

03





El papel del ganado en el cambio climático y en la contaminación atmosférica

3.1 Temas y tendencias

La atmósfera es fundamental para la vida en la tierra. Además de suministrar el aire que respiramos, regula la temperatura, distribuye el agua y es parte de procesos fundamentales como los ciclos del carbono, nitrógeno y oxígeno, y protege a los seres vivos de las radiaciones perjudiciales. Estas funciones están reguladas por procesos físicos y químicos complejos que operan en un equilibrio dinámico muy frágil. Hay una creciente evidencia de que las actividades humanas están alterando los mecanismos atmosféricos.

Las siguientes secciones se centrarán en los procesos antropogénicos que tienen relación con el cambio climático y la contaminación atmosférica, así como con el papel que desempeña

el ganado en ambos procesos. No se tratará la cuestión del agujero de ozono. La contribución del sector pecuario en su conjunto en estos procesos no es bien conocida. Prácticamente en todas las etapas del proceso de producción animal se emiten y liberan en la atmósfera sustancias que contribuyen al cambio climático o a la contaminación del aire, o se obstaculiza su retención en otros reservorios. Estos cambios son no sólo el efecto directo de la cría del ganado sino también la contribución indirecta de otras fases del largo camino que conduce a la comercialización de los productos pecuarios. A continuación se efectuará un análisis de los procesos más relevantes, siguiendo el mismo orden secuencial que tienen en la cadena alimentaria,

así como una evaluación de su efecto acumulativo. Por último, se presentarán una serie de opciones para mitigar los impactos examinados.

Cambio climático: tendencias y perspectivas

En la actualidad se considera que el cambio climático de origen antropogénico es un hecho comprobado y sus repercusiones en el ambiente han comenzado a someterse a examen. El efecto invernadero es un mecanismo fundamental para la regulación de la temperatura, sin el cual la temperatura media de la superficie terrestre no sería de 15 °C sino de -6 °C. La tierra emite de nuevo al espacio la energía recibida del sol a través de la reflexión de la luz y las emisiones de calor. Una parte del flujo de calor viene absorbida por los gases denominados de efecto invernadero y queda atrapada en la atmósfera. Entre los principales gases de efecto invernadero que guardan relación con este proceso destacan el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el óxido nitroso (N_2O) y los clorofluorocarbonos. Desde el comienzo de la era industrial las emisiones antropogénicas han originado un incremento de la concentración de estos gases en la atmósfera, el cual ha producido a su vez un calentamiento global. La temperatura media de la superficie terrestre ha aumentado en 0,6 °C desde finales del siglo XIX.

Las proyecciones recientes sugieren que la temperatura media podría aumentar entre 1,4 °C y 5,8 °C para el año 2100 (CMNUCC, 2005). Aún en los escenarios más optimistas, el aumento medio de la temperatura será más alto que el ocurrido durante los últimos 10 000 años del presente período interglacial. Los registros climáticos basados en núcleos de hielo permiten una comparación de la situación actual con la de los períodos interglaciales precedentes. El núcleo de hielo antártico Vostok, que encapsula los últimos 420 000 años de la historia de nuestro planeta, muestra una notable correlación general entre los gases de efecto invernadero y el clima durante los cuatro ciclos glaciales-interglaciales (basados en intervalos de más de 100 000 años).



© FAO/7598/F. BOTTS

Suelo arcilloso agrietado (Túnez, 1970)

Estos datos quedaron confirmados recientemente en el núcleo de hielo antártico Dome C, el más profundo hasta ahora perforado, el cual representa unos 740 000 años y constituye el registro climático anual más largo y continuo obtenido a partir de núcleos de hielo (EPICA, 2004). Esto confirma que, con gran probabilidad, los períodos de concentración de CO_2 han contribuido a las principales transiciones de calentamiento global de la superficie de la tierra. Los resultados también muestran que las actividades humanas han provocado las actuales concentraciones de CO_2 y CH_4 , que no tienen precedentes en los últimos 650 000 años de historia del planeta (Siegenthaler *et al.*, 2005).

A causa del calentamiento global se prevén cambios en los patrones meteorológicos, entre los que cabe destacar un aumento de las precipitaciones globales y cambios en la intensidad o frecuencia de fenómenos atmosféricos tales como tormentas, inundaciones y sequías.

Es probable que el cambio climático tenga un impacto considerable en el ambiente. En términos generales se puede afirmar que cuanto más rápido ocurran los cambios, mayor será el riesgo de que los daños excedan nuestra capacidad para hacer frente a sus consecuencias. Se espera que para el año 2100 el nivel medio del mar aumente entre 9 cm y 88 cm, causando inundaciones en zonas bajas y otros daños. Las zonas climáticas podrían sufrir un desplazamiento hacia los polos

y las cimas de las elevaciones alterando bosques, desiertos y otros ecosistemas naturales. Como resultado muchos ecosistemas se degradarán o se fragmentarán y algunas especies se extinguirán (IPCC, 2001a).

La intensidad y el impacto de estos cambios presentará variaciones considerables en las diferentes regiones. La sociedad tendrá que afrontar nuevas amenazas y presiones. Si bien no es probable que la seguridad alimentaria resulte comprometida a nivel global, en algunas regiones se registrarán disminuciones en los rendimientos de los cultivos básicos y ciertas zonas podrían experimentar escasez de alimentos y hambrunas. Los recursos hídricos se verán afectados como resultado de los cambios globales en los patrones de precipitaciones y de evaporación del agua. La infraestructura física sufrirá daños generados principalmente por el aumento del nivel del mar y los eventos climáticos extremos. Los efectos directos e indirectos sobre las actividades económicas, los asentamientos humanos y la salud pública serán numerosos. Los pobres y los grupos de escasos recursos y, de manera más general, los países menos desarrollados serán más vulnerables ante las consecuencias negativas del cambio climático puesto que su capacidad para elaborar mecanismos que les permitan afrontar esta situación es más limitada.

La agricultura mundial tendrá que enfrentarse a numerosos desafíos durante las próximas décadas y el cambio climático hará la situación más compleja. Un calentamiento por encima de 2,5 °C podría reducir la oferta mundial de alimentos y propiciar un incremento de su precio. El impacto en la productividad y el rendimiento de los cultivos tendrá variaciones considerables. Algunas regiones agrícolas, especialmente en los trópicos y subtropícos, estarán en peligro por el cambio climático, mientras que otras regiones, en particular las situadas en áreas templadas o en latitudes más altas, pueden resultar beneficiadas.

El sector pecuario también resultará afectado. Si los efectos negativos en la agricultura deter-

minan un aumento en el costo de los cereales, el precio de los productos del sector registrará también, en consecuencia, un aumento. En términos generales, los sistemas intensivos de producción pecuaria presentan una mayor facilidad de adaptación a los cambios climáticos que los sistemas de cultivo. Los sistemas pastorales no se adaptarán tan rápidamente. Las comunidades pastorales suelen necesitar más tiempo para la adopción de nuevos métodos y tecnologías, y el ganado depende de la productividad y la calidad de los pastizales que, en muchos casos, se verán afectados negativamente por el cambio climático. Asimismo, los sistemas extensivos son más susceptibles a los cambios relacionados con la gravedad y extensión de los parásitos y enfermedades del ganado que pueden surgir a consecuencia del calentamiento global.

Cuando el origen humano del efecto invernadero resultó evidente y se identificaron los factores de emisión de gases, se pusieron en marcha una serie de mecanismos internacionales con el fin de contribuir al conocimiento y a la solución de este problema. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) inició en 1992 un proceso de negociaciones internacionales con el propósito específico de afrontar el efecto invernadero. Su objetivo es el de estabilizar las concentraciones de gases en la atmósfera en un lapso de tiempo aceptable desde el punto de vista económico y ecológico. La Convención promueve también la investigación y el seguimiento de otros posibles impactos ambientales y de la química atmosférica. A través del Protocolo de Kyoto, jurídicamente vinculante, la Convención se centra en el impacto directo de las emisiones antropogénicas sobre el calentamiento (Recuadro 3.1). El presente capítulo se centra en la descripción de la contribución de la producción pecuaria a estas emisiones, al tiempo que presenta una evaluación crítica de estrategias de mitigación como las medidas para la reducción de las emisiones conexas asociadas con los cambios en las prácticas de producción animal.

Recuadro 3.1 El Protocolo de Kyoto

En 1995 los países miembros del CMNUCC iniciaron la negociación de un protocolo, un acuerdo internacional vinculado al tratado existente. El texto del denominado Protocolo de Kyoto fue aprobado por unanimidad en 1997 y entró en vigor el 16 de febrero de 2005.

El aspecto más relevante del Protocolo de Kyoto es el establecimiento de una serie de compromisos de obligado cumplimiento sobre los gases de efecto invernadero para las principales economías mundiales que lo hayan suscrito. Los compromisos de limitación y reducción de las emisiones van desde el 8 por ciento por debajo hasta el 10 por ciento por encima del nivel de emisiones de los diferentes países en 1990 “con miras a reducir el total de sus emisiones de esos gases a un nivel inferior en no menos del 5 por ciento al de 1990 en el período de compromiso comprendido entre el año 2008 y el 2012”. En casi todos los casos, incluso en aquellos en los que se ha fijado un objetivo del 10 por ciento sobre los niveles de 1990, los límites exigen importantes reducciones de las emisiones actualmente previstas.

Para compensar las duras consecuencias de estos compromisos vinculantes, el acuerdo ofrece un margen de flexibilidad acerca de la manera en que los países pueden cumplir sus objetivos. Así, por ejemplo, pueden compensar parcialmente sus emisiones de origen industrial, energético, etc. aumentando los “sumideros”, tales como los bosques que eliminan el dióxido de carbono de la atmósfera, ya sea en su territorio nacional o en otros países.

Asimismo pueden financiar proyectos en el extranjero cuyo resultado sea una reducción de los gases de efecto invernadero. Se han establecido varios mecanismos para el comercio de las emisiones. El protocolo permitirá que los países

que no utilicen completamente sus unidades de emisión vendan este exceso de capacidad a los países que superan sus objetivos. Es el denominado “mercado del carbono”, un mecanismo flexible y realista. Los países que no cumplen sus compromisos podrán “comprar” el cumplimiento, pero el precio puede ser alto. No solamente las emisiones de gases de efecto invernadero son objeto de comercio y venta. Los países obtendrán crédito para reducir el total de gases de efecto invernadero plantando bosques o ampliando la superficie forestal (“unidades de absorción”), así como realizando “proyectos de aplicación conjunta” con otros países desarrollados, en los que se financiarán proyectos que reduzcan las emisiones en otros países industrializados. Los créditos así obtenidos pueden comprarse y venderse en el mercado de emisiones o “reservarse” para el uso futuro.

En el protocolo también se establece el “mecanismo para un desarrollo limpio”, el cual permite a los países desarrollados financiar proyectos que reducen o evitan las emisiones en los países más pobres. A cambio se les adjudican créditos que se pueden utilizar para cumplir sus propios mecanismos de emisión. Los países receptores se benefician del suministro gratuito de tecnología avanzada que permite a sus fábricas o centrales eléctricas funcionar de manera más eficiente y, por lo tanto, con costos más bajos y mayores beneficios. La atmósfera también se beneficia porque las emisiones son más bajas que en ausencia de estos dispositivos.

Fuente: CMNUCC (2005).

El dióxido de carbono es el gas que contribuye en mayor medida al calentamiento simplemente porque sus emisiones y concentraciones son más altas que las de otros gases. El metano es el segundo gas de efecto invernadero más

importante. Después de su emisión el metano permanece en la atmósfera aproximadamente de 9 a 15 años. El poder de retención de calor del metano es unas 21 veces superior al del dióxido de carbono en un período de más de

Cuadro 3.1

Concentraciones anteriores y actuales de los principales gases de efecto invernadero

Gas	Concentraciones preindustriales (1750)	Concentraciones troposféricas actuales	Potencial de calentamiento global*
Dióxido de carbono (CO ₂)	277 ppm	382 ppm	1
Metano (CH ₄)	600 ppmm	1 728 ppmm	23
Óxido nitroso (N ₂ O)	270–290 ppmm	318 ppmm	296

Nota: ppm: partes por millón; ppmm: partes por mil millones.

*Potencial de calentamiento global directo (PCG) relativo al CO₂ en un horizonte temporal de 100 años. El PCG es un modo simple de comparar la potencia de diferentes gases de efecto invernadero. El PCG de un gas depende de su capacidad de absorción y reflexión de radiación y del tiempo de duración del efecto. Las moléculas de gas se disocian gradualmente o reaccionan con otros componentes atmosféricos para formar otras moléculas con diferentes propiedades radiactivas.

Fuente: WRI (2005); CO₂ de 2005: NOAA (2006); PCG: IPCC (2001b).

100 años. Las concentraciones atmosféricas de CH₄ se han incrementado en aproximadamente un 150 por ciento desde la era preindustrial (Cuadro 3.1), si bien recientemente se ha registrado una desaceleración de las tasas de aumento. Las emisiones de este gas proceden de una variedad de fuentes tanto naturales como asociadas con la actividad humana, entre las que podemos mencionar los rellenos sanitarios, los sistemas de petróleo y gas natural, las actividades agrícolas, la minería del carbón, la combustión de fuentes móviles y fijas, el tratamiento de aguas residuales y ciertos procesos industriales (EPA, 2005). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) estima que algo más de la mitad del actual flujo de metano en la atmósfera es de tipo antropogénico (IPCC, 2001b). La cantidad global de metano antropogénico se calcula en 320 millones de toneladas CH₄/año, esto es, 240 millones de equivalentes de carbono/año (van Aardenne *et al.*, 2001). Esta cifra es comparable con el total emitido por las fuentes naturales (Olivier *et al.*, 2002).

El óxido nitroso es el tercer gas de efecto invernadero con mayor potencial para el calentamiento directo. Aunque está presente en la atmósfera en cantidades muy reducidas, sin embargo, su capacidad de retención de calor es 296 veces superior a la del dióxido de carbono y su tiempo de permanencia en la atmósfera es muy largo (114 años).

Las actividades pecuarias son responsables de la emisión de cantidades considerables de estos tres gases. Las emisiones directas del ganado provienen de los procesos respiratorios de todas las especies animales en forma de dióxido de carbono. Además los rumiantes, y en menor medida también los monogástricos, emiten metano como parte de su proceso digestivo, que incluye la fermentación microbiana de los alimentos fibrosos. El estiércol animal también es una fuente de emisión de metano, óxido nitroso, amoníaco y dióxido de carbono, en función de su modalidad de producción (sólido, líquido) y su manejo (recolección, almacenamiento, dispersión).

El sector pecuario también afecta al balance de carbono de las tierras destinadas a pastizales o a la producción de cultivos forrajeros, contribuyendo así indirectamente a la liberación de grandes cantidades de carbono en la atmósfera. Lo mismo sucede cuando se talan los bosques para su conversión en pastizales. Se emiten asimismo gases de efecto invernadero por la combustión de los combustibles fósiles usados en el proceso productivo, desde las fases de producción de piensos hasta la elaboración y comercialización de productos pecuarios. Algunos de los efectos indirectos son difíciles de calcular ya que las emisiones asociadas al uso de la tierra presentan una gran variación en función de factores biofísicos como el suelo, la vegetación, el clima y las prácticas humanas.

La contaminación atmosférica: deposición de nitrógeno y acidificación

Las actividades agrícolas e industriales liberan otra gran cantidad de sustancias en la atmósfera y muchas de ellas deterioran la calidad del aire que respiran todos los organismos terrestres¹. Ejemplos importantes de contaminantes del aire son el monóxido de carbono, los clorofluorocarbonos, el amoníaco, los óxidos de nitrógeno, el dióxido de azufre y los compuestos orgánicos volátiles.

En presencia de humedad atmosférica y oxidantes, el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno se transforman en ácido sulfúrico y nítrico. Estos ácidos originados en el aire son nocivos para el sistema respiratorio y atacan algunos materiales. Estos contaminantes del aire vuelven a la tierra en forma de lluvia y nieve ácida, así como en forma de gases y partículas depositados en seco, y pueden causar daños a los cultivos y a los bosques y convertir los lagos y las corrientes de agua en lugares no aptos para la vida de plantas, peces y otros animales. A pesar de que su alcance es generalmente más limitado que el del cambio climático, los contaminantes del aire, al ser transportados por el viento, pueden llegar a afectar a lugares muy lejanos (cientos de kilómetros, o más) de los puntos en donde fueron liberados.

El olor penetrante que algunas veces se percibe en las zonas aledañas a las unidades de producción es debido en parte a las emisiones de amoníaco². La volatilización del amoníaco (nitrificado en el suelo después de su deposición) figura entre las causas más importantes de las precipitaciones atmosféricas acidificantes secas

¹ Para hacer referencia a las sustancias liberadas en la atmósfera cuyo resultado es un daño directo al medio ambiente, la salud humana y la calidad de vida se utiliza la denominación “contaminación atmosférica”.

² Existen otras muchas emisiones productoras de olores que se asocian a la producción ganadera, tales como los compuestos orgánicos volátiles y el sulfuro de hidrógeno. De hecho se pueden encontrar más de cien gases en los entornos de las centrales ganaderas (Burton y Turner, 2003; National Research Council, 2003).

y húmedas, y en gran parte tiene su origen en las excretas del ganado. La deposición de nitrógeno (N) es mayor en el norte de Europa que en cualquier otro lugar (Vitousek *et al.*, 1997). El bajo nivel de aumento de las deposiciones de nitrógeno proveniente de la contaminación atmosférica se ha asociado a los incrementos de la productividad forestal en vastas regiones. Los bosques templados y boreales, que tradicionalmente han registrado limitaciones de nitrógeno, parecen ser los más afectados. En las zonas donde hay saturación de nitrógeno, se produce lixiviación de otros nutrientes del suelo, cuyo resultado final puede ser la muerte regresiva del bosque, contrarrestando, o incluso suprimiendo por completo, los efectos potenciadores del crecimiento del enriquecimiento con CO₂. Una serie de trabajos de investigación ponen de relieve que en una proporción de la superficie global de ecosistemas (semi)naturales comprendida entre el 7 y el 18 por ciento el depósito de N excede considerablemente la carga crítica, presentando riesgos de eutrofización e incrementando la lixiviación (Bouwman y van Vuuren, 1999). Aunque el conocimiento de los impactos del depósito de N a nivel global todavía es muy limitado, muchas áreas de alto valor biológico pueden verse afectadas (Phoenix *et al.*, 2006). El riesgo es particularmente alto en Europa occidental, en donde en muchos lugares más del 90 por ciento de los ecosistemas más vulnerables reciben cantidades de nitrógeno por encima de la carga crítica. Para Europa oriental y América del Norte se calculan niveles de riesgo medios. Los resultados sugieren que incluso diversas regiones con bajas densidades de población como África, América del Sur, zonas remotas de Canadá y de la Federación de Rusia, pueden resultar afectadas por la eutrofización debida al nitrógeno.

3.2 El ganado en el ciclo del carbono

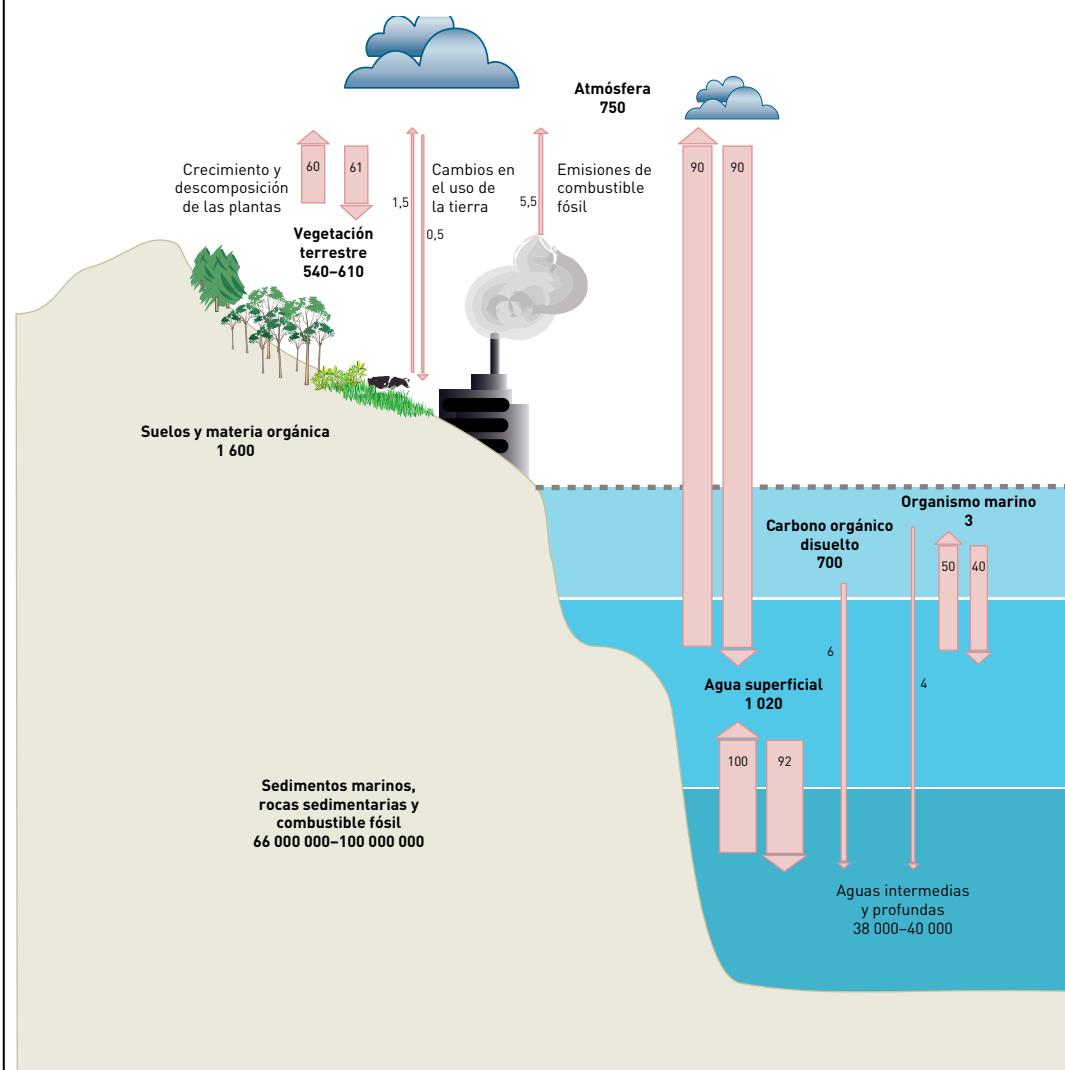
El carbono es un elemento que constituye la base de la vida. Se almacena en los principales sumideros, tal y como se indica en el Gráfico 3.1, en el que también se muestra la importancia

relativa de sus flujos principales. El ciclo global del carbono puede dividirse en dos categorías: la geológica, que actúa en largas escalas temporales (millones de años), y la biológica/física, que

actúa en escalas temporales más cortas (de días a miles de años).

Los ecosistemas obtienen la mayor parte del dióxido de carbono de la atmósfera. Los orga-

Gráfico 3.1 El ciclo del carbono



Nota: volúmenes e intercambios expresados en miles de millones de toneladas de carbono. Las cifras representan los promedios anuales durante el período comprendido entre 1980 y 1989. Los componentes del ciclo se han simplificado. Hay cada vez mayor evidencia de que una parte significativa de los flujos puede cambiar de año en año. Aunque esta gráfica presenta una visión estática, en el mundo real el sistema del carbono es dinámico y está acoplado con el sistema climático según escalas de tiempo estacionales, interanuales y decenales.

