo en cuenta todo el sistema (tierras agropecuarias, tierras no agropecuarias y transferencias por dispersión atmosférica), no se espera que estas medidas aumenten la lixiviación global de nitratos o la pérdida de óxido nitroso. Las medidas se centran en retener el N en el sistema de explotación, maximizando así la productividad (véase también la sección III).

181. *Técnica de referencia.* La técnica de aplicación de referencia es la aplicación superficial a voleo de fertilizantes nitrogenados. La efectividad, las limitaciones y el coste de las técnicas de aplicación de baja emisión se resumen en el cuadro 15.

Técnicas de categoría 1

182. Las técnicas de la categoría 1 para los fertilizantes a base de urea incluyen: el uso de inhibidores de la ureasa y recubrimientos de liberación lenta, la inyección en el suelo, la rápida incorporación al suelo y el riego justo después de la aplicación. De éstas, la inyección en el suelo, la rápida incorporación al suelo y el riego justo tras la aplicación también son válidas para la aplicación de sulfato de amonio (y fosfato diamónico) a los suelos calcáreos.

183. Los **inhibidores de la ureasa** retrasan la conversión de la urea en carbonato de amonio, al inhibir directamente la acción de la enzima ureasa. Esta hidrólisis retrasada/ralentizada se asocia a un aumento mucho menor del pH alrededor de las perlas de urea y, en consecuencia, a una emisión de NH_3 significativamente más baja (Chadwick et al, 2005; Watson et al, 1994). El retraso en el inicio de la hidrólisis también aumenta las posibilidades de que la urea se disperse en la matriz del suelo, reduciendo aún más el potencial de las emisiones de NH_3 . La Unión Europea tiene aprobada una relación de inhibidores de la ureasa.¹⁰

184. Los **gránulos de urea recubiertos de polímero** proporcionan un fertilizante de liberación lenta, que puede reducir las emisiones de NH_3 (p. e., Rochette et al, 2009) en una medida que dependerá de la naturaleza del recubrimiento de polímero y de si se usa con la aplicación superficial del fertilizante o en combinación con la inyección de urea.

185. La **incorporación del fertilizante al suelo**, ya sea por inyección directa en surco cerrado o mediante labranza, puede ser una técnica de reducción efectiva (Sommer, Schjoerring y Denmead, 2004). En el caso de la urea perlada, la inyección o incorporación combinada con recubrimientos de liberación lenta puede permitir una única aplicación del fertilizante antes del establecimiento del cultivo, y eliminar la necesidad de una aplicación superficial posterior. La profundidad de la inyección y la textura del suelo influirán en la eficiencia de reducción. La mezcla del fertilizante con el suelo mediante el laboreo puede ser una medida de reducción menos eficiente que la inyección a la misma profundidad, puesto que una parte del fertilizante mezclado quedará cerca de la superficie. Para los cultivos de ciclo corto, el suministro estacional de N puede proporcionarse mediante una inyección de urea durante la labor de siembra, ahorrando tiempo y dinero al agricultor. Este sistema ha sido ampliamente adoptado por explotaciones del oeste de Canadá.

¹⁰ Reglamento (CE) N° 1107/2008 de la Comisión de 7 de noviembre de 2008 por el que se modifica el Reglamento (CE) n° 2003/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo a los abonos, para adaptar al progreso técnico sus anexos I y IV. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008R1107:EN:NOT> (acceso el 29 mayo 2013).

186. Se ha demostrado que **regar con al menos 5 mm de agua** inmediatamente después de la aplicación del fertilizante reduce las emisiones de NH_3 hasta en un 70% (O. Oenema y Velthof, 1993; Sanz-Cobeña, 2010). Sin embargo, no debe aplicarse agua a los suelos húmedos más allá de su capacidad del terreno. Esta solo se considera una técnica de categoría 1, si existe una necesidad de agua de riego, ya que el método puede aumentar el riesgo de lixiviación de los nitratos.

187. **Cambiar la urea por un fertilizante de nitrato de amonio** es una forma bastante fácil de reducir las emisiones de NH_3 , con una eficacia de alrededor del 90%. Un posible efecto secundario negativo es el posible aumento del N_2O , especialmente cuando se aplican fertilizantes a base de nitrato de amonio (NH_4NO_3) a suelos húmedos o mojados. El coste de esta medida es simplemente la diferencia entre los precios de los dos tipos de fertilizantes y las cantidades de fertilizante nitrogenado necesarias para una fertilización óptima. El coste bruto del nitrato de amonio es mayor que el de los fertilizantes a base de urea, dependiendo del mercado (rango 10–30%). Sin embargo, el coste neto puede ser despreciable, o incluso puede obtenerse una ganancia neta, debido a la menor pérdida de N.

188. **Posibles implicaciones sobre el coste.** El aumento del coste de implementar estas técnicas se ve compensado en cierta medida (o incluso puede resultar en un beneficio neto) por el ahorro en el uso de fertilizantes, para alcanzar una misma producción que con el método de referencia; o bien, por el aumento de producción, si se mantiene la dosis de aplicación de fertilizantes.

189. **Impacto en el ciclo del N.** Si se aplica el N con sensatez desde el punto de vista agronómico, en cuanto a dosis, tiempo y lugar, la mitigación de emisiones de NH_3 conducirá a una mayor absorción del N por el cultivo; mientras que las otras formas en las que se puede perder este elemento se verán mínimamente incrementadas (p. e., lixiviación de nitratos, desnitrificación). Además, al reducir las emisiones de NH_3 , se espera una reducción similar de las pérdidas indirectas de N (p. e., por una menor lixiviación y desnitrificación en suelos forestales). Teniendo en cuenta el conjunto del sistema (tierras agrarias y no agrarias y las transferencias por dispersión atmosférica), no se espera que estas medidas aumenten la lixiviación global de nitratos o la pérdida de óxido nitroso. Las medidas se centran en la retención de N dentro de las explotaciones, maximizando así la productividad.

Técnicas de categoría 2

190. **SGTA.** Un SGTA es un sistema verificado útil para aprovechar las variaciones del potencial de emisiones de NH_3 en función de las condiciones ambientales, con el cual la reducción de emisiones globales se consigue mediante la gestión del momento de aplicación de los fertilizantes. La aplicación de fertilizante con frío y antes de que llueva se asocia a unas menores emisiones de NH_3 (aunque se debe tener en mente la necesidad de evitar el riesgo asociado de escorrentía a masas de agua). En caso de que se use, esta estrategia tiene que ir asociada a la verificación de las condiciones de referencia y de la reducción de emisiones lograda.

191. **Mezcla de urea con sulfato de amonio.** En algunos tipos de suelo, la cogranulación de urea y sulfato de amonio puede reducir las emisiones de NH_3 en comparación con la aplicación de solo urea (O. Oenema and Velthof, 1993). No obstante, son necesarios más estudios en más tipos de suelos antes de poder hacer recomendaciones en este respecto.

Cuadro 15

Opciones de mitigación (categoría 1) para reducir las emisiones de amoníaco procedente de los fertilizantes a base de urea

<i>Medidas de reducción</i>	<i>Tipo de fertilizante</i>	<i>Reducción de emisiones (%)</i>	<i>Factores que afectan a la reducción de emisiones</i>	<i>Aplicabilidad</i>	<i>Coste (€/kg NH₃-N eliminado/año)</i>
Superficial a voleo	A base de urea	Referencia			
Inhibidor de la ureasa	A base de urea	70 para urea sólida, 40 para urea con nitrato de amonio líquida		Todos	-0,5-2,0
Fertilizante de liberación lenta (recubrimientos de polímero)	A base de urea	~30	Tipo e integridad del recubrimiento de polímero; técnica de aplicación del fertilizante (superficial o inyección)	Todos	-0,5-2,0
Inyección con surco cerrado	Fertilizantes a base de urea y de amoníaco anhidro	80-90	Profundidad de aplicación; textura del suelo; cierre del surco (los surcos mal cerrados pueden provocar mayores emisiones debido a una alta concentración de urea en el surco, lo que aumenta el pH)	Tierras de labranza o de laboreo mínimo antes o durante la siembra, o durante una operación de control mecánico de malas hierbas tras una emergencia	-0,5-1,0
Incorporación	Fertilizantes a base de urea	50-80	Retraso tras la aplicación de fertilizantes; profundidad de mezcla; textura del suelo	Tierra de labranza antes del establecimiento del cultivo	-0,5-2,0
Riego	Todos	40-70	Momento y volumen de riego (inmediato con ~10 mm es más efectivo); humedad del suelo; textura del suelo	Cultivos que se rieguen habitualmente	-0,5-1,0
Sustitución por nitrato de amonio	Fertilizantes a base de urea y de amoníaco anhidro	Hasta 90	En condiciones en las que los fertilizantes a base de urea hubieran tenido emisiones de al menos el 40%	Toda, especialmente donde solo es posible la aplicación superficial y sin riego	-0,5-1,0

Nota: Los costes/beneficios locales pueden variar, aunque los ensayos han demostrado que el beneficio económico de la mayor productividad de los cultivos puede compensar con creces los costes de algunas medidas de reducción.

Técnicas de categoría 3

192. *Incorporación de urea en bandas.* Esta técnica no está recomendada en suelos con una alta actividad de ureasa (p. e., con residuos de cultivos) y poca capacidad para adsorber la urea, ya que puede asociarse con un aumento de las emisiones de NH₃ en comparación con la técnica de referencia (p. e., Rochette et al, 2009).

B. Fertilizantes a base de sulfato, fosfato y nitrato de amonio

193. *Técnica de referencia:* La técnica de aplicación de referencia es la aplicación superficial de fertilizantes de sulfato de amonio y fosfato de amonio.

Técnicas de categoría 1

194. Varias de las técnicas descritas anteriormente para la urea también se pueden usar para reducir las emisiones de NH_3 de los fertilizantes a base de sulfato de amonio y de fosfato de amonio. El mayor riesgo aparece cuando se aplican estos fertilizantes sobre suelos calcáreos o con el pH alto. Las técnicas de categoría 1 para fertilizantes a base de fosfato de amonio y de sulfato de amonio incluyen: incorporación, inyección, riego inmediato y fertilizantes de liberación lenta con recubrimientos poliméricos en suelos de alto pH (supeditadas al resultado de las pruebas).

Técnicas de categoría 2

195. Las emisiones de los fertilizantes que no emplean urea, tales como el nitrato de amonio y el nitrato amónico cálcico, son pequeñas; pero una parte puede ser resultado de la emisión directa del fertilizante y otra parte deberse a las emisiones indirectas de las plantas, como consecuencia de la fertilización. Cortar la hierba también contribuye a las emisiones de NH_3 ; estas emisiones proceden de la capa de rebrote como consecuencia de la movilización del N en la vegetación inducida por el corte. Fertilizar los pastizales los primeros días después de la siega proporciona un excedente de N que provoca una mayor emisión, ya que combina los efectos del corte y de la fertilización. Retrasar la aplicación del fertilizante nitrogenado después del corte permite que la hierba se recupere, reduciendo así las emisiones de NH_3 . El análisis de modelos puso de relieve que un retraso de dos semanas en la fertilización nitrogenada redujo las emisiones totales (netas anuales) de NH_3 de las praderas segadas y fertilizadas en un 15 por ciento. Se pueden conseguir efectos similares con distintos tiempos, dependiendo de las condiciones regionales. Sin embargo, esta práctica reduce la producción de hierba. Dadas las interacciones con la climatología y la necesidad de seguir trabajando para identificar el retraso óptimo en relación con diferentes sistemas de gestión, esta técnica está clasificada como de categoría 2. Este enfoque puede integrarse en los SGTA.

IX. Otras medidas relacionadas con el nitrógeno agropecuario

A. Pastoreo

196. La orina excretada por los animales durante el pastoreo suele infiltrarse en el suelo antes de que se produzcan emisiones importantes de NH_3 . Por lo tanto, las emisiones de NH_3 por animal son menores en pastoreo que en sistemas estabulados, pues en estos últimos las heces y la orina se recogen, almacenan y aplican a la tierra. La reducción de las emisiones que se logra al aumentar el tiempo que el ganado pasa pastoreando al año dependerá, entre otras cosas, del punto de partida (emisiones de los animales sin pastar), del tiempo de pastoreo de los animales y del nivel de fertilizante nitrogenado del pasto. El potencial para aumentar el pastoreo a veces está limitado por la disponibilidad de tierra, el tipo de suelo, la topografía, el tamaño y la estructura (distancias) de la explotación, las condiciones climáticas, consideraciones económicas, etc. Hay que tener en cuenta que el pastoreo adicional de los animales puede aumentar otras formas de emisión de N (p. e., N_2O , NO_3). Sin embargo, dado lo claro y bien cuantificado que está su efecto sobre las emisiones de NH_3 , puede considerarse una técnica de categoría 1 (en relación con la modificación de los periodos en los que los animales están estabulados o pastando 24 horas al día). Se puede considerar como eficiencia de reducción la relación entre las emisiones totales de NH_3 del pastoreo frente a las de los sistemas estabulados (ver también párr. 40 y 52).

197. El efecto de cambiar el periodo de estabulación parcial (p. e. pastoreo solo durante el día) es menos cierto y está clasificado como técnica de categoría 2. Cambiar un periodo de estabulación permanente por el pastoreo durante parte del día, es menos efectivo para reducir las emisiones de NH_3 que un pastoreo completo (24 horas), desde el momento en que las

instalaciones ganaderas y los depósitos permanecen sucios y continúan emitiendo NH_3 (ver también párr. 40 y 52).

B. Tratamiento del estiércol

198. Se ha realizado un estudio sobre distintas opciones para reducir las emisiones de NH_3 mediante el tratamiento del estiércol. Algunas opciones con expectativas prometedoras son:

(a) El *compostaje de estiércol sólido o purines con sólidos añadidos*: los resultados experimentales son muy variables y a menudo muestran un aumento de las emisiones de NH_3 ; por este motivo, los sistemas para compostar el estiércol deben considerar la inclusión de métodos adicionales para reducir las emisiones de NH_3 de esta fuente, como cubiertas y sistemas de depuración del aire;

(b) *Los procesos de desnitrificación controlada en purines*: las plantas de almacenamiento piloto demuestran que pueden reducirse las emisiones de NH_3 , transformado el amoníaco en N_2 gas mediante una desnitrificación controlada (alternado condiciones aeróbicas y anaeróbicas). Para conseguir esto, es necesario un reactor especial. Se necesita más investigación sobre la eficiencia y la fiabilidad del sistema y su efecto en cuanto a otras emisiones.

(c) *La separación del estiércol para eliminar el fósforo o para proporcionar cama*. Es necesario investigar las emisiones de estos sistemas.

199. Debe investigarse la eficiencia de las opciones de tratamiento del estiércol, por lo general, teniendo en cuenta las condiciones específicas de los países o de las explotaciones. Además de las emisiones de NH_3 , hay que valorar otras emisiones, los flujos de nutrientes y la aplicabilidad del sistema en condiciones de explotación. Debido a las incertidumbres mencionadas, hay que agrupar estas medidas en las categorías 2 o 3. Una excepción es el uso de sistemas de depuración de aire para las instalaciones de compostaje de estiércol (categoría 1), que están bien estudiadas, pero tienen un coste significativo.

C. Uso no agropecuario del estiércol

200. Si se da salida al estiércol fuera del sector agropecuario, las emisiones de la agricultura podrían reducirse. Ejemplos de tales usos, ya habituales en algunos países, son la incineración del estiércol de aves de corral y el uso del estiércol de caballo y de aves de corral en la industria del cultivo de setas. La reducción de emisiones dependerá de lo rápido que sale el estiércol de la explotación y de cómo se haya tratado. Solo se consigue una reducción global de las emisiones si el proceso no genera en sí mismo más emisiones (incluidas otras emisiones aparte del NH_3). Por ejemplo, el uso de estiércol en horticultura o su exportación a otros países no reduce las emisiones globales. También hay que tener en cuenta otros aspectos medioambientales; por ejemplo, la incineración de la yacija de aves de corral es una fuente de energía renovable, pero no todos los nutrientes de la yacija se reciclan dentro del sector agropecuario.

X. Fuentes no agropecuarias estacionarias y móviles

201. Hay muchas fuentes no agropecuarias de NH_3 , tales como los vehículos a motor, la gestión de residuos, la combustión de combustible sólido residencial y de varias industrias, de las cuales seguramente la producción de fertilizantes es la más significativa en toda Europa. También hay fuentes pequeñas, pero colectivamente significativas, de origen natural, como, por ejemplo, la respiración y el sudor de los humanos y las emisiones de los animales salvajes (Sutton et al, 2000). Los protocolos de la CEPE para reportar las emisiones actualmente no distinguen entre fuentes naturales y antropogénicas, del mismo modo que no lo hacen para los compuestos orgánicos volátiles (COV).