Fuente: adaptado de PNUMA-GRID Vital Climate Graphics (disponible en www.grida.no/climate/vital/13.htm).

nismos autotróficos³, como las plantas, cuentan con mecanismos especializados que permiten la absorción de este gas en las células. Una parte del carbono presente en la materia orgánica producida por las plantas pasa a los animales heterotróficos que se alimentan de ellas, los cuales lo exhalan posteriormente liberándolo en la atmósfera en forma de dióxido de carbono. De ahí el CO₂ pasa a los océanos por simple difusión.

Los ecosistemas liberan carbono como dióxido de carbono y metano provenientes del proceso de respiración de plantas y animales. Tanto los procesos de respiración como los de descomposición (fundamentalmente respiración de bacterias y hongos que consumen materia orgánica) devuelven el carbono fijado biológicamente a la atmósfera. La cantidad de carbono absorbida durante la fotosíntesis y liberada después en la atmósfera mediante el proceso de respiración cada año es 1 000 veces mayor que la cantidad de carbono movilizada a través de los ciclos geológicos anualmente.

La fotosíntesis y la respiración tienen también una importante función a largo plazo en el ciclo geológico del carbono. La presencia de vegetación terrestre aumenta la meteorización de las rocas, lo que conduce, en el largo plazo y de manera muy lenta, a la absorción de dióxido de carbono desde la atmósfera. En los océanos, parte del carbono absorbido por el fitoplancton se deposita en el fondo y forma sedimentos. Durante las eras geológicas en las que la fotosíntesis excedía la respiración, la materia orgánica se fue acumulando lentamente en un proceso de millones de años que llevó a la formación de depósitos de carbón y petróleo. Las cantidades de carbono que provienen de la atmósfera y, a través de la fotosíntesis y la respiración, vuelven a la misma son grandes y producen oscilaciones en las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico. En un año estos flujos biológicos de carbono

son diez veces más altos que la cantidad de carbono liberada en la atmósfera por la quema de combustibles fósiles. Sin embargo, los flujos antropogénicos circulan en una sola dirección, lo que genera un desequilibrio en el presupuesto global del carbono. Este tipo de emisiones son adiciones netas al ciclo biológico o el resultado de las modificaciones de los flujos dentro del ciclo.

Contribución del ganado a la liberación neta de carbono

En el Cuadro 3.2 se presenta un panorama de las fuentes de carbono y sus sumideros. Las poblaciones humanas, el crecimiento económico, los avances tecnológicos y las necesidades de energía primaria son los principales factores catalizadores de las emisiones antropogénicas de dióxido de carbono (IPCC, 2000a).

Las adiciones netas de carbono a la atmósfera se estiman entre 4 500 y 6 500 millones de toneladas al año. Los responsables de estas emisiones son, fundamentalmente, la quema de combustibles fósiles y los cambios en el uso de la tierra que destruyen el carbono orgánico del suelo.

Cuadro 3.2

Fuentes de carbono atmosférico y sumideros

Factor	Flujo de carbono (miles de millones de toneladas de C al año)	
	Dentro de la atmósfera	Fuera de la atmósfera
Quema de combustibles fósiles		4–5
Oxidación/erosión de la materia orgánica del suelo		61–62
Respiración de los organismos en la biosfera		50
Deforestación		2
Incorporación en la biosfera a través de la fotosíntesis		110
Difusión en los océanos		2,5
Neto	117–119	112,5
Incremento global neto anual del carbono atmosférico		+4,5–6,5

Fuente: disponible en www.oznet.ksu.edu/ctec/Outreach/science_ed2.htm.

³ A diferencia de los organismos parásitos y saprofíticos, los organismos autotróficos son autosuficientes por lo que se refiere al abastecimiento de energía. Los organismos heterotróficos para mantenerse en vida requieren un suministro externo de energía contenida en compuestos orgánicos complejos.

La respiración de los animales constituye sólo una mínima parte de la liberación neta de carbono que puede atribuirse al sector pecuario. La liberación indirecta es, sin embargo, mucho mayor y proviene, entre otros, de los siguientes procesos:

- quema de combustibles fósiles para producir fertilizantes minerales destinados a la producción de piensos;
- liberación de metano procedente de la descomposición de los fertilizantes y del estiércol animal;
- cambios en el uso de la tierra para la expansión de pastos y cultivos forrajeros;
- degradación de la tierra;
- uso de combustibles fósiles en la producción pecuaria y la producción de piensos;
- uso de combustibles fósiles en la producción y transporte de productos animales elaborados y refrigerados.

En las siguientes secciones revisaremos los puntos anteriores, analizando las distintas etapas de la producción pecuaria.

3.2.1 Emisiones de carbono procedentes de la producción de piensos

El uso de combustibles fósiles en la fabricación de fertilizantes es el potencial responsable de la emisión de 41 millones de toneladas de CO₂ al año

El nitrógeno es esencial para la vida de las plantas y de los animales. Sólo un reducido número de procesos, como los relámpagos o la fijación a través de rizobios, pueden convertirlo en formas reactivas que pueden ser usadas directamente por plantas y animales. Esta escasa disponibilidad de nitrógeno fijado ha impuesto históricamente una serie de límites naturales a la producción de alimentos y, por ende, a las poblaciones humanas.

Sin embargo, en la tercera década del siglo XX el proceso Haber-Bosch solucionó estas limitaciones. Mediante el uso de presiones extremadamente altas y un compuesto catalítico, fundamentalmente hierro y otros químicos críticos, se convirtió en el procedimiento básico fundamental para la producción de fertilizantes químicos.

Actualmente mediante este proceso se producen aproximadamente 100 millones de toneladas de fertilizantes sintéticos nitrogenados al año. Cerca del 1 por ciento de la energía mundial se usa para estos fines (Smith, 2002).

Tal y como se describió en el Capítulo 2, un elevado porcentaje de la producción mundial de cultivos se destina a la alimentación del ganado, ya sea directamente o a través de subproductos agroindustriales. Los fertilizantes minerales nitrogenados se aplican a la mayor parte de las tierras destinadas a estos cultivos, en particular en el caso de cultivos de alta energía como el maíz, utilizado para la elaboración de piensos concentrados. Las emisiones gaseosas procedentes de la elaboración de fertilizantes han de considerarse, por tanto, parte de las emisiones que produce la cadena alimentaria animal en su conjunto.

Aproximadamente el 97 por ciento de los fertilizantes nitrogenados derivan del amoníaco producido sintéticamente por medio del proceso Haber-Bosch. Actualmente, por razones económicas y ambientales, el combustible utilizado en este proceso es el gas natural. A mediados de la década de 1990 solo una quinta parte de la energía mundial provenía del gas natural. Se prevé que este porcentaje se elevará a una tercera parte para el año 2020 (IFA, 2002). A mediados de los años noventa la industria del amoníaco utilizó cerca del 5 por ciento del consumo total de gas natural, a pesar de que es posible producir amoníaco utilizando una amplia gama de fuentes energéticas. Cuando las existencias de petróleo y gas hayan llegado a su fin, se podrá hacer uso del carbón, cuyas reservas estarán disponibles por más de 200 años a los niveles de producción actuales (IFA, 2002). De hecho, el 60 por ciento de la producción de fertilizantes nitrogenados en China está basada en el carbón. China es, sin embargo, un caso atípico: su producción de fertilizantes nitrogenados, además de estar basada en el carbón, se produce en la mayoría de los casos en plantas de pequeño y mediano tamaño relativamente ineficientes desde el punto de vista del consumo energético. Si se confronta la energía utilizada en estas plantas

con las unidades de N producidas se aprecia que el consumo es entre un 20 y un 25 por ciento más alto que el de las plantas de diseño más reciente. Un estudio del gobierno chino estimó que el consumo de energía por unidad de producto en las plantas pequeñas es un 76 por ciento más alto que el de las plantas grandes (Price *et al.*, 2000).

Antes de pasar a estimar las emisiones de CO₂ relacionadas con este tipo de consumo energético, trataremos de cuantificar el uso de fertilizantes en la cadena alimentaria animal. El uso de fertilizantes por cultivo en el año 1997 (FAO, 2002) junto con el porcentaje de cultivos destinados a la producción de piensos en los principales países consumidores de fertilizantes nitrogenados (FAO, 2003a) pone de relieve que una parte altamente significativa de este consumo se destina a la producción pecuaria. El Cuadro 3.3 proporciona datos ejemplificativos para los países seleccionados⁴.

Con excepción de los países de Europa occidental, la producción y el consumo de fertilizantes químicos está registrando un incremento en estos países. El alto porcentaje de fertilizantes nitrogenados destinado a la producción de alimentos para animales se debe en gran medida al maíz, que cubre extensas superficies en los trópicos y áreas templadas y demanda altas dosis de este tipo de fertilizantes. Más de la mitad del total de la producción de maíz se utiliza como pienso. En el cultivo del maíz y otros piensos se usan grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados, especialmen-

te en zonas con déficit de nitrógeno como América del Norte, Asia sudoriental y Europa occidental. De hecho el maíz es el cultivo que registra un mayor consumo de fertilizantes nitrogenados en 18 de los 66 países productores de maíz analizados (FAO, 2002). En 41 de estos 66 países el maíz está entre los tres primeros cultivos con mayor consumo de este fertilizante. Las proyecciones de producción de maíz en estos países muestran que la tasa de expansión de la superficie cultivada es inferior a la de la producción, lo que parece indicar un aumento de los rendimientos derivado del incremento del consumo de fertilizantes (FAO, 2003a).

Otros cultivos forrajeros hacen también un gran uso de fertilizantes químicos nitrogenados. Cereales como la cebada y el sorgo reciben grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados. A pesar de que algunos de los cultivos oleaginosos están asociados con organismos fijadores de N (Sección 3.3.1), con frecuencia se recurre a la fertilización con nitrógeno para su cultivo. Estos cultivos, generalmente utilizados como piensos, entre los que figuran la colza, la soja y el girasol, demandan considerables cantidades de fertilizantes nitroge-

Cuadro 3.3

Fertilizantes químicos N utilizados en la producción de pastos y piensos en los países seleccionados

País	Consumo	Cantidad
	total de N (porcentaje)	absoluta (1 000 toneladas/año)
EE.UU.	51	4 697
China	16	2 998
Francia*	52	1 317
Alemania*	62	1 247
Canadá	55	897
Reino Unido*	70	887
Brasil	40	678
España	42	491
México	20	263
Turquía	17	262
Argentina	29	126

* Países con una gran cantidad de pastizales fertilizados con N.
Fuente: Basado en FAO (2002; 2003a).

nados. Así, en la Argentina el 20 por ciento del consumo total de fertilizantes nitrogenados se destina a estos cultivos, mientras que en el Brasil se destinan 110 000 toneladas (sólo para la producción de soja) y en China más de 1,3 millones de toneladas. Además hay que señalar que en muchos países también los pastizales reciben una gran cantidad de fertilizantes nitrogenados.

Los países del Cuadro 3.3 representan la mayor parte del consumo mundial de fertilizantes nitrogenados para la producción de piensos y suman, en conjunto, un total de aproximadamente 14 millones de toneladas de fertilizantes nitrogenados utilizados en la cadena alimentaria animal. Si se incluye la Comunidad de Estados Independientes y Oceanía el total asciende a casi un 20 por ciento de los 80 millones de toneladas de fertilizantes nitrogenados consumidos anualmente. Si a lo anterior se suman también los fertilizantes atribuibles a subproductos diferentes de las tortas oleaginosas, especialmente salvados, el total podría rondar el 25 por ciento.

Sobre la base de estas cifras es posible estimar las emisiones correspondientes de dióxido de car-

bono. Las necesidades de energía en los sistemas modernos basados en gas natural varían entre 33 y 44 gigajoules (GJ) por tonelada de amoníaco. Tomando en consideración la energía adicional usada en el envasado, el transporte y la aplicación de los fertilizantes, para lo que se estima un costo adicional de al menos el 10 por ciento (Helsel, 1992), se ha aplicado aquí un límite superior de 40 GJ por tonelada. Como se mencionó anteriormente, se considera que en el caso de China el uso de energía es aproximadamente un 25 por ciento más alto, esto es, 50 GJ por tonelada de amoníaco. Utilizando los factores de emisión del IPCC para el carbón en China (26 toneladas de carbón por terajoule) y para el gas natural en los países restantes (17 toneladas C/TJ), calculando una oxidación del carbono del 100 por ciento (oficialmente la estimación varía entre el 98 y 99 por ciento) y aplicando la relación de peso molecular CO₂/C, se obtiene **una estimación total de emisiones anuales de CO₂ de más de 40 millones de toneladas** (Cuadro 3.4) en esta fase inicial de la cadena alimentaria animal.

Cuadro 3.4

Emisiones de CO₂ procedentes de la combustión de combustibles fósiles para la producción de fertilizantes nitrogenados destinados al cultivo de alimentos para el ganado en los países seleccionados

País	Cantidad absoluta de fertilizantes químicos N <i>(1 000 toneladas de fertilizante N)</i>	Energía utilizada por tonelada de fertilizante <i>(GJ/toneladas de fertilizante N)</i>	Factor de emisión <i>(toneladas C/TJ)</i>	CO ₂ emitido <i>(1 000 toneladas/año)</i>
Argentina	126	40	17	314
Brasil	678	40	17	1 690
México	263	40	17	656
Turquía	262	40	17	653
China	2 998	50	26	14 290
España	491	40	17	1 224
Reino Unido*	887	40	17	2 212
Francia*	1 317	40	17	3 284
Alemania*	1 247	40	17	3 109
Canadá	897	40	17	2 237
EE.UU.	4 697	40	17	11 711
Total	14 millones de toneladas			41 millones de toneladas

*Incluye una gran cantidad de pastizales fertilizados con N.

Fuente: FAO (2002; 2003a); IPCC (1997).

El combustible fósil empleado en las unidades de producción es el potencial responsable de la emisión de 90 millones de toneladas de CO₂ al año

El porcentaje del consumo energético correspondiente a las diferentes fases de la producción pecuaria presenta una amplia variación en función de la intensidad del sistema de producción (Sainz, 2003). En los sistemas de producción modernos la mayor parte de la energía se emplea en la producción de piensos, ya sea forraje para rumiantes o alimentos concentrados para la alimentación de cerdos y aves de corral. También se emplean cantidades considerables de energía en la producción de semillas y herbicidas/plaguicidas. Hay que considerar igualmente el consumo de diesel de la maquinaria agrícola (para la preparación de la tierra, la cosecha, el transporte) y la electricidad (bombas de irrigación, secado, calefacción, etc.). El uso de combustibles fósiles en las unidades de explotación de los sistemas intensivos produce emisiones de CO₂ probablemente mayores que las de fertilizantes químicos nitrogenados destinados a la producción de piensos. Sainz (2003) estimó que, durante la década de 1980, en una granja típica de los Estados Unidos de América se empleaban unos 35 megajoules (MJ) de energía por kilogramo de canal para los pollos, 46 MJ para los cerdos y 51 MJ para los bovinos, con un porcentaje del 80 al 87 por ciento del consumo en la fase de producción⁵. Un porcentaje significativo de este consumo es en forma de electricidad que, en términos de equivalente de energía, produce unos niveles de emisión muy inferiores a los producidos cuando se usan directamente combustibles fósiles como fuente de energía. El porcentaje de electricidad utilizado es mayor en la producción intensiva de monogástricos (principalmente para la calefacción, enfriamiento y ventilación), sistemas en los que se emplean también grandes cantidades de combustible fósil en el transporte

de piensos. Sin embargo, más de la mitad del consumo energético del proceso de producción pecuaria se genera en la fase de producción de piensos (en las operaciones de producción intensiva de carne bovina representa casi la totalidad del consumo). También se ha considerado la contribución de la producción de fertilizantes en el cálculo del consumo energético de la producción de piensos: en los sistemas intensivos, el uso combinado de energía para la producción de semillas y herbicidas/plaguicidas y combustible fósil para la maquinaria generalmente excede el destinado a la producción de fertilizantes.

Existen algunos casos donde el mayor porcentaje de uso de energía fósil no corresponde a la producción de piensos. Las granjas lecheras son un ejemplo notable, como ilustra el caso de los operadores lecheros de Minnesota. La electricidad es la forma de energía más usada en este tipo de explotaciones. En contraste, en las granjas productoras de los principales cultivos básicos, el diesel es la forma de energía de mayor uso y genera niveles más elevados de emisiones de CO₂ (Ryan y Tiffany, 1998; datos correspondientes al año 1995). A partir de esta información es posible deducir que la mayor parte de las emisiones de CO₂ provenientes del empleo de energía en las granjas de Minnesota también están asociadas a la producción de piensos y exceden las emisiones generadas por el uso de fertilizantes nitrogenados. Considerando la dosis promedio de fertilizantes aplicada al cultivo de maíz en los Estados Unidos de América (150 kg de N/ha), se obtiene que los niveles de emisión de CO₂ para este cultivo en dicho estado ascienden a aproximadamente 1 millón de toneladas, mientras que las emisiones procedentes del uso de energía para la producción del mismo cereal en las granjas es de 1,26 millones de toneladas [Cuadro 3.5]. Al menos la mitad de las emisiones de CO₂ de los dos principales productos y fuentes de CO₂ en Minnesota (maíz y soja) pueden ser atribuibles al sector pecuario (intensivo). Analizados en conjunto, la producción de piensos, de cerdos y productos lácteos determinan que el sector pecuario sea, con gran

⁵ A diferencia de la elaboración poscosecha, transporte, almacenamiento y preparación. La producción incluye el uso de energía para la producción y transporte de piensos.

Cuadro 3.5

Energía usada por la agricultura en las explotaciones agrícolas de Minnesota (Estados Unidos de América)

Producto	Clasificación de Minnesota dentro de los EE. UU.	Superficie de cultivos (10^3 km^2) cabezas (10^6) toneladas (10^6)	Diesel ($1\ 000 \text{ m}^3 \sim 2,65 - 10^3$ toneladas CO ₂)	LPG ($1\ 000 \text{ m}^3 \sim 2,30 - 10^3$ toneladas CO ₂)	Electricidad ($10^6 \text{ kWh} \sim 288$ toneladas CO ₂)	CO ₂ emitido directamente (10^3 toneladas)
Maíz	4	27,1	238	242	235	1 255
Soya	3	23,5	166	16	160	523
Trigo	3	9,1	62	6,8	67	199
Productos lácteos (toneladas)	5	4,3 *	47	38	367	318
Cerdos	3	4,85	59	23	230	275
Bovinos	12	0,95	17	6	46	72
Pavos (toneladas)	2	40	14	76	50	226
Remolacha azucarera	1	1,7	46	6	45	149
Maíz dulce / guisantes	1	0,9	9	-	5	25

Nota: Los nueve productos reportados dominan la producción agrícola de Minnesota y, por extensión, el uso energético de la agricultura en este estado. Las emisiones referidas al CO₂ se basan en los factores de eficiencia y emisión del Formato Común para la Presentación de Informes de los Estados Unidos de América remitido a la CMNUCC en el año 2005.

Fuente: Ryan y Tiffany (1998).

diferencia, la mayor fuente de emisiones de CO₂ generadas por la agricultura en Minnesota.

En ausencia de estimaciones similares representativas de otras regiones del mundo, no es posible facilitar una cuantificación fiable de las emisiones de CO₂ a escala global que puedan atribuirse al uso de combustibles fósiles en las unidades de producción del sector pecuario. La intensidad con que se usa la energía y sus fuentes tienen una amplia variación. Sin embargo, es posible obtener un cálculo aproximado de las emisiones producidas por el uso de combustibles fósiles en los sistemas intensivos partiendo del supuesto de que la menor necesidad de energía para la producción de piensos en las latitudes más bajas (necesidades inferiores de energía para el secado de maíz, por ejemplo), así como los menores niveles de mecanización que generalmente se presentan en estas latitudes, serán compensados, en términos generales, por el uso menos eficiente de la energía utilizada y por un menor empleo de fuentes de energía con niveles de emisiones relativamente más bajos de CO₂ (gas natural y electricidad). Las cifras de Minnesota pueden combinarse con la producción

mundial de piensos y la población ganadera de los sistemas intensivos. La estimación resultante sólo para el maíz es de una magnitud similar a las emisiones procedentes de la producción de fertilizantes nitrogenados para los cultivos forrajeros. Efectuando una estimación prudente, podemos suponer que las emisiones de CO₂ provenientes del uso de combustibles fósiles para la producción de piensos a nivel de granja pueden ser un 50 por ciento más altas que las producidas en el proceso de elaboración de fertilizantes nitrogenados destinados a la producción de piensos, y equivalen globalmente a unos 60 millones de toneladas de CO₂. A esto hay que agregar las emisiones producidas en la granja relacionadas directamente con la cría del ganado, estimadas en esta evaluación en aproximadamente 30 millones de toneladas de CO₂ (esta cifra se obtiene a partir de la aplicación de las cifras de Minnesota al total de la población ganadera criada en sistemas intensivos, asumiendo que el menor uso de energía para la calefacción en latitudes más bajas queda compensada por una menor eficiencia energética y unas necesidades de ventilación más elevadas).

Se espera que en las unidades de producción de los sistemas extensivos, donde las fuentes de alimento son los pastos naturales y los residuos de cultivos, el nivel de emisiones generadas por el uso de combustibles fósiles sea bajo, e incluso insignificante, si se compara con las estimaciones de los sistemas intensivos. Este supuesto queda confirmado por el hecho de que en vastas zonas de los países en desarrollo, especialmente en África y en Asia, los animales son una fuente importante de tracción, práctica que contribuye a evitar las emisiones de CO₂. Se ha estimado que en el año 1992 la tracción animal se utilizaba aproximadamente en la mitad de la superficie cultivada de los países en desarrollo [Delgado *et al.*, 1999]. No se cuenta con estimaciones más recientes y se puede asumir que esta proporción ha disminuido rápidamente en las áreas con intensos procesos de mecanización como China y zonas de la India. Sin embargo, la fuerza de tracción animal sigue siendo una importante forma de energía que sustituye a los combustibles fósiles en muchas partes del mundo, y en algunas zonas, principalmente de África occidental, está incluso experimentando un incremento.

Los cambios en el uso de la tierra asociados al sector pecuario son los potenciales responsables de la emisión de 2 400 millones de toneladas de CO₂ al año

El uso de la tierra está experimentando un proceso de continua transformación en diferentes partes del mundo, generalmente como respuesta a la demanda y a la competencia generadas por un grupo amplio de usuarios. Los cambios en el uso de la tierra tienen un impacto en el flujo del carbono y muchas veces tienen relación con el ganado bien porque ocupa mayores superficies de tierra (como pastizales o tierra cultivable para la producción de cultivos forrajeros), bien porque la libera para otros propósitos, como es el caso, por ejemplo, de los pastos marginales que se convierten en bosques.

Un bosque contiene más carbono que una superficie de cultivos anuales o un pastizal y cuando un bosque es explotado, o peor aún,



© FAO/10460/J. BOTTS

Ejemplo de deforestación y cambio de cultivos en colinas escarpadas. La destrucción de los bosques ha causado una desastrosa erosión del suelo en pocos años (Tailandia, 1979)

cuando se quema la superficie forestal, se liberan grandes cantidades de carbono de la vegetación y el suelo en la atmósfera. La reducción neta del almacenamiento de carbono no es igual al flujo neto de CO₂ desde el área talada. La realidad es más complicada: la tala con destronque de los bosques puede producir una pauta compleja de flujos netos con cambios de dirección en el tiempo (directrices IPCC). El cálculo de los flujos de carbono debidos a la conversión de los bosques es, en muchos sentidos, el más complejo de todos los componentes del inventario de emisiones. La estimación de las emisiones de los bosques talados varía a causa de múltiples incertidumbres: las tasas de tala con destronque anual, el destino de las tierras taladas, las cantidades de carbono contenidas en los diferentes ecosistemas, la manera en que se libera el CO₂ (por ejemplo, por la quema o la descomposición), y las cantidades de carbono liberadas de los suelos perturbados.