202. Un factor común en muchos de estos sectores es que hasta ahora se han ignorado las

emisiones de NH_3 . El caso más notable es el del transporte. Una primera recomendación para reducir las emisiones de NH_3 de fuentes no agropecuarias es, por lo tanto, asegurarse de que se tenga en cuenta el NH_3 cuando se evalúe el comportamiento de la industria y de otras fuentes. Cuando se vea que las emisiones de NH_3 suben o que es probable que aumenten como consecuencia de algún desarrollo técnico, lo apropiado sería que los operadores y delineantes buscaran maneras para optimizar dichos sistemas y que eviten o minimicen las emisiones.

A. Técnicas generales

203. Los **depuradores tipo Venturi** son adecuados para grandes caudales de gas, con altas concentraciones de NH_3 . Los costes de reducción son, en la zona CEPE, de 3.500 €/t, sin incluir los costes de tratamiento de efluentes. Como en todos los casos discutidos en esta sección, la relación coste-eficiencia varía de acuerdo con el tamaño de la instalación, las concentraciones de NH_3 y otros factores.

204. Los **depuradores de ácido diluido**, que consisten en una torre llena de baldosas dispuestas de manera aleatoria, por las que circula agua ligeramente ácida, son adecuados para tratar caudales de entre 50 y 500 toneladas al año. Entre los obstáculos para esta tecnología está su limitada capacidad para tratar grandes caudales volumétricos de gas, el posible alto coste del tratamiento de los efluentes y los peligros de seguridad relacionados con el almacenamiento de ácido sulfúrico. Los costes de los que se ha informado muestran una gran variabilidad, desde 180 a 26.000 €/t de NH_3 . La variación depende, una vez más, del tamaño de la instalación y del caudal de NH_3 .

205. La oxidación térmica regenerativa usa un combustible complementario (habitualmente gas natural) para quemar el NH_3 presente en la corriente de gas, con costes, según se ha informado, entre 1.900 y 9.100 €/t de NH_3 .

206. La biofiltración es válida para caudales con poco volumen de gas y baja concentración de NH_3 , y pueden reducir cerca de 1 t de emisiones al año. Es el sistema más barato para fuentes pequeñas. Los informes de costes oscilan entre los 1.400 y los 4.300 €/t, dependiendo del sector.

207. La eficiencia de reducción de las técnicas descritas en esta sección ronda normalmente el 90 por ciento.

B. Técnicas adecuadas a sectores seleccionados

208. Las **emisiones de NH_3 del transporte por carretera** aumentaron enormemente en los años 90, como resultado de la introducción de vehículos equipados con catalizador (una estimación del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte muestra un factor de incremento de 14 en ese periodo). El problema se está resolviendo en gran medida mediante la introducción de mejores sistemas de gestión del combustible, pasándose del control del carburador a los sistemas computarizados que ejercen un control mucho más estricto sobre la relación aire-combustible. Los intentos para reducir el contenido de azufre de los combustibles, algunos métodos para el control de óxidos de nitrógeno (NO_x) de los vehículos de motor diésel y el uso de algunos combustibles alternativos podrían hacer que las emisiones volvieran a aumentar. A pesar de los efectos de todas estas acciones sobre el NH_3 , ni los fabricantes ni los reguladores han considerado al NH_3 un contaminante prioritario. Por lo tanto, es importante que, en este y en otros sectores, se tenga en cuenta el impacto de los cambios tecnológicos en las emisiones de NH_3 , de modo que se puedan emprender acciones para evitar o minimizar las emisiones desde la misma fase de diseño, donde se identifican los problemas potenciales.

209. **Pérdidas de amoníaco en instalaciones estacionarias de reducción catalítica.** Para algunos sectores, la fuente más significativa de liberación de NH_3 puede estar vinculada a las instalaciones de reducción de NO_x . Existen dos tipos de técnicas: la depuración con NH_3 de los gases de combustión, que puede reducir las emisiones de unos 40 mg/m³ en cerca de un 90%, y una mayor efectividad del equipo de control de NO_x . Hay que considerar

minuciosamente el potencial de las emisiones de NH_3 de esta fuente, a medida que aumentan los controles de NO_x , mediante una mayor introducción de MTD.

210. Los **sistemas de refrigeración no evaporativos** son aplicables a la industria de la remolacha azucarera. Estos sistemas tienen una efectividad de más del 95 por ciento en la reducción de emisiones. Los costes se estiman en 3.500 €/t de NH_3 reducida.

211. Las **emisiones de la combustión doméstica** se pueden reducir mediante una amplia variedad de técnicas, desde la adopción de medidas de eficiencia energética, pasando por el uso de combustibles de mejor calidad, hasta la optimización de los quemadores. Hay obstáculos importantes para la introducción de algunas de estas opciones, tanto técnicas (p. e. falta de infraestructura de gas natural) como estéticas (p. e., a la gente le gusta la apariencia de un fuego de leña abierto).

212. **Cubrir los vertederos.** La eliminación de desechos en vertederos o el compostaje tienen el potencial de generar cantidades significativas de NH_3 . Las medidas para controlar las emisiones de metano procedentes de vertederos, como cubrirlos y la quema o utilización del gas de vertedero, también son eficaces para controlar el NH_3 .

213. **Biofiltración** (véase arriba) se usa de manera efectiva en varias instalaciones de compostaje centralizadas, aunque sobre todo para controlar los olores, más que específicamente el NH_3 . Una técnica más general, aplicable tanto al compostaje casero como a instalaciones más grandes, es controlar la ratio entre carbono y nitrógeno, con una proporción óptima de 30:1 en peso.

214. **Caballos.** Es necesario evaluar hasta qué punto están incluidas las emisiones de los caballos en los inventarios agropecuarios y no agropecuarios. Muchos caballos no se incluyen en explotaciones, por lo que pueden quedar fuera de los inventarios. El enfoque más efectivo para reducir sus emisiones es una buena limpieza de los establos, con suficiente paja para que empape la orina, y vaciar el estiércol diariamente. Otras medidas más sofisticadas para controlar las emisiones, como el uso de tanques de purines, es poco probable que se implementen en establos pequeños, aunque están descritas en otra parte de este documento.

C. Producción de urea, amoníaco y fertilizantes inorgánicos de nitrógeno

215. Las fuentes industriales más importantes de emisiones de NH_3 son las plantas de fertilizantes mixtos, que producen fertilizantes de fosfato de amonio, nitrofosfatos, potasio y fertilizantes compuestos, así como las plantas de fertilizantes nitrogenados, que fabrican, entre otras cosas, urea y NH_3 . La producción de fosfato de amonio genera la mayor parte de las emisiones de NH_3 del sector. Los informes indican que el amoníaco de las emisiones atmosféricas incontroladas que tiene por origen esta fuente oscilan entre 0,1 y 7,8 kg N/t de producto.

216. La fabricación de fertilizantes nitrogenados comprende empresas que producen NH_3 , urea, sulfato de amonio, nitrato de amonio y/o nitrosulfato de amonio. El ácido nítrico utilizado en el proceso generalmente se produce también en la misma planta. Es altamente probable que las emisiones de amoníaco tengan lugar al neutralizarse el ácido nítrico con NH_3 anhidro. Estas emisiones se pueden controlar mediante depuración húmeda a concentraciones de 35 mg de NH_3/m^3 o inferiores. Según ciertos informes, los factores de emisión de las instalaciones bien gestionadas están en el rango de 0,25–0,5 kg de NH_3/t de producto.

217. Por lo general, las plantas de fertilizantes mixtos no requieren técnicas adicionales de control de la contaminación, más allá de los depuradores, ciclones y filtros de mangas, que forman parte integral del diseño y de las operaciones de la planta. En general, se puede alcanzar un valor límite de emisiones de 50 mg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$, mediante la maximización de la recuperación del producto y la minimización de las emisiones atmosféricas, gracias a un mantenimiento y funcionamiento adecuados del equipo de control.

218. En una planta bien manejada, la fabricación de fertilizantes NPK por la vía de los nitrofosfatos o por la vía de mezcla ácida producirá unas emisiones de 0,3 kg/t de NPK producido y de 0,01 kg/t de NPK producido (en forma de N). Sin embargo, los factores de emisión pueden variar mucho dependiendo del grado del fertilizante producido.

219. Según los informes, las emisiones de amoníaco en la producción de urea comprenden las emisiones de la síntesis de la urea (0,1–0,5 kg NH₃/t de producto), de la concentración de la urea (0,1–0,2 kg NH₃/t de producto), el perlado de la urea (0,5–2,2 kg NH₃/t de producto) y el granulado (0,2–0,7 kg NH₃/t de producto). La torre de perlado es una fuente de polvo de urea (0,5–2,2 kg NH₃/t de producto), al igual que lo es el granulador (0,1–0,5 kg NH₃/t de producto).

220. En las plantas de urea, se usan depuradores húmedos o filtros de tejido para controlar las emisiones de fugas en las torres de perlado y en las operaciones de embolsado. Este equipo de control es similar al de las fábricas de fertilizantes mixtos, y forman parte integral de las operaciones para retener el producto. Si funcionan bien, las nuevas plantas de urea pueden alcanzar valores límite de emisiones de materia particulada por debajo de 0,5 kg/t de producto, tanto para la urea como para el amoníaco.

Anexo I

Gestión del nitrógeno, teniendo en cuenta el ciclo completo del nitrógeno

1. La gestión se puede definir como un conjunto coherente de actividades para lograr objetivos. Esta definición se aplica a todos los sectores de la economía, incluida la agricultura. La gestión del nitrógeno se puede definir como "un conjunto coherente de actividades relacionadas con el uso del N en la agricultura, para lograr unos objetivos agronómicos y medioambientales/ecológicos" (O. Oenema y Pietrzak, 2002). Los objetivos agronómicos están relacionados con la producción y la calidad de los cultivos, y con el rendimiento de los animales en el contexto del bienestar animal. Los objetivos medioambientales/ecológicos están por su parte relacionados con las pérdidas de N en las actividades agropecuarias. El tener en cuenta el ciclo completo del N enfatiza la necesidad de considerar todos sus aspectos, incluida la reducción de las emisiones de NH_3 , para evitar el intercambio de contaminación.

2. El nitrógeno es un componente de todas las proteínas vegetales y animales (y de las enzimas) y participa en la fotosíntesis, eutrofización, acidificación y en varios procesos de oxidación-reducción. A través de estos procesos, cambia la forma (compuestos), la reactividad y la movilidad del N. Las formas con más movilidad son las gaseosas: N_2 y NH_3 , óxidos de nitrógeno (NO y NO_2) y N_2O ; y las solubles en agua: nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y N ligado orgánicamente disuelto (NOD). En la materia orgánica, la mayor parte del N aparece en forma de amidas, enlazadas con carbono orgánico (R-NH_2). Gracias a su movilidad tanto en el aire como en el agua, al N reactivo se le llama también "doble móvil".

3. El ciclo del N está estrechamente ligado al del carbono y al de otros nutrientes. Por esto, la gestión del N puede afectar al ciclo del carbono y a la liberación neta de CO_2 a la atmósfera y al secuestro de carbono en el suelo. En general, un sistema con fugas de N también presenta fugas de carbono y viceversa. Esto resalta la importancia de considerar la gestión del N desde la perspectiva del conjunto de la explotación.

4. Dependiendo del sistema de explotación, la gestión del N a nivel de explotación implica una serie de actividades que hay que gestionar de manera integrada, como:

- (a) La fertilización de los cultivos;
- (b) El crecimiento del cultivo, la cosecha y la gestión de los residuos;
- (c) El crecimiento de cultivos intermedios o de cobertura;
- (d) La gestión de los pastizales;
- (e) La labranza, el drenaje y el riego del suelo;
- (f) La alimentación de los animales;
- (g) La gestión del rebaño (teniendo también en cuenta su bienestar), incluido el alojamiento de los animales;
- (h) La gestión del estiércol, incluidos su almacenamiento y aplicación;
- (i) Las medidas de reducción de las emisiones de amoníaco;
- (j) Las medidas de reducción de la lixiviación y la escorrentía;
- (k) Las medidas de reducción de las emisiones de N_2O ;
- (l) Las medidas de reducción de la desnitrificación.

Para poder obtener una buena cosecha y una buena producción animal, con unas pérdidas mínimas de N y con mínimas consecuencias medioambientales no deseadas, hay que considerar todas las actividades de manera integral y equilibrada.

5. El nitrógeno es esencial para el crecimiento de las plantas. En la producción agrícola, suele ser el nutriente más limitante, por lo que el suelo debe disponer de una cantidad suficiente de N, en una forma aprovechable por las plantas para alcanzar un nivel de

producción óptimo. El exceso y/o las aplicaciones a destiempo de N son la principal fuente de pérdidas de N al medioambiente, incluidas las emisiones de NH_3 al aire. Evitar el exceso o la aplicación a destiempo del N es una de las mejores maneras de minimizar las pérdidas de N (y otros impactos medioambientales), sin que afecte a la producción agropecuaria. Hay que seguir las directrices de las mejores prácticas de gestión de nutrientes, específicas para cada lugar, tales como:

- (a) La planificación de la gestión de todos los nutrientes esenciales y el registro de datos;
- (b) El cálculo de las necesidades totales de N del cultivo, siguiendo estimaciones realistas de los objetivos de producción, el contenido de N del cultivo y su eficiencia en la absorción del N;
- (c) La estimación del suministro total de N a partir de fuentes autóctonas, usando métodos acreditados:
 - (i) El N mineral de las capas superiores del suelo en las fases de siembra y de cultivo (mediante pruebas de suelo y/o de plantas);
 - (ii) La mineralización de los residuos de cultivos anteriores;
 - (iii) La mineralización de la materia orgánica del suelo, incluidos los efectos residuales del estiércol aplicado a lo largo de los años, y, en los pastos, los de los excrementos de los animales en pastoreo;
 - (iv) La deposición del N reactivo de la atmósfera;
 - (v) La fijación biológica del N_2 por parte de las leguminosas;
- (d) El cálculo de las necesidades de aplicación de N, teniendo en cuenta las necesidades del cultivo y el suministro por fuentes autóctonas;
- (e) El cálculo de la cantidad de nutrientes del estiércol aplicado que pasará a estar disponible, para que sean absorbidos por los cultivos. La tasa de aplicación del estiércol dependerá de:
 - (i) Las demandas de N, fósforo y potasio de los cultivos;
 - (ii) El suministro de N, fósforo y potasio del suelo, basado en los análisis del suelo;
 - (iii) La disponibilidad de estiércol de ganado;
 - (iv) Los contenidos de N, fósforo y potasio inmediatamente disponibles, presentes en el estiércol y;
 - (v) La tasa de liberación de los nutrientes de disponibilidad lenta;
- (f) La estimación de las necesidades de fertilizantes nitrogenados y otros nutrientes, teniendo en cuenta las necesidades de N del cultivo y el suministro de N de fuentes autóctonas y del estiércol del ganado;
- (g) La aplicación de estiércol de ganado y/o fertilizantes nitrogenados poco antes del comienzo del crecimiento rápido de los cultivos, utilizando métodos y técnicas que eviten las emisiones de NH_3 ;
- (h) Cuando proceda, la aplicación de fertilizantes nitrogenados en múltiples dosis (fertilización fraccionada), con ensayos en el cultivo.

6. Las medidas principales para reducir las emisiones globales de NH_3 son aquellas que, simultáneamente, hacen disminuir otras emisiones indeseadas de N, a la vez que mantienen o incluso aumentan la productividad agropecuaria (medidas con efectos sinérgicos). Por el contrario, las medidas destinadas a reducir las emisiones de NH_3 que aumentan otras emisiones no deseadas (efectos antagónicos) deben revisarse, con el fin de reducir al mínimo esos efectos antagónicos. Estos efectos antagónicos pueden incluir el aumento de las emisiones de CH_4 de los rumiantes. De igual manera, las medidas de reducción deben evitar el aumento de otros tipos de contaminación de la explotación (p. e., pérdidas de fósforo (P), patógenos, erosión del suelo) o el uso de recursos (p. e., combustible), reduciendo la calidad

de los alimentos (p. e., más antibióticos, hormonas o plaguicidas) o efectos perjudiciales para la salud y el bienestar de los animales de la explotación (p. e., limitando el tamaño del alojamiento o la densidad animal) (Jarvis y otros, 2011).

7. La eficacia de la gestión del N puede evaluarse en términos de (a) disminución del Nexced; y (b) aumento de la EUN. Los indicadores EUN proporcionan una medida de la cantidad de N que retienen las cosechas y los productos animales, en relación a la cantidad de N aplicado o suministrado. El Nexced es un indicador de la presión de N de la explotación sobre el medioambiente, también en función de la vía por la que se pierda el excedente de N, ya sea por volatilización del NH_3 , lixiviación del N y/o nitrificación/desnitrificación. La gestión tiene una gran influencia tanto en la EUN (Tamminga 1996, Mosier, Syers y Freney, 2004), como en el Nexced.

8. Mientras que la ratio entre las salidas totales de N (en los productos que salen de la explotación) y las entradas totales de N (importadas a la explotación, incluida la fijación biológica de N_2) (ratio masa/masa) es un indicador de la EUN a nivel de explotación, las entradas totales de N menos las salidas totales de N (masa por unidad de superficie) es un indicador del Nexced (o del déficit) a nivel de explotación.

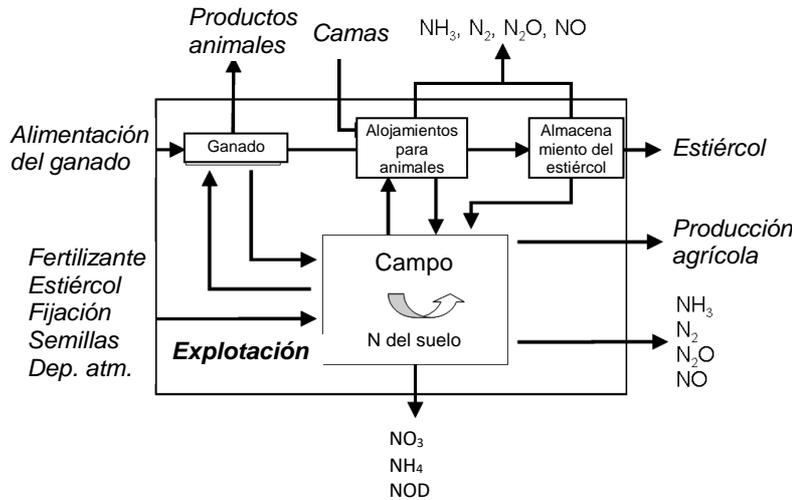
9. Normalmente, se distingue entre balance de entradas y salidas de N y cuantificación de entradas y salidas de N. Estos balances y cuantificaciones aplican unos mismos elementos de entrada; la principal diferencia es que los balances registran solo las salidas de N en productos cosechados/comercializables, mientras que las cuantificaciones registran las salidas de N a través de los productos cosechados/comercializables y de las pérdidas del sistema. De esta manera, las cuantificaciones proporcionan un registro y cómputo completos de todos los flujos del N.

10. Existen varios procedimientos para hacer balances de entradas y salidas de N, como, por ejemplo, el balance bruto de N, el balance de superficie-suelo, el balance general “en puertas” de la granja (“farm-gate level”) y el balance de explotación (p. e., Watson y Atkinson, 1999; Schroder et al, 2003; Oenema, Kros y de Vries, 2003, OCDE, 2008). Básicamente, el balance bruto de N y el balance de superficie-suelo registran todas las entradas de N a las tierras agrícolas y todas las salidas de N en los productos cosechados. No obstante, los balances difieren en la manera en que se contabiliza el N del estiércol animal; el balance bruto de N incluye la cantidad total de N excretado como un elemento de entrada de N, mientras que el balance de superficie-suelo corrige la cantidad de N excretada según las pérdidas de NH_3 del estiércol en los sistemas de alojamiento animal y de almacenamiento de estiércol. El balance “en puertas” y el balance de la explotación registran todas las entradas N y todas las salidas N de la explotación; pero el balance de la explotación incluye las entradas de N debidas a la deposición atmosférica (compuestos de N tanto reducidos como oxidados) y a la fijación biológica del N_2 . Se pueden aplicar diversos métodos a nivel de campo, explotación, región y país; es importante utilizar formatos estandarizados para hacer los balances e informar sobre la metodología para mejorar la comparabilidad.

11. Una cuantificación de N de una explotación agropecuaria mixta es mucho más compleja (figura AI.1). Las entradas principales son a través del fertilizante mineral/inorgánico, el estiércol animal importado, la fijación del N_2 atmosférico por algunos cultivos (principalmente leguminosas), la deposición de la atmósfera, el agua de riego y la alimentación de los animales. Las entradas en semillas y camas para los animales son generalmente menores, aunque esta última puede ser significativa para algunos sistemas ganaderos tradicionales. Las principales salidas son a través de las cosechas y los productos animales, así como a través el estiércol exportado. Las pérdidas gaseosas proceden del estiércol en el alojamiento de los animales y de su almacenamiento y aplicación a campo. Otras pérdidas gaseosas provienen del terreno; de los fertilizantes aplicados, los cultivos, el suelo y los residuos de los cultivos. Las pérdidas hacia aguas subterráneas o superficiales tienen lugar a través de la lixiviación o la escorrentía de nitratos, amonio y NOD. La escorrentía también puede arrastrar N orgánico no disuelto.

Figura AI.1

Cuantificación del N en una explotación agropecuaria mixta

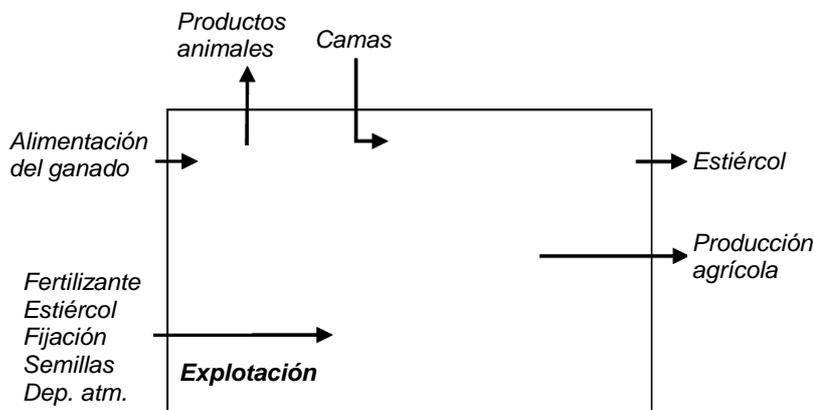


Fuente: Jarvis et al, 2011.

12. Los componentes de un balance de N en una explotación agropecuaria mixta se muestran en la figura AI.2. Evidentemente, un balance de explotación de N es más sencillo que una cuantificación a nivel de explotación, ya que las pérdidas de N al aire y a las aguas subterráneas y superficiales no están incluidas en el balance. Un balance de explotación de N en una explotación agrícola especializada o de una explotación ganadera especializada es mucho más sencillo que el de las explotaciones agropecuarias mixtas, puesto que hay menos tipos de entradas y salidas de N.

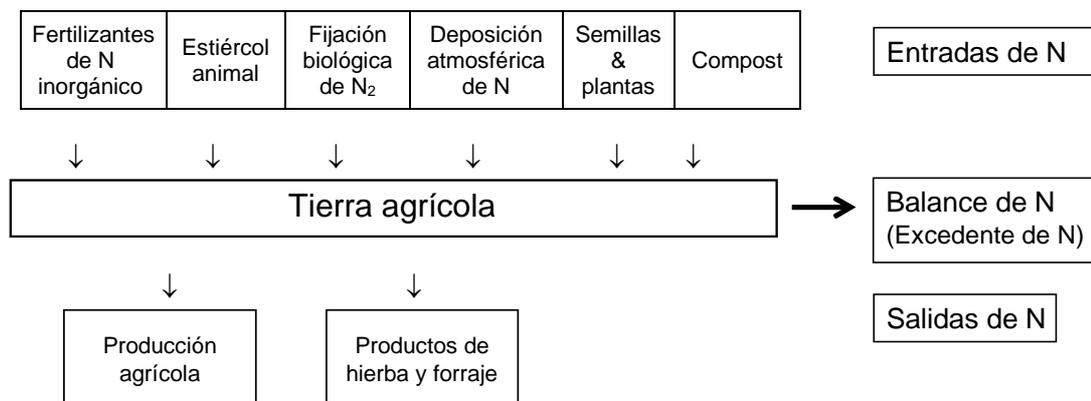
Figura AI.2

Componentes de un balance de explotación de N de una explotación agropecuaria mixta



13. En la figura AI.3. se muestra un balance superficie-suelo de N en un terreno agrícola. Las principales entradas de N son debidas a los fertilizantes minerales/inorgánicos, estiércol animal, fijación del N atmosférico por algunos cultivos (principalmente leguminosas) y deposición de la atmósfera. Otras entradas de N pueden incluir biosólidos, y elaborados orgánicos, como compost o mantillo. Las entradas a través de semillas y compost son generalmente menores. Las principales salidas se materializan en las cosechas, ya sea producción de grano o cultivo completo. Hay que tener en cuenta que no se incluyen en el balance superficie-suelo otros productos animales aparte del estiércol, puesto que no se disponen sobre la superficie del suelo.

Figura AI.3

Componentes de un balance superficie-suelo de N en un terreno agrícola

Fuente: OCDE, 2008.

14. Para usar los balances de N y las EUN como indicadores a nivel de explotación, hay que distinguir entre:

- (a) Explotaciones agrícolas especializadas;
- (b) Explotaciones agropecuarias mixtas (cultivo de alimentos para el ganado);
- (c) Explotaciones ganaderas especializadas;

15. Las explotaciones agrícolas especializadas tienen relativamente pocas fuentes de emisión de NH_3 (posiblemente, estiércol animal importado, fertilizantes a base de urea y amonio, cultivos y residuos). Estas explotaciones se pueden subdividir de acuerdo a la rotación de cultivos (p. e., porcentaje de cereales, legumbres, hortalizas y tubérculos). Las explotaciones ganaderas especializadas producen solo productos animales (leche, carne, huevos, subproductos animales y estiércol) y todos estos productos salen de la explotación. También pueden producir energía mediante la digestión del carbono orgánico. Estas explotaciones se pueden subdividir por categorías animales (p. e., cerdos, aves de corral y ganado vacuno). Los sistemas agropecuarios mixtos tienen tanto cultivos como animales; los cultivos producidos suelen ser para alimentar a los animales, mientras que el estiércol producido por los animales se aplica a los campos de cultivo. Estas explotaciones se pueden subdividir de acuerdo a las categorías de animales (p. e. vacuno lechero, vacuno de carne, porcino, etc.) y la densidad del ganado (o la autosuficiencia alimentaria).

16. En la práctica, las variaciones en la EUN (ratio salidas/entradas) entre explotaciones y el Nexced (entradas menos salidas) son muy grandes, debido a las diferencias de los sistemas de gestión y de explotación (en especial, en lo que respecta a los tipos de cultivos y animales, la densidad animal y el sistema de explotación). Se pueden dar rangos indicativos para categorías amplias de sistemas de explotación (véase el cuadro AI.2).

17. Los balances de nitrógeno y los ratios de salidas-entradas de N también se pueden hacer por secciones, dentro de una misma explotación, en especial, en sistemas de producción agropecuaria mixta. Para estimar la EUN, es útil considerar tres secciones o niveles:

- (a) La conversión del N de la alimentación en productos animales (EUN alimentaria o EUN animal);
- (b) La conversión del N del estiércol y los fertilizantes en cosechas (EUN del estiércol/fertilizante);
- (c) La EUN de toda la explotación.

18. Estas EUN se calculan como el porcentaje entre la masa de salidas de N y la masa de entradas de N:

- (a) EUN alimentaria = [(N en leche, animales y huevos) / (N en alimentos y forrajes)] x 100%
- (b) EUN del estiércol/fertilizante = [N absorbido por los cultivos / N aplicado como estiércol/fertilizante] x 100%.
- (c) EUN de toda la explotación = [Σ (N exportado de la explotación) / Σ (N importado a la explotación)] x 100%.

A continuación, en el cuadro AI.1., se muestran los rangos indicativos de las EUN de las explotaciones lecheras.

Cuadro AI.1

Valores indicativos de entrada de N y EUN en explotaciones lecheras

Parámetros de entrada - salida	Rango de entrada de N	Rango EUN (%)	Fuente
Pienso para vacas lecheras (EUN alimentaria)	512-666 g vaca ⁻¹ día ⁻¹	26-33	Powell et al. (2006 ^a)
	289-628 g vaca ⁻¹ día ⁻¹	22-29	Kebreab et al. (2001)
	200-750 g vaca ⁻¹ día ⁻¹	21-32	Castillo et al. (2000)
	496-897 g vaca ⁻¹ día ⁻¹	21-36	Chase (2004)
	838-1360 g vaca ⁻¹ día ⁻¹	16-24	Aarts et al. (2000)
Estiércol y fertilizante para los cultivos y pastos (EUN estiércol/fertilizante)	359-749 kg ha ⁻¹	53-77	Aarts et al. (2000)
	No disponible	16-57	Beegle et al. (2008)
Entradas a explotación- salidas de explotación (EUN de toda la explotación)	215-568 kg ha ⁻¹	14-55	Rotz et al. (2006)
	150-370 kg ha ⁻¹	39-47	Rotz et al. (2006)
	260-380 kg ha ⁻¹	23-36	Rotz et al. (2006)
	240-423 kg ha ⁻¹	34-46	Rotz et al. (2006)
	63-840 kg ha ⁻¹	8-55	Ovens et al. (2008)
	No disponible	25-64	Histov et al. (2006)

Fuente: Powell, Rotz y Weaver, 2009.

19. Para evaluar la EUN de la alimentación o EUN animal, hay que conocer las cantidades de alimentos y forrajes consumidos y el contenido de N de dichos alimentos y forrajes. También es necesario saber las cantidades de N que contienen los productos animales (proteínas en la leche, carne y huevos). Se pueden usar valores por defecto del N en las proteínas de la leche, huevos, peso vivo, peso en canal y carne del ganado vacuno, porcino y aviar.

Cuadro AI.2

Indicadores Nexced y EUN en sistemas de explotación, con valores típicos para explotaciones agrícolas especializadas, explotaciones ganaderas especializadas y explotaciones mixtas

Índice	Cálculo	Interpretación	Niveles típicos
Nexced = suma de todas las entradas de N menos las salidas de N que se contabilizan en las puertas de la explotación, expresadas en kg/ha/año	$\text{Nexced} = \Sigma (\text{entradas}_N) - \Sigma (\text{salidas}_N)$	El Nexced depende de los tipos de sistemas de explotación, agrícolas y ganaderos, y del suministro autóctono de N, de la gestión de las entradas externas (vía fertilizantes y alimentos para animales) y del medioambiente El Nexced mide el total de las pérdidas de N al entorno El déficit de N [$\Sigma (\text{entradas}_N) < \Sigma (\text{salidas}_N)$] mide el agotamiento del suelo Para los sistemas de explotación pecuaria especializados (sin tierras), el Nexced puede ser muy grande, en función, también, de la posible salida de N a través del procesado y la exportación del estiércol	Depende de los tipos de sistemas de explotación, agrícolas y ganaderos: Agrícola: 0-50 kg/ha Mixto: 0-200 kg/ha Ganadero: 0-1.000 kg/ha

EUN = eficiencia en el uso del N, es decir, la salida de N en productos útiles dividida entre el total de entradas de N.	$EUN = \frac{\sum (\text{entradas}_N)}{\sum (\text{salidas}_N)}$	La EUN depende de los tipos de explotación, agrícolas y ganaderos, y del suministro local de N, de la gestión de las entradas externas (vía fertilizantes y alimentos) y del medioambiente. Para los sistemas de explotación ganadera especializados (sin tierras), puede haber una salida de N a través del procesado y la exportación del estiércol.	Depende de los tipos de sistemas de explotación, agrícolas y ganaderos: Agrícola 0,6-1,0 Mixto: 0,5-0,6 Animal 0,2-0,6 ^a Animal 0,8-0,95 ^b
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

^a Sin exportación de estiércol.

^b Explotaciones sin tierras; se exporta todo el estiércol.

20. Para valorar la EUN del estiércol/fertilizante, es útil distinguir entre las distintas fuentes de entrada de N. El "valor de equivalencia del N fertilizante" indica lo bien que se usa el N del estiércol animal, el compost y los residuos de cultivos, en comparación con el del fertilizante de referencia (habitualmente fertilizantes a base de NH_4NO_3), que marca el 100%. Un valor alto es indicativo de una UEN alta. El valor de equivalencia del N fertilizante depende del tipo del estiércol (sólido, purines o líquido) y de su origen (vacuno, porcino o aviar), así como del marco temporal (año de aplicación frente a efectos a largo plazo). También depende del tipo de cultivo y de las condiciones medioambientales (tipo de suelo, temperatura, lluvia). Un factor muy decisivo para un valor de equivalencia del N fertilizante alto es la gestión, es decir, el momento y el método de aplicación. El cuadro AI.3 ofrece los rangos de los valores de equivalencia del N fertilizante para estiércol, purines y estiércol líquido de bovinos, cerdos y aves de corral, según la bibliografía. Las fuentes orgánicas de N normalmente contienen una fracción significativa de N ligado orgánicamente disuelto, que solo es absorbible por los cultivos tras su mineralización. Por lo tanto, hay que distinguir entre valores de equivalencia del N fertilizante a corto plazo (es decir, durante la temporada de crecimiento inmediatamente posterior a la aplicación del N orgánico) y valores de equivalencia del N fertilizante a largo plazo; este último es mayor que el primero. Algunas fuentes de N solo tienen N mineral y N orgánico fácilmente mineralizable, por lo que no hay en esencia diferencia alguna entre los valores a corto y a largo plazo.