Las respuestas de los sistemas biológicos varían en función de diferentes escalas temporales. Así, por ejemplo, la quema de biomasa ocurre en un lapso de tiempo inferior a un año, mientras que la descomposición de la madera puede necesitar una década y la pérdida de carbono del suelo puede continuar durante varias décadas e incluso siglos. El IPCC (2001b) estimó que el flujo medio anual debido a la deforestación tropical entre 1980 y 1989 se cifró en 1 600±1 000 millones

de toneladas de C como CO₂ (CO₂-C). Solamente cerca del 50 o el 60 por ciento del carbono liberado cada año por la conversión de los bosques fue resultado de la conversión y subsiguiente quema de biomasa en ese año. El porcentaje restante fueron emisiones tardías resultantes de la oxidación de la biomasa cosechada en años previos (Houghton, 1991).

Evidentemente, es mucho más complicado el cálculo de las emisiones de CO₂ provenientes del uso de la tierra y de los cambios en el uso de la tierra que el de las emisiones asociadas a la quema de combustibles fósiles. Resulta aún más difícil atribuir estas emisiones a un sector particular de la producción como el sector pecuario. Sin embargo, la importancia del ganado en la deforestación ha quedado demostrada en América Latina, el continente donde se registra la mayor pérdida neta de bosques, con los consiguientes flujos de carbono. Como quedó descrito en el Capítulo 2, América Latina es la región donde se documenta la mayor expansión de los pastos y de las tierras cultivables para la producción de cultivos forrajeros, generalmente a expensas de las áreas forestales. En el estudio de la LEAD realizado por Wassenaar *et al.* (2006) y en el Capítulo 2 de la presente obra se pone de relieve que la mayor parte del área talada se destina al establecimiento de pastizales y se identifican grandes áreas donde la ganadería extensiva es probablemente la mayor responsable de la tala. Aunque existan otras causas para la destrucción de los bosques, la producción animal es uno de los principales catalizadores de la deforestación. La conversión de bosques en pastizales libera grandes cantidades de carbono en la atmósfera, especialmente cuando se recurre a la quema. Las áreas taladas pueden experimentar varios cambios en cuanto al tipo de uso del suelo. Durante el período comprendido entre 2000 y 2010, se prevé que la superficie de pastos de América Latina crecerá a expensas de la superficie forestal a un ritmo medio de 2,4 millones de hectáreas anuales, lo que equivale a casi un 65 por ciento de la deforestación prevista. Si se asume que al menos

la mitad de la expansión de la tierra cultivable en detrimento de los bosques de Bolivia y el Brasil será destinada a la producción de alimento para el ganado, se tendrá como resultado una deforestación anual adicional atribuible al sector pecuario de más de 500 000 hectáreas, lo que representa un total de casi 3 millones de hectáreas al año entre pastos y cultivos forrajeros.

Considerando lo anterior y las tendencias mundiales de la producción ganadera extensiva y de los cultivos para la producción de piensos (Capítulo 2) es posible estimar de manera realista que las emisiones de la deforestación “inducida por el ganado” ascienden aproximadamente a 2 400 millones de toneladas de CO₂ anuales. Esta cifra se basa en el supuesto, algo simplificado, de que los bosques se convierten en su totalidad en pastizales y tierras de cultivo climáticamente equivalentes (IPCC, 2001b, p. 192), combinando los cambios en la densidad de carbono de la vegetación y del suelo⁶ en el año en que se produce el cambio. Aunque físicamente incorrecto (se necesita más de un año para alcanzar este nuevo estatus debido a las emisiones “heredadas o tardías”) el cálculo de emisiones resultante es correcto siempre y cuando el proceso de cambio sea continuo.

Otra importante situación de deforestación conexa a la actividad ganadera que aún no ha sido cuantificada, y que no está incluida en estos cálculos, es probablemente la que se presenta en la Argentina (véase el Recuadro 5.5 en la Sección 5.3.3).

Además de producir emisiones de CO₂, la conversión de la tierra también puede tener efectos negativos sobre otras emisiones. Mosier *et al.* (2004), por ejemplo, observaron que tras la conversión de los bosques en tierras de pastoreo, la oxidación del CH₄ por los microorganismos del suelo generalmente se reduce hasta tal punto que

⁶ Las estimaciones más recientes suministradas por esta fuente son de 194 y 122 toneladas de carbono por hectárea en bosques tropicales, para plantas y suelos, respectivamente, frente a 29 y 90 toneladas de carbono en el caso de pastos tropicales y de 3 y 122 toneladas de carbono en las tierras de cultivo.

estas tierras pueden llegar incluso a convertirse en fuentes netas en situaciones donde la compactación del suelo por la acción mecánica del ganado limita la difusión de los gases.

Los suelos destinados a cultivos asociados al ganado pueden liberar un total de 28 millones de toneladas de CO₂ al año

Los suelos son el principal reservorio de carbono en la fase terrestre de su ciclo. La cantidad total de carbono almacenado en el suelo es de 1,1 a 1,6 billones de toneladas (Sundquist, 1993), más de dos veces el carbono en la vegetación viva (560 mil millones de toneladas) o en la atmósfera (750 mil millones de toneladas). Es esta la razón por la cual incluso cambios relativamente muy reducidos del carbono almacenado en el suelo podrían generar impactos considerables en el balance global del carbono (Rice, 1999).

El carbono almacenado en el suelo es el balance entre las entradas por material vegetal muerto y las pérdidas debidas a los procesos de descomposición y mineralización. En condiciones aeróbicas la mayor parte del carbono que entra al suelo es inestable y, por tal motivo, viene devuelto rápidamente a la atmósfera a través del proceso de respiración. En general, menos del 1 por ciento de los 55 mil millones de toneladas de C que entran al suelo cada año se acumulan en fracciones más estables con tiempos de permanencia más largos.

Las perturbaciones originadas por la actividad humana pueden acelerar la descomposición y la mineralización. En las grandes llanuras de América del Norte se calcula que, aproximadamente, un 50 por ciento del carbono orgánico del suelo se ha perdido durante los últimos 50 a 100 años de cultivos a causa de las quemas, la volatilización, la erosión, las cosechas o el pastoreo (SCOPE 21, 1982). Pérdidas similares han ocurrido menos de 10 años después de la deforestación de áreas tropicales (Nye y Greenland, 1964). La mayor parte de estas pérdidas se produce en el momento de la conversión de la cubierta natural en tierras destinadas a la producción.

Las prácticas de manejo pueden causar pérdidas adicionales de carbono del suelo. Con prácticas de manejo apropiadas (como la ausencia de labranza) los suelos agrícolas pueden prestar el servicio de sumidero de carbono, función que es susceptible de incrementarse en el futuro (véase la Sección 3.5.1). Sin embargo, actualmente su uso como sumidero de carbono es insignificante a nivel mundial. Como se describió en el Capítulo 2, un porcentaje altamente significativo de la producción de cereales secundarios y de cultivos oleaginosos en las regiones templadas se destina a su uso como pienso.

La mayor parte del área destinada a estos cultivos está bajo condiciones de manejo intensivo a gran escala, con predominio de las prácticas de labranza convencionales que gradualmente reducen el contenido de carbono orgánico del suelo y producen emisiones de CO₂ considerables. Dada la complejidad de las emisiones provenientes del uso de la tierra y de los cambios en su uso no es posible realizar una estimación global con un aceptable nivel de precisión. Es posible hacer indicaciones del orden de magnitud usando una tasa de pérdida media del suelo en climas templados con contenidos bajos o moderados de materia orgánica que se sitúa entre la tasa de pérdida registrada para las prácticas de labranza cero y la labranza convencional: si se asume una tasa de pérdida anual de 100 kg de CO₂ por hectárea al año (Sauvé, Jilene, Goddard y Cannon, 2000, considerada la pérdida de CO₂ de los suelos pardos templados y excluidas las emisiones originadas a partir de los residuos de cultivos), los 1,8 millones de km², aproximadamente, de tierras cultivables sembradas con maíz, trigo y soja para piensos agregarían un flujo anual de CO₂ de unos 18 millones de toneladas al balance del ganado.

Los suelos tropicales tienen un contenido de carbono medio más bajo (IPCC, 2001b, p. 192) y, en consecuencia, emisiones más reducidas. Por otro lado, la gran expansión de los cultivos forrajeros a gran escala no solo en áreas que previamente no estaban cultivadas o que estaban dedicadas al pastoreo o a la producción de cultivos de subsis-

tencia puede incrementar las emisiones de CO₂. Asimismo, otro factor como el encalado de los suelos contribuye también a las emisiones. Esta es una práctica común en las zonas tropicales cultivadas más intensamente debido a la acidez de los suelos. A título de ejemplo se pueden citar las emisiones de CO₂ atribuibles al encalado en el Brasil⁷, las cuales se estimaron en el año 1994 en 8,99 millones de toneladas y es muy probable que se hayan incrementado desde entonces. En la medida en que estas emisiones tienen relación con cultivos para la producción de piensos, deben ser atribuidas al sector pecuario. Con frecuencia para la alimentación del ganado sólo se utilizan residuos de cultivos y subproductos. En este caso debe atribuirse al ganado un porcentaje de las emisiones correspondientes a la fracción de valor del producto⁸ (Chapagain y Hoekstra, 2004). Al comparar las emisiones provenientes del encalado registradas en las comunicaciones de varios países tropicales a la CMNUCC con la importancia de la producción de piensos en esos mismos países, se puede observar que el porcentaje global de las emisiones asociadas al encalado y atribuibles al ganado son de una magnitud similar a las emisiones del Brasil (10 millones de toneladas de CO₂).

Otra forma en la que el ganado contribuye a las emisiones de gases provenientes de tierras de cultivos es mediante las emisiones de metano procedentes de los cultivos de arroz, una importante fuente de metano reconocida mundialmente. Un porcentaje significativo de las emisiones de metano de los cultivos de arroz es de origen animal, ya que las bacterias del suelo se “alimentan” en gran medida de estiércol animal, una fuente importante de fertilizante (Verburg, Hugo y Van der Gon, 2001). Junto con el tipo de manejo de la inundación, el tipo de fertilización es el factor más importante que controla las emisiones de metano

de las áreas cultivadas con arroz. Los fertilizantes orgánicos originan mayores emisiones que los fertilizantes minerales. Khalil y Shearer (2005) sostienen que durante las últimas dos décadas China ha alcanzado una reducción importante de las emisiones de metano anuales provenientes del cultivo del arroz, pasando de unos 30 millones de toneladas al año a probablemente menos de 10 millones de toneladas anuales, esencialmente debido al reemplazo de los fertilizantes orgánicos con fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, este cambio puede afectar a otras emisiones de gas en un modo opuesto. Con el uso de fertilizantes nitrogenados artificiales, las emisiones de óxido nitroso de los cultivos de arroz se incrementan y lo mismo ocurre con las emisiones de dióxido de carbono provenientes de la pujante industria china de fertilizantes nitrogenados que utiliza el carbón como fuente de energía (véase el apartado precedente). En vista de que no es posible facilitar ni siquiera una estimación aproximada de la contribución del ganado a las emisiones de metano originadas en los cultivos de arroz, este aporte no será considerado en la cuantificación global.

La desertificación de pastizales causada por la acción del ganado puede liberar 100 millones de toneladas de CO₂ al año

El ganado también contribuye a la desertificación (véase el Capítulo 2 y el Capítulo 4). En las zonas donde está en curso este proceso, el resultado de la degradación es una disminución de la productividad o una reducción de la cubierta vegetal, lo que produce un cambio en las reservas de nutrientes y de carbono y en los ciclos del sistema. Esto a su vez parece causar una ligera disminución del C acumulado en la biomasa por encima del suelo y una leve disminución en la fijación de C. A pesar de que los cambios en la biomasa por encima del suelo son tan pequeños que a veces ni siquiera se detectan, el carbono total del suelo generalmente experimenta una disminución. Un estudio reciente, realizado por Asner, Borghi y Ojeda (2003) en la Argentina, también documentó que la desertificación tuvo como resultado un ligero cambio en la

⁷ Primera comunicación del Brasil a la CMNUCC, 2004.

⁸ La fracción de valor de un producto es la relación entre el valor de mercado del producto y el valor de mercado agregado de todos los productos obtenidos del cultivo primario.

Recuadro 3.2 Los múltiples aspectos climáticos de las quemas de las sabanas tropicales

El uso de la quema es una práctica común en el establecimiento y el manejo de pastizales, bosques húmedos tropicales y regiones de sabanas y de praderas en todo el mundo (Crutzen y Andreae, 1990; Reich *et al.*, 2001). El fuego elimina la hierba que no ha sido pastoreada, la paja y la cubierta vegetal muerta, estimula además el crecimiento de hierbas frescas y puede controlar la densidad de plantas leñosas (árboles y arbustos). Puesto que muchas especies herbáceas son más tolerantes al fuego que las especies arbóreas (especialmente las plántulas y árboles jóvenes), la quema puede determinar el balance entre la cubierta herbácea y la vegetación leñosa. El fuego estimula el crecimiento de las hierbas perennes en las sabanas y suministra rebrotos nutritivos al ganado. La quema controlada evita incendios no controlados y, probablemente, más destructivos y consume la capa más baja combustible en un estado de humedad adecuado. La quema se practica a costos muy reducidos o sin ningún costo. También se usa a pequeña escala para mantener la biodiversidad en áreas protegidas.

Las consecuencias ambientales del fuego en los pastizales y pastos dependen del entorno y de las condiciones de su aplicación. La quema controlada en las sabanas tropicales tiene un impacto ambiental significativo, debido a la extensión de tierra afectada y al relativo bajo nivel de control. Cada año se queman extensas áreas de sabana en los trópicos húmedos y subhúmedos con miras a la

ordenación de los pastos. En el año 2000, la quema afectó a unos 4 millones de km². Más de las dos terceras partes de esta superficie correspondió a zonas tropicales y subtropicales (Tansey *et al.*, 2004). Globalmente, cerca de tres cuartas partes de las quemas se presentan fuera de los bosques. En el año 2000 la quema de sabanas representó el 85 por ciento de la superficie quemada en América Latina, el 60 por ciento en África y cerca del 80 por ciento en Australia.

Usualmente, la quema de sabanas no se toma en consideración en los resultados de las emisiones netas de CO₂, ya que las cantidades de dióxido de carbono liberadas en la quema son recapturadas con el rebrote de la hierba. Además de CO₂, la quema de biomasa también libera cantidades importantes de otros gases traza con relevancia global (NO_x, CO, y CH₄) y aerosoles (Crutzen y Andreae, 1990; Scholes y Andreae, 2000). Los efectos sobre el clima incluyen la formación de smog fotoquímico, hidrocarburos y NO_x. Muchos de los elementos emitidos contribuyen a la producción de ozono troposférico (Vet, 1995; Crutzen y Goldammer, 1993), que es otro importante gas de efecto invernadero con influencia sobre la capacidad de oxidación de la atmósfera, mientras que el bromuro, liberado en cantidades significativas por los incendios de las sabanas, causa una disminución del ozono estratosférico (Vet, 1995; BAD, 2001).

Las columnas de humo pueden ser redistribuidas localmente, transportadas a través de la troposfera más baja o entrar en los patrones de circulación a gran escala en la troposfera media o alta. Con frecuencia los incendios en las áreas de convección elevan los elementos a las partes altas de la atmósfera generando un potencial para el aumento del cambio climático. Las observaciones vía satélite han encontrado extensas zonas con niveles elevados de O₃ y CO en África, América del Sur y la parte tropical de los océanos Atlántico e Índico (Thompson *et al.*, 2001).

© FAO/14185/R. FAIDUTTI



Cazadores quemando las áreas forestales para ahuyentar a especies de roedores que cazarán para su consumo. Pastores y cazadores se benefician mutuamente de los resultados.

Recuadro 3.2 (continuación)

Los aerosoles producidos por la quema de la biomasa de los pastos dominan la concentración atmosférica de aerosoles a lo largo de la cuenca amazónica y de África [Scholes y Andreae, 2000; Artaxo *et al.*, 2002]. Las concentraciones de las partículas de aerosol son altamente estacionales. Un pico obvio durante la estación seca (estación de quemadas)

contribuye al enfriamiento a través de un aumento en la diseminación atmosférica de la luz entrante y del suministro de núcleos de condensación de nubes. Altas concentraciones de núcleos de condensación de nubes como efecto de la quema de biomasa estimulan la producción de lluvia y afectan a la dinámica del clima a gran escala (Andreae y Crutzen, 1997).

cobertura leñosa, si bien en las áreas sometidas a pastoreo durante largos períodos se presentó, sin embargo, una reducción del carbono orgánico del suelo comprendida entre el 25 y el 80 por ciento. La erosión del suelo da cuenta de una parte de estas pérdidas, pero la mayor parte se origina en la falta de renovación de la materia orgánica en descomposición acumulada, es decir, se presenta una considerable emisión neta de CO₂.

Lal (2001) estimó la pérdida de carbono resultante de la desertificación. Asumiendo una pérdida de 8 a 12 toneladas de carbono del suelo por hectárea [Swift *et al.*, 1994] en un área de tierra desertificada de 1 000 millones de hectáreas (PNUMA, 1991), la pérdida histórica total de carbono del suelo se situaría entre 8 000 y 12 000 millones de toneladas. De manera similar, la degradación de la biomasa vegetal sobre la tierra ha conducido a una pérdida de carbono estimada en 10 a 16 toneladas por hectárea, lo que equivale a un total histórico de entre 10 000 y 16 000 millones de toneladas. La pérdida total de C como consecuencia de la desertificación podría situarse, por tanto, entre los 18 000 y los 28 000 millones de toneladas de carbono (FAO, 2004b). La contribución del ganado a esta cifra es difícil de calcular, pero sin duda es elevada: el ganado ocupa aproximadamente las dos terceras partes de la superficie total de tierras secas del planeta y se ha estimado una mayor tasa de desertificación en las zonas de pastizales que en las destinadas a otros usos (3,2 millones de hectáreas anuales frente a los 2,5 millones de hectáreas anuales en las tierras de cultivo)

[PNUMA, 1991]. Considerando solamente las pérdidas de carbono del suelo (cerca de 10 toneladas de carbono por hectárea), la oxidación de carbono inducida por la desertificación de los pastizales daría como resultado emisiones del orden de los 100 millones de toneladas de CO₂ anuales.

Otro factor, en gran medida desconocido, que influye en el carbono del suelo es el efecto de retroalimentación del cambio climático. En las tierras de cultivo de las latitudes más altas se prevé que, como consecuencia del calentamiento global, se registrará un incremento de los rendimientos, debido a estaciones de siembra más largas y a la fertilización con CO₂ (Cantagallo, Chimenti y Hall, 1997; Travasso *et al.*, 1999).

No obstante, al mismo tiempo, el calentamiento global puede acelerar la descomposición del carbono acumulado en los suelos (Jenkinson, 1991; MacDonald, Randlett y Zak, 1999; Niklinska, Maryanski y Laskowski, 1999; Scholes *et al.*, 1999). A pesar de que aún se requiere mucho trabajo para llegar a una cuantificación del efecto fertilizante del CO₂ en las tierras de cultivo, Van Ginkel, Whitmore y Gorissen (1999) estiman la magnitud de este efecto (a las tasas actuales de aumento del CO₂ en la atmósfera) en una absorción neta de 0,036 toneladas de carbono por hectárea al año en los pastos de zonas templadas, una vez deducidos los efectos del aumento de la temperatura en la descomposición. Investigaciones recientes indican que la repercusión del aumento de la temperatura en la aceleración de la descomposición puede ser aún más intensa

que las importantes pérdidas netas ya registradas durante las últimas décadas en las regiones templadas (Bellamy *et al.*, 2005; Schulze y Freibauer, 2005). Ambos escenarios pueden ser reales, dando como resultado una transferencia del carbono de los suelos a la vegetación, esto es, un cambio hacia ecosistemas más frágiles, como se ha observado actualmente en un mayor número de regiones tropicales.

3.2.2 Emisiones de carbono procedentes de la cría del ganado

La respiración del ganado no es una fuente neta de CO₂

Los seres humanos y el ganado representan cerca de una cuarta parte del total de la biomasa animal terrestre⁹. Tomando como base el número de animales y el peso vivo, la biomasa total del ganado asciende a unos 700 millones de toneladas (Cuadro 3.6; FAO, 2005b).

¿En qué medida estos animales contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero? De acuerdo con la función establecida por Muller y Schneider (1985, citado por Ni *et al.*, 1999), aplicada a las poblaciones de ganado en pie por país y por especie (con el peso vivo específico para cada país), el dióxido de carbono proveniente del proceso respiratorio de los animales genera unos 3 000 millones de toneladas de CO₂ (véase el Cuadro 3.6) o 800 millones de toneladas de carbono. En general, debido a las tasas más bajas de rendimiento y, por tanto, a los mayores inventarios, los rumiantes son responsables de emisiones relativas más altas en comparación con sus productos. Sólo el ganado bovino da cuenta de más de la mitad de las emisiones totales de dióxido de carbono causadas por la respiración.

No obstante, las emisiones procedentes de la respiración del ganado forman parte de un sistema biológico con un ciclo muy rápido, donde la materia de las plantas consumidas se crea a sí misma

a través de la conversión del CO₂ en compuestos orgánicos. Puesto que las cantidades absorbidas y emitidas se retienen equivalentes, la respiración del ganado no se considera una fuente neta en el Protocolo de Kyoto. De hecho, en la medida en que parte del carbono consumido queda almacenada en los tejidos vivos de los animales en crecimiento, una cabaña ganadera mundial en crecimiento podría incluso considerarse un sumidero de carbono. La biomasa de la población de ganado en pie aumentó considerablemente durante las últimas décadas (de 428 millones de toneladas aproximadamente en 1961 a unos 699 millones de toneladas en 2002). Este crecimiento continuo (véase el Capítulo 1) puede ser considerado como un proceso de retención de carbono (estimado en alrededor de 1 o 2 millones de toneladas de carbono al año), que queda, no obstante, ampliamente contrarrestado por el correspondiente incremento de las emisiones de metano.

El equilibrio del ciclo biológico se ve alterado cuando se presentan situaciones de sobrepastoreo o de manejo inadecuado de los cultivos forrajeros. La degradación de la tierra derivada de este proceso es un indicador de la *reducción* de la reabsorción atmosférica de CO₂ por el rebrote de la vegetación. En ciertas regiones la pérdida neta de CO₂ asociada a esta situación puede llegar a ser considerable.

El metano liberado por la fermentación entérica puede ascender a 86 millones de toneladas al año

A escala mundial, el ganado es la fuente antropogénica más importante de emisiones de metano. Entre los animales domésticos, los rumiantes (bovinos, búfalos, ovejas, cabras y camellos) producen cantidades significativas de metano como parte del normal proceso digestivo. En el rumen, el más grande de los preestómagos de estos animales, la fermentación microbiana convierte los alimentos fibrosos en productos que pueden ser digeridos y utilizados por el animal. Este proceso de fermentación microbiana, conocido como fermentación entérica, produce metano como subproducto, el cual viene exhalado por el animal.

⁹ Basado en SCOPE 13 (Bolin *et al.*, 1979), con una cifra del total de la población humana actualizada al total actual de 6 500 millones.

Cuadro 3.6

Número de animales (2002) y cálculo de las emisiones de dióxido de carbono procedentes de la respiración

Espezie	Total mundial (millones de cabezas)	Biomasa (millones de toneladas de peso vivo)	Emisiones de dióxido de carbono (millones de toneladas de CO ₂)
Bovinos y búfalos	1 496	501	1 906
Pequeños rumiantes	1 784	47,3	514
Camellos	19	5,3	18
Equinos	55	18,6	71
Cerdos	933	92,8	590
Aves de corral ¹	17 437	33,0	61
Total²		699	3 161

¹ Gallinas, patos, pavos y gansos.