Cuadro AI.3

Rangos de valores de equivalencia del N fertilizante (VENF) a corto y largo plazo de estiércoles y residuos de cultivos aplicados al campo, expresados como porcentaje del fertilizante de referencia, nitrato de amonio

<i>Fuentes de nitrógeno</i>	<i>Valores de equivalencia de N fertilizante (%)</i>	
	<i>Corto plazo</i>	<i>Largo plazo</i>
Estiércol líquido separado de vacuno y cerdos	70-100	70-100
Digestato de purines de vacuno y cerdos	40-60	50-80
Purines de vacuno	30-50	50-80
Purines de cerdos	30-65	50-80
Purines de aves de corral	30-65	50-80
Estiércol sólido de vacuno, cerdos y aves de corral	20-40	40-60
Compost de vacuno, cerdos y aves de corral	20-40	40-60
Orina y heces de animales en pastoreo	10-20	20-40
Residuos de cultivos con más de 2,5% de N	10-40	30-50

Fuentes de nitrógeno	Valores de equivalencia de N fertilizante (%)	
	Corto plazo	Largo plazo
Residuos de cultivos con 1,5–2,5% de N	0-30	20-40
Residuos de cultivos con menos de 1,5% de N	0	0-20

Fuentes: Berntsen et al, 2007; Bittman et al, 2007; Burton et al, 2003; Chadwick et al, 2000; Gutser et al, 2005; Hadas et al, 2002; Hart et al, 1993; Hatch et al, 2004; Janssen, 1984; Jenkinson y Smith, 1988; Kolenbrander y De La Lande Cremer, 1967; Langmeier et al, 2002; MacDonald et al, 1997; Mosier, Syers y Freney, 2004; Nevens y Reheul, 2005; Rufino et al, 2006; Rufino et al, 2007; Schils y Kok, 2003; Schröder et al, 2000; Schröder et al, 2004; Schröder 2005; Schröder, Jansen y Hilhorst, 2005; Schröder, Uenk y Hilhorst, 2007; Sommerfeldt, Chang y Entz, 1988; Sørensen, 2004; Sørensen y Amato, 2002; Sørensen, Weisbjerg y Lund, 2003; Sørensen y Thomsen, 2005; Van der Meer et al, 1987; Velthof et al, 1998.

Notas: El estiércol se aporta con técnicas comunes de aplicación de bajas emisiones. Los valores de equivalencia de N fertilizante a corto plazo se refieren al valor de equivalencia obtenido con aplicaciones oportunas realizadas a lo largo del año. Los valores de equivalencia del N fertilizante a largo plazo incluyen los efectos residuales y dan por supuesta la repetición anual de las aplicaciones.

21. Para la totalidad de la explotación, el Nexced y la EUN de las explotaciones agrícolas especializadas se estiman de la siguiente manera.

$$\text{Nexced} = [\text{Nfert.} + \text{Nest.} + \text{Ncomp.} + \text{NFB} + \text{Natm.} + \text{Nsem.}] - [\text{Ncult.}] \quad [1]$$

$$\text{EUNagrí.} = [\text{Ncult.}] / [\text{Nfert.} + \text{Nest.} + \text{Ncomp.} + \text{NFB} + \text{Natm.} + \text{Nsem.}] \quad [2]$$

Donde:

Nexced = excedente de N a nivel de explotación, kg/ha.

EUNagrí. = eficiencia en el uso del nitrógeno a nivel de explotación, ratio masa/masa (sin dimensión).

Nfert. = cantidad de N del fertilizante importado a la explotación, kg/ha.

Nest. = cantidad de N del estiércol importado a la explotación, kg/ha.

Ncomp. = cantidad de N del compost importado a la explotación, kg/ha.

NFB = cantidad de N₂ fijado biológicamente por cultivos de leguminosas, kg/ha.

Natm. = cantidad de N procedente de la deposición atmosférica, kg/ha.

Nsem. = cantidad de N importado a través de semillas y plantas, kg/ha.

Ncult. = cantidad neta de N en los cultivos cosechados exportados de explotación, incluidos residuos, kg/ha.

22. Puede haber otras entradas de N a través de la explotación, por ejemplo, por fijación autotrófica del N₂, medios de protección del cultivo, agua de riego, biosólidos o mantillos. Estas entradas suelen ser pequeñas en relación con las anteriores, además de difíciles de gestionar. Por este motivo, estas entradas adicionales de N suelen ignorarse. Sin embargo, cuando supongan un porcentaje significativo de las entradas totales (>10%), deberán incluirse en los cálculos del balance. Esto puede valer para explotaciones en suelos orgánicos, donde la mineralización neta del N ligado orgánicamente puede liberar de 20 a 200 kg de N por ha al año, dependiendo del estado trófico de la turba y de las condiciones de drenaje.

23. Una expresión más exacta de la EUN y del Nexced de las explotaciones agrícolas especializadas tiene en cuenta las diferencias de los valores de equivalencia del N fertilizante del estiércol, el compost y el NFB, y se estima de la siguiente manera:

$$\text{EUNagrí.} = [\text{Ncult.}] / [\text{Nfert.} + (\text{Nest.} \times \text{VenfE}) + (\text{Ncompost} \times \text{VenfC}) + (\text{NFB}) + \text{Natm.} + \text{Nsem.}] \quad [7]$$

Donde:

VenfE= es el valor de equivalencia del N fertilizante para el estiércol, kg/kg.

VenfC = es el valor de equivalencia del N fertilizante para el compost, kg/kg.

24. Para las explotaciones ganaderas especializadas sin tierras, el Nexced y la EUN se calculan de la siguiente manera:

$$\text{Nexced} = [\text{Nalim.}] - [\text{Nanimal} + \text{Nest.}] \quad [3]$$

$$\text{EUNgan.} = [\text{Nanimal} + \text{Nest.}] / [\text{Nalim.}] \quad [4]$$

Donde:

Nexced = excedente de N a nivel de explotación, kg.

EUNgan. = eficiencia en el uso del N a nivel de explotación, ratio masa/masa (sin dimensión).

Nalim. = cantidad neta de N de los alimentos de los animales importados en la explotación, kg.

Nanimal = cantidad neta de N en los animales exportados de la explotación (es decir, incluidos los animales muertos y corregida con los animales importados), kg.

Nest. = cantidad neta de N del estiércol exportado de la explotación (incluidos los residuos de alimentos), kg.

Hay pequeñas entradas de N adicionales a través de la explotación, por ejemplo, con el agua de bebida y de lavado, la yacija (material de las camas) y los medicamentos; pero estas entradas suelen ser pequeñas (<5%) en relación con las anteriores y, de ser así, se pueden ignorar.

25. Para las explotaciones agropecuarias mixtas, el Nexced y la EUN se calculan de la siguiente manera:

$$\text{Nexced} = [\text{Nfert.} + \text{Nalim.} + \text{Nest.}_i + \text{Ncomp.} + \text{NFB} + \text{Natm.} + \text{Nsem.}] - [\text{Nanimal} + \text{Ncult.} + \text{Nest.}_e] \quad [5]$$

$$\text{EUNmixta} = [\text{Nanimal} + \text{Ncult.} + \text{Nest.}_e] / [\text{Nfert.} + \text{Nalim.} + \text{Nest.}_i + \text{Ncomp.} + \text{NFB} + \text{Natm.} + \text{Nsem.}] \quad [6]$$

Donde:

Nexced = excedente de N a nivel de explotación, kg/ha.

Nfert. = cantidad de N del fertilizante importado a la explotación, kg/ha.

Nalim. = cantidad de N de los alimentos de los animales importados en la explotación, kg/ha.

Nest._i = cantidad de N del estiércol importado a la explotación, kg/ha.

Ncomp. = cantidad de N del compost importado a la explotación, kg/ha.

NFB = cantidad de N₂ fijado biológicamente por cultivos de leguminosas, kg/ha.

Natm. = cantidad de N procedente de la deposición atmosférica, kg/ha.

Nsem. = cantidad de N importado a través de semillas y plantas, kg/ha.

Ncult. = cantidad de N en los cultivos cosechados exportados de la explotación, incluidos residuos, kg/ha.

Nanimal = Cantidad de N en los animales exportados de la explotación (es decir, incluidos los animales muertos y corregida con los animales importados), kg.

Nest._e = cantidad de N del estiércol exportado de la explotación, kg/ha.

26. Las mejoras en la gestión del N (y el descenso de las pérdidas del N resultante) a lo largo del tiempo, van seguidas de una disminución del Nexced y un aumento de la EUN. De esta manera, es posible evaluar el progreso en la gestión del N a través del seguimiento de los Nexced y EUN anuales a nivel de explotación. Para tener en cuenta las variaciones anuales de las condiciones climáticas y las incidencias, se recomienda calcular medias quinquenales del Nexced y la EUN.

27. El rendimiento relativo de la gestión del N en una explotación se puede evaluar en comparación con otras explotaciones, modelo o experimentales. Los valores objetivo para el Nexced y la EUN de los sistemas de producción agrícola especializados se pueden basar en el rendimiento del sistema agrícola mejor gestionado (experimental/modelo) en la práctica, teniendo en cuenta los factores del suelo.

28. La capacidad de absorber el N del suelo de los distintos cultivos difiere en función de la distribución y longitud de las raíces y de la duración de la temporada de crecimiento. Las gramíneas (cereales y pastos) tienen una gran capacidad de absorción; por el contrario, las verduras de hoja (lechuga, espinacas) absorben muy poco. Los valores objetivos indicativos para el Nexced y la EUN deben especificarse de acuerdo al porcentaje de superficie de cereales y pastizales de la explotación (p. e., en cinco clases: < 25%; 25–50%, 50–75%, 75–90% y > 90%) (cuadro AI.4).

29. Para las explotaciones agrícolas especializadas que dedican >90% de su terreno al cultivo de cereales, y usando los elementos de entrada de la ecuación [7] y los valores de equivalencia del N fertilizante (VENF) del cuadro AI.3, el N cosechado es aproximadamente igual al total de las entradas efectivas de N, y la EUNagrí puede llegar al 100%. Sin embargo, la EUNagrí disminuye con el aumento de entradas de N, el impacto de las plagas o la limitación de otros nutrientes. El reto es encontrar el nivel óptimo de fertilización nitrogenada, con el cual el rendimiento y la calidad de las cosechas, así como la EUN, sean altos y el Nexced bajo. Con la disminución de la superficie dedicada a los cereales en la rotación de cultivos, la EUN objetivo disminuirá y aumentará el Nexced, dependiendo también de la entrada efectiva de N (cuadro AI.4). El Nexced y la EUN dependen así mismo del destino de los residuos de los cultivos; la recogida y retirada de los restos de cultivos aumenta la EUN y disminuye el Nexced, especialmente a corto plazo. Sin embargo, el retirar los residuos de los cultivos puede contribuir, en última instancia, a la disminución de las existencias de materia orgánica del suelo y del N. Hay que tener en cuenta que la EUN y el Nexced están inversamente relacionados (cuadro AI.4). Aunque no siempre sucede así; puede haber situaciones en las que un aumento de la EUN va asociado a un ligero incremento del Nexced.

Cuadro AI.4

Valores indicativos de EUN y Nexced en explotaciones agrícolas especializadas, para entradas de N moderadas y altas, en función del porcentaje de cereales en la rotación de cultivos

Cereales (%)	EUN (%)	Entradas moderadas de N		Entradas altas de N		
		Excedentes de N		Excedentes de N		
		50 kg/ha/año	100 kg/ha/año	EUN (%)	150 kg/ha/año	200 kg/ha/año
90-100	100	0	0	80	30	40
75-90	95	2,5	5	75	37,5	50
50-75	90	5	10	70	45	60
25-50	80	10	20	60	60	80
< 25	70	15	30	50	75	100

30. La EUN de explotaciones ganaderas especializadas y de explotaciones agropecuarias mixtas depende en parte de las pérdidas "inevitables" de N gaseoso del estiércol animal en los sistemas de alojamiento y durante su almacenamiento, debidas a la volatilización del NH_3 y a los procesos de nitrificación y desnitrificación. Las pérdidas inevitables de N son las pérdidas que se producen cuando se aplican las MTD. Los valores objetivo para la EUNgan. deben basarse en la siguiente ecuación:

$$\text{EUNgan.Objetivo} = [\text{Nanimal} + (\text{Nexcret.} - \text{Pérd.Nest.})] / [\text{Nalim.}] \quad [8]$$

Donde:

EUNgan.Objetivo = eficiencia en el uso del N a nivel de explotación, ratio masa/masa (sin dimensión).

Nanimal = cantidad neta de N en los animales exportados de la explotación (es decir, incluidos los animales muertos y corregida con los animales importados), kg.

Nalim. = cantidad neta de N de los alimentos de los animales importados en la explotación, kg.

Nexcret. = cantidad de N excretado por los animales durante su confinamiento, kg.

Pérd.Nest. = pérdidas inevitables de N del estiércol animal en los alojamientos y durante el almacenamiento del estiércol, debidas a la volatilización del NH₃ y a los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Nexcret. – Pérd.Nest. = cantidad de N del estiércol exportado de la explotación.

31. Los valores de las Pérd.Nest. dependen del sistema de alojamiento de los animales, del sistema de gestión del estiércol y de las prácticas de la explotación. Para el vacuno y los cerdos estabulados todo el año en sistemas basados en purines con depósitos de estiércol cubiertos, la Pérd.Nest. estará en un rango de entre el 5 % y el 20 % de N de estiércol excretado durante el confinamiento, cuyo valor más bajo se corresponde con los sistemas de alojamiento de baja emisión (y estabulación fija) y el valor más alto con los alojamientos con suelos parcialmente emparrillados, pero dependiendo también de las condiciones climáticas (Amon et al., 2001; Monteny y Erisman, 1998; O. Oenema et al., 2008). Cuando los animales solo están confinados durante la temporada de invierno, se excreta menos N durante el confinamiento y la Pérd.Nest. por cabeza será menor. Las Pérd.Nest. de los sistemas de alojamiento con estiércol sólido tienden a ser mayores (20 %–40 % con estabulación todo el año), debido a las mayores pérdidas por nitrificación-desnitrificación durante el almacenaje del estiércol.

32. Para las aves de corral, la Pérd.Nest. oscila entre el 10% y el 50% del Nexcret; el valor más bajo corresponde a los sistemas de alojamiento de baja emisión y el más alto a los sistemas de foso profundo y yacija sobre suelo, sin depuración ni retención del NH₃ del aire de salida (Groot Koerkamp y Groenestein, 2008).

33. La EUN de las explotaciones ganaderas especializadas aumenta con el incremento de la retención del N de la alimentación y la disminución de las "pérdidas inevitables de N gaseoso" (cuadro AI.5, figura AI.4). La retención del N de la alimentación depende del tipo de animal, de su productividad y de su alimentación. Las "pérdidas inevitables de N gaseoso" dependen del sistema de alojamiento y de la gestión del estiércol animal, incluidos los sistemas de gestión de baja emisión. Por lo tanto, la EUN de las explotaciones ganaderas especializadas es muy sensibles a las pérdidas de N gaseoso, entre ellas las pérdidas de NH₃ por volatilización, que es un indicador de la gestión del N integrado.

Cuadro AI.5

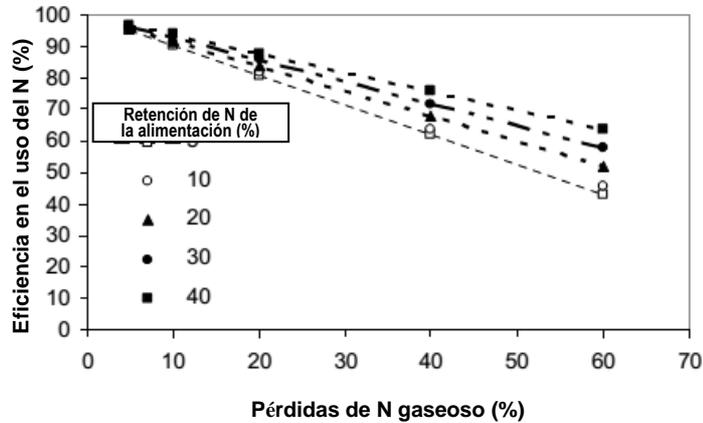
EUN calculado en explotaciones ganaderas especializadas, en función del porcentaje de retención de N en la alimentación y el porcentaje de "pérdidas inevitables de N gaseoso" durante la estabulación y el almacenamiento de estiércol animal (según la ecuación [8])

<i>"Pérdidas inevitables de N gaseoso", en % de N excretado</i>					
<i>Retención de N de la alimentación (%)</i>	5	10	20	40	60
5	95	91	81	62	43
10	96	91	82	64	46
20	96	92	84	68	52
30	97	93	86	72	58
40	97	94	88	76	64

Nota: Se asume que todos los productos animales, incluido el estiércol, se exportan de la explotación.

Figura AI.4

EUN calculado en explotaciones ganaderas especializadas, en función de la alimentación
Porcentaje de retención del N y porcentaje de "pérdidas inevitables de N gaseoso"
durante el almacenamiento del estiércol (de acuerdo con la ecuación [8])



Nota: Se asume que todos los productos animales, incluido el estiércol, se exportan de la explotación.

34. El balance y la EUN de toda la explotación son indicadores de la presión del N en el medioambiente y la eficiencia en el uso del recurso N, respectivamente. Algunos países (p. e., Dinamarca y los Países Bajos) utilizan y han utilizado los balances de N y los Nexced, como instrumentos normativos unificadores para reducir las emisiones de N al medioambiente, aunque todavía no hay ninguna experiencia con el Nexced y la EUN como indicadores específicos para disminuir las emisiones de NH_3 . Sin embargo, existen evidencias robustas, teóricas y también empíricas, de que un aumento de la EUN está asociado con la disminución de las pérdidas de N por unidad de producto. De igual modo, los aumentos de la EUN en explotaciones ganaderas y explotaciones agropecuarias mixtas se asocian habitualmente con una disminución de las pérdidas de NH_3 por unidad de producto, como se ha visto, por ejemplo, en Dinamarca (Mikkelsen et al, 2010; Nørregaard Hansen et al, 2008; Anónimo, 2008).

35. Las experiencias en Dinamarca y en los Países Bajos demuestran que la mayoría de los agricultores y ganaderos son capaces de entender fácilmente el balance del N y los indicadores EUN, y que también pueden elaborar balances de N e indicadores EUN sobre la base de los registros contables y los valores por defecto de los contenidos de N de distintos productos. No obstante, la formación y la participación en grupos de discusión de agricultores y ganaderos es de gran ayuda. Otra opción, es que los balances de N y las EUN sean realizados por técnicos especialistas, una vez más sobre la base de los registros contables y los valores por defecto de los contenidos de N de los distintos productos. Los costes anuales de la elaboración de balances de N e indicadores EUN están entre 200 y 500 € por explotación.

36. A grandes rasgos, es posible distinguir tres estrategias/tecnologías para aumentar la EUN y disminuir el Nexced: (a) aumentar las salidas de N mediante el incremento del rendimiento agrícola y ganadero, manteniendo las entradas de N más o menos constantes; (b) disminuir las entradas de N a través de los fertilizantes nitrogenados y la alimentación, manteniendo el rendimiento agrícola y ganadero y las salidas de N más o menos constantes; y (c) disminuir las pérdidas de N a través de tecnologías de ahorro de N (técnicas de baja emisión, cultivos bajo cubierta, optimización del momento de aplicación del N, etc.), con lo cual se pueden reducir las entradas de N, manteniendo las salidas más o menos constantes. Esta última estrategia está relacionada, en parte, con las otras medidas expuestas en el anexo IX del Protocolo de Gotemburgo; el énfasis aquí está en sacar provecho del N ahorrado mediante su reutilización y reducción simultánea de las entradas de N. Los mejores resultados se alcanzarán cuando la disminución de las pérdidas se asocie con la disminución de las entradas, que es cuando se reducirán los costes de operación y tendrá lugar un aumento de producción necesario para obtener rentabilidad. Por lo tanto, el enfoque a adoptar para disminuir el Nexced y aumentar la EUN es específico de cada explotación; no existe un

enfoque uniforme aplicable a todos los sistemas agropecuarios.

37. Hay abundante información disponible para incrementar la EUN y disminuir el Nexced en sistemas de producción agrícola. Distintas instituciones y fabricantes de fertilizantes ofrecen directrices claras. El Instituto Internacional de Nutrición de Plantas ofrece guías y videos sencillos de entender y fácilmente accesibles en su página web (<http://www.ipni.net/4r>), para usar fertilizantes minerales de manera efectiva y eficiente. Las mejores prácticas de gestión para los fertilizantes se conocen como el "método de administración de nutrientes 4C", es decir, la fuente Correcta, con la tasa Correcta, en el momento Correcto y el lugar Correcto. Se puede aplicar tanto a la gestión de nutrientes agrícolas en general (incluidas las fuentes orgánicas), como a los fertilizantes en particular. Este método puede ayudar a los agricultores y al público en general a entender cómo las buenas prácticas de gestión de fertilizantes contribuyen a los objetivos de sostenibilidad de la agricultura. En pocas palabras, el método 4C de administración de nutrientes involucra a los productores agrícolas y a sus asesores, en la selección de una combinación fuente-tasa-tiempo-lugar correcta, a partir de prácticas validadas por investigaciones realizadas por científicos agrónomos. Los objetivos de progreso económico, medioambiental y social los establecen —y quedan reflejados en los indicadores de desempeño elegidos— las partes interesadas en los sistemas de producción agrícola. Todas estas técnicas están consideradas de categoría 1. La incapacidad para predecir el tiempo sigue siendo el principal impedimento para mejorar la UEN agrícola; otros factores son las plagas de cultivos, la pobreza de los suelos, etc.

38. El aumento de la EUN y la disminución del Nexced en los sistemas mixtos de producción agropecuaria requieren tanto medidas y actividades necesarias para el componente de producción agrícola (p. e., el método 4C citado anteriormente), como medidas y actividades necesarias para el componente de producción ganadera (alimentación, alojamiento y gestión animal), además de las medidas y actividades relacionadas con el almacenamiento y la gestión del estiércol.

39. No hay mucha información empírica sobre el coste económico de incrementar la EUN ni de los costes directos de disminuir el Nexced. La estimación del coste económico directo tampoco es fácil; requiere definiciones apropiadas sobre las actividades incluidas en "la gestión del N, teniendo en cuenta su ciclo completo". Asimismo, hay que distinguir entre costes directos e indirectos. Los costes directos están relacionados con las actividades necesarias para aumentar la EUN y disminuir el Nexced, p. e., la selección de variedades animales y de cultivo de alto rendimiento y un mejor ajuste del suministro de N a la demanda de N. Estos costes se estiman entre - 1 y + 1 € por kg de N ahorrado. Los costes indirectos están relacionados con una mejor formación de los agricultores, así como con una mayor disponibilidad de datos e información a través de muestreos, análisis y registros. Los costes indirectos son más altos que los directos, aunque parte de estos costes se recuperan en forma de un mayor rendimiento y una mejor calidad.

Anexo II

Estrategias alimentarias del ganado

A. Consideraciones generales

1. En la práctica, los niveles proteicos de la alimentación de los animales sobrepasan las necesidades reales. Los márgenes de seguridad en el contenido proteico de la dieta se usan para compensar: (a) ratios de aminoácidos por debajo del nivel óptimo; (b) diferencias en las necesidades de animales con distintos genotipos; (c) variaciones en las necesidades provocadas por las diferencias de edad y de fases de producción; y (d) variaciones en el contenido real y en la digestibilidad de los aminoácidos esenciales de la dieta. El contenido proteico de la dieta y las excreciones de N resultantes se pueden reducir ajustando lo más posible el contenido de proteínas/aminoácidos de la dieta a las necesidades del animal.
2. La fracción de los alimentos ingeridos que el animal no digiere, no absorbe ni retiene se excreta por medio de las heces y la orina. El exceso de N en la alimentación se excreta en forma de proteínas (N ligado orgánicamente), urea, ácido úrico y amonio. La distribución del N entre todos estos compuestos, junto con el pH de las heces y la orina afecta al potencial de pérdidas de NH₃.
3. Hay grandes variaciones en la composición del estiércol y la orina del vacuno lechero, los cerdos en finalización y los pollos, debido a las diferencias de alimentación de los animales. El cuadro AII.1 proporciona rangos de valores obtenidos de la bibliografía (Canh et al, 1998a, 1998b, Bussink y O. Oenema, 1998, Whitehead, 2000).

Cuadro AII.1

Rangos de componentes de N en las heces y en la orina de algunas especies animales

<i>Categoría de animales</i>	<i>Materia seca (g por kg)</i>	<i>N total (g por kg heces/orina)</i>	<i>N ureico (% del N total)</i>	<i>N en ácido úrico (% del N total)</i>	<i>N proteico (% del N total)</i>	<i>N amoniacal (% del N total)</i>
Vacuno lechero	100-175	10-17	0	0	90-95	1-4
Heces						
Orina	30-40	4-10	60-95	0-2	0	1
Cerdos en finalización						
Heces	200-340	8-10	0	—	86-92	8-14
Orina	30-36	4-7	70-90	—	10-20	2-10
Pollos	200-300	10-20	5-8	35-50	30-50	6-8

4. Dado que las pérdidas de NH₃ están ligadas al contenido de amonio, urea y ácido úrico de la orina y las heces, las principales opciones para influir en el potencial de emisiones de NH₃ debidas a la alimentación del ganado son (figura AII.1):

- (a) La disminución de los contenidos de amonio, urea y ácido úrico de la orina y las heces, mediante:
 - (i) La reducción de la ingesta de PB;
 - (ii) El aumento de la ingesta de polisacáridos no amiláceos (que desplazan la excreción de N de urea/ ácido úrico de la orina a la proteína del estiércol);
- (b) La reducción del pH del estiércol mediante:
 - (i) La reducción del pH de las heces;
 - (ii) La reducción del pH de la orina;
- (c) La reducción de la actividad de la ureasa y, por lo tanto, de la concentración de

amonio del estiércol.

5. El contenido de amonio del estiércol (heces más orina), tras la hidrólisis de la urea y la digestión anaerobia de las proteínas del estiércol, puede calcularse de la siguiente manera (Aarnink, van Ouwerkerk y Verstegen, 1992):

$$[\text{NH}_4^+] = (\text{cd} \cdot \text{P}_a - \text{P}_r + \text{cda} \cdot (1 - \text{cd}) \cdot \text{P}_a) / (\text{M}_e)$$

Donde:

cd = coeficiente de digestibilidad aparente de proteína

P_a = proteínas de la alimentación

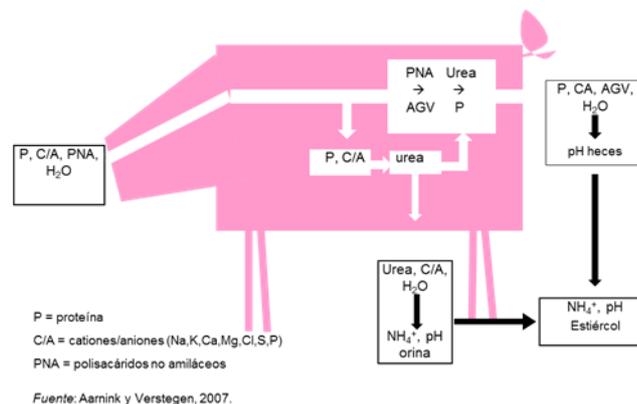
P_r = retención de proteínas

cda = coeficiente de digestión anaeróbica de las proteínas del estiércol

M_e = masa de estiércol

Figura AII.1

Esquema de los constituyentes principales de la ración animal (contenido proteico, ratio catión-anión y contenido de polisacáridos no amiláceos) que influyen en el contenido de urea y amonio y en el pH de la orina y las heces excretadas por los animales



6. El pH de la orina y el estiércol se puede estimar haciendo un balance catión-anión completo. En la estimación hay que incluir también la concentración de amonio y carbonato.

7. Las estrategias de alimentación del ganado pueden influir en el pH del estiércol y de la orina. El pH de las heces puede reducirse aumentando la fermentación en el intestino grueso. Así, se aumenta el contenido de ácidos grasos volátiles (AGV) de las heces y se consigue un pH más bajo. El pH de la orina puede reducirse disminuyendo el equilibrio electrolítico ($\text{Na} + \text{K} - \text{Cl}$) de la dieta (Patience, Austic y Boyd, 1987). El pH de la orina también puede reducirse añadiendo componentes acidificantes a la dieta, como, p. e., sulfato de calcio (CaSO_4), benzoato de calcio o ácido benzoico. A su vez, un pH bajo de las heces y la orina excretados da como resultado un pH bajo de los purines/estiércol durante el almacenamiento, incluso pasado un cierto tiempo. Este efecto del pH puede reducir significativamente las emisiones de NH_3 de los purines durante el almacenamiento y también tras la aplicación. Estas cuestiones han sido estudiadas, en especial para los cerdos (Aarnink y Verstegen, 2007; Canh et al, 1998a, 1998c, 1998d y 1998e).

8. Dependiendo de la actividad enzimática, la urea y el ácido úrico se hidrolizan en amonio, normalmente en unas pocas horas o días. La mineralización del N orgánico (proteína aparentemente no digerida) de las heces es un proceso lento. A una temperatura de 18°C, se tarda 70 días antes de que el 43% del N orgánico del estiércol de cerdo se mineralice en NH_3 (Spoelstra, 1979). Por lo tanto, si se desplaza el N excretado en vacuno y porcino de la orina a las heces, la excreción de N vía proteína (N ligado orgánicamente) aumenta, mientras que

la excreción de N a través de la urea, el ácido úrico y el amonio disminuye. Como resultado, las emisiones de NH₃ de la orina se reducen (mientras que las emisiones de NH₃ del estiércol no se incrementan).

9. Hay dos indicadores clave para valorar la eficiencia de la conversión de los alimentos en producto animal. Se definen de la siguiente manera:

(a) Las necesidades de PB (a menudo estimada como el contenido de N multiplicado por 6,25), como proporción de MS de la dieta. Esta depende de la especie animal, del tipo de producción, de la digestibilidad de la dieta y de la calidad (ratio de aminoácidos) de la PB. El dato para este indicador en los piensos concentrados normalmente se puede conseguir del fabricante. Con los forrajes, sobre todo con los de pastoreo, no es tan fácil estimar un valor, pero la altura de la pradera (AP) puede servir para aproximarlos; cuanto mayor sea la AP, menor será el contenido de proteína. Sin embargo, con un aumento de la AP, la digestibilidad de la hierba puede disminuir.

(b) La eficiencia en el uso del N ($EUN = NPA/NA$), en donde NPA es la masa de N en los productos animales (en kg) y NA es la masa de N en el alimento empleado (kg). Este indicador requiere información sobre el contenido de N de los productos animales y de los alimentos. En los últimos años se han publicado multitud de tablas con estos datos.

10. No es posible generar productos animales (leche, carne, huevos) sin cubrir primero las necesidades de nutrientes que los animales precisan. Los niveles de proteína de la dieta necesarios para el mantenimiento son mucho menores que los necesarios para la síntesis de productos animales. Por lo tanto, los niveles óptimos de PB/MS varían según la proporción de nutrientes ingeridos que se necesitan para el mantenimiento. Esta proporción es mayor en los animales de crecimiento lento, como los animales de reposición del ganado vacuno, y más baja en los animales de crecimiento rápido, como los pollos de engorde (broilers).

B. Estrategias alimentarias para rumiantes (en especial vacuno de leche y de carne)

11. En última instancia, la EUN en los sistemas de producción lechera está limitada por el potencial biológico de las vacas para transformar el N de los alimentos en leche y el potencial de los cultivos y pastos para convertir el N del estiércol y de los fertilizantes aplicados en grano, forraje y otros productos agrícolas. Sin embargo, la disparidad entre la EUN real alcanzada por los productores y la EUN teórica indica que se pueden hacer mejoras sustanciales en la EUN de muchas explotaciones lecheras comerciales (p. e., Van Vuuren y Meijs, 1987). Aunque los productores de lácteos pueden hacer poco acerca de las limitaciones biológicas en el uso del N, prácticas tales como mantener unas tasas de densidad animal adecuadas, dar salida al N del estiércol y seguir las recomendaciones para evitar los desperdicios, pueden mejorar sustancialmente la EUN, las ganancias de la explotación y los resultados medioambientales de la producción láctea (Powell, Rotz y Weaver, 2009).

12. Reducir la PB de las dietas de los rumiantes es una estrategia efectiva de categoría 1 para disminuir la pérdida de NH₃. Las siguientes directrices son válidas para esto (cuadro AII.2):

(a) El contenido medio de PB de las dietas de las vacas lecheras no debe sobrepasar los 150–160 g/kg de MS (Broderick, 2003; Swensson, 2003). Para los terneros de carne de más de 6 meses se puede reducir aún más, hasta los 120 g/kg de MS.

(b) La alimentación por fases se puede aplicar de tal manera que el contenido de PB de la dieta para el vacuno lechero descienda gradualmente desde 160 g/kg de MS, justo antes del parto y en la primera fase de lactación, a menos de 140 g/kg de MS en la última fase de lactación y en la mayor parte del periodo seco.

(c) La alimentación por fases también se puede aplicar al vacuno de carne, de modo que el contenido de PB de la dieta descienda gradualmente de 160 g/kg a 120 g/kg de MS con el tiempo.