² También incluye conejos.

Fuente: FAO (2006b). Cálculos de los autores.

El metano también se produce en cantidades más pequeñas en el proceso digestivo de otros animales, incluidos los humanos (EPA, 2005b).

Las emisiones de metano provenientes de la fermentación entérica presentan importantes variaciones espaciales. Así, en el Brasil estas emisiones totalizaron 9,4 millones de toneladas en 1994, lo que representa un 93 por ciento de las emisiones de la agricultura y un 72 por ciento del total de las emisiones nacionales de metano. Más del 80 por ciento de estas emisiones son causadas por el ganado de carne (Informe del Ministerio de Ciencia y Tecnología del Brasil – Informe EMBRAPA, 2002). En los Estados Unidos de América el metano de la fermentación entérica, que ascendió a 5,5 millones de toneladas en 2002, se origina en su gran mayoría en el ganado de leche y carne. Esta cifra equivale al 71 por ciento del total de las emisiones agrícolas y al 19 por ciento de las emisiones totales del país (EPA, 2004).

Esta variación refleja el hecho de que los niveles de emisión de metano están determinados por los sistemas de producción y las características regionales. En el nivel de emisiones influye la ingesta de energía y otros factores relacionados con la dieta y el animal (cantidad y calidad del pienso, peso vivo del animal, edad y cantidad de ejercicio). Hay también variaciones entre las especies animales y entre individuos de la misma especie. Esta es la razón por la cual una evalua-

ción de las emisiones de metano en un determinado país necesita una descripción detallada de la población ganadera (especies, edad y categorías de productividad), así como información completa sobre el consumo diario de alimento y la tasa de conversión de metano de los alimentos (directrices revisadas del IPCC). Dado que la información de que disponen muchos países no posee este nivel de detalle, en el informe de emisiones suele utilizarse un enfoque basado en los factores de emisión estándar.

Las emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica cambiarán en la medida en que los sistemas de producción cambien y se



© FAO/15228/A. CONTRI

Ganado de leche estabulado al abierto alimentándose con forrajes en La Loma, Lerdo, Durango (Méjico, 1990)

orienten hacia sistemas con un mayor uso de alimentos y una elevada productividad. En esta obra hemos tratado de realizar una estimación global del total de las emisiones de metano de la fermentación entérica en el sector pecuario. En la Sección 3.2 del Anexo 3 se presentan pormenorizadamente los resultados obtenidos, comparando los factores de emisión por defecto del método de cálculo del nivel 1 del IPCC con los factores de emisión específicos para las regiones. Aplicando estos factores de emisión al total de la población de ganado en cada sistema de producción se obtiene una estimación para el total de las emisiones globales de metano procedentes de la fermentación entérica de 86 millones de toneladas de CH₄ anuales. Esta cifra no dista mucho de las estimaciones globales de la Agencia Federal de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos de América (EPA, 2005b), las cuales se cifran en aproximadamente 80 millones de toneladas de CH₄ anuales. El Mapa 33 (Anexo 1)

muestra la distribución regional de las emisiones de metano. Esta es una estimación más actual y precisa que las realizadas anteriormente (Bowman *et al.*, 2000; Mapa de emisiones de metano publicado por PNUMA-GRID, Lerner, Matthews y Fung, 1988) y además suministra estimaciones específicas por sistemas de producción. En el Cuadro 3.7 se resumen estos resultados. La importancia global relativa de los sistemas mixtos comparada con los sistemas de pastoreo refleja el hecho de que aproximadamente las dos terceras partes de todos los rumiantes se cría en sistemas mixtos.

El metano liberado por el estiércol de los animales puede ascender a 18 millones de toneladas al año

La descomposición anaeróbica del material orgánico del estiércol del ganado también libera metano. Esto ocurre principalmente cuando el estiércol se maneja en forma líquida, en instalaciones como lagunas o tanques. El sistema de lagunas

Cuadro 3.7

Emisiones globales de metano procedentes de la fermentación entérica (2004)

Región/país	Emisiones (millones de toneladas de CH ₄ , por año y fuente)					
	Ganado de leche	Otro ganado	Búfalos	Ovejas y cabras	Cerdos	Total
África subsahariana	2,30	7,47	0,00	1,82	0,02	11,61
Asia*	0,84	3,83	2,40	0,88	0,07	8,02
India	1,70	3,94	5,25	0,91	0,01	11,82
China	0,49	5,12	1,25	1,51	0,48	8,85
América Central y América del Sur	3,36	17,09	0,06	0,58	0,08	21,17
Asia occidental y África del Norte	0,98	1,16	0,24	1,20	0,00	3,58
América del Norte	1,02	3,85	0,00	0,06	0,11	5,05
Europa occidental	2,19	2,31	0,01	0,98	0,20	5,70
Oceanía y Japón	0,71	1,80	0,00	0,73	0,02	3,26
Europa oriental y CEI	1,99	2,96	0,02	0,59	0,10	5,66
Otros países desarrollados	0,11	0,62	0,00	0,18	0,00	0,91
Total	15,69	50,16	9,23	9,44	1,11	85,63
Sistemas de producción pecuaria						
Pastoreo	4,73	21,89	0,00	2,95	0,00	29,58
Mixto	10,96	27,53	9,23	6,50	0,80	55,02
Industrial	0,00	0,73	0,00	0,00	0,30	1,04

* No incluye China y la India

Fuente: ver Anexo 3.2. Cálculos de los autores.

es típico de la mayoría de las centrales porcícolas a gran escala en casi todos los lugares del mundo (excepto en Europa). Este sistema también se usa en las grandes centrales lecheras de América del Norte y algunos países en desarrollo como el Brasil. El estiércol depositado en los campos de cultivo o en los pastizales o que se maneja en forma seca no produce cantidades significativas de metano.

Las emisiones de metano procedentes del estiércol del ganado están influidas por diversos factores que afectan al crecimiento de las bacterias responsables de la formación de metano, entre los que cabe destacar la temperatura ambiental, la humedad y el tiempo de almacenamiento. La cantidad de metano producida también depende del contenido de energía del estiércol, el cual está determinado en gran medida por la dieta del ganado. Mayores cantidades de estiércol generan mayores cantidades de metano, si bien hay que tener también en cuenta que los piensos con contenidos energéticos más altos producen un estiércol con más sólidos volátiles, lo que

incrementa el sustrato a partir del cual se produce el CH₄. Sin embargo, este impacto queda compensado hasta cierto punto por la posibilidad de lograr piensos más digeribles y, por consiguiente, un menor desperdicio de energía (USDA, 2004).

A escala mundial, las emisiones de metano de la descomposición anaeróbica del estiércol se han estimado en algo más de 10 millones de toneladas, es decir, un 4 por ciento del total de las emisiones antropogénicas de metano (EPA, 2005b). Aunque de magnitud mucho menor que las emisiones procedentes de la fermentación entérica, las emisiones del estiércol son mucho más altas que las originadas por la quema de residuos y similares a las estimaciones más bajas de emisiones de los cultivos de arroz, aún no suficientemente conocidas. Las emisiones provenientes del estiércol más altas corresponden a los Estados Unidos de América (cerca de 1,9 millones de toneladas, inventario de EE.UU. 2004) seguidos por la UE. Los cerdos son los animales que más contribuyen a estas emisiones, seguidos del ganado de leche. Países en desarrollo como China y la India no



Sistema de vanguardia para la gestión de los desechos en lagunas en una granja porcina con 900 cabezas. Las instalaciones están completamente automatizadas y la temperatura está controlada (Estados Unidos de América, 2002)

© FOTO CORTESÍA DE USDA NRCS/JEFF VANUGA

Cuadro 3.8

Emisiones globales de metano procedentes del manejo del estiércol (2004)

Región/país	Emisiones (millones de toneladas de CH ₄ , por año y fuente)						
	Ganado de leche	Otro ganado	Búfalos	Ovejas y cabras	Cerdos	Aves de corral	Total
África subsahariana	0,10	0,32	0,00	0,08	0,03	0,04	0,57
Asia*	0,31	0,08	0,09	0,03	0,50	0,13	1,14
India	0,20	0,34	0,19	0,04	0,17	0,01	0,95
China	0,08	0,11	0,05	0,05	3,43	0,14	3,84
América Central y América del Sur	0,10	0,36	0,00	0,02	0,74	0,19	1,41
Asia occidental y África del Norte	0,06	0,09	0,01	0,05	0,00	0,11	0,32
América del Norte	0,52	1,05	0,00	0,00	1,65	0,16	3,39
Europa occidental	1,16	1,29	0,00	0,02	1,52	0,09	4,08
Oceanía y Japón	0,08	0,11	0,00	0,03	0,10	0,03	0,35
Europa oriental y CEI	0,46	0,65	0,00	0,01	0,19	0,06	1,38
Otros países desarrollados	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,02	0,11
Total	3,08	4,41	0,34	0,34	8,38	0,97	17,52
Sistemas de producción pecuaria							
Pastoreo	0,15	0,50	0,00	0,12	0,00	0,00	0,77
Mixto	2,93	3,89	0,34	0,23	4,58	0,31	12,27
Industrial	0,00	0,02	0,00	0,00	3,80	0,67	4,48

* No incluye China y la India

Fuente: ver Anexo 3.3. Cálculos de los autores.

estarían muy distantes; en este último en particular se registra un fuerte incremento. Los factores de emisión por defecto que se usan actualmente en las comunicaciones de los países al CMNUCC no reflejan la gran intensidad de estos cambios en el sector pecuario a nivel global. Así, por ejemplo, la comunicación nacional del Brasil al CMNUCC (Ministerio de Ciencia y Tecnología, 2004) calcula las emisiones del estiércol en 0,38 millones de toneladas en 1994, un nivel de emisiones considerable que según la comunicación se originaría principalmente del ganado de carne y de leche. No obstante, este país tiene un sector porcícola industrial muy fuerte donde aproximadamente el 95 por ciento del estiércol se almacena en tanques abiertos durante varios meses antes de su aplicación (EMBRAPA, comunicación personal).

Por esta razón resultaba esencial una nueva valoración de los factores de emisión semejante a la elaborada en la sección precedente. Esta valoración se presenta en la Sección 3.3 del Anexo 3.

Aplicando estos nuevos factores de emisión a las cifras de la población animal específicas para cada sistema de producción se obtiene una emisión total global de CH₄ procedente de la descomposición del estiércol de 17,5 millones de toneladas anuales, cifra sustancialmente más alta que las estimaciones existentes.

En el Cuadro 3.8 se resumen los resultados por especie, región y sistema de producción. La distribución por especie y sistema de producción se ilustra también en los mapas 16, 17, 18, y 19 (Anexo 1). A nivel mundial, China es el país con la mayor emisión nacional de metano procedente del estiércol, fundamentalmente de la producción porcina. A escala global las emisiones procedentes del estiércol porcino representan casi la mitad de las emisiones de estiércol de todo el sector pecuario. Algo más de la cuarta parte de las emisiones totales de metano provenientes del manejo del estiércol se originan en los sistemas industriales.

3.2.3 Emisiones de carbono procedentes de la elaboración de productos pecuarios y del transporte refrigerado

Se han realizado varios estudios para cuantificar los costos energéticos de la elaboración de carne y otros productos de origen animal, así como para identificar las áreas donde es posible realizar un ahorro energético (Sainz, 2003). La variabilidad entre las empresas es muy grande y resulta muy difícil generalizar. Por ejemplo, Ward, Knox y Hobson (1977) reportaron unos costos energéticos de la elaboración de la carne que oscilan entre 0,84 y 5,02 millones de joules por kilo de peso vivo. Sainz (2003), por su parte, elaboró los valores indicativos para los costos energéticos de la elaboración que se presentan en el Cuadro 3.9.

Las emisiones de CO₂ provenientes de la elaboración de productos pecuarios pueden ascender a varias decenas de millones de toneladas al año

Para obtener una estimación global de las emisiones provenientes del proceso de elaboración, estos factores indicativos del consumo de energía se pueden combinar con las estimaciones de la producción mundial de ganado en los sistemas intensivos orientados al mercado

(Capítulo 2). Sin embargo, además de la cuestionable validez global, no hay mucha certeza sobre cuál es la fuente de energía y cómo varía según las zonas del mundo. Puesto que la mayoría de los productos de los sistemas intensivos se someten a un proceso de elaboración, el caso de Minnesota (Sección 3.2.1 sobre el *uso de combustibles fósiles en las unidades de explotación* y Cuadro 3.5) constituye un ejemplo interesante del uso de energía en la elaboración, al igual que un análisis de las fuentes de energía (Cuadro 3.10). El diesel se utiliza para el transporte de los productos a las instalaciones de elaboración. Las emisiones asociadas al transporte de leche son altas, debido a los grandes volúmenes y a la baja utilización de la capacidad de transporte. Además, se usan grandes cantidades de energía en el proceso de pasteurización de la leche y en su transformación en queso y en leche en polvo, lo que convierte al sector lechero en el segundo mayor responsable de las emisiones de CO₂ derivadas de la elaboración de alimentos en Minnesota. El nivel de emisiones más elevado tiene su origen en la elaboración de la soja y es resultado de los métodos físicos y químicos usados para separar el aceite de soja en bruto y la harina de soja de la soja en grano. Considerando

Cuadro 3.9

Costos indicativos de la energía utilizada en el proceso de elaboración

Producto	Costo de la energía fósil	Unidades	Fuente
Carne de aves de corral	2,59	MJ-kg ⁻¹ peso vivo	Whitehead y Shupe, 1979
Huevos	6,12	MJ-docena ⁻¹	OCDE, 1982
Carne de cerdo fresca	3,76	MJ-kg ⁻¹ canal	Singh, 1986
Carne de cerdo elaborada	6,30	MJ-kg ⁻¹ carne	Singh, 1986
Carne ovina	10,4	MJ-kg ⁻¹ canal	McChesney, Sharp y Hayward 1982
Carne ovina congelada	0,432	MJ-kg ⁻¹ carne	Unklesbay y Unklesbay, 1982
Carne bovina	4,37	MJ-kg ⁻¹ canal	Poulsen, 1986
Carne bovina congelada	0,432	MJ-kg ⁻¹ carne	Unklesbay y Unklesbay, 1982
Leche	1,12	MJ-kg ⁻¹	Miller, 1986
Queso, mantequilla, polvo de suero de leche	1,49	MJ-kg ⁻¹	Miller, 1986
Leche en polvo, mantequilla	2,62	MJ-kg ⁻¹	Miller, 1986

Fuente: Sainz (2003).

Cuadro 3.10

Energía utilizada en la elaboración de productos agrícolas en Minnesota (Estados Unidos de América) en 1995

Producto	Producción ¹	Diesel	Gas natural	Electricidad	CO ₂ emitido
	(10 ⁶ toneladas)	(1 000 m ³)	(10 ⁶ m ³)	(10 ⁶ kWh)	(10 ³ toneladas)
Maíz	22,2	41	54	48	226
Soja	6,4	23	278	196	648
Trigo	2,7	19	–	125	86
Productos lácteos	4,3	36	207	162	537
Cerdos	0,9	7	21	75	80
Bovinos	0,7	2,5	15	55	51
Pavos	0,4	1,8	10	36	34
Remolacha azucarera ²	7,4	19	125	68	309
Maíz dulce/guisantes	1,0	6	8	29	40

¹ Productos: mazorcas de maíz con capacho, leche, peso vivo del animal. El 51 por ciento de la leche se destina a la elaboración de queso, el 35 por ciento a leche en polvo y el 14 por ciento a la distribución en forma líquida.

² El procesamiento de remolacha requiere unas 440 000 toneladas adicionales de carbón.

1 000 m³ ~2,65 × 10³ toneladas CO₂; 10⁶ m³ gas natural ~ 1,91 × 10³ toneladas CO₂; 10⁶ kWh) ~ 288 toneladas CO₂.

Fuente: Ryan y Tiffany (1998). Véase también el Cuadro 3.5. Las emisiones referidas al CO₂ se basan en los factores de eficiencia y emisión del Formato Común para la Presentación de Informes de los Estados Unidos de América remitido a la CMNUCC en el año 2005.

las fracciones de valor de estos dos productos (Chapagain y Hoekstra, 2004), unas dos terceras partes de las emisiones generadas durante la elaboración de la soja pueden atribuirse al sector pecuario. Así, la mayor parte de las emisiones de CO₂ provenientes del consumo de energía utilizada en los procesos de elaboración de la producción agrícola de Minnesota puede ser adjudicada al sector pecuario.

Minnesota puede considerarse un “lugar crítico” por sus emisiones de CO₂ provenientes de la elaboración de productos pecuarios y, tal y como se expuso anteriormente, no puede servir de base para derivar estimaciones globales debido a la variabilidad de la eficiencia energética y de las fuentes de energía. Sin embargo, si se consideran también los datos que figuran en el Cuadro 3.10, se podrá apreciar que las emisiones totales asociadas a la elaboración de piensos y productos pecuarios en los Estados Unidos de América ascenderían a pocos millones de toneladas de CO₂. De aquí que el orden probable de magnitud para el nivel mundial de emisiones asociadas a la elaboración de productos pecuarios sea de varias decenas de millones de toneladas de CO₂.

Las emisiones de CO₂ provenientes del transporte de productos pecuarios pueden superar los 0,8 millones de toneladas anuales

El último elemento de la cadena alimentaria que será objeto de análisis en esta revisión del ciclo del carbono es el que conecta los elementos de la cadena productiva y entrega el producto a minoristas y consumidores, es decir, el transporte. En muchos casos, el transporte se produce entre distancias muy cortas, como en el caso de la recolección de leche antes citado, pero los pasos de la cadena se están separando, situándose a distancias cada vez más largas (Capítulo 2), lo que determina que el transporte sea una fuente considerable de emisiones de gases de efecto invernadero.

El transporte tiene una función fundamental en dos fases: la entrega de los piensos (elaborados) en los lugares donde se lleva a cabo la cría de los animales y la entrega de los productos pecuarios a los mercados y los consumidores. Grandes cantidades de materias primas muy voluminosas destinadas a la elaboración de piensos concentrados se envían a todo el mundo (Capítulo 2). Estos flujos a través de grandes distancias contribuyen

significativamente al balance de emisiones de CO₂ del ganado. Uno de los casos más notables de este flujo comercial de piensos es el de la soja, que representa también el mayor volumen de materia prima comercializada para la elaboración de piensos y el de más rápida expansión. Entre los flujos comerciales de soja (torta) destaca, por su volumen, el que se produce desde el Brasil hacia Europa. Cederberg y Flysjö (2004) estudiaron el costo energético del transporte de la torta de soja desde el Mato Grosso hasta las granjas lecheras de Suecia: el envío de una tonelada requiere unos 2 900 MJ, de los cuales el 70 por ciento resulta del transporte marítimo. Aplicando esta necesidad energética a la torta de soja que anualmente se envía desde el Brasil a Europa y combinándola con el factor de emisiones del IPCC para motores de embarcaciones marítimas, se obtiene como resultado una emisión anual de cerca de 32 mil toneladas de CO₂.

Aunque existe un gran número de flujos comerciales, a partir de la carne de cerdo, de vacuno y de aves de corral es posible representar las emisiones inducidas por el uso de energía fósil en el envío de productos pecuarios alrededor del mundo. Las cifras presentadas en el Cuadro 15 (Anexo 2) son el resultado de la combinación de los volúmenes de comercio (FAO, acceso diciembre de 2005) con las respectivas distancias, la capacidad y velocidad de los barcos, el uso de combustible del motor principal y de los generadores de energía auxiliares para la refrigeración, y sus respectivos factores de emisión (IPCC, 1997).

Estos flujos representan cerca de un 60 por ciento del comercio de carne internacional y anualmente producen unas 500 mil toneladas de CO₂. Esta cifra representa más del 60 por ciento del total de las emisiones de CO₂ originadas por el transporte marítimo de carne dado que la selección del flujo comercial está orientada al intercambio entre largas distancias. Por otro lado, el transporte de superficie hacia y desde los puertos no ha sido tomado en consideración. Asumiendo, de manera simplificada, que los dos últimos efectos se compensan mutuamente, el total anual de

las emisiones de CO₂ originadas por el transporte de carne sería del orden de las 800 o 850 mil toneladas.

3.3 El ganado en el ciclo del nitrógeno

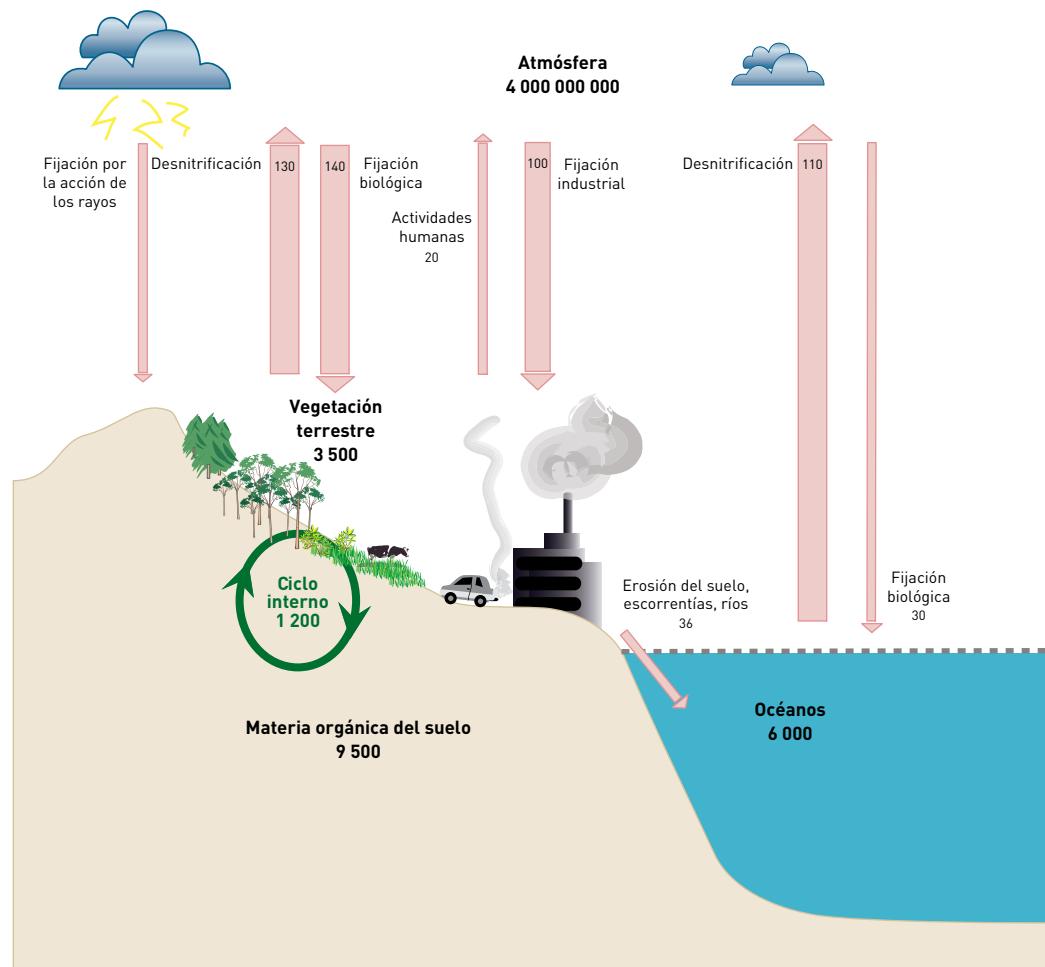
El nitrógeno es un elemento esencial para la vida y desempeña un papel central en la organización y el funcionamiento de los ecosistemas del mundo. En muchos ecosistemas terrestres y acuáticos, la disponibilidad de nitrógeno es un factor clave que determina la naturaleza y la diversidad de la vida vegetal, la dinámica de las poblaciones herbívoras y sus predadores y una serie de procesos ecológicos vitales, como la productividad vegetal y el ciclo del carbono y los minerales del suelo (Vitousek *et al.*, 1997).