Cuadro AII.2

Niveles objetivo indicativos del contenido de PB, en gramos por kg de materia seca de la ración, y EUN resultante, en fracciones de masa (kg/kg) para ganado vacuno

<i>Especie de vacuno</i>	<i>PB (g/kg)</i>	<i>EUN (kg/kg)</i>
Leche + mantenimiento, primera fase de lactación	150-160	0,30
Leche + mantenimiento, última fase de lactación	120-140	0,25
Reposición	130-150	0,10
Terneros lechales	170-190	0,45
Vacuno < 3 meses	150-160	0,30
Vacuno 3-18 meses	130-150	0,15
Vacuno > 18 meses	120	0,05

13. En muchas partes del mundo, la producción de vacuno está ligada a la tierra total o parcialmente. En dichos sistemas, la hierba y los productos herbáceos ricos en proteínas suponen una parte importante de la dieta, y los valores objetivo indicados en el cuadro AII.2 pueden ser difíciles de alcanzar, dado el alto contenido en PB de los pastizales utilizados. El contenido de PB de la hierba fresca en la etapa de pastoreo (2.000-2.500 kg de MS por ha) suele estar en un rango de entre 180 y 200 g/kg; el de la hierba ensilada a menudo oscila entre los 160 y 180 g/kg; y el del heno entre 120 y 150 g/kg (p. e., Whitehead, 2000). Por el contrario, el contenido de PB del maíz ensilado está apenas entre 70 y 80 g/kg. Por consiguiente, las dietas basadas en hierba a menudo contienen un exceso de proteínas, y la magnitud de la alta excreción de N resultante depende, en gran medida, de la proporción de hierba, hierba ensilada y heno de las raciones, así como del contenido proteico de dichos forrajes. El excedente de proteínas, las excreciones de N resultantes y las pérdidas de NH₃ serán mayores con las raciones de hierba de verano, cuando se pastorea en hierba joven intensamente fertilizada, o en mezclas de hierba y leguminosas. Sin embargo, la orina excretada por los animales en pastoreo normalmente se infiltra en el suelo antes de que pueda haber emisiones significativas de NH₃, con lo que las emisiones totales de NH₃ por animal son menores en los animales en pastoreo que en los estabulados, cuyos excrementos se recogen, almacenan y aplican al campo.

14. La reducción de las emisiones de NH₃ que se alcanza al aumentar el tiempo que el ganado pastorea fuera depende del punto de referencia (emisiones de los animales sin pastar), del tiempo de pastoreo y del nivel de N fertilizante del pasto. El potencial para aumentar el pastoreo a menudo está limitado por el tipo de suelo, la topografía, el tamaño y la estructura (distancias) de la explotación, las condiciones climáticas, etc. Hay que tener en cuenta que el pastoreo de los animales puede dar lugar al aumento de otras formas de emisiones de N (p. e., N₂O, NO₃). Sin embargo, dado lo claro y bien cuantificado que está su efecto sobre las emisiones de NH₃, aumentar el periodo en que los animales pastan se puede considerar una estrategia de categoría 1 para reducir estas emisiones. El potencial de reducción real dependerá de la situación inicial de cada sector animal en casa país. El efecto de cambiar el periodo de estabulación parcial (p. e., pastoreo solo durante el día) es menos cierto y está clasificado como estrategia de categoría 2. Pasar de la estabulación permanente a un pastoreo parcial durante parte del día es menos efectivo para reducir las emisiones de NH₃ que pasar a un pastoreo completo (24 horas), puesto que las instalaciones y los depósitos permanecen sucios y continúan emitiendo NH₃. Es de suponer que la gestión del pastoreo (pastoreo en bandas, rotacional, continuo) tiene muy poco efecto adicional sobre las pérdidas de NH₃ y se considera una estrategia de categoría 3.

15. En general, aumentar la ratio energía/proteína de la dieta usando hierba "más vieja" (mayor AP) y/o suplementando la hierba con alimentos altamente energéticos (p. e., maíz ensilado) es una estrategia de categoría 1. Sin embargo, para los sistemas de producción de rumiantes basados en pastizales, la viabilidad de estas estrategias puede estar limitada, puesto que la hierba más vieja reduce la calidad de la alimentación, en especial cuando las condiciones para cultivar alimentos muy energéticos no son buenas y, por lo tanto, hay que comprarlos. Puede que no se pueda hacer un pleno aprovechamiento de la hierba (en condiciones de producción limitada, p. e., con cuotas lácteas o con restricciones a la carga

ganadera). Por esta razón, el mejorar el equilibrio energía/proteínas en aquellas explotaciones que se apoyan en pastizales sin posibilidad de cultivar alimentos ricos en energía, se considera una estrategia de categoría 2.

16. Se recomienda el uso de sistemas modernos de evaluación de proteínas (p. e., PDI en Francia, MP en el Reino Unido, DVE/OEB en los Países Bajos y AAT/PBV en los países escandinavos)¹¹ (p. e., Van Duinkerken et al, 2011a). En el ganado de leche, el uso de aminoácidos limitantes protegidos del rumen, como la lisina y la metionina, puede ser útil para equilibrar mejor la composición de aminoácidos de las proteínas digeridas en el intestino delgado. Debido a que es necesaria más información detallada sobre el comportamiento de los alimentos en el tracto digestivo, para poder introducir con éxito este método, se considera una estrategia de categoría 2.

17. Desplazar la excreción de N de la urea de la orina a las proteínas de las heces, es también una medida eficaz para disminuir las emisiones de NH₃. La composición de la dieta debe ser tal que se estimule un cierto grado de fermentación en el intestino grueso, sin que afecte a la fermentación ruminal. Esto desplazará la excreción de N de la orina al estiércol. También se puede estimular la fermentación mediante la introducción de almidón resistente o de fibra fermentable que resista a la fermentación en el rumen (Van Vuuren et al, 1993). Como en el intestino posterior hay más bacterias acetogénicas que metanogénicas, existe poco riesgo de una pérdida elevada de CH₄. Es todavía insuficiente el conocimiento de los factores que determinan el desplazamiento del N excretado en la orina a la proteína del estiércol, por lo que este enfoque se considera una estrategia de categoría 3.

18. El pH de la orina recién excretada oscila entre 5,5 y 8,5, y depende principalmente del contenido de electrolitos de la dieta. Aunque, independientemente del pH inicial, el pH termina por subir hacia valores alcalinos debido a la hidrólisis de la urea, el pH inicial y la capacidad de tampón de la orina son los que determinan la tasa de volatilización de NH₃ de la orina inmediatamente después de la micción. La reducción del pH de la orina de los rumiantes es teóricamente posible. Sin embargo, hay interacciones con el volumen de orina, el rendimiento de los rumiantes y el bienestar de los animales, por lo que se considera una técnica de categoría 3. De forma similar, la reducción del pH de las heces es teóricamente posible, pero esto podría derivar fácilmente a una fermentación ruminal alterada, y, por lo tanto, no es recomendable. Debido a los posibles efectos secundarios, se considera una técnica de categoría 3. La consistencia de las heces podría utilizarse para controlar que la fermentación ruminal sea la adecuada.

19. Es posible controlar el estado proteico con el balance (calculado) de proteínas degradables en el rumen (p. e., PBV en países escandinavos, OEB en los Países Bajos), y/o también se puede usar el N ureico en la leche (NUL) (p. e., Van Duinkerken et al, 2011b). Preferiblemente, el NUL no debería sobrepasar los 10 miligramos por decilitro (mg/dl) (y la urea en leche estar por debajo de 22 mg/dl). Sin embargo, todavía se sabe poco sobre los factores responsables de las variaciones en el NUL, por lo que este enfoque se considera una estrategia de categoría 2.

20. También hay opciones de gestión del rebaño para reducir las emisiones de NH₃. Primera, aumentar el potencial genético de las vacas (más leche por vaca). Así, se obtendría una EUN más alta a nivel del rebaño, debido a la menor proporción de energía de mantenimiento. Con una misma producción anual total de leche por país, el número de vacas lecheras y de animales de reposición podría disminuir en consecuencia. Segunda, aumentar el número de lactaciones por vaca. Así, se reduciría el número de animales de reposición. Tercera, optimizar el número real de animales de reposición por vaca lechera. Estas tres opciones constituyen un enfoque a largo plazo, pero así y todo se consideran técnicas de categoría 1 para reducir las emisiones totales de NH₃. Además, estas estrategias pueden tener implicaciones positivas en el bienestar de los animales y probablemente también contribuyan a disminuir las emisiones de CH₄ de la fermentación entérica, sobre todo cuando se expresa en términos de emisiones por unidad de leche producida (Tamminga, 1996; Kebreab et al, 2001; Powell, Rotz y Weaver, 2009).

21. El acorralamiento rotacional de rumiantes en las tierras de cultivo puede reducir las

¹¹ Traducción aproximada de estas siglas: proteína digestible en intestino (PDI); proteína metabolizable (PM); proteína digerida en el intestino delgado/balance de proteínas degradadas (DVE/OEB); y aminoácidos absorbidos en el intestino /balance de proteínas degradadas (AAT/PBV).

emisiones de NH₃ y aumentar la recuperación del N del estiércol animal en comparación con la práctica convencional de recolección del estiércol de establo y su aplicación a la tierra (Powell y Russelle, 2009). Los resultados generales han demostrado que el ganado lechero acorralado en tierras de cultivo mejora la captura del N de la orina, reduce la pérdida de NH₃ y favorece el reciclaje del N del estiércol a través de los cultivos. Esta estrategia se considera de categoría 2.

22. Varias estrategias de alimentación son capaces de reducir la excreción de N urinario del ganado lechero estabulado. Una ajuste preciso de las dietas a las necesidades nutricionales de los animales, dar solo las proteínas suficientes para satisfacer las necesidades de proteínas metabolizables de las vacas, reduciendo el tamaño de partícula para aumentar la digestión ruminal del almidón del grano, y aumentar la formación de proteínas microbianas (mientras no baje el pH ruminal) optimiza la síntesis de proteína microbiana, maximiza la conversión del N de los alimentos en leche y minimiza la excreción de N urinario. Estas estrategias se consideran de categoría 2.

C. Estrategias alimentarias para cerdos

23. Las medidas alimentarias en la producción porcina incluyen la alimentación por fases, la formulación de dietas basadas en nutrientes digestibles/disponibles, el uso de dietas bajas en proteínas suplementadas con aminoácidos y los suplementos/aditivos alimenticios. Todas estas técnicas están consideradas de categoría 1. Actualmente se están investigando otras técnicas que podrán estar disponibles en un futuro (p. e., alimentación diferente para machos -castrados y sin castrar- y hembras).

24. La alimentación por fases (distinta composición del alimento para las diferentes edades o grupos de producción) es una manera rentable de reducir la excreción de N de los cerdos, y se puede implementar a corto plazo. La alimentación multifase depende de un equipo automatizado asistido por ordenador.

25. El contenido de PB de las raciones de los cerdos puede reducirse optimizando el suministro de aminoácidos, mediante la adición de aminoácidos sintéticos (p. e., lisina, metionina, triptófano) o componentes alimenticios especiales, teniendo en cuenta la mejor información disponible sobre "proteína ideal" combinada con suplementación dietética.

26. Es posible conseguir una reducción del 2-3% de PB (20 a 30 g/kg de alimento) dependiendo de la categoría de producción porcina y del punto de partida actual. El rango resultante de contenido en PB de la dieta se muestra en el cuadro AII.3. Los valores del cuadro son niveles objetivo indicativos y puede ser necesario adaptarlos a las condiciones locales.

Cuadro AII.3

Niveles objetivo indicativos de PB en alimentación de cerdos

<i>Especies</i>	<i>Fases</i>	<i>Contenido de PB (%)^a</i>
Lechones destetados	< 10 kg	19-21
Lechones	< 25 kg	17-19
Cerdos de engorde	25-50 kg	15-17
	50-110 kg	14-15
	> 110 kg	12-13
Cerdas reproductoras	Gestación	13-15
	Lactancia	15-17

Fuente: Comisión Europea, 2003.

^a Con un suministro de aminoácidos adecuadamente equilibrado y óptimo.

27. Por cada 10 g/kg de reducción en el contenido de PB de la dieta, se puede lograr un contenido de NAT un 10% más bajo en los purines de cerdo y un 10% menos de emisiones de NH₃ en cerdos en crecimiento-finalización (Canh et al, 1998b). Actualmente, el contenido

más habitual de PB de la dieta de cerdos en crecimiento-finalización es de aproximadamente 170 g/kg. En ciertos experimentos se ha demostrado que se puede reducir el contenido a 120 g de proteína por kg de dieta, sin ningún efecto sobre la tasa de crecimiento o la eficiencia alimentaria, añadiendo aminoácidos limitantes (= 50% de reducción de NH_3). En la práctica, 140 g de proteína por kg de dieta es económicamente factible (= 30% de reducción de las emisiones de NH_3 , con relación al valor de referencia con un contenido proteico de 170 g/kg). Esto se puede lograr mediante la alimentación de fases y la adición de los aminoácidos más limitantes (Canh et al, 1998b, Dourmad et al, 1993, Lenis y Schutte, 1990). Económicamente factible significa que el coste de reducir el contenido proteico a 140 g/kg (más la suplementación con aminoácidos sintéticos) se equilibra más o menos con los beneficios de un mayor rendimiento animal. Aunque todavía hay que hacer algún trabajo con respecto a su aplicación práctica, se considera que es una técnica de categoría 1 para cerdos en crecimiento-finalización. Para cerdas reproductoras y lechones destetados son necesarios más estudios, por lo que para estas categorías se considera una técnica de categoría 2.

28. La adición de componentes especiales con alto contenido de polisacáridos no amiláceos (PNA) (p. e., pulpa de remolacha azucarera, cascarilla de soja) puede reducir el pH de las heces y la orina de cerdo y, por tanto, las emisiones de NH_3 . Aumentar la cantidad de PNA en la dieta favorece la fermentación bacteriana en el intestino grueso, lo que provoca la inmovilización del N ureico de la sangre en proteína bacteriana. Las emisiones de amoniaco disminuyen aproximadamente en un 16% cuando el contenido de PNA de la dieta aumenta de 200 a 300 g/kg; y en un 25%, cuando se pasa de 300 a 400 g/kg. Sin embargo, el efecto sobre las emisiones de NH_3 depende en cierta medida también del tipo de PNA de la dieta. Aumentar el nivel de PNA de la dieta también puede tener impactos negativos. A niveles altos de PNA, la digestibilidad de los nutrientes disminuye, lo que aumenta la producción de desechos, indeseable en áreas con una alta densidad de animales. Además, al aumentar los niveles de PNA en la dieta, las concentraciones de AGV en el estiércol aumentan. Aunque los AGV no son los compuestos olorosos más importantes, el aumento de los niveles de AGV puede aumentar la liberación del olor del estiércol. Al aumentar los niveles de PNA de la dieta, la producción de metano de los animales y el estiércol también puede aumentar (Kirchgeßner et al, 1991; Jarret, Martínez y Dourmad, 2011). Por todas estas razones, el aumento de la cantidad de PNA de la dieta como medio para disminuir las emisiones de NH_3 se considera una estrategia de categoría 3 en áreas con una alta densidad animal, y de categoría 2 en otras zonas. Por otra parte, incluir demasiados PNA en dietas de cerdos puede tener un efecto negativo en el rendimiento del cerdo y reducir la eficacia de la conversión del alimento.

29. Sustituir el carbonato de calcio (CaCO_3) de la alimentación animal por CaSO_4 , cloruro de calcio (CaCl_2) o benzoato de calcio, reduce el pH de la orina y los purines, así como las emisiones de NH_3 de éstos. Al sustituir el calcio (6 g/kg) en forma de CaCO_3 de la dieta por benzoato de calcio, puede reducirse el pH de la orina y los purines en más de 2 unidades. En ese caso, la emisión de NH_3 puede reducirse hasta en un 60%. El ácido benzoico se degrada en el cerdo a ácido hipúrico, lo que disminuye el pH de la orina y, en consecuencia, el pH de los purines almacenados en el alojamiento de los cerdos. El ácido benzoico está oficialmente autorizado en la UE como agente regulador de la acidez (E210) y también se admite como aditivo alimentario para cerdos de engorde (dosificación al 1%) y lechones (dosificación al 0,5%) (marca registrada: Vevovital). La adición de ácido benzoico al 1% a la dieta de los cerdos en crecimiento-finalización reduce las emisiones de NH_3 en aproximadamente un 20% (Aarnink et al, 2008; Guingand, Demerson y Broz, 2005). Una sustitución similar del CaCO_3 por CaSO_4 o CaCl_2 reduce el pH de los purines en 1,2 unidades y la emisión de NH_3 en aproximadamente un 35% (Canh et al, 1998). La adición de ácido benzoico se considera una técnica de la categoría 1 para cerdos en crecimiento-finalización y una técnica de categoría 2 para las demás categorías de cerdos. El reemplazo del CaCO_3 por CaSO_4 , CaCl_2 o benzoato de calcio se considera una técnica de categoría 2 para todas las categorías de cerdos.

30. Las diversas medidas alimentarias tienen efectos independientes sobre las emisiones de NH_3 . Esto significa que dichos efectos son acumulativos (Bakker y Smits, 2002). Las medidas alimentarias combinadas se consideran técnicas de categoría 2 para todas las categorías de cerdos.

D. Estrategias alimentarias para aves de corral

31. Para las aves de corral, el potencial para reducir la excreción de N mediante medidas alimentarias es más limitado que para los cerdos, puesto que la actual eficiencia de conversión media ya es bastante alta y la variabilidad dentro de un aviario es mayor. Normalmente es posible conseguir una reducción del 1-2% de PB (10 a 20 g/kg de alimento), dependiendo de la especie y del punto de partida. El rango resultante de contenido en PB de la dieta se muestra en el cuadro AII.4. Los valores del cuadro son niveles objetivo indicativos y puede ser necesario adaptarlos a las condiciones locales. Actualmente se están llevando a cabo investigaciones adicionales en nutrición aplicada en algunos Estados Miembros de la UE y en América del Norte, que podrían permitir reducciones adicionales en un futuro. Una reducción del contenido de PB del 1-2% es una medida de categoría 1 para aves en fase de engorde y finalización.

Cuadro AII.4

Niveles objetivo de PB indicativos en la alimentación de aves de corral

<i>Especie</i>	<i>Fase</i>	<i>Contenido de PB (%)^a</i>
Pollos de engorde (broilers)	Iniciación	20-22
	Crecimiento	19-21
	Finalización	18-20
Gallinas ponedoras	18-40 semanas	15.5-16.5
	40+ semanas	14.5-15.5
Pavos	< 4 semanas	24-27
	5-8 semanas	22-24
	9-12 semanas	19-21
	13+ semanas	16-19
	16+ semanas	14-17

^a Con un suministro de aminoácidos adecuadamente equilibrado y óptimo.

E. Resumen y síntesis de estrategias alimentarias

32. La alimentación baja en proteínas para los animales es una de las maneras más rentables y estratégicas de reducir las emisiones de NH₃. Por cada céntimo (valor absoluto) reducido en el contenido proteico de la alimentación de los animales, las emisiones de NH₃ procedentes del alojamiento y del almacenamiento y la aplicación del estiércol descienden entre un 5% y un 15%, dependiendo también del pH de la orina y las heces. Una alimentación animal baja en proteínas también disminuye las emisiones de N₂O, y aumenta la eficiencia en el uso del N en la producción ganadera. Además, no hay ninguna implicación para la salud ni el bienestar de los animales, siempre que se cubran todas las necesidades de aminoácidos.

33. La alimentación animal baja en proteínas es más fácil de aplicar a animales estabulados que a animales en pastoreo, puesto que la hierba en un estado temprano de crecimiento fisiológico y los pastizales con especies leguminosas (p. e., trébol y alfalfa) tienen un contenido proteico relativamente alto. Sin embargo, hay estrategias para bajar el contenido proteico de la hierba (fertilización equilibrada de N, pastoreo/siega de los pastizales en una etapa posterior al crecimiento fisiológico, etc.), y también de las raciones en sistemas extensivos (alimentación complementaria baja en proteínas), pero estas estrategias no siempre pueden ser del todo aplicadas.

34. El cuadro AII.5 presenta rangos de valores de PB objetivo para varias categorías de animales y para tres niveles de "reducción" en la mitigación de las emisiones de NH₃. Los valores de alta reducción están relacionados con los rangos más bajos de contenido de PB,

obtenidos con las mejores prácticas de gestión de la alimentación y de una alimentación baja en proteínas. Estos valores han sido comprobados en muchos estudios de investigación y han demostrado ser robustos en la práctica. Los valores objetivo de media y baja reducción de PB se derivan de unos objetivos de alta reducción, simplemente aumentando el contenido objetivo de PB en un punto porcentual. Los niveles de reducción que se pueden alcanzar en animales estabulados dependen de la gestión que haga el ganadero y de la disponibilidad de alimentos con bajo contenido de proteínas, incluidos los aminoácidos sintéticos.

35. Los valores de alta reducción presentados en la tabla AII.5 pueden ser difíciles de conseguir si la calidad de la alimentación es pobre (alto contenido de fibra y baja digestibilidad de la alimentación). En estas condiciones, ciertos aditivos alimentarios específicos pueden ayudar a aumentar la digestibilidad. Los rumiantes y también los cerdos (especialmente las cerdas reproductoras) necesitan un contenido mínimo de fibra en la alimentación para el correcto funcionamiento del rumen y por razones de bienestar.

36. Para la producción de productos especiales de carne (y leche), el contenido proteínico recomendado de los piensos para una categoría específica de animales puede estar ligeramente por encima del valor superior de los rangos indicados en la tabla AII.5.

Cuadro AII.5

Posibles niveles de PB (porcentaje de alimento seco con un contenido estándar de MS del 88%) para animales estabulados, en función de la categoría animal y de los distintos niveles de reducción

Tipo de animal	Contenido medio de PB en la alimentación animal (%)		
	Reducción baja	Reducción media	Reducción alta ^a
Vacas lecheras, primera fase de la lactación (> 30kg/día)	17-18	16-17	15-16
Vacas lecheras, primera fase de la lactación (< 30kg/día)	16-17	15-16	14-15
Vacas lecheras, última fase de lactación	15-16	14-15	12-14
Ganado de reposición (novillas)	14-16	13-14	12-13
Terneros lechales	20-22	19-20	17-19
Terneros < 3 meses	17-18	16-17	15-16
Terneros > 6 meses	14-15	13-14	12-13
Cerdas reproductoras, gestación	15-16	14-15	13-14
Cerdas reproductoras, lactación	17-18	16-17	15-16
Lechones destetados <10 kg	21-22	20-21	19-20
Lechones, 10–25 kg	19-20	18-19	17-18
Cerdos de engorde 25–50 kg	17-18	16-17	15-16
Cerdos de engorde 50–110 kg	15-16	14-15	13-14
Cerdos de engorde > 110	13-14	12-13	11-12
Pollos de engorde (broilers), iniciación	22-23	21-22	20-21
Pollos de engorde (broilers), crecimiento	21-22	20-21	19-20
Pollos de engorde (broilers), finalización	20-21	19-20	18-19
Gallinas ponedoras, 18-40 semanas	17-18	16-17	15-16
Gallinas ponedoras, > 40 semanas	16-17	15-16	14-15
Pavos < 4 semanas	26-27	25-26	24-25
Pavos, 5–8 semanas	24-25	23-24	22-23
Pavos, 9-12 semanas	21-22	20-21	19-20
Pavos, 13-16 semanas	18-19	17-18	16-17
Pavos > 16 semanas	16-17	15-16	14-15

Nota: Estos valores de CP se pueden usar como objetivos medios anuales en estrategias de alimentación animal bajas en proteínas.

^a Con un suministro de aminoácidos correctamente equilibrado y de digestibilidad óptima.

37. El coste económico de las estrategias alimentarias para bajar el potencial de volatilización del NH₃ procedente de los excrementos animales, mediante el ajuste del contenido de PB, el equilibrio aniones-cationes y el contenido de PNA (p. e., pulpa de remolacha azucarera, cascarilla de soja) depende de la composición inicial de la alimentación animal y de los precios de mercado de los diversos ingredientes empleados. En general, los costes económicos oscilan entre los -2 y los +2 € por kg de N ahorrado, es decir, el resultado neto puede arrojar ganancias o gastos. Habitualmente, los costes económicos suben cuando el objetivo de reducción del potencial de volatilización del NH₃ aumenta. Los crecientes costes marginales están relacionados, en parte, con el coste de la suplementación de aminoácidos sintéticos, en comparación con el uso de la soja. Los costes económicos dependen de los precios del mercado mundial de estos aminoácidos sintéticos y de la soja, si bien los costes de los suplementos de aminoácidos tienden a bajar. El coste de la suplementación de aminoácidos aumenta, cuando se baja el contenido proteico objetivo de la alimentación animal. Esto se puede ver a continuación para la alimentación de cerdos de engorde (Dr. Andre Aarnink, comunicación personal, octubre de 2009). Información adicional puede encontrarse en la publicación de Reis (próximamente), basada en un taller de trabajo, "Coste económico de la reducción de emisiones de amoniaco", celebrado en París, el 25 y 26 de octubre de 2010.

Cuadro AII.6

Costes asociados a la reducción de las concentraciones proteicas objetivo, en la alimentación de cerdos de engorde

<i>Contenido proteico objetivo (%)</i>	<i>Costes extra (euro por 100 kg de alimento)</i>
15,0	0,00
13,5	0,90
12,7	3,10

Referencias^a

- Aaes, O., and others (2008). Evaluering af det generelle ammoniakkrav. April 2008 Report from the Ministry of the Environment in Denmark. Aarhus, Denmark: Aarhus University. Available from <http://www.mim.dk/NR/rdonlyres/00287B6C-9C67-49CF-9394-73F2739051F0/0/Ammoniaevalueringrapport.pdf>.
- Aarnink, A. J. A., and A. Elzing (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 53, No. 2 (February), pp. 153–169.
- Aarnink, A. J. A., J. M. G. Hol and G. M. Nijeboer (2008). Het effect van toevoeging van benzoëzuur (1% VevoVital®) aan vleesvarkensvoer op de ammoniakemissiereductie is bepaald en bedroeg gemiddeld 15,8% ten opzichte van voer zonder VevoVital® (Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% vevovital) in the diet of growing-finishing pigs). Animal Sciences Group report 133. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/107952>.
- Aarnink, A. J. A., E. N. J. van Ouwkerk, and M. W. A. Verstegen (1992). A mathematical model for estimating the amount and composition of slurry from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 31, pp. 133–147.
- Aarnink, A. J. A., and M. W. A. Verstegen (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, vol. 109, pp. 194–203.
- Aarnink, A. J. A., and others (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agriculture Engineering Research*, vol. 64, pp. 299–310.
- _____ (2007). Kempfarm vleesvarkensstal: milieu emissies en investeringskosten. Kempfarm vleesvarkensstal: milieu-emissies en investeringskosten (Kempfarm housing system for growing-finishing pigs: environmental emissions and investment costs) Animal Sciences Group Report 67. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/16883>.
- Aarts, H. F. M., B. Habekotté and H. van Keulen (2000). Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 56, pp. 231–240.
- Amon, B. Th., and others (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, pp. 103–113.
- Atapattu, N. S. B. M., D. Senaratna and U. D. Belpagodagamage (2008). Comparison of Ammonia Emission Rates from Three Types of Broiler Litters. *Poultry Science*, vol. 87, No. 12 (December), pp. 2436–2440.
- Aubert, C., and others (2011). Utilisation d'un complexe de microorganismes pour réduire les émissions d'ammoniac en élevage de poulets (Using a complex of microorganisms to reduce the ammonia emissions from poultry farming). Conference paper for *les 9èmes Journées de la Recherche Avicole*, Tours, France, 29 et 30 March 2011, pp. 116–120.
- Bakker, G. C. M., and M. C. J. Smits (2002). Dietary factors are additive in reducing in vitro ammonia emission from pig manure. *Journal of Animal Science*, vol. 79, Suppl. 1, Abstract 757.
- Baltussen, W. H. M., and others (2010). Economische gevolgen van bestaande regelgeving voor de Nederlandse varkenshouderij (Economic impacts of governmental policy measures for the pig industry in the Netherlands). Landbouw-Economisch Instituut (LEI) Rapport 2010–010. The Hague, the Netherlands.

^a A todas las direcciones web proporcionadas para los artículos y otras referencias citadas en este documento se accedió por última vez en septiembre de 2013.

- Bannink, A., H. Valk and A. M. Van Vuuren (1999). Intake and Excretion of Sodium, Potassium, and Nitrogen and the Effects on Urine Production by Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 82, No. 5 (May), pp. 1008–1018.
- Berntsen, J., and others (2007). Simulating residual effects of animal manures using ¹⁵N isotopes. *Plant and Soil*, vol. 290 (January), No. 1–2, pp. 173–187.
- Bittman, S., and others (2007). Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology*, vol. 98, No. 17 (December), pp. 3249–3258.
- Bouwman, A. F., and others (1997). A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 11, No. 4 (December), pp. 561–587.
- Braam, C. R., J. Ketelaars and M. C. J. Smits (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 45, pp. 49–64.
- Braam, C. R., and others (1997). Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 68, No. 4 (December), pp. 375–386.
- Bracher, A., and others (forthcoming). Feeding measures to reduce ammonia emissions. In *Procedures of the International Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, Saint-Malo, France, 10–13 June 2012*, M. Hassouna and others, eds.
- Broderick, G. A. (2003). Effects of Varying Dietary Protein and Energy Levels on the Production of Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 86, pp. 1370–1381.
- Burton, C. H., and C. Turner (2003). *Manure management — treatment strategies for sustainable agriculture*, 2nd ed. Silsoe, United Kingdom: Silsoe Research Institute.
- Burton, C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure, *Livestock Science*, vol. 112, pp. 208–216.
- Bussink, D. W., and O. Oenema (1998). Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 51, pp. 19–33.
- Canh, T. T., and others (1998a). Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 1 (October), pp. 1–13.
- _____ (1998b). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 5 (December), pp. 181–191.
- _____ (1998c). Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 4 (April), pp. 1123–1130.
- _____ (1998d). Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science*, vol. 67, No. 3 (December), pp. 583–590.
- _____ (1998e). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 7 (July), pp. 1887–1895.
- Castillo, A. R., and others (2000). A review of efficiency of nitrogen utilization in dairy cows and its relationship with the environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, vol. 9, pp. 1–32.
- Chadwick, D. R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment*, vol. 39, No. 4 (February): pp. 787–799.
- Chadwick, D. R., and others (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science*, vol.

134, No. 2 (March), pp.159–168.

- _____ (2005) Ammonia emissions from nitrogen fertilizer applications to grassland and tillage land. In WP1B Ammonia emissions and crop N use efficiency. United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579), November 2005. Available from <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=11983>.
- Chambers, B. J., and K. A. Smith (1995). Management of farm manures: economic and environmental considerations. *Soil Use and Management*, vol. 11, No. 3 (September) pp. 150–151.
- Doberman, A. (2007). Nutrient use efficiency — measurement and management. In *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs. Regulations*. Paris: International Fertilizer Industry Association.
- Dourmad, J. Y., and others (1993). Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing–finishing pigs. In *Proceedings of the Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*, Wageningen, the Netherlands, 8–11 June, p. 206–211.
- Ellen, H. H., and N. W. M. Ogink (2009). Emissie-afleiding Kleinvoliere. Animal Sciences Group Report 234. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/14940>.
- Ellen, H. H., and others (2008). Ammoniakemissie en kosten van chemische luchtwasser met bypassventilatoren bij vleesvarkens (Ammonia emission and costs of a chemical air scrubber with bypass ventilation at a pig house). Animal Sciences Group Report 151. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/35138>.
- Eskov, A. I., and others (2001). *Spravochnaya kniga po proizvodstvu i primeneniju organicheskikh udobrenij* (Handbook for the production and use of organic fertilizers). Vladimir, Russian Federation: VNIPTIOU “All-Russia Scientific Research Institute of Organic Fertilizers and Peat”.
- European Commission, 1999. Council Directive 1999/74/EC of 19 July 1999 laying down minimum standards for the protection of laying hens. Official Journal L 203 of 3 August 1999, pp. 53–57.
- _____ 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). July 2003. Available from <http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html>.
- Fangueiro, D., and others (2008a). Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, No. 6 (November) pp. 2322–2331.
- _____ (2008b). Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N₂O and N₂ emissions, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 80, pp. 107–120.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009). *The State of Food and Agriculture 2009: Livestock in the balance*. Rome.
- Galloway, J. N., and others (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, vol. 53, pp. 341–356.
- Geers, R., and F. Madec, eds. (2006). *Livestock production and society*. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Gilhespy, S. L., and others (2009). Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering*, vol. 102, pp. 180–189.
- Groenestein, C. M., and H. G. van Faassen (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide

- and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 65, No. 4 (December), pp. 269–274.
- Groenestein, C. M., and others (2001). Ammonia emission from individual- and group-housing systems for sows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 49, pp. 313–322.
- Groot Koerkamp, P. W. G., and C. M. Groenestein (2008). Ammonia and odour emission from a broiler house with a litter drying ventilation system. In *AgEng2008: Agricultural and Biosystems Engineering for a Sustainable World*. Report of the International Conference on Agricultural Engineering and Industry Exhibition, Crete, Greece, 23–25 June 2008.
- Guingand N. (2009). Wet scrubber: one way to reduce ammonia and odours emitted by pig units. Paper presented at the sixtieth meeting of the European Association for Animal Production, Barcelona, Spain, 24–27 August 2009.
- Guingand, N., and V. Courboulay (2007). Reduction of the number of slots for concrete slatted floor in fattening buildings: consequences for pigs and environment. In G. J. Monteny and E. Hartung, eds., *Proceedings of the International Conference on Ammonia in Agriculture: Policy, Science, Control and Implementation, 19–21 March 2007, Ede, Netherlands*, pp. 147–148. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Guingand, N., L. Demerson and J. Broz (2005). Incidence de l'incorporation d'acide benzoïque dans l'alimentation des porcs charcutiers sur les performances zootechniques et l'émission d'ammoniac. *Journées Recherche Porcine*, vol. 37, pp. 1–6.
- Gutser, R., and others (2005). Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol. 168, pp. 439–446.
- Hadas, A., and others (2002). Modelling the turnover of 15N-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science*, vol. 53, No. 4 (December), pp. 541–552.
- Hart, P. B. S., and others (1993). The availability of the nitrogen in the crop residues of winter wheat to subsequent crops. *The Journal of Agricultural Science*, vol. 121, No. 3 (December), pp. 355–362.
- Hansen, M. N., K. Henriksen and S. G. Sommer (2006). Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 4172–4181.
- Hatch, D. J., and others, eds. (2004). *Controlling nitrogen flows and Losses*. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Histov, A. N., W. Hazen and J. W. Ellsworth (2006). Efficiency of use of imported nitrogen, phosphorus and potassium and potential for reducing phosphorus imports on Idaho dairy farms. *Journal of Dairy Science*, vol. 89, No. 9 (September), pp. 3702–3712.
- Huynh, T. T. T., and others (2004). Effects of floor cooling during high ambient temperatures on the lying behavior and productivity of growing finishing pigs. *Transactions of the ASAE^b*, vol. 47, No. 5, pp. 1773–1782.
- International Fertilizer Industry Association (2007). *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations*. Paris, France.
- Janssen, B. H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil*, vol. 76, pp. 297–304.
- Jarret G., J. Martinez and J.-Y. Dourmad (2011). Effect of biofuel co-products in pig diets on

^b The American Society of Agricultural Engineers; después llamada la American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE).