El ciclo natural del carbono está caracterizado por grandes reservas fósiles terrestres y acuáticas, así como por una forma atmosférica que es fácilmente asimilada por las plantas. El ciclo del nitrógeno es muy diferente: el nitrógeno diatómico (N₂) presente en la atmósfera es la única reserva estable, la cual es además de grandes dimensiones ya que constituye el 78 por ciento de la composición de la atmósfera (Gráfico 3.2).

Aunque todos los organismos necesitan nitrógeno para su supervivencia y desarrollo, la mayor parte de esta reserva no está a su disposición en condiciones naturales. Para la mayoría de los organismos este nutriente está disponible por la vía de los tejidos de los organismos vivos y muertos y esta es la causa de que muchos ecosistemas del mundo estén limitados por el nitrógeno.

Los pocos organismos que pueden asimilar N₂ atmosférico son la base del ciclo natural del N, que es de intensidad modesta (si se compara con el ciclo del C) y produce como resultado la creación de reservas dinámicas en la materia orgánica y en los recursos acuáticos. A grandes rasgos se puede afirmar que el nitrógeno viene eliminado de la atmósfera por microorganismos del suelo como las bacterias fijadoras de nitrógeno, que colonizan las raíces de las plantas leguminosas. Estas bacterias lo transforman en formas diversas (el llamado nitrógeno reactivo,

Gráfico 3.2 El ciclo del nitrógeno



Fuente: Skinner, Porter y Botkin (1999).

Nr, en esencia todos los compuestos N diferentes del N₂) como el amoníaco (NH₃), que pueden ser usadas por las plantas. Este proceso se denomina “fijación de nitrógeno”. Mientras tanto, otros microbios eliminan el nitrógeno del suelo y lo devuelven a la atmósfera. Este proceso, denominado “desnitrificación”, devuelve N a la atmósfera en varias formas, principalmente N₂. Además, la desnitrificación produce el óxido nitroso, un gas de efecto invernadero

El impacto humano en el ciclo del nitrógeno

La limitada capacidad de los sistemas naturales para la captación de nitrógeno ha sido una de las principales barreras para la satisfacción de las necesidades alimenticias de las poblaciones en crecimiento (Galloway *et al.*, 2004). Los incrementos históricos del cultivo de leguminosas, arroz y soja aumentaron la fijación de N, pero las necesidades de grandes poblaciones sólo pudieron quedar satisfechas después de la invención del

proceso de Haber-Bosch en la primera década del siglo XX, que permitió la transformación del N₂ en fertilizantes minerales (véase la sección sobre fuentes de alimento para el ganado).

En vista de la moderada intensidad del ciclo natural, la aplicación de fertilizantes químicos de N tuvo drásticas repercusiones. Se ha estimado que la actividad humana ya ha duplicado la tasa natural de nitrógeno que entra al ciclo terrestre del N y que esta tasa sigue creciendo (Vitousek *et al.*, 1997). Actualmente los fertilizantes sintéticos suministran cerca del 40 por ciento de todo el nitrógeno utilizado por los cultivos (Smil, 2001). Desafortunadamente, la producción de cultivos, y en particular la producción animal, aprovechan este recurso adicional con una tasa de eficiencia muy baja, próxima al 50 por ciento. Se calcula que el resto entra en la llamada *cascada de nitrógeno* (Galloway *et al.*, 2003) y es transportado por el agua o el viento hasta lugares donde puede tener una secuencia de efectos sobre los ecosistemas o sobre la población humana. Aplicaciones excesivas de nitrógeno pueden contaminar los ecosistemas, alterar su funcionamiento y causar daños a las comunidades de organismos vivos que estos albergan.

Lo que constituye un problema para la atmósfera es el hecho de que la intervención humana en el ciclo del nitrógeno ha cambiado el balance de las formas de nitrógeno en la atmósfera y otros reservorios. El nitrógeno molecular no reactivo no es un gas de efecto invernadero y tampoco un contaminante del aire. Sin embargo, debido a la actividad humana, una parte importante se convierte en formas de nitrógeno reactivo, el cual puede ser bien un gas de efecto invernadero bien un contaminante atmosférico. El óxido nitroso es muy persistente en la atmósfera donde puede permanecer hasta 150 años. Además de su función en el calentamiento global, el N₂O también contribuye al agotamiento de la capa de ozono, que protege la biosfera de los efectos dañinos de las radiaciones solares ultravioletas (Bolin *et al.*, 1981). Si la concentración de N₂O en la atmósfera se duplicara, el resultado sería una disminución estimada en el

10 por ciento de la capa de ozono, lo que a su vez incrementaría en un 20 por ciento las radiaciones ultravioletas que llegan a la tierra.

La concentración atmosférica de óxido nitroso ha registrado un continuo incremento desde los comienzos de la era industrial y actualmente es un 16 por ciento (46 ppmm) superior a la del año 1750 (IPCC, 2001b). Se calcula que las fuentes naturales de N₂O emiten aproximadamente 10 millones de toneladas N/año: a los suelos les corresponde alrededor del 65 por ciento y a los océanos cerca del 30 por ciento. Según estimaciones recientes, las emisiones de fuentes antropogénicas (agricultura, quema de biomasa, actividades industriales y manejo del ganado) dan cuenta de entre 7 y 8 millones de toneladas de N/año, aproximadamente (van Aardenne *et al.*, 2001; Mosier *et al.*, 2004). De acuerdo con estas estimaciones, el 70 por ciento de estas emisiones provienen de la agricultura, tanto de la producción agrícola como de la producción pecuaria. Las emisiones antropogénicas de NO también se han incrementado sustancialmente. A pesar de que no es un gas de efecto invernadero (razón por la que no será considerado en esta sección), el NO participa en el proceso de formación de ozono, que es un gas de efecto invernadero.

Aunque se vuelven a depositar rápidamente en el suelo (de horas a días), las emisiones atmosféricas anuales de amoníaco (NH₃), contaminantes del aire, pasaron de los 18,8 millones de toneladas de N a finales del siglo XIX a los cerca de 56,7 millones de toneladas de principios de los años noventa. Se prevé que estas emisiones lleguen a alcanzar los 116 millones de toneladas de N/año hacia el año 2050, incrementando considerablemente la contaminación atmosférica en muchas regiones del mundo (Galloway *et al.*, 2004). Casi todas estas emisiones provendrían de la producción de alimentos y, en particular, del estiércol animal.

Además del aumento del uso de fertilizantes y de la fijación de nitrógeno en la agricultura, el incremento en las emisiones de N₂O procedentes de la agricultura y de los ecosistemas naturales

también tiene su origen en los elevados depósitos de N (principalmente amoníaco). Mientras que los ecosistemas terrestres en el hemisferio norte tienen limitaciones de nitrógeno, los ecosistemas tropicales, actualmente una fuente importante de N_2O (y NO), con frecuencia tienen limitaciones de fósforo. La aplicación de fertilizantes nitrogenados en estos ecosistemas con escasa disponibilidad de fósforo genera flujos de NO y N_2O que son entre 10 y 100 veces superiores a los generados con la misma aplicación de fertilizante en los ecosistemas con limitaciones de N (Hall y Matson, 1999).

Las emisiones de N_2O del suelo también son reguladas por la temperatura y la humedad del suelo, por lo que es probable que respondan también a los cambios climáticos (Frolking *et al.*, 1998). De hecho, los procesos químicos en los que participa el óxido nitroso son bastante complejos (Mosier *et al.*, 2004). La nitrificación, es decir la oxidación del amoníaco a nitrito y después a nitrato, ocurre básicamente en todos los ecosistemas terrestres, acuáticos y sedimentarios y tiene su origen en la acción de bacterias especializadas. La desnitrificación, es decir la reducción microbiana del nitrato o el nitrito a nitrógeno gaseoso con NO y N_2O como compuestos intermedios de la reducción, se realiza por un grupo muy diverso y ampliamente distribuido de bacterias aeróbicas heterotróficas.

Actualmente el amoníaco se usa fundamentalmente en la elaboración de fertilizantes. Este se produce a partir de nitrógeno molecular no reactivo, parte del cual se volatiliza directamente. En términos generales, las mayores emisiones de amoníaco en la atmósfera provienen de la descomposición de la materia orgánica en los suelos. La cantidad de amoníaco que actualmente escapa de los suelos a la atmósfera es incierta, pero se estima en alrededor de 50 millones de toneladas anuales (Chameides y Perdue, 1997). Los animales domésticos producen anualmente 23 millones de toneladas de N amoniácal, mientras que los animales salvajes contribuyen con aproximadamente 3 millones de toneladas de

N/año y los desechos humanos agregan 2 millones de toneladas de N/año. El amoníaco se disuelve con facilidad en el agua y es muy reactivo con compuestos ácidos. De ahí que una vez en la atmósfera, el amoníaco venga absorbido por el agua y reaccione con ácidos para formar sales. Estas sales se depositan nuevamente en el suelo a las pocas horas o días (Galloway *et al.*, 2003) y pueden a su vez tener un impacto en los ecosistemas.

3.3.1 Emisiones de nitrógeno asociadas a la fertilización de los piensos

A mediados de la década de 1990 se estimó que las pérdidas globales por volatilización del amoníaco proveniente de los fertilizantes nitrogenados ascendían a cerca de 11 millones de toneladas de N al año. De estas, 0,27 millones de toneladas provenían de los pastizales fertilizados, 8,7 millones de toneladas de los cultivos de secano y 2,3 millones de toneladas del cultivo de arroz en tierras húmedas (FAO/IFA, 2001, estimación de emisiones en 1995). La mayor parte de estas emisiones se generan en los países en desarrollo [8,6 millones de toneladas de N], y casi la mitad de este volumen se origina en China. Las pérdidas medias de N en forma de amoníaco que se derivan del uso de fertilizantes sintéticos es dos veces más alta (18 por ciento) en los países en desarrollo que en los países desarrollados y en transición (7 por ciento). La mayor parte de esta diferencia en los porcentajes de pérdidas es el resultado de las temperaturas más altas y del uso de la urea y del bicarbonato amónico en el mundo en desarrollo.

En los países en desarrollo aproximadamente el 50 por ciento de los fertilizantes nitrogenados utilizados corresponde a la urea (FAO/IFA, 2001). Bouwman *et al.* (1997) estiman que las emisiones de NH_3 por pérdidas de urea se sitúan en torno al 25 por ciento en las regiones tropicales y al 15 por ciento en los climas templados. Además, las emisiones de NH_3 pueden ser más altas en los cultivos de arroz en tierras húmedas que en los campos de cultivo de secano. En China

entre el 40 y el 50 por ciento de la fertilización nitrogenada se efectúa a partir de bicarbonato amónico, de alta volatilidad. Las pérdidas medias de amoníaco proveniente del bicarbonato amónico pueden ser del 30 por ciento en los trópicos y del 20 por ciento en las zonas templadas. En contraste, las pérdidas de NH₃ del amoníaco anhídrido inyectado, usado ampliamente en los Estados Unidos de América, es sólo del 4 por ciento (Bouwman *et al.*, 1997).

¿Qué proporción de emisiones directas provenientes de los fertilizantes se puede atribuir al sector pecuario? Como se ha expuesto anteriormente, un porcentaje significativo de la producción de cultivos en el mundo se destina a la alimentación del ganado y se aplican fertilizantes minerales a muchas de las áreas de cultivo correspondientes. Los pastizales manejados intensivamente también reciben una porción considerable de fertilizantes minerales. En la Sección 3.2.1 se estimó que entre el 20 y el 25 por ciento del uso de fertilizantes minerales (cerca de 20 millones de toneladas de N) puede ser atribuido a la producción de piensos para el sector pecuario. Asumiendo que las bajas tasas de pérdida de un importante usuario de "fertilizantes para la producción de piensos" como los Estados Unidos de América queden compensadas por las altas tasas de pérdida en Asia meridional y Asia oriental, es posible aplicar una tasa media del 14 por ciento a las pérdidas de NH₃ por volatilización de los fertilizantes minerales (FAO/IFA, 2001). Sobre esta base es posible considerar a la producción pecuaria como responsable de una volatilización global de NH₃ proveniente de fertilizantes minerales equivalente a 3,1 millones de toneladas anuales de NH₃-N (toneladas de nitrógeno en forma de amoníaco).

Volviendo ahora al N₂O, el nivel de emisiones de la aplicación de fertilizantes nitrogenados depende del modo y el momento de aplicación del fertilizante. Las emisiones de N₂O en las principales regiones del mundo pueden calcularse con el modelo FAO/IFA (2001). Las emisiones de óxido nitroso equivalen al 1,25 ± 1 por ciento del

nitrógeno aplicado. Este cálculo es el promedio para todos los tipos de fertilizantes, de acuerdo con la propuesta de Bouwman (1995) adoptada por el IPCC (1997). Las tasas de emisión también varían de un tipo de fertilizante a otro. Las estimaciones de FAO/IFA (2001) dan como resultado una tasa de pérdida del 1 por ciento de N₂O-N proveniente de la fertilización mineral. Utilizando los mismos supuestos que para el NH₃ en el párrafo anterior, puede atribuirse a la producción pecuaria una emisión global de N₂O proveniente de los fertilizantes minerales del orden de 0,2 millones de toneladas de N₂O-N al año.

Los cultivos de leguminosas forrajeras también producen emisiones de N₂O aunque generalmente no reciben fertilización nitrogenada debido a que los rizobios en los nódulos de sus raíces fijan nitrógeno que puede ser utilizado por las plantas. Hay una serie de estudios que demuestran que estos cultivos poseen un nivel de emisiones de N₂O similar al de los cultivos fertilizados que no son leguminosas. Considerando la superficie mundial de soja y leguminosas y el porcentaje de la producción destinada a la alimentación del ganado, se obtiene un total cercano a los 75 millones de hectáreas para el año 2002 (FAO, 2006b). Esto equivaldría a otros 0,2 millones de toneladas de N₂O-N al año. Si se añaden la alfalfa y los tréboles estas cifras podrían casi duplicarse, aunque no hay cálculos globales de las superficies cultivadas. Russelle y Birr (2004), por ejemplo, muestran que en la cuenca del río Mississippi la soja y la alfalfa, consideradas en conjunto, pueden fijar unos 2,9 millones de toneladas de N, con una tasa de fijación de N₂ de la alfalfa casi dos veces más alta que la de la soja (véase también una revisión en Smil, 1999). Por esta razón parece plausible atribuir a la producción pecuaria unas emisiones totales de N₂O-N procedentes de los suelos cultivados con leguminosas una cifra superior a los 0,5 millones de toneladas anuales y unas emisiones totales procedentes de los cultivos forrajeros superiores a los 0,7 millones de toneladas de N₂O-N.

3.3.2 Emisiones procedentes de fuentes acuáticas como consecuencia del uso de fertilizantes químicos

Las emisiones directas de los cultivos descritas en la sección anterior representan entre un 10 y un 15 por ciento de las emisiones antropogénicas causadas por la adición de nitrógeno reactivo (fertilización mineral y fijación biológica del nitrógeno inducida por los cultivos). Desafortunadamente, una gran proporción del nitrógeno remanente no se incorpora al tejido de las plantas cosechadas ni queda tampoco almacenado en el suelo. Los cambios netos en la reserva de nitrógeno ligado orgánicamente de los suelos agrícolas del mundo son muy pequeños y podrían ser positivos o negativos (más o menos de 4 millones de toneladas de N; véase Smil, 1999). Los suelos en algunas regiones tienen ganancias significativas, mientras que los suelos pobemente manejados en otras regiones sufren grandes pérdidas.

Como puso ya de relieve Von Liebig en 1840 (citado en Smil, 2002) uno de los objetivos principales de la agricultura es producir N digestible, por lo que la meta de los cultivos es acumular tanto nitrógeno como sea posible en el producto cosechado. Pero incluso la agricultura moderna tiene pérdidas importantes. Se calcula que la eficiencia del nitrógeno en la producción global de cultivos es de apenas un 50 o un 60 por ciento (Smil, 1999; van der Hoek, 1998). Reelaborando estos cálculos para expresar la eficiencia como la cantidad de N cosechado en las tierras de cultivo del mundo con respecto a los insumos anuales de N¹⁰, se obtiene como resultado una eficiencia aún más baja de aproximadamente el 40 por ciento.

A este resultado contribuye el estiércol animal, el cual tiene tasas de pérdida relativamente altas en comparación con los fertilizantes minerales (véase la sección siguiente). La fertilización mineral tiene una absorción más completa, dependiendo de la tasa de aplicación del fertilizante y del tipo de fertilizante mineral. La combinación más eficiente ha reportado niveles de absorción cercanos al 70 por ciento. En Europa, generalmente la absorción de fertilizantes minerales está ligeramente

por encima del 50 por ciento, mientras que las tasas para el arroz en Asia se sitúan entre el 30 y el 35 por ciento (Smil, 1999).

El N restante se pierde. La mayor parte de las pérdidas de N no se emiten directamente a la atmósfera, sino que entran en la cascada de N a través del agua. No es fácil identificar la proporción de las pérdidas originadas en las tierras de cultivo fertilizadas. Smil (1999) intentó derivar una estimación global de las pérdidas de N en estas tierras. Los resultados de sus cálculos a nivel global indican que, a mediados de la década de 1990, unos 37 millones de toneladas de N fueron exportadas desde las tierras de cultivos a través de la lixiviación de nitratos (17 millones de toneladas de N) y la erosión del suelo (20 millones de toneladas de N). Además, una fracción del amoníaco volatilizado de los fertilizantes minerales nitrogenados (11 millones de toneladas de N/año⁻¹) llega también por último a las aguas superficiales después de su deposición (unos 3 millones de toneladas de N/año⁻¹).

Este N sufre un proceso de desnitrificación gradual en reservorios posteriores de la cascada de nitrógeno (Galloway *et al.*, 2003). El enriquecimiento

¹⁰ La producción de cultivos, según la definición de van der Hoek incluye los pastos y las hierbas. Reduciendo los insumos y el producto del balance de N para reflejar sólo el balance de las tierras de cultivo (N de estiércol animal por debajo de las 20 millones de toneladas de N [FAO/IFA, 2001; Smil, 1999] y eliminando la producción de N consumida en la hierba), el resultado es un cultivo cuyo producto tiene una eficiencia de asimilación del 38 por ciento. La definición propuesta por Smil para la tasa de recuperación del nitrógeno en las tierras de cultivo es menos amplia pero incluye los cultivos forrajeros. Los cultivos forrajeros contienen muchas especies leguminosas, lo que mejora la eficiencia en su conjunto. Si estas especies se eliminan del balance, se evidencia que su efecto es muy reducido. Aunque Smil expresa la recuperación como el contenido de nitrógeno en la totalidad de los tejidos de la planta, una parte importante de esta no se cosecha (el autor citado calcula que los residuos de cultivos contienen 25 millones de toneladas de N), una parte se pierde en la descomposición después de la cosecha y otra (unos 14 millones de toneladas de N) se reincorpora en los siguientes ciclos de cultivo. Al eliminar los residuos de cosecha del balance se obtiene una eficiencia de recuperación del N de 60/155 millones de toneladas de N = 38 por ciento.

resultante de los ecosistemas acuáticos con N reactivo no sólo genera emisiones de N₂, sino también de óxido nitroso. Galloway *et al.* (2004) calcularon que el total de emisiones antropogénicas de N₂O provenientes de reservorios acuáticos equivaldrían aproximadamente a 1,5 millones de toneladas de N, que se originan de los 59 millones de toneladas de N transportadas a las aguas interiores y a las zonas costeras. La producción de piensos y forrajes comporta pérdidas de N que terminan en las fuentes acuáticas y que se situarían entre 8 y 10 millones de toneladas año⁻¹ si se asume que estas pérdidas se corresponden con la proporción de la fertilización nitrogenada de los piensos y los forrajes (un 20 o 25 por ciento del total mundial, véase la sección relativa al carbono). Aplicando la tasa global de emisiones antropogénicas acuáticas de N₂O (1,5/59) a las pérdidas de fertilizantes minerales nitrogenados inducidas por el ganado que terminan en los reservorios acuáticos, el resultado de las emisiones provenientes de las fuentes acuáticas inducidas por el ganado es de aproximadamente 0,2 millones de toneladas de N en forma de N₂O.

3.3.3 Desperdicio de nitrógeno en la cadena de producción del ganado

La eficiencia de asimilación de N por los cultivos es muy escasa. Esta baja eficiencia se debe en gran medida a factores relacionados con el manejo, tales como la aplicación de cantidades excesivas de fertilizantes o la forma y momento de las aplicaciones. La optimización de estos parámetros puede dar como resultado unos niveles de eficiencia tan altos que podrían llegar a alcanzar incluso el 70 por ciento. El 30 por ciento restante puede ser visto como una pérdida inherente (inevitable).

La eficiencia del ganado para asimilar N es aún más baja. Hay dos diferencias fundamentales en el uso del nitrógeno en la producción animal y en la producción de cultivos. Así en la producción pecuaria:

- la eficiencia de la asimilación en su conjunto es mucho más baja;
- el desperdicio inducido por el uso de insumos no óptimos es generalmente más bajo.

En consecuencia, la eficiencia intrínseca de la asimilación de N por los productos pecuarios es baja y da lugar a un elevado nivel de desperdicios de N en todas las circunstancias.

El nitrógeno entra en el ganado a través del pienso. Los piensos contienen de 10 a 40 gramos de N por kilogramo de materia seca. Varios cálculos muestran la baja eficiencia del ganado para asimilar el N de los alimentos. Agregando todas las especies pecuarias, Smil (1999) estimó que, a mediados de los años noventa, el ganado excretó unos 75 millones de toneladas de N. Van der Hoek (1998) calcula que, a escala mundial, los productos pecuarios contenían en el año 1994 unos 12 millones de toneladas de N. Estas cifras sugieren una eficiencia de asimilación de solamente el 14 por ciento. Considerando exclusivamente los cultivos de alimentos destinados a la producción pecuaria, Smil (2002) estimó una eficiencia similar media del 15 por ciento (33 millones de toneladas de N de piensos, forrajes y residuos que producen 5 millones de toneladas de N en los alimentos de origen animal). El Consejo Nacional de Investigaciones (National Research Council, 2003) de los Estados Unidos de América también calcula la eficiencia de la asimilación de N del sector pecuario de este país en un 15 por ciento (0,9 de 5,9 millones de toneladas de N). Según el IPCC (1997), la retención de nitrógeno en los productos animales, es decir, leche, carne, lana y huevos, generalmente está comprendida entre el 5 y el 20 por ciento de la ingesta total de nitrógeno. Esta aparente homogeneidad de las estimaciones bien podría ocultar causas tan diferentes como la baja calidad de los alimentos en los sistemas de pastoreos de las zonas semiáridas y las dietas excesivamente ricas en N en los sistemas intensivos.

Se registran considerables variaciones de la eficiencia entre los diferentes productos y especies animales. De acuerdo con los cálculos de Van der Hoek (1998) la eficiencia del N a nivel global es de aproximadamente el 20 por ciento para los cerdos y del 34 por ciento para las aves

de corral. Smil (2002) calculó que en los Estados Unidos de América la eficiencia de la conversión de proteínas del ganado de leche era de un 40 por ciento, mientras que para el ganado de carne sólo era de un 5 por ciento. A escala global, la baja eficiencia del nitrógeno en el ganado es parcialmente intrínseca, dado que se trata de animales grandes, con largos períodos de gestación y una tasa alta de metabolismo basal. Sin embargo, hay que señalar que la población ganadera mundial comprende también una numerosa población de animales de tracción, cuya función es el suministro de energía y no de proteínas. A título de ejemplo, puede citarse el caso de China donde hace una década el ganado y los equinos todavía cubrían un 25 por ciento del consumo total de energía en la agricultura (Mengjie y Yi, 1996). Asimismo, en muchos lugares del mundo, los animales en pastoreo tienen una alimentación apenas suficiente para cubrir sus necesidades de manutención, con un consumo y una producción muy limitados.

Como consecuencia, una cantidad significativa de N vuelve de nuevo al ambiente a través de las excretas animales. Sin embargo, no todo este N excretado ha de considerarse desperdicio. Cuando se usa como fertilizante orgánico o se deposita directamente en los pastos o en los cultivos, parte del nitrógeno reactivo entra nuevamente en el ciclo de producción del cultivo. Este es, en particular, el caso de los rumiantes y, por esto, su contribución a la pérdida total del N en el ambiente es inferior a su contribución de N en los desechos animales. Smil (2002) también puso de relieve que esta ineficiencia (asimilación ruminal) es irrelevante en términos más amplios de N, en tanto que los rumiantes se alimentan exclusivamente con pastos o se crían principalmente con cultivos o residuos elaborados de alimentos (que van desde pajas a salvados y desde tortas oleaginosas a hollejos de uva) que no son ni digeribles ni apetecibles para las especies no rumiantes. Este tipo de alimentación del ganado no hace uso de fertilizantes nitrogenados o hace un uso mínimo (algunos

pastizales son fertilizados). Cualquier sociedad que estableciera una prima por la reducción de las pérdidas de N en los agroecosistemas produciría carne bovina sólo a partir de estos dos sistemas. Por el contrario, la producción de carne bovina tiene el mayor impacto en el uso global del nitrógeno cuando los animales se alimentan sólo con concentrados, los cuales suelen ser mezclas de granos de cereales (principalmente maíz) y soja.

Un nivel considerable de emisiones de gases de efecto invernadero deriva de pérdidas de N procedente de los desechos animales que contienen grandes cantidades de N y una composición química que comporta tasas de pérdida muy altas. Para las ovejas y el ganado vacuno, la materia fecal usualmente contiene unos 8 gramos de N por kilogramo de materia seca consumida, independientemente del contenido de N del pienso (Barrow y Lambourne, 1962). El nitrógeno restante es excretado por la orina, de manera que cuando el contenido de nitrógeno en la dieta se incrementa, se incrementa también la proporción de nitrógeno en la orina. En los sistemas de producción pecuaria donde la ingestión de nitrógeno es alta, más de la mitad del mismo se excreta por la orina.

Las pérdidas del estiércol se presentan en diferentes fases: durante el almacenamiento, poco después de la aplicación o la deposición directa en la tierra, y pérdidas en fases posteriores.

3.3.4 Emisiones de nitrógeno procedentes del estiércol almacenado

Durante el almacenamiento (incluida la excreción previa en los establos) el nitrógeno ligado orgánicamente en las heces y en la orina comienza la mineralización a $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, suministrando el sustrato para los nitrificadores y los desnitrificadores (y por lo tanto la eventual producción de N_2O). La mayor parte de estos compuestos nitrogenados excretados se mineralizan rápidamente. Generalmente, más del 70 por ciento del nitrógeno contenido en la orina se presenta en forma de urea (IPCC, 1997). El ácido úrico

es el compuesto nitrogenado dominante en las excreciones de las aves de corral. La hidrólisis de la urea y del ácido úrico a $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ es muy rápida en la orina.

Tomando en consideración, en primer lugar, las emisiones de N_2O , sólo una porción muy pequeña del total del nitrógeno excretado suele transformarse en N_2O durante la manipulación y el almacenamiento de los desechos manejados. Tal y como se mencionó anteriormente, la composición de los desechos determina su tasa de mineralización potencial, mientras que la magnitud real de las emisiones de N_2O depende de las condiciones ambientales. Se producen emisiones de N_2O en primer lugar, cuando los desechos se manejan aeróbicamente, permitiendo la transformación del amoníaco o el nitrógeno orgánico en nitratos y en nitritos (nitrificación). Deben entonces manejarse en condiciones anaeróbicas, lo que hace que los nitratos y nitritos puedan reducirse a N_2 , con una producción intermedia de N_2O y óxido nítrico (NO) (desnitrificación). Estas emisiones tienen mayor probabilidad de producirse en sistemas de manejo de los desechos secos, que tienen condiciones aeróbicas, y contienen focos de condiciones anaeróbicas debido a la saturación. Así, por ejemplo, los desechos de los establos se depositan en el suelo donde se oxidan a nitritos y nitratos y tienen el potencial de encontrar condiciones saturadas. Hay un antagonismo entre los riesgos de emisión de metano frente a óxido nitroso debido a las diferentes vías de almacenamiento de los desechos: un intento de reducir las emisiones de metano podría aumentar las de N_2O .

La cantidad de N_2O liberada durante el almacenamiento y el tratamiento de los desechos animales depende del sistema y la duración del manejo de los desechos y de la temperatura. Desafortunadamente no se cuenta con datos cuantitativos suficientes para establecer una relación entre el grado de aireación y las emisiones de N_2O del estiércol líquido o semilíquido durante el almacenamiento y el tratamiento.

Además, las estimaciones de las pérdidas se sitúan en un intervalo muy amplio. Así, cuando se expresa como N_2O N/kg nitrógeno excretado (es decir, la proporción de nitrógeno en los desechos emitida a la atmósfera en forma de óxido nitroso), las pérdidas procedentes de los desechos animales durante el almacenamiento se sitúan en un intervalo que va desde menos de 0,0001 kg N_2O N/kg N para estiércol semilíquido a más de 0,15 kg N_2O N/kg N para los desechos porcinos provenientes de galpones con el sistema de cama profunda. Toda estimación sobre las emisiones globales del estiércol debe tener en cuenta estas incertidumbres. El juicio de los expertos, basado en las prácticas de manejo del estiércol presentes en diferentes sistemas y regiones del mundo, junto con los factores de emisión por defecto del IPCC (Recuadro 3.3)¹¹, sugiere emisiones de N_2O del estiércol almacenado equivalentes a 0,7 millones de toneladas N año⁻¹.

Retomando el tema del amoníaco, la degradación rápida de la urea y del ácido úrico en amoníaco produce pérdidas significativas de N a través de la volatilización durante el almacenamiento y el tratamiento del estiércol. Mientras que las emisiones reales están supeditadas a muchos factores, especialmente los sistemas de manejo del estiércol y la temperatura ambiental, la mayor parte del $\text{NH}_3\text{-N}$ se volatiliza durante el almacenamiento (generalmente un tercio del N inicialmente vaciado), y antes de la aplicación o la descarga. Smil (1999; Galloway *et al.*, 2003, usaron este artículo de Smil en sus cálculos) estimó que a mediados de la década de 1990 se

¹¹Véase también la Sección 3.3 del Anexo 3. Expertos regionales del sector pecuario suministraron información a través de un cuestionario sobre la importancia relativa de los diferentes sistemas de gestión de los desechos en cada uno de los sistemas de producción de la región. Sobre la base de esta información, expertos en el tema del manejo de desechos y emisiones gaseosas de la Red para la reutilización de los residuos agrícolas, urbanos e industriales en la agricultura [RAMIRAN, por sus siglas en inglés; disponible en www.ramiran.net] calcularon las emisiones específicas por región y por sistema.

perdieron en la atmósfera unos 10 millones de toneladas globales de NH₃-N procedentes de las operaciones de alimentación de animales confinados. No obstante, sólo una parte del total de estiércol recolectado se origina en los sistemas industriales.

Tomando como base la población animal en los sistemas industriales (Capítulo 2) y el cálculo de la respectiva producción de estiércol (IPCC, 1997), la cantidad actual de N atribuible a los desechos animales puede calcularse en 10 millones de toneladas y la correspondiente volatilización de NH₃ del estiércol almacenado en 2 millones de toneladas de N.

De esta manera, las pérdidas por volatilización durante el manejo de los desechos animales no están muy distantes de las pérdidas procedentes del uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos que se registran en la actualidad. Por una parte, esta pérdida de nitrógeno reduce las emisiones del estiércol una vez aplicado en el campo. Por otra parte, hace que las emisiones de óxido nitroso se extiendan más abajo en la “cascada de nitrógeno”.

3.3.5 Emisiones de nitrógeno procedentes del estiércol depositado o aplicado

Los excrementos depositados frescos sobre la tierra (bien sea aplicados mediante esparcimiento mecánico o depositados directamente por los animales) tienen una tasa de pérdida de nitrógeno alta, que provoca la volatilización de cantidades importantes de amoníaco. Las amplias variaciones presentes en la calidad de los forrajes consumidos por los rumiantes y en las condiciones ambientales dificultan la cuantificación de las emisiones de N que se producen en los pastizales. En FAO/IFA (2001) se estima que, una vez aplicado el estiércol, la pérdida de N vía la volatilización del NH₃ a escala mundial asciende a un 23 por ciento. Smil (1999) calcula que esta pérdida es de al menos un 15 o un 20 por ciento.

El IPCC propone un estándar del 20 por ciento para la fracción de pérdida de N a partir de la

volatilización del amoníaco, sin hacer una distinción entre el estiércol esparcido y el depositado directamente por los animales. Considerando las pérdidas sustanciales de N por la volatilización durante el almacenamiento (véase la sección anterior), se puede calcular la volatilización total del amoníaco después de la excreción en un 40 por ciento. La aplicación de esta tasa al estiércol depositado directamente resulta plausible (se han documentado valores máximos del 60 por ciento e incluso del 70 por ciento), suponiendo que la proporción más baja de nitrógeno en la orina en los sistemas de producción animal basados en la tierra de los trópicos queda compensada por la temperatura más alta. Se calcula que, a mediados de los años noventa, los animales de los sistemas más extensivos excretaron directamente en la tierra aproximadamente 30 millones de toneladas de N, lo que produjo unas pérdidas por volatilización de NH₃ de unos 12 millones de toneladas de N¹². A lo anterior hay que añadir las pérdidas posteriores a la aplicación de estiércol animal tratado, que según FAO/IFA (2001), fueron de aproximadamente 8 millones de toneladas de N, lo que da como resultado una pérdida total de nitrógeno por volatilización del amoníaco procedente del estiércol animal en la tierra de aproximadamente 20 millones de toneladas de N.

Estas cifras han experimentado un incremento durante la última década. Incluso siguiendo las estimaciones extremadamente prudentes del 20 por ciento para la fracción de pérdida de N a partir de la volatilización del amoníaco propuestas por el IPCC y sustrayendo el estiércol usado como combustible, el cálculo obtenido para la fracción de pérdida por volatilización del

¹² Del total estimado de 75 millones de toneladas de N excretadas por el ganado, deducimos que 33 millones de toneladas se aplicaron en pastizales de tipo intensivo, cultivos de tierras altas y arroz de tierras húmedas (FAO/IFA, 2001) y que hubo una pérdida de 10 millones de toneladas de amoníaco durante el almacenamiento. El uso del estiércol como combustible no se ha tenido en cuenta.

amoníaco después de la aplicación o depósito del estiércol fue de aproximadamente 25 millones de toneladas de N en el año 2004.

Volviendo ahora al N_2O , las emisiones del suelo que se originan de los remanentes del nitrógeno aplicado (después de la sustracción de la volatilización del amoníaco) depende de varios factores, entre los que cabe destacar la retención de agua en los poros del suelo, la disponibilidad de carbono orgánico, el pH, la temperatura del suelo, la tasa de absorción de la planta/cultivo y el régimen de precipitaciones (Mosier *et al.*, 2004). Sin embargo, debido a la compleja interacción y al alto nivel de incertidumbre del flujo de N_2O , las directrices revisadas del IPCC se basan exclusivamente en los aportes de N, sin tomar en consideración las características de los suelos. A pesar de esta incertidumbre, no cabe duda de que las emisiones procedentes del estiércol del suelo son la mayor fuente de origen animal de N_2O a nivel mundial. Los flujos de emisión procedentes del pastoreo del ganado (desechos sin ningún manejo, emisiones directas) y del uso de los desechos animales como fertilizantes de cultivos son de una magnitud comparable. Las emisiones de N_2O derivadas del pastoreo varían entre 0,002 y 0,098 kg de $N_2O\text{-N}/kg$ de nitrógeno excretado, mientras que el factor de emisiones por defecto para el uso de fertilizantes se fijó en 0,0125 kg de $N_2O\text{-N}/kg$ aporte de nitrógeno. Casi todos los datos corresponden a zonas templadas o pastizales manejados intensivamente. En estas condiciones el contenido de nitrógeno del estiércol y, en particular, de la orina, es más alto que el de los pastizales manejados de manera menos intensiva en los trópicos o subtrópicos. No se conoce hasta qué punto esto queda compensado por el aumento de emisiones en los ecosistemas tropicales con mayores limitaciones de fósforo.

Las emisiones procedentes del estiércol aplicado deben calcularse separadamente de las emisiones de los desechos excretados por los animales. El estudio de FAO/IFA (2001) calcula una tasa de pérdida de N_2O del estiércol apli-

cado del 0,6 por ciento¹³, es decir, más baja que la de la mayoría de los fertilizantes minerales nitrogenados, lo que equivale a unas pérdidas de N_2O procedentes del estiércol en el suelo que, a mediados de la década de los noventa, ascendieron a 0,2 millones de toneladas de N. Según la metodología del IPCC, la cifra se incrementaría a 0,3 millones de toneladas de N.

Con respecto a los desechos depositados directamente por los animales en los pastos, se calcula que, a mediados de los años noventa, un volumen de estiércol con aproximadamente 30 millones de toneladas de N fue depositado en los suelos de los sistemas más extensivos. Aplicando a esta cifra total el "factor razonable de emisión promedio global" del IPCC (0,02 kg de $N_2O\text{-N}/kg$ de nitrógeno excretado), se obtendrá como resultado una pérdida procedente del N_2O del estiércol en el suelo de 0,6 millones de toneladas de N, con un total de emisiones de N_2O cercano a 0,9 millones de toneladas de N a mediados de la década de 1990.

Aplicando la metodología del IPCC a las estimaciones *actuales* de los sistemas de producción ganadera y al número de animales se obtiene una pérdida global "directa" de N_2O procedente del estiércol depositado en el suelo que asciende a 1,7 millones de toneladas de N anuales. De estos, 0,6 millones de toneladas proceden de los sistemas en pastoreo, 1,0 millones de toneladas de los sistemas mixtos y 0,1 millones de toneladas de los sistemas de producción industriales (véase el Recuadro 3.3).

3.3.6 Emisiones procedentes de la pérdida de nitrógeno del estiércol después de su aplicación y deposición directa

A mediados de la década de 1990, la disponibilidad de nitrógeno proveniente del estiércol animal para el consumo de las plantas en tierras de cultivos y pastizales manejados intensivamente,

¹³Expresada como una parte de la cantidad aplicada inicialmente, sin la reducción de la volatilización de amoníaco *in situ*, lo que podría explicar por qué los valores por defecto del IPCC son más altos.

Recuadro 3.3 Una evaluación nueva de las emisiones de óxido nitroso procedentes del estiércol según los sistemas de producción, las especies y la región

Las cifras globales que hemos citado son una muestra de la importancia de las emisiones de óxido nitroso proveniente de los animales. Sin embargo, para establecer las prioridades que permitan afrontar el problema, es necesario llegar a obtener una comprensión más detallada del origen de dichas emisiones mediante la evaluación de la contribución de los diferentes sistemas de producción, especies y regiones del mundo al total global.

Nuestra evaluación, como se detalla más adelante, se basa en los datos de la producción pecuaria actual y da como resultado estimaciones más altas que las obtenidas en la mayor parte de los trabajos de investigación recientes, basados en datos de mediados de los años noventa. El sector pecuario, sin embargo, ha evolucionado sustancialmente durante la últi-

ma década. Nosotros calculamos una excreción de N global de 135 millones de toneladas al año, mientras que la literatura reciente (por ejemplo, Galloway *et al.*, 2003) sigue citando una cifra de 75 millones de toneladas año⁻¹, obtenida a partir de datos de mediados de la década de 1990.

Nuestros cálculos de las emisiones de N₂O procedentes del estiércol y de los suelos son el resultado de la combinación de la producción pecuaria y de los datos de población actuales (Groenewold, 2005) con la metodología del IPCC (IPCC, 1997). Para el cálculo de las emisiones de N₂O procedentes de la gestión del estiércol se requiere un conocimiento de:

- la excreción de nitrógeno por tipo de ganado;
- la fracción de estiércol manipulada en cada uno de los sistemas de manejo del estiércol;

Cuadro 3.11

Cálculo de las emisiones totales de N₂O procedentes de los excrementos animales (2004)

Región/país	Emisiones de N ₂ O procedentes del manejo del estiércol, después de su aplicación/depósito en el suelo y emisiones directas						
	Ganado de leche	Otro ganado	Búfalos	Ovejas y cabras	Cerdos	Aves de corral	Total
(.....millones de toneladas al año.....)							
África subsahariana	0,06	0,21	0,00	0,13	0,01	0,02	0,43
Asia*	0,02	0,14	0,06	0,05	0,03	0,05	0,36
India	0,03	0,15	0,06	0,05	0,01	0,01	0,32
China	0,01	0,14	0,03	0,10	0,19	0,10	0,58
América Central y América del Sur	0,08	0,41	0,00	0,04	0,04	0,05	0,61
Asia occidental y África del Norte	0,02	0,03	0,00	0,09	0,00	0,03	0,17
América del Norte	0,03	0,20	0,00	0,00	0,04	0,04	0,30
Europa occidental	0,06	0,14	0,00	0,07	0,07	0,03	0,36
Oceanía y Japón	0,02	0,08	0,00	0,09	0,01	0,01	0,21
Europa oriental y CEI	0,08	0,10	0,00	0,03	0,04	0,02	0,28
Otros países desarrollados	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	0,06
Total	0,41	1,64	0,17	0,68	0,44	0,36	3,69
Sistemas de producción pecuaria							
Pastoreo	0,11	0,54	0,00	0,25	0,00	0,00	0,90
Mixto	0,30	1,02	0,17	0,43	0,33	0,27	2,52
Industrial	0,00	0,08	0,00	0,00	0,11	0,09	0,27

* Excluidas China y la India.

Fuente: cálculos de los autores.

Recuadro 3.3 (continuación)

- un factor de emisión (por kg de N excretado) para cada uno de los sistemas de manejo del estiércol.

Estos resultados se suman para cada especie de ganado dentro de una región del mundo/sistema de producción (véase el Capítulo 2) y se multiplican por la excreción de N para ese tipo de ganado a fin de derivar el factor de emisión de N_2O por cabeza.

Las emisiones directas resultantes de la aplicación de estiércol al suelo (y su depósito por los animales en pastoreo) se obtuvo usando el factor de emisiones por defecto para N aplicado a la tierra (0,0125 kg N_2O -N/kg N). Para estimar la cantidad de N aplicado a la tierra, la excreción de N por tipo de ganado fue reducida teniendo en cuenta la pérdida de la fracción calculada como amoníaco y/o óxido nitroso durante la estabilización y el almacenamiento, la fracción depositada directamente por el ganado en pastoreo, y la fracción usada como combustible.

Los resultados de estos cálculos (Cuadro 3.11) muestran que las emisiones procedentes del estiércol animal son mucho más altas que cualquier otra emisión de N_2O atribuible al sector pecuario. Las emisiones de los sistemas intensivos y extensivos están dominadas por las emisiones procedentes del suelo. Entre las emisiones del suelo, las emisiones del manejo del estiércol son las más importantes. La influencia de las características de cada sistema de producción es más bien limitada. La fuerte preponderancia de las emisiones de N_2O provenientes de los sistemas agropecuarios mixtos tiene una relación bastante lineal con el número de animales de estos sistemas. Los grandes rumiantes son responsables de cerca de la mitad del total de las emisiones de N_2O procedentes del estiércol.

El Mapa 33 (Anexo 1) presenta la distribución de las emisiones de N_2O para los diferentes sistemas de producción entre las distintas regiones del mundo.

una vez deducidas las liberaciones a la atmósfera durante el almacenamiento, aplicación y deposición directa, ascendió a aproximadamente 25 millones de toneladas anuales a nivel mundial. El consumo depende de la cobertura del suelo: las mezclas de leguminosas/gramíneas pueden absorber grandes cantidades de N aplicado, mientras que las pérdidas de los cultivos que se siembran en hileras¹⁴ son generalmente grandes y las de los suelos desnudos/arados aún mayores.

Si suponemos que las pérdidas de N en los pastizales, causadas por lixiviación y erosión, son insignificantes y aplicamos una eficiencia de uso del N del cultivo del 40 por ciento al remanente de nitrógeno en el estiércol esparcido en las tierras de cultivo¹⁵ se obtiene un resultado de 9 o 10 millones

de toneladas de N que entraron en la cascada de nitrógeno a través del agua a mediados de los noventa. Aplicando la tasa de pérdida de N_2O a las emisiones posteriores de N_2O (Sección 3.3.2) se obtiene un cálculo de emisiones adicionales de unos 0,2 millones de toneladas de N_2O -N por esta vía. Emisiones de N_2O de la misma magnitud pueden esperarse de la fracción redepositada proveniente del NH_3 volatilizado proveniente del estiércol que alcanzó los reservorios acuáticos a mediados de los noventa¹⁶. De ahí que las emisiones totales de N_2O procedentes de las pérdidas de

¹⁵Datos de FAO/IFA (2001) sobre la aplicación de estiércol animal en las tierras de cultivo, reducidos según las estimaciones de volatilización y emisión de N de FAO/IFA.

¹⁶Aplicando la misma tasa de pérdida de N_2O para las emisiones subsiguientes a los aproximadamente 6 millones de toneladas de N que llegan a los reservorios acuáticos, de un total, según la literatura, de 22 millones de toneladas de N en el estiércol volatilizadas como NH_3 a mediados de los años noventa.

¹⁴Cultivos agrícolas como el maíz o la soja, que se cultivan en hileras.

nitrógeno en este período puedan cifrarse entre 0,3 y 0,4 millones de toneladas anuales de N₂O-N.

Estas cifras han sido actualizadas de conformidad con las estimaciones actuales de los sistemas de producción pecuaria, usando la metodología del IPCC para emisiones indirectas. Actualmente, la cifra global de las emisiones “indirectas” de N₂O del estiércol causadas por la volatilización y la lixiviación se aproximaría a los 1,3 millones de toneladas anuales de N. Sin embargo, esta metodología presenta un alto nivel de incertidumbre y puede conducir además a una sobreestimación ya que considera el estiércol producido en el pastoreo. La mayor parte de las emisiones de N₂O, es decir, unos 0,9 millones de toneladas de N, se originarían en los sistemas agropecuarios mixtos.

3.4 Resumen del impacto del ganado

A nivel global, las actividades pecuarias contribuyen con un porcentaje estimado del 18 por ciento al total de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero provenientes de los cinco principales sectores emisores de estos gases: i) energía; ii) industria; iii) residuos; iv) uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS); y v) agricultura.

Considerando solamente los dos últimos sectores, la participación del sector pecuario está por encima del 50 por ciento. Tomando exclusivamente el sector agrícola, el sector pecuario da cuenta de aproximadamente el 80 por ciento del total de las emisiones. El Cuadro 3.12 resume el impacto global del ganado con relación al cambio climático en función del gas principal, fuente y tipo de sistema de producción.

En los apartados siguientes se presenta un resumen para los tres principales gases de efecto invernadero.