- the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, vol. 5, No. 4 (February), pp. 622–631.
- Jarvis, S. C., and B. F. Pain, eds. (1997). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. Wallingford, United Kingdom: CAB International.
- Jarvis, S., and others (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. In *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, M. A. Sutton and others, eds. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp. 211–228.
- Jenkinson, D. S., and K. A. Smith, eds. (1988). *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. London: Elsevier Applied Science.
- Kebreab, E., and others (2001). Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, Nos. 1–3 (July), pp. 275–285.
- Kirchgessner, M., and others (1991). Bestimmungsfaktoren der Güllecharakteristik beim Schwein. 2. Einfluss von Fütterungsintensität und den Anteilen an unverdaulichen sowie an bakteriell fermentierbaren Substanzen (BFS) im Futter. *Agribiological Research*, vol. 44, pp. 325–344.
- Kolenbrander, G. J., and L. C. N. De La Lande Cremer (1967). *Stalmest en gier: Waarde en mogelijkheden* (Manure and slurry: Value and opportunities). Wageningen, the Netherlands: H. Veenman & Zonen NV.
- Langmeier M., and others (2002). Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie*, vol. 22, pp. 789–800.
- Lenis, N. P., and J. B. Schutte (1990). Aminozuurvoorziening van biggen en vleesvarkens in relatie tot de stikstofuitscheiding (Amino acid supply of piglets and fattening pigs in relation to nitrogen excretion). In A. W. Jongbloed and J. Coppoolse, eds., *Mestproblematiek: aanpak via de voeding van varkens en pluimvee. Onderzoek inzake de mest en ammoniakproblematiek in de veehouderij 4* (Manure Issues: Approach via the diet of pigs and poultry. Research on manure and ammonia in livestock No. 4), Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre.
- MacDonald, A., and others (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *Journal of Agricultural Science*, vol. 129, No. 2 (September), pp. 125–154.
- McCrary, D. F., and P. J. Hobbs (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, No. 2 (March–April), pp. 345–355.
- Melse, R. W., P. Hofschreuder and N. W. M. Ogink (2012). Removal of Particulate Matter (PM₁₀) by Air Scrubbers at Livestock Facilities: Results of an On-Farm Monitoring Program. *Transactions of the ASABE^c*, vol. 55, pp. 689–698.
- Melse, R. W., and N. W. M. Ogink (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE*, vol. 48, pp. 2303–2313.
- Melse, R. W., N. W. M. Ogink and B. J. J. Bosma (2008). Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. In *Proceedings of the Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference*, 19–21 May 2008, Des Moines, Iowa, United States of America.
- Menzi, H., and others (2010). Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*, H. Steinfeld, and others, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Mikkelsen, S. A., and others (2010). Denmark-EU: the regulation of nutrient losses from

^c American Society of Agricultural and Biological Engineers.

- intensive livestock operations. In *Livestock in a changing landscape*, vol. 2, *Experiences and regional perspectives*, P. Gerber and others, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Misselbrook, T. H., F. A. Nicholson and B. J. Chambers (2005). Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology*, vol. 96, pp. 159–168.
- Misselbrook, T. H., and J. M. Powell (2005). Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 4304–4312.
- Misselbrook, T. H., and others (2004). Ammonia Emissions from Irrigation of Dilute Pig Slurries. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 4 (August), pp. 473–484.
- _____ (2005a). Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, No. 2 (June) pp. 411–419.
- _____ (2005b). Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 1765–1777.
- Moal, J. F., and others (1995). Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science*, vol. 125, No. 2 (October) pp. 245–252.
- Møller, H. B., J. D. Hansen and C. A. G. Sørensen (2007). Nutrient recovery by solid–liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE*, vol. 50, pp. 193–200.
- Monteny, G. J. (2000). Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands (with summaries in English and Dutch).
- Monteny, G. J., and J. W. Erisman (1998). Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 46, pp. 225–247.
- Mosier, A. R., J. K. Syers and J. R. Freney, eds. (2004). *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) series, vol. 65. Washington, D.C.: Island Press.
- Mroz, Z., and others (1996). Lowering ammonia volatilization from pig excreta by manipulating dietary acid-base difference. Proceedings of the 8th Animal Science Congress of AAAP, Tokyo, 13–18 October 1996, vol. 2, pp. 762–763. Tokyo: Japanese Society of Zootechnical Science.
- Nevens, F., D. Reheul (2005). Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy*, vol. 22, pp. 349–361.
- Nicholson, F. A., B. J. Chambers, A. W. Walker (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 2 (October), pp. 175–185.
- Nørregaard Hansen, M., and others (2008). *Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning* (Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure). *DJFd Husdyrbrug* series, No. 84 (December). Aarhus: Denmark, Aarhus University.
- Novikov, M. N., and others (1989). *Pometnie komposty s fosfogipsom. Rekomendzjii* (Treating compost with phosphogypsum). Moscow: VO “Agropromizdat”.
- Oenema, J., and others (2011). Participatory farm management adaptations to reduce environmental impact on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, vol. 58, pp. 39–48.

^d Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (Faculty of Agricultural Sciences) (DJF).

- Oenema, O., H. Kros and W. de Vries (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, Nos. 1–2 (December), pp. 3–16.
- Oenema, O., and S. Pietrzak (2002). Nutrient Management in Food Production: Achieving Agronomic and Environmental Targets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 31, No. 2 (March), pp. 159–168.
- Oenema, O., and G. L. Velthof (1993) Ammonia volatilization from compound nitrogen-sulfur fertilizers. In *Optimization of Plant Nutrition*, M. A. C. Fragaso and M. L. van Beusichem, eds., pp. 341–349. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers.
- Oenema, O., and others (2008). Gaseous Nitrogen Emissions from Livestock Farming Systems. In *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*, 2nd ed. J. L. Hatfield and R. F. Follett, eds., pp. 395–441. Amsterdam: Academic Press/Elsevier.
- _____ (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 133, Nos. 3–4 (October), pp. 280–288.
- Ogink, Nico W. M., and Bert J. J. Bosma (2007). Multi-phase air scrubbers for the combined abatement of ammonia, odor and particulate matter emissions. In *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, Broomfield, Colorado, 16–19 September 2007*. ASABE. Available from <http://elibrary.asabe.org/conference.asp?confid=aqwm2007>.
- Organization for Economic Cooperation and Development (2008). Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990. Paris: France.
- Pain, B., and H. Menzi, eds. (2003). Glossary of terms on livestock manure management 2003. Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN). Available from WWW.RAMIRAN.NET.
- Patterson, P. H., and Adrizal (2005). Management Strategies to Reduce Air Emissions: Emphasis — Dust and Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 14, No. 3 (Fall), pp. 638–650.
- Patience, J. F., R. E. Austic and R. D. Boyd (1987). Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine. *Journal of Animal Science*, vol. 64, No. 2 (February), pp. 457–466.
- Paul, J. W., and others (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, No. 3 (May) pp. 528–534.
- Portejoie, S., and others (2004). Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 91, No. 1 (December), pp. 45–55.
- Powell, J. M., and G. A. Broderick (2009). Ammonia emissions from dairy barns: What have we learned? *2009 Proceedings of the Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, 20–22 October 2009, East Syracuse, New York*. Ithaca, New York: Cornell University.
- Powell, J. M., G. A. Broderick and T. H. Misselbrook (2008). Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science*, vol. 91, No. 2 (February), pp. 857–869.
- Powell, J. M., T. H. Misselbrook and M. D. Casler (2008). Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, pp. 7–15.
- Powell, J. M., C. A. Rotz and D. M. Weaver (2009). Nitrogen use efficiency in dairy production. In C. Grignani and others, eds., *Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop — Connecting different scales of nitrogen use in agriculture, 28 June–1 July 2009, Turin, Italy*, pp. 241–242.

- Powell, J. M., and M. P. Russelle (2009). Dairy heifer management impacts manure N collection and cycling through crops in Wisconsin, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 131, pp. 170–177.
- Powell, J. M., and others (2006). Dairy diet impacts on fecal properties and nitrogen cycling in soils. *Science Society of America Journal*, vol. 70, No. 3 (May), pp. 786–794.
- Reidy, B., and H. Menzi (2007). Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale farm and manure management survey. *Biosystems Engineering*, vol. 97, No. 4 (August), pp. 520–531.
- Reis, S., ed. (forthcoming). *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region*. Dordrecht, the Netherlands: Springer Verlag^e.
- Ritz, C. W., and others (2006). Improving In-House Air Quality in Broiler Production Facilities Using an Electrostatic Space Charge System. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 15, No. 2 (summer), pp. 333–340.
- Rochette P., and others (2009). Banding of urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, No. 4 (July), pp. 1383–1390.
- Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, vol. 82, No. 13 (January) (supplement): pp. E119–E137.
- Rotz, C. A., J. Oenema and H. van Keulen (2006). Whole farm management to reduce nutrient losses from dairy farms: a simulation study. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 22, pp. 773–784.
- Rotz, C. A., and others (2005). Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, vol. 45, No. 6 (November): pp. 2139–2159.
- Rufino, M. C., and others (2006). Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 116, pp. 261–282.
- _____ (2007). Manure as a key resource within smallholder farming systems: analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science*, vol. 112, No. 3 (December), pp. 273–287.
- Sanz-Cobeña, A. (2010). Ammonia emissions from fertiliser application: Quantification techniques and mitigation strategies. PhD thesis, Universidad Politécnica de Madrid.
- Schils, R. L. M., and I. Kok (2003). Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 51, pp. 41–65.
- Schlegel, P., S. Durosoy and A. W. Jongbloed, eds. (2008). *Trace elements in animal production systems*. Wageningen, Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Schröder, J. J. (2005). Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, vol. 96, No. 2 (January), pp. 253–261.
- Schröder J. J., A. G. Jansen and G. J. Hilhorst (2005). Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, vol. 21, pp. 196–204.
- Schröder, J. J., and R. J. Stevens (2004). Optimizing N additions: can we integrate fertilizer and manure use? In *Controlling nitrogen flows and losses: 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, United Kingdom, 21–24 September 2003*, D. J. Hatch, and others, eds., pp. 586–593. Wageningen, Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Schröder J. J., D. Uenk and G. J. Hilhorst (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant Soil*, vol. 299, pp. 83–99.

^e Ya publicado a la fecha de traducción del presente documento:

Reis, S., Howard, C., Sutton, M.A. (eds.) (2015). *Costs of Ammonia Abatement and the Climate Co-Benefits*. Springer Netherlands. 284 pp.

- Schröder J. J., and others (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? — Reviewing the state of the art. *Field Crops Research*, vol. 66, No. 2 (May), pp. 151–164.
- _____ (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, No. 1 (December) pp. 33–44.
- Seré, C., H. Steinfeld and J. Groenewold, (1996). World livestock production systems: current status, issues and trends. In FAO Animal Production and Health Paper No. 127, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Smil, V. (2001). *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch and the Transformation of World Food Production*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- _____ (2002). Eating Meat: Evolution, Patterns, and Consequences. *Population and Development Review*, vol. 28, No. 4 (December): pp. 599–639.
- Smith, K. A., and others (2000). PA — Precision Agriculture: Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 77, No. 3 (November), pp. 277–287.
- Smith, K., and others (2007). Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering*, vol. 97, pp. 464–471.
- Smits, M. C. J. (1998). Groeven maken in een dichte V-vormige vloer: enkele observaties naar loopgedrag en ammoniakemissies (Grooving a solid V-shaped floor: some observations on walking behaviour and ammonia emission). DLOe^f-IMAGf^g Report P 98–60. Wageningen, the Netherlands.
- Søgaard, H. T., and others (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry — the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, vol. 36, pp. 3309–3319.
- Sommer, S. G., and J. E. Olesen (1991). Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, vol. 20, No. 3 (July), pp. 679–683.
- Sommer S. G., J. K. Schjoerring and O. T. Denmead (2004). Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy*, vol. 82, pp. 557–622.
- Sommer, S. G., and others (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, vol. 19, No. 4 (August) pp. 465–486.
- _____ (2006). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*, vol. 89, pp. 261–335.
- Sommerfeldt, T. G., C. Chang and T. Entz (1988). Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 52, No. 6 (November), pp. 1668–1672.
- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, vol. 267, pp. 285–296.
- Sørensen, P., and M. Amato (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, vol. 16, No. 2 (March), pp. 81–95.
- Sørensen, P., and I. K. Thomsen (2005). Separation of Pig Slurry and Plant Utilization and Loss of Nitrogen-15-labeled Slurry Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 69, No. 5 (September), pp. 1644–1651.
- Sørensen, P., M. R. Weisbjerg and P. Lund (2003). Dietary effects on the composition and

^f Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) o Agricultural Research Service.

^g Instituut voor Milieu - en Agritechniek (IMAG) o Institute of Environmental and Agricultural Engineering.

- plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science*, vol. 141, No. 1 (August), pp. 79–91.
- Spoelstra, S. F. (1979). Volatile fatty acids in anaerobically stored piggery wastes. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 27, pp. 60–66.
- Steinfeld, H., and others (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- _____ eds. (2010). In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*. Washington, D.C.: Island Press.
- Stevens, R. J. and R. J. Laughlin (1997). The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, S. C. Jarvis and B. F. Pain, eds. Wallingford, United Kingdom: CAB International.
- Sutton, M. A. and others (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, vol. 34, No. 6 (January), pp. 855–869.
- _____ eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: United Kingdom, Cambridge University Press.
- Swensson, C. (2003). Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science*, vol. 84, No. 2 (December), pp. 125–133.
- Swierstra, D., C. R. Braam and M. C. J. Smits (2001). Grooved floor systems for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 17, pp. 85–90.
- Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *Journal of Animal Science*, vol. 74, No. 12 (December), pp. 3112–3124.
- Van der Meer, H. G., and others, eds. (1987). *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?* Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers.
- Van der Zaag A., and others (forthcoming). Manure storage techniques and costs for abating ammonia. In *Overview of the economic cost of ammonia abatement technique in the UNECE region*, S. Reis, ed. Dordrecht, Netherlands: Springer Verlag.
- Van Duinkerken, G. M. C. and others (2011a). Update of the Dutch protein evaluation systems for ruminants: the DVE/OEB2010 system. *Journal of Agricultural Science*, vol. 149, No. 3 (June), pp. 351–367.
- _____ (2011b). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, vol. 94, No. 1 (January), pp. 321–335.
- Van Vuuren, A. M. and J. A. C. Meijs (1987). Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing cows. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?*, Van der Meer, H. G., and others, eds., pp. 17–25. Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers.
- Van Vuuren, A. M. and others (1993). Effect of partial replacement of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 76, No. 10 (October), pp. 2982–2993.
- Velthof, G. L., and others (1998). Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil*, vol. 200, No. 2 (March), pp. 215–226.
- Watson, C. A., and D. Atkinson (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 53, No. 3 (March), pp. 259–267.
- Watson, C. J., and others (1994). Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-BUTYL) thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from

- surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 26, No. 9 (September), pp. 1165–1171.
- Webb, J., S. Anthony and S. Yamulki (2006). Validating the MAVIS Model for Optimizing Incorporation of Litter-Based Manures to Reduce Ammonia Emissions. *Transactions of the ASABE*, vol. 49, pp. 1905–1913.
- Webb, J., D. Chadwick and S. Ellis (2004). Emissions of ammonia and nitrous oxide following rapid incorporation of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 70, No. 1 (September), pp. 67–76.
- Webb, J. and T. H. Misselbrook (2004). A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment*, vol. 38, No. 14 (May), pp. 2163–2176.
- Webb, J., and others (2005a). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*, vol. 135, No. 3 (June), pp. 399–406.
- _____ (2005b). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 105, Nos. 1–2 (January) pp. 307–321.
- _____ (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response — A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 137, Nos. 1–2 (April), pp. 39–46.
- Webb, M., and others (2006). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 7222–7233.
- Whitehead, D. C. (2000). *Nutrient Elements in Grassland: Soil-Plant-Animal Relationships*. Wallingford, United Kingdom: CABI Publishing.
- Ye, Z. Y., and others (2008a). Influence of airflow and liquid properties on the mass transfer coefficient of ammonia in aqueous solutions. *Biosystems Engineering*, vol. 100, No. 3 (July), pp. 422–434.
- Ye, Z. Y., and others (2008b). Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house: effects of ventilation rate, floor slat opening and headspace height in a manure storage pit. *Transactions of the ASABE*, vol. 51, pp. 2113–2122.
- Zhao, Y., and others (2011). Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the ASABE*, vol. 54, pp. 285–293.