Dióxido de carbono

El sector pecuario es responsable del 9 por ciento de las emisiones antropogénicas globales

Cuando se toma en consideración tanto la deforestación y conversión de las tierras en pastizales y tierras destinadas a cultivos forrajeros, como la

degradación de los pastizales, las emisiones de dióxido de carbono asociadas al ganado representan un componente significativo del total global (aproximadamente un 9 por ciento). Sin embargo, como puede observarse en la cantidad de hipótesis formuladas en las secciones precedentes, estas cifras totales tienen un grado considerable de incertidumbre. En particular, las emisiones del sector UTCUTS son extremadamente difíciles de cuantificar y los valores reportados a la CMNUCC para este sector se consideran poco fiables. De ahí que este sector se excluya con frecuencia de los informes de emisiones, aunque se considere que su participación es importante.

Aunque de magnitud muy reducida si se compara con el sector UTCUTS, la cadena de alimentación del ganado cada vez hace un uso más intensivo del combustible fósil, lo que incrementará las emisiones de dióxido de carbono provenientes de la producción pecuaria. A medida que la producción de rumiantes (basada en recursos forrajeros disponibles localmente) va siendo desplazada por la producción intensiva de monogástricos (basada en recursos alimentarios transportados desde grandes distancias), se produce también un cambio en el uso de energía: de la energía solar utilizada en la fotosíntesis al uso de combustibles fósiles.

Metano

El sector pecuario es responsable del 35-40 por ciento de las emisiones antropogénicas globales

El papel fundamental del ganado en las emisiones de metano es bien conocido desde hace mucho tiempo. La fermentación entérica y el estiércol generan en conjunto cerca del 80 por ciento de las emisiones de metano procedentes de la agricultura y aproximadamente el 35-40 por ciento del total de las emisiones antropogénicas de metano.

Con el descenso relativo de la producción de rumiantes y la tendencia hacia una mayor productividad en la producción de estas especies, es poco probable que en el futuro se presente un ulterior crecimiento de la contribución de la fermentación entérica. Sin embargo, las emisiones de metano

Cuadro 3.12

Papel del ganado en las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso

Gas	Fuente	Referidas principalmente a sistemas extensivos (eq. 10 ⁹ toneladas CO ₂)	Referidas principalmente a sistemas intensivos (eq. 10 ⁹ toneladas CO ₂)	Porcentaje de contribución al total de emisiones de GEI de los alimentos de origen animal
CO₂	Emisiones antropogénicas totales de CO₂	24 (~31)		
	Total proveniente de las actividades pecuarias	-0,16 (~2,7)		
	producción de fertilizantes N		0,04	0,6
	combustible fósil en la granja, pienso		~0,06	0,8
	combustible fósil en la granja, relacionado con la producción pecuaria		~0,03	0,4
	deforestación	{~1,7}	{~0,7}	34
	suelos cultivados, labranza		{~0,02}	0,3
	suelos cultivados, encalado		{~0,01}	0,1
	desertificación de pastos	{~0,1}		1,4
	elaboración		0,01 – 0,05	0,4
	transporte		-0,001	
CH₄	Emisiones antropogénicas totales de CH₄	5,9		
	Total proveniente de las actividades pecuarias	2,2		
	fermentación entérica	1,6	0,20	25
	manejo del estiércol	0,17	0,20	5,2
N₂O	Emisiones antropogénicas totales de N₂O	3,4		
	Total proveniente de las actividades pecuarias	2,2		
	aplicación de fertilizantes N		~0,1	1,4
	emisiones indirectas de los fertilizantes		~0,1	1,4
	cultivo de leguminosas forrajeras		~0,2	2,8
	manejo del estiércol	0,24	0,09	4,6
	aplicación/depósito de estiércol	0,67	0,17	12
	emisiones indirectas del estiércol	~0,48	~0,14	8,7
	Total de emisiones antropogénicas	33 (~40)		
	Total de emisiones de las actividades pecuarias	~4,6 (~7,1)		
	Total de emisiones de los sistemas pecuarios extensivos vs. sistemas intensivos	3,2 (~5,0)	1,4 (~2,1)	
	Porcentaje total de emisiones antropogénicas	10 (~13%)	4 (~5%)	

Nota: todos los valores se expresan en miles de millones de toneladas de equivalentes de CO₂; los valores entre paréntesis son o incluyen las emisiones de la categoría uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura; los cálculos relativamente imprecisos van precedidos del signo “~”.

Totales globales de los Indicadores de Análisis Climático del WRI, consultados en 02/06. En el total de emisiones de gases de efecto invernadero se consideran solamente las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O.

Basándose en el análisis efectuado en este capítulo, las emisiones del ganado se atribuyen a las fases de la secuencia del sistema de producción (de extensivo a intensivo/industrial) del que se originan.

del estiércol animal, si bien mucho más bajas en términos absolutos, son considerables y están creciendo rápidamente.

Óxido nitroso

El sector pecuario es responsable del 65 por ciento de las emisiones antropogénicas globales

Las actividades pecuarias contribuyen en gran medida a la producción de óxido nitroso, el más potente de los tres principales gases de efecto invernadero. Se calcula que los aportes del ganado representan casi las dos terceras partes del total de las emisiones antropogénicas de N₂O, y entre un 75 y un 80 por ciento de las emisiones agrícolas. Las tendencias actuales sugieren que estos niveles se incrementarán considerablemente durante las próximas décadas.

Amoníaco

El sector pecuario es responsable del 64 por ciento de las emisiones antropogénicas globales

Las emisiones atmosféricas globales de amoníaco de origen antropogénico se han calculado recientemente en 47 millones de toneladas de N (Galloway *et al.*, 2004). Un 94 por ciento de este volumen procede del sector agrícola. El sector pecuario contribuye con aproximadamente el 68 por ciento del total de las emisiones agrícolas, principalmente mediante el estiércol depositado directamente por los animales y el aplicado por medios mecánicos.

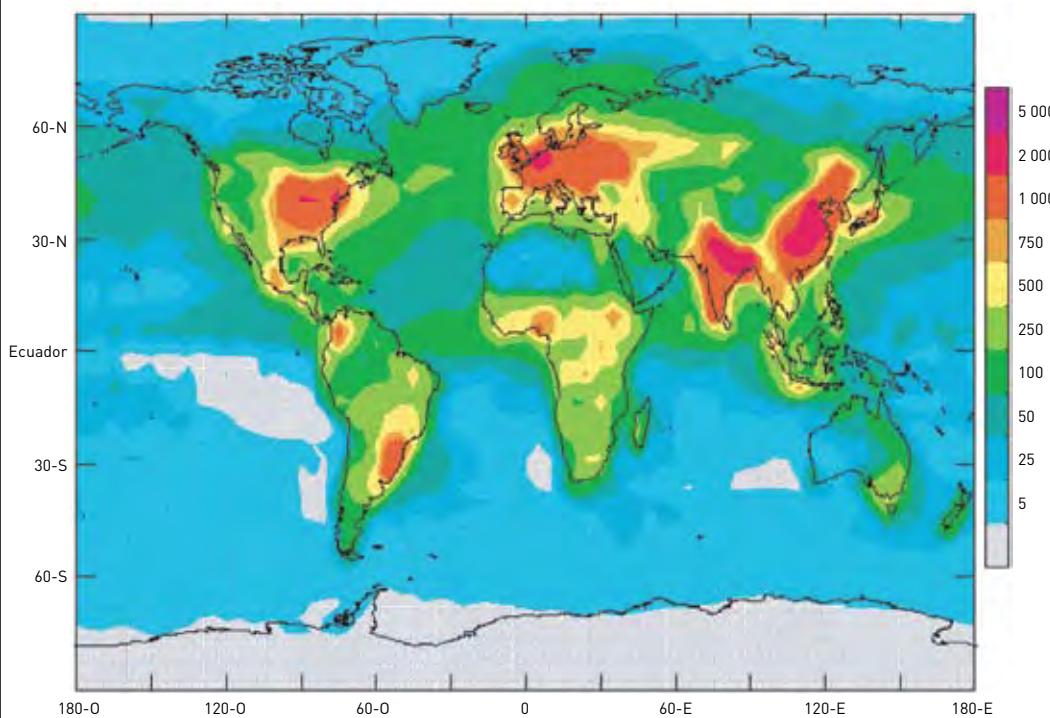
La contaminación atmosférica y ambiental (principalmente eutrofización y malos olores) derivada de estas emisiones es más un problema ambiental de alcance local o regional que mundial. De hecho, niveles similares de descargas de N pueden tener efectos ambientales sustancialmente diferentes en función del tipo de ecosistema afectado. Un modelo de la distribución de los niveles de deposición de N atmosférico (Gráfico 3.3) constituye una indicación más adecuada del impacto ambiental que las cifras globales. La distribución muestra una coincidencia neta y significativa con las zonas de producción intensiva de ganado (compárase con el Mapa 13).

Las cifras presentadas son cálculos del total de las emisiones de gases de efecto invernadero a escala mundial. Sin embargo, estas cifras no describen completamente la problemática de los cambios inducidos por el sector pecuario. Para asistir a los responsables de políticas, es necesario comprender el nivel y la naturaleza de las emisiones en un contexto local. Podemos considerar, a título de ejemplo, el caso del Brasil, donde se documenta que las emisiones de dióxido de carbono procedentes del cambio de uso de la tierra (conversión de bosques y pérdida de materia orgánica del suelo) son mucho más altas que las del sector de la energía. Al mismo tiempo, las emisiones de metano procedentes de la fermentación entérica tienen un peso preponderante en el total de las emisiones de este gas en el país, debido a la población bovina de carne criada extensivamente. Por esta misma razón, en el Brasil las tierras de pastos producen las emisiones más altas de óxido nitroso, con una contribución del estiércol en aumento. Si se incluye el papel del ganado en el cambio de uso de la tierra, la contribución del sector pecuario a las emisiones totales de gases de efecto invernadero en este extenso país podrían ser del orden del 60 por ciento, es decir, mucho más altas que la cifra del 18 por ciento calculada a nivel mundial (Cuadro 3.12).

3.5 Opciones de mitigación

Si bien el sector pecuario contribuye en gran medida al cambio climático y a la contaminación atmosférica, igualmente existen múltiples y efectivas opciones para su mitigación. Hay mucho por hacer, pero si se quiere ir más allá del escenario tradicional será necesaria una fuerte participación de las políticas públicas. La mayor parte de las opciones no son neutrales en lo que respecta a los costos y una mayor sensibilización no conducirá por sí sola a la difusión o adopción de las medidas. Además, los niveles de emisiones más altos provienen, con diferencia, de los sistemas más extensivos, donde los criadores pobres de ganado con frecuencia obtienen medios de vida marginales de recursos muy limitados, por lo que no podrían realizar las inversiones necesarias para cambiar el tipo de sistema.

Gráfico 3.3 Patrón espacial del depósito total de nitrógeno inorgánico a principios de la década de 1990



Nota: Unidades – mg de N por metro cuadrado al año.

Fuente: Galloway *et al.* (2004).

El cambio es una cuestión de prioridad y de visión, en la que se efectúan inversiones en el corto plazo (para la compensación o creación de alternativas) con el fin de obtener beneficios de largo alcance.

Los aspectos normativos se examinarán en el Capítulo 6. Aquí se efectuará una exploración de las principales opciones técnicas, entre las que destacan las que pueden reducir el nivel actual de las principales emisiones y las que crearán o expandirán importantes sumideros.

Globalmente el cambio climático está estrechamente asociado a las emisiones de dióxido de carbono, que representan aproximadamente las tres cuartas partes del total de las emisiones antropogénicas. En vista de que el sector energético produce cerca de las tres cuartas partes del CO₂ antropogénico, se ha prestado muy poca atención a las

emisiones de otros gases originadas en otros sectores. En el contexto del desarrollo, especialmente, esto no tiene justificación. Los países en desarrollo dan cuenta de sólo el 36 por ciento de las emisiones de CO₂, pero producen más de la mitad de las emisiones de N₂O y cerca de las dos terceras partes de las de CH₄. Por esta razón es sorprendente ver que, incluso en un país tan grande como el Brasil, la mayor parte de los esfuerzos de mitigación se han focalizado en el sector energético.

3.5.1 Retención de carbono y mitigación de las emisiones de CO₂

En comparación con las cantidades de carbono procedentes de los cambios en el uso de la tierra y la degradación de la tierra, las emisiones de la cadena alimentaria son reducidas. Así para el CO₂,

las acciones de mitigación deben focalizarse en la problemática de los cambios en el uso de la tierra y la degradación de la tierra. En este ámbito, el sector pecuario tiene un gran potencial para la retención de carbono, en particular a través de los pastos mejorados.

Reducir la deforestación mediante la intensificación de la agricultura

Cuando se trata de cambios en el uso de la tierra, el desafío consiste en disminuir el ritmo para después, finalmente, detener y revertir la deforestación. Este proceso permanece aún en gran medida sin control y necesita con urgencia un atento proceso de planificación que parte de la base de la ponderación de los costos y los beneficios a diferentes escalas espaciales y temporales. La deforestación de la Amazonía, que obedece a la expansión agrícola para atender las demandas del ganado, se ha demostrado que contribuye considerablemente a las emisiones globales de dióxido de carbono antropogénico. Puede frenarse el aumento previsto de las emisiones si se implementan estrategias de desarrollo orientadas al control de la expansión de las fronteras agrícolas y se crean alternativas económicas (Carvalho *et al.*, 2004).

La introducción de incentivos para la conservación de los bosques y la disminución de la deforestación, en la Amazonía y en otras zonas tropicales, puede ofrecer una oportunidad única para la mitigación del cambio climático, especialmente gracias a los beneficios accesorios (véase el Capítulo 6 sobre políticas) y a los costos relativamente bajos. Cualquier programa cuyo objetivo sea retirar tierra para destinarla a la retención de carbono debe hacerlo sin amenazar la seguridad alimentaria de la región. Vlek *et al.* (2004) consideraron que la única opción disponible para liberar las tierras necesarias para la retención de carbono sería la intensificación de la producción agrícola en algunas de las tierras más aptas, intensificación que podría darse, por ejemplo, a través del aumento de insumos como los fertilizantes. Los autores demuestran que el aumento

de las emisiones de dióxido de carbono derivadas de la producción adicional de fertilizantes quedaría ampliamente compensado por la retención de carbono o por las emisiones de carbono orgánico que se habrían producido como consecuencia de la deforestación y que, de esta manera, sin embargo, se evitarían. No obstante, el aumento del uso de fertilizantes constituye sólo una de las muchas opciones para la intensificación. Otras incluyen mayores rendimientos, variedades mejor adaptadas y una mejor ordenación de la tierra y el agua. Aunque a nivel racional resulta muy atractivo el binomio “retención a través de la intensificación”, este paradigma puede no ser efectivo en todos los contextos sociopolíticos e impone, además, fuertes condiciones al marco normativo y a la garantía de su cumplimiento. Se debería prestar una especial atención a los lugares afectados por la deforestación, o donde la deforestación viene aceptada, para transformar rápidamente el área en una zona de agricultura sostenible, por ejemplo, iniciando la implementación de prácticas como los sistemas silvopastorales (véase el Recuadro 6.2, Capítulo 6) y la agricultura de conservación, a fin de prevenir de este modo daños irreversibles.

Restituir el carbono orgánico del suelo a los suelos cultivados

Las bajas emisiones relativas de dióxido de carbono generadas en la tierra cultivable dejan poco espacio para una mitigación significativa, pero hay un gran potencial de retención neta de carbono en los suelos cultivados. La capacidad de actuar como sumidero de carbono de la agricultura mundial y de los suelos degradados se sitúa entre el 50 y el 66 por ciento de las pérdidas históricas de carbono de los suelos, que equivalen a un volumen de 42 a 78 gigatoneladas de carbono (Lal, 2004a). Además, la retención de carbono tiene el potencial de aumentar la seguridad alimentaria y de compensar las emisiones de combustibles fósiles.

Los procesos del suelo relacionados con el carbono se caracterizan por el equilibrio dinámico de las entradas (fotosíntesis) y las salidas (respi-

ración). Bajo prácticas de cultivo convencionales, la conversión de los sistemas naturales en terrenos agrícolas cultivados produce como resultado pérdidas del carbono orgánico del suelo (COS) del orden del 20 al 50 por ciento de las existencias anteriores al cultivo en el primer metro del perfil del suelo (Paustian *et al.*, 1997; Lal y Bruce, 1999).

Las modificaciones en las condiciones del entorno y en la ordenación de la tierra pueden provocar cambios en el equilibrio hasta llegar a alcanzar un nivel nuevo, considerado estable. Se han desarrollado con buenos resultados nuevas prácticas que pueden mejorar la calidad del suelo y aumentar sus niveles de carbono orgánico. El potencial pleno del medio terrestre para la retención de carbono del suelo es incierto debido a que los datos de que disponemos son insuficientes. Asimismo hay vacíos en el conocimiento de las dinámicas de COS a todos los niveles, desde el molecular al paisajístico, pasando por el regional o el mundial (Metting, Smith y Amthor, 1999). Según el IPCC (2000), las prácticas mejoradas generalmente permiten un aumento del carbono del suelo a una tasa aproximada de 0,3 toneladas de carbono por hectárea al año. Si estas prácticas fueran adoptadas en el 60 por ciento de las tierras cultivables disponibles a nivel mundial, el resultado sería la captura de unos 270 millones de toneladas anuales de carbono durante las próximas décadas (Lal, 1997). No está claro si esta tasa es sostenible: las investigaciones muestran un incremento relativamente rápido en la retención de carbono durante un período cercano a los 25 años para pasar a alcanzar después una nivelación gradual (Lal *et al.*, 1998).

Las prácticas no convencionales pueden agruparse en tres clases: intensificación agrícola, labranza de conservación, y reducción de la erosión. Ejemplos de prácticas de intensificación son las variedades mejoradas, el regadío, la fertilización orgánica e inorgánica, el manejo de la acidez del suelo, el manejo integrado de plagas, los cultivos dobles intercalados, la rotación de cultivos y el uso de abonos verdes y cultivos de

cobertura. Los incrementos registrados en el rendimiento de los cultivos conducen a una mayor acumulación de carbono en la biomasa de los cultivos o a una alteración del índice de cosecha. Los mayores residuos de los cultivos, en ocasiones asociados con mayores rendimientos, favorecen el incremento de los depósitos de carbono del suelo (Paustian *et al.*, 1997).

El IPCC (2000) ha suministrado una indicación de las "tasas de ganancias de carbono" que pueden obtenerse con la aplicación de ciertas prácticas.

Por labranza de conservación se entiende cualquier sistema de preparación y plantación del suelo en el que un 30 por ciento o más de los residuos de la cosecha anterior permanecen en la superficie del suelo después de la siembra. Generalmente este tipo de labranza también implica una reducida intervención mecánica durante la estación de cultivo. La labranza de conservación puede incluir tipos de labranza específicos tales como la labranza cero, labranza en crestas, labranza con cobertura de abonos orgánicos, labranza con cinceles y labranza entre surcos, que los agricultores seleccionan dependiendo del tipo de suelo, tipo de cultivo, maquinaria disponible, y experiencia local. A pesar de que estos sistemas originalmente se desarrollaron con el fin de dar respuesta a problemas relacionados con la calidad del agua, la erosión del suelo y la sostenibilidad agrícola, también contribuyen a elevar el contenido de carbono orgánico del suelo y al aumento de la eficiencia energética debido al uso reducido de maquinaria para el cultivo del suelo. Por todo lo anterior estas prácticas contribuyen a la retención de carbono y a la reducción de sus emisiones

Las prácticas de labranza de conservación tienen una amplia difusión en todo el mundo. En el año 2001, un estudio elaborado por la Asociación Americana de Soja (ASA, por sus siglas en inglés) puso de relieve que la mayor parte de los 500 000 productores de soja en los Estados Unidos de América habían adoptado estas prácticas gracias a la introducción de variedades de soja

resistentes a los herbicidas (Nill, 2005). Como consecuencia del aumento de carbono en la capa arable, la tierra absorbe cantidades mayores de lluvia, lo que comporta una reducción de las escorrentías y una mayor resistencia a la sequía en comparación con los sistemas convencionales de cultivo de soja.

Según las estimaciones del IPCC (2000) la labranza de conservación puede retener entre 0,1 y 1,3 toneladas de C ha^{-1} año $^{-1}$ globalmente, y existe la posibilidad de que sea adoptada hasta en un 60 por ciento de las tierras cultivables. Los beneficios son acumulables sólo si la labranza mínima es continua: si se torna a la labranza intensiva o al arado de vertedera se podrían anular o contrarrestar las ganancias y devolver el carbono retenido a la atmósfera. La retención de carbono en el suelo se puede aumentar utilizando cultivos de cobertura en combinación con la labranza de conservación.

Se han documentado resultados similares en la agricultura orgánica¹⁷, en continua evolución desde los primeros años del siglo XX. La agricultura orgánica aumenta el contenido de carbono orgánico del suelo. Otros beneficios adicionales son la reversión de la degradación de la tierra y el aumento de la fertilidad del suelo y la salud. Una serie de ensayos con maíz y soja que se recogen en Vasilikiotis (2001) demostraron que los sistemas orgánicos no sólo pueden alcanzar rendimientos comparables con los sistemas intensivos convencionales, sino que también mejoran la

Cuadro 3.13

Potencial global de retención de carbono terrestre procedente del manejo mejorado

Sumidero de carbono	Potencial de retención (miles de millones de toneladas de C al año)
Tierras cultivables	0,85 – 0,90
Cultivos de biomasa para biocombustibles	0,5 – 0,8
Pastizales y praderas	1,7
Bosques	1–2

Fuente: adaptado de Rice (1999).

fertilidad del suelo a largo plazo y aumentan la resistencia a la sequía.

Estas prácticas para el mejoramiento de la agricultura son asimismo los principales componentes de la agricultura sostenible y del desarrollo rural, tal y como se esboza en la Agenda 21 de la CNUMAD (Capítulo 14). Aunque la adopción de estas prácticas por los agricultores crea también beneficios en las fincas, como el aumento de los rendimientos de los cultivos, su adopción a una escala mayor depende del grado en que los productores tengan que soportar las consecuencias ambientales de sus prácticas actuales. Los agricultores también pueden necesitar mayores conocimientos y recursos antes de invertir en estas prácticas. Harán además su propia elección dependiendo de los beneficios netos esperados, en el contexto de las políticas ambientales y agrícolas vigentes en su momento.

Revertir las pérdidas de carbono orgánico del suelo procedentes de los pastizales degradados

Como resultado del pastoreo excesivo, la salinización, la alcalinización, la acidificación y otros procesos, un 71 por ciento de los pastizales del mundo presentaban en el año 1991 algún grado de degradación [Dregne *et al.*, 1991].

La ordenación mejorada de las tierras de pastos es otra área importante donde es posible revertir las pérdidas de carbono del suelo y obtener una retención neta, mediante el uso de árboles, especies mejoradas, fertilización y otras medidas.

¹⁷La agricultura orgánica es el resultado de una teoría y una práctica puestos en marcha desde los inicios del siglo XX sobre todo en la Europa del norte. Comprende una variedad de métodos alternativos para la producción agrícola. Existen tres movimientos importantes: la agricultura biodinámica, que se originó en Alemania; la agricultura orgánica, con origen en Inglaterra; y la agricultura biológica, que se desarrolló en Suiza. A pesar de ciertas diferencias en el énfasis, el común denominador de estos tres movimientos es la relevancia que se concede al vínculo esencial entre agricultura y naturaleza y a la promoción del respeto por el equilibrio natural. Estos movimientos se apartan de los enfoques convencionales de la agricultura que maximiza los rendimientos a través del uso de muchos tipos diversos de productos sintéticos.

Puesto que los pastizales representan el tipo de uso de la tierra que ocupa una mayor superficie, su ordenación con pastos mejorados tiene un potencial de retención de carbono más alto que el de cualquier otra práctica (Cuadro 4-1, IPCC, 2000). Se obtendrían asimismo beneficios adicionales, sobre todo en lo que se refiere a la conservación o recuperación de la biodiversidad, en muchos ecosistemas.

En el trópico húmedo, los sistemas silvopastorales (Capítulo 6, Recuadro 6.2) representan una vía para la retención de carbono y el mejoramiento de los pastos.

Los suelos de los pastos en las tierras secas presentan una propensión a la degradación y desertificación, lo que ha llevado a una drástica disminución de las reservas de COS (véase la Sección 3.2.1 sobre las *emisiones asociadas al ganado en los suelos cultivados*) (Dregne, 2002). Sin embargo ciertas características de los suelos de las tierras secas podrían favorecer la retención de carbono. La probabilidad de pérdida de carbono de los suelos secos es inferior a la de los suelos húmedos, ya que la falta de agua limita la mineralización del suelo y por lo tanto el flujo de carbono hacia la atmósfera. Por consiguiente, el tiempo de permanencia del carbono en las tierras secas es algunas veces aún más largo que en los suelos forestales. Aunque la tasa de retención de carbono en estas regiones es baja, podría ser, sin embargo, rentable, sobre todo si se tienen en cuenta todos los beneficios colaterales del mejoramiento y restauración del suelo (FAO, 2004b). La mejora de la calidad del suelo como consecuencia del aumento del carbono del suelo tendrá un importante impacto social y económico en los medios de vida de los habitantes de esas zonas. Asimismo, existe un gran potencial para la retención de carbono en tierras secas debido a la gran extensión de la superficie que ocupan y a que importantes pérdidas históricas de carbono implican que los suelos de tierras secas estén todavía lejos de la saturación.

Como resultado de la desertificación, se han perdido entre 18 y 28 mil millones de toneladas

de carbono (véase la sección sobre recursos de alimentos para el ganado). Si se asume que las dos terceras partes de este volumen puedan quedar retenidas nuevamente por medio de la restauración del suelo y la vegetación (IPCC, 1996), el potencial de retención de C que se puede obtener controlando la vegetación y restaurando los suelos se sitúa entre los 12 y los 18 mil millones de toneladas de C para un período de 50 años (Lal, 2001, 2004b). Lal (2004b) estima que el potencial “ecotecnológico” (máximo que puede alcanzarse) de retención de carbono en el suelo en los ecosistemas de tierras secas puede llegar a ser de 1 000 millones de toneladas C año⁻¹, pero plantea que para la realización de este potencial “será necesario un esfuerzo vigoroso y coordinado a escala mundial para el control de la desertificación, la restauración de los ecosistemas degradados, la conversión a los usos de la tierra más apropiados y la adopción de las prácticas de manejo recomendadas en las tierras de cultivos y de pastos”. Considerando únicamente las tierras de pastos de África, si tan sólo en el 10 por ciento de la superficie disponible se obtuvieran las ganancias en las reservas de carbono del suelo que pueden obtenerse tecnológicamente con un manejo mejorado, el resultado sería una ganancia en la tasa de COS de 1 328 millones de toneladas anuales de C en un período de unos 25 años (Batjes, 2004). En el caso de las praderas de Australia, que ocupan el 70 por ciento de la superficie del país, la tasa potencial de retención que puede obtenerse mejorando su ordenación se ha estimado en 70 millones de toneladas de C al año (Baker, Barnet y Howden, 2000).

El pastoreo excesivo es la principal causa de degradación de las tierras de pastoreo, de ahí que la influencia humana pueda determinar los niveles de carbono del suelo. Por consiguiente, en muchos sistemas, una gestión mejorada del pastoreo, que incluya prácticas como la optimización de la carga animal y el pastoreo de rotación, dará como resultado un aumento importante en el almacenamiento de carbono (Cuadro 4-6, IPCC, 2000).

Existen muchas otras opciones técnicas, entre las cuales cabe destacar la gestión sobre incendios, la protección de la tierra, la retracción de tierras y el aumento de la producción de los pastizales (por ejemplo, fertilización, introducción de especies leguminosas y especies con sistema de raíces profundo). Hay modelos que suministran información acerca de los efectos respectivos de estas prácticas en una situación dada. Las tierras que presentan una degradación más grave requieren la rehabilitación del paisaje y el control de la erosión. Esto es más difícil y costoso, pero una serie de trabajos de investigación realizados en Australia documentan éxitos considerables en cuanto a la rehabilitación del paisaje a través de la promoción de la reconstrucción de zonas localizadas (Baker, Barnet y Howden, 2000).

Debido a que las condiciones de las tierras secas ofrecen pocos incentivos económicos para la inversión en rehabilitación de la tierra con el propósito de destinarla a la producción agrícola, podrían ser necesarios esquemas de compensación para la retención de carbono a fin de inclinar la balanza en ciertas situaciones. Existen diversos mecanismos fomentados por la CMNUCC que ahora son operativos (véase el Capítulo 6). El potencial puede ser grande en las zonas de pastoreo de las tierras secas, donde cada familia pastorea sus animales en vastas áreas. La densidad de población típica en estas zonas es de 10 personas por km² o 1 persona por 10 ha. Si se valora el carbono en 10 USD por tonelada y a través de modestos avances en la ordenación de los pastos se aumenta la absorción en 0,5 toneladas de C/ha/año, una persona podría ganar 50 USD al año por la retención de carbono. Cerca de la mitad de los pastores en África recibe ingresos inferiores a 1 USD o cerca de 360 USD al año. De esta manera, cambios modestos en las condiciones de manejo pueden comportar un incremento de los ingresos individuales de un 15 por ciento, lo que significa una mejora sustancial (Reid *et al.*, 2004). Una mayor absorción de carbono también podría estar asociada con incrementos en la producción, dando lugar a un doble beneficio.

Retención de carbono a través de la agroforestería

En muchas situaciones, las prácticas agroforestales tienen un potencial excelente y económicamente viable para la rehabilitación de tierras degradadas y para la retención de carbono (IPCC, 2000; FAO, 2000).

A pesar de que en la agroforestería pueden producirse ganancias de carbono más altas, Reid *et al.* (2004) calculan que los beneficios por persona serán probablemente más bajos en estos sistemas debido a su ubicación en tierras de pastoreo con mayor potencial, donde las densidades de población humana son entre 3 y 10 veces más altas que en las tierras de pastoreo más secas. Los esquemas de pago por la retención de carbono a través de sistemas silvopastorales ya han demostrado su viabilidad en algunos países de América Latina (véase el Recuadro 6.2, Capítulo 6)

La liberación del potencial de ciertos mecanismos como los esquemas de crédito de carbono es todavía una meta muy remota que requiere grandes esfuerzos y coordinación a escala mundial y la superación de una enorme cantidad de obstáculos locales. Como ilustraron Reid *et al.* (2004), los esquemas de crédito de carbono necesitarán la comunicación entre grupos que, con frecuencia, están muy distantes el uno del otro, y las áreas de los pastores usualmente cuentan con una menor infraestructura y tienen una densidad de población mucho más baja que en las áreas con potencial más alto. En las tierras de pastoreo los valores culturales podrían plantear limitaciones, pero también, en ciertos casos, ofrecer oportunidades. Por último, la fortaleza y capacidad institucional gubernamental necesarias para la implementación de estos esquemas es con frecuencia insuficiente en los países y en las áreas que más los necesitan.

3.5.2 Reducción de las emisiones de CH₄ provenientes de la fermentación entérica a través de la dieta y el mejoramiento de la eficiencia

Las emisiones de metano de los rumiantes no solamente son un peligro ambiental, sino que también generan una pérdida de productividad ya

que el metano representa una pérdida de carbono del rumen y, por lo tanto, un uso ineficiente de la energía alimentaria (EPA, 2005). Las emisiones por animal y por unidad de producto son más altas cuando la dieta es más pobre.

El enfoque más promisorio para la reducción de las emisiones de metano del ganado es el mejoramiento de la productividad y la eficiencia de la producción animal a través de una mejora nutricional y genética. Una mayor eficiencia significa que una porción más alta de la energía contenida en el alimento del animal se dirige a la formación de productos útiles (leche, carne, fuerza de tracción), lo que comporta una reducción de la producción de metano por unidad de producto. La tendencia hacia animales de alto rendimiento, y hacia monogástricos y aves de corral en particular, es valiosa en tanto que representa una vía para reducir el metano por unidad de producto. El aumento en la eficiencia de la producción también conlleva una reducción del número de animales necesarios para obtener un nivel determinado de producto. Ya que muchos países en desarrollo están realizando grandes esfuerzos por aumentar la producción de animales rumiantes (sobre todo la producción de carne y leche), es urgente realizar mejoras en la eficiencia de la producción a fin de que estas metas se alcancen sin aumentar el tamaño del hato y las correspondientes emisiones de metano.

Existe una oferta tecnológica para la reducción de la liberación de metano procedente de la fermentación entérica. El principio básico es el aumento de la digestibilidad de los alimentos, ya sea modificando el tipo de alimento o manipulando el proceso digestivo. La mayoría de los rumiantes en los países en desarrollo, en particular en África y Asia meridional, consumen dietas muy fibrosas. Técnicamente, el mejoramiento de estas dietas se puede lograr con relativa facilidad por medio de aditivos en el alimento o de suplementos alimenticios. No obstante, es frecuente que los productores de ganado a pequeña escala tengan dificultades para adoptar estas técnicas debido a la falta de capital y conocimientos necesarios.

En muchos casos estas mejoras no resultan rentables, por ejemplo en los lugares donde la demanda o la infraestructura es insuficiente. Incluso en un país como Australia, en la producción de leche de bajo costo se concede más importancia a la productividad por hectárea que por vaca, por lo que muchas opciones para la reducción de las emisiones, tales como el suplemento de grasa en la dieta o el aumento de la alimentación con granos, no resultan atractivas (Eckard, Dalley y Crawford, 2000). Otra opción técnica es el aumento del nivel de almidón o de carbohidratos rápidamente fermentables en la dieta, de manera tal que se obtenga una disminución del exceso de hidrógeno y la subsiguiente formación de CH_4 . Una vez más, en los sistemas extensivos de bajo costo, la adopción de estas medidas puede resultar inviable. Sin embargo, en los países grandes, las estrategias nacionales de planificación pueden actuar como catalizadores de estos cambios. Así, por ejemplo, como sugieren Eckard, Dalley y Crawford (2000), la concentración de la producción de leche en las zonas templadas de Australia podría generar una disminución de las emisiones de metano, puesto que los pastos templados poseen una mayor cantidad de carbohidratos solubles y los componentes de la pared celular son fácilmente digeribles.

En EPA (2005) se señala que, en los Estados Unidos de América, la mayor eficiencia de la producción pecuaria ha generado un aumento en la producción de leche y, contemporáneamente, una disminución de las emisiones de metano durante las últimas décadas. El potencial para el aumento de la eficiencia y, por consiguiente, para la reducción de metano, es mayor en los bovinos de carne y otras especies de rumiantes destinadas al mismo fin, cuyas condiciones de manejo son generalmente más pobres y cuyas dietas son de inferior calidad. EPA (2005) enumera una serie de medidas de manejo que pueden mejorar la eficiencia de la producción del ganado y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, entre las que cabe destacar:

- mejora de la gestión del pastoreo;
- análisis de suelos, seguido de la adición de los correctores y fertilizantes apropiados;

- suplementación de las dietas del ganado con los nutrientes necesarios;
- fomento de planes preventivos de salud del hato;
- suministro de los recursos hídricos adecuados y protección de la calidad del agua;
- mejoramiento genético y de la eficiencia reproductiva.

Cuando se evalúan las técnicas para la reducción de emisiones es importante tener en cuenta que los piensos y los suplementos para piensos utilizados para aumentar la productividad pueden generar una cantidad significativa de emisiones de gases de efecto invernadero, lo que afectaría el balance negativamente. Si la producción de esta clase de alimentos para el ganado aumenta considerablemente, habrá que explorar las opciones para reducir las emisiones durante su proceso de producción.

Se están estudiando tecnologías más avanzadas, que aún no son operativas, entre las cuales figuran:

- la reducción de la producción de hidrógeno mediante el estímulo de las bacterias acetogénicas;
- la desfaunación (eliminación de ciertos protozoos del rumen);
- la vacunación (para reducir la metanogénesis).

Estas opciones tendrían la ventaja de que también pueden ser aplicables a los rumiantes criados en pastoreo, aunque la última opción podría encontrar resistencia por parte de los consumidores (Monteny, Bannink y Chadwick, 2006). La desfaunación ha demostrado que puede reducir las emisiones de metano en un 20 por ciento (Hegarty, 1998), pero la aplicación de dosis periódicas del agente desfaunador supone un desafío.

3.5.3 Mitigación de las emisiones de CH₄ a través del manejo mejorado del estiércol y el biogás

Las emisiones de metano procedentes del manejo del estiércol en condiciones anaeróbicas pueden reducirse fácilmente utilizando las tecnologías actualmente existentes. Estas emisiones se origi-

nan en los sistemas industriales y mixtos, en unidades de explotación comercial que tienen capacidad suficiente para invertir en estas tecnologías.

El potencial para la reducción de las emisiones producidas durante el manejo del estiércol es muy elevado y cuenta con múltiples opciones. La primera y más obvia es el uso de los piensos equilibrados, en tanto que también tiene influencia en otras emisiones. Unas relaciones C/N más bajas en los piensos generan un aumento exponencial de las emisiones de metano. El estiércol con alto contenido de N emitirá mayores niveles de metano que el estiércol con contenidos de N más bajos. De ahí que un aumento de la relación C/N en los piensos pueda causar una disminución de las emisiones.

La temperatura a la que se almacena el estiércol puede afectar significativamente a la producción de metano. En los sistemas de producción donde el estiércol se almacena en galpones (por ejemplo, granjas de cerdos en las que los efluentes se almacenan en estercoleros ubicados en las bodegas del galpón), las emisiones pueden ser más altas que en los sistemas en que el estiércol se almacena al aire libre a temperaturas ambientales más bajas. Una remoción completa y frecuente del estiércol almacenado en fosas estercoleras ubicadas en recintos cerrados puede reducir de manera efectiva las emisiones de metano en climas templados, pero sólo allí donde existe suficiente capacidad de almacenamiento al aire libre y medidas adicionales para evitar las emisiones de CH₄. La reducción de la producción de gases también se puede lograr a través del enfriamiento del estiércol (por debajo de los 10 °C), si bien esta opción requiere de una mayor inversión y consumo energético, con el riesgo de aumentar las emisiones de dióxido de carbono. El enfriamiento del estiércol líquido puede reducir la producción de emisiones de CH₄ (y de N₂O) en un 21 por ciento con respecto al estiércol no sometido a enfriamiento (Sommer, Petersen y Møller, 2004).

Las medidas adicionales incluyen la digestión anaeróbica (que produce biogás como beneficio extra), llamas de quemadores (oxidación química; combustión), biofiltros especiales (oxidación

biológica] (Monteny, Bannink y Chadwick, 2006; Melse y van der Werf, 2005), compostaje y tratamiento aeróbico. El biogás es producido por la digestión anaeróbica controlada, la fermentación bacteriana del material orgánico bajo condiciones controladas en un receptáculo cerrado. Generalmente el biogás se compone de un 65 por ciento de metano y un 35 por ciento de dióxido de carbono. Este gas se puede emplear directamente para la producción del calor o luz, o en calderas de gas modificadas para alimentar motores de combustión interna o generadores.

Se supone que mediante el biogás se puede lograr un 50 por ciento de reducción de las emisiones en los climas templados para estiércoles que de otra manera se almacenarían de forma líquida y, por lo tanto, tendrían emisiones de metano relativamente altas. En los climas más cálidos, donde se calcula que las emisiones de metano procedentes del almacenamiento de estiércol líquido son tres veces más altas (IPCC, 1997), es posible una reducción potencial del 75 por ciento (Martínez, comunicación personal).

Existen varios sistemas para explotar este gran potencial, como lagunas cubiertas, fosos, tanques y otras estructuras para el almacenamiento líquido. Estas son apropiadas para sistemas de biogás a pequeña y gran escala, con un amplio rango de opciones tecnológicas y grados diferentes de sofisticación. Además, las lagunas cubiertas y los sistemas de biogás producen un efluente que puede ser aplicado a los cultivos de arroz para, de esta manera, evitar la aplicación de estiércol sin tratar y reducir las emisiones de metano (Mendis y Openshaw, 2004). Estos sistemas son una práctica común en muchos países de Asia, en especial en China. En Viet Nam, Tailandia y Filipinas el uso del biogás también está muy difundido. Una nueva oportunidad en climas cálidos es el uso del biogás como combustible en sistemas modernos de aire acondicionado (por ejemplo, sistema EVAP), lo que comporta un importante ahorro en los costos de la energía.

Sin embargo, en la mayor parte de estos países la difusión del uso del biogás sólo ha sido posible

gracias a subsidios y otras formas de promoción. Actualmente, la adopción de las tecnologías para la producción de biogás se ve limitada en muchos países por la ausencia de incentivos financieros apropiados y la precariedad de los marcos normativos. Un uso más extendido de los sistemas de biogás (para el consumo directo en la granja o para el suministro de electricidad a la red pública) depende del precio relativo de otras fuentes de energía. En la actualidad los sistemas de biogás no son competitivos a menos que sean subsidiados o se implanten en lugares remotos donde no hay acceso a la electricidad y otras formas de energía o donde el acceso es poco fiable. La viabilidad del biogás también depende del grado en que existan otras opciones para la codigestión de otros productos de desecho que pueden aumentar la producción de gas (Nielsen y Hjort-Gregersen, 2005).

Los avances en el desarrollo y la promoción de la digestión anaeróbica controlada tendrán efectos positivos adicionales y de gran importancia en otros problemas ambientales causados por los desechos animales y/o en el fomento de fuentes de energía renovables. Así, por ejemplo, la digestión anaeróbica ofrece beneficios en cuanto a la reducción de malos olores y patógenos.

El manejo del estiércol sólido también posibilita la reducción de las emisiones de metano, si bien comporta una demanda mayor de tiempo para el



© LEADPIERRE GERBER

Digestor anaeróbico para la producción de biogás en una granja porcina comercial (Tailandia central, 2005)

productor. Los tratamientos aeróbicos también pueden utilizarse en la reducción de las emisiones de metano y los malos olores. En la práctica, se aplican al estiércol líquido a través de la aireación y al estiércol sólido por medio del compostaje y, con frecuencia, producen efectos positivos colaterales en cuanto al contenido de patógenos.

3.5.4 Opciones técnicas para la mitigación de las emisiones de N₂O y la volatilización de NH₃

La manera más idónea de gestionar la continua interferencia humana en el ciclo del nitrógeno es aumentar la eficiencia del uso humano del N (Smil, 1999).

La reducción del contenido de N del estiércol, como se sugiere en la sección anterior, también puede contribuir a la disminución de las emisiones de N₂O originadas en los establos, durante el almacenaje y después de su aplicación en el suelo.

Una vía importante para la mitigación es el aumento de los bajos niveles de asimilación del N por los animales, que es sólo del 14 por ciento frente a un 50 por ciento en el caso de los cultivos (véanse las secciones 3.3.2 y 3.3.3), a través de una alimentación más equilibrada, es decir, optimizando las proteínas o los aminoácidos para cubrir de manera precisa las necesidades de los individuos o de los grupos de animales. Las prácticas de alimentación mejoradas también comprenden la agrupación de los animales por género y por fase de producción, y el aumento del índice de conversión de piensos mediante la preparación de fórmulas de alimentos en función de las necesidades fisiológicas. Sin embargo, incluso cuando se implementan buenas prácticas de manejo para minimizar la excreción de nitrógeno, grandes cantidades continúan siendo excretadas en el estiércol.

Otro punto de intervención posible es inmediatamente después de la utilización del nitrógeno reactivo como recurso (por ejemplo, digestión del pienso), pero antes de que sea esparcido en el ambiente. En la producción intensiva, se pueden presentar pérdidas importantes de N durante el

almacenamiento, principalmente por vía de la volatilización del amoníaco. El uso de un tanque cerrado puede eliminar gran parte de estas pérdidas. El mantenimiento de una capa natural en la superficie del estiércol en un tanque abierto es una medida prácticamente igual de efectiva y más económica. No obstante, la primera opción ofrece un potencial sinérgico con respecto a la mitigación de las emisiones de metano.

Las emisiones de N₂O de las aplicaciones de estiércol líquido sobre los pastos se redujeron en los casos en los que el estiércol líquido se mantuvo almacenado 6 meses o se pasó a través de un digestor anaeróbico antes de su esparcimiento (Amon *et al.*, 2002). Es posible inferir que durante el almacenamiento y la digestión anaeróbica el C disponible fácilmente (que de otra manera alimentaría la desnitrificación e incrementaría la pérdida de N gaseoso) se incorpora en la biomasa microbiana o se pierde como CO₂ o CH₄, por lo que hay menos C disponible en el estiércol líquido que se aplica en el suelo. Se deduce, pues, que la digestión anaeróbica, por ejemplo para la producción de biogás, puede mitigar sustancialmente las emisiones de óxido nitroso y de metano, siempre y cuando el biogás se utilice y no se descargue en el ambiente. Además, puede generarse electricidad y una reducción de las emisiones de N₂O procedentes del estiércol líquido esparcido (digerido).

La identificación y selección de otras opciones de mitigación durante el almacenamiento revisan una cierta complejidad y su elección también encuentra restricciones relacionadas con las unidades de explotación, el ambiente, y los costos. Existe un neto equilibrio entre las ventajas y las desventajas de las opciones de mitigación de las emisiones de metano y de óxido nitroso: las tecnologías con el potencial de reducir el óxido nitroso a menudo incrementan las emisiones de metano y viceversa. Por ejemplo, pasar de un manejo de sistemas basados en la paja a un sistema de estiércol líquido puede dar como resultado una disminución de las emisiones de N₂O, pero producir un incremento de las emisiones de metano. De manera análoga, la compactación de las pilas de

estiércol sólido para reducir la entrada de oxígeno a la pila y mantener las condiciones anaeróbicas ha logrado reducir las emisiones de N₂O (Monteny, Bannink y Chadwick, 2006), pero puede incrementar las emisiones de CH₄.

Buena parte del desafío de reducir las emisiones de NH₃ y N₂O recae sobre los agricultores. La incorporación rápida y los métodos de inyección poco profunda del estiércol pueden reducir las pérdidas de N en la atmósfera al menos en un 50 por ciento, mientras que la inyección profunda en el suelo elimina la mayor parte de las pérdidas (Rotz, 2004), aunque puede aumentar las pérdidas por lixiviación. La práctica de la rotación de cultivos puede reciclar los nutrientes de manera eficiente y la aplicación del N en el momento preciso en que el cultivo lo necesita puede reducir el potencial de pérdidas adicionales. En términos generales, la clave para la reducción de las emisiones de N₂O es una aplicación muy cuidadosa de los desechos prestando atención a que las condiciones ambientales, el momento, las cantidades y la forma de aplicación se correspondan con el clima y la fisiología del cultivo.

Otra opción tecnológica para la reducción de las emisiones durante la fase de la aplicación/deposición es el uso de inhibidores de la nitrificación que pueden añadirse a la urea o a los compuestos de amoníaco. Monteny, Bannink y Chadwick (2006) citan ejemplos de disminución considerable de las emisiones. Algunas de estas sustancias pueden utilizarse en los pastos, donde actúan sobre el N urinario, un enfoque que está siendo adoptado en Nueva Zelanda (Di y Cameron, 2003). Los costos de los inhibidores se pueden compensar con un aumento en la eficiencia en la absorción de N por los pastos o el cultivo. El grado de aceptación de los inhibidores de la nitrificación depende de la percepción del público sobre la introducción de otra sustancia química más en el ambiente (Monteny, Bannink y Chadwick, 2006).

Las opciones para reducir las emisiones en los sistemas de pastoreo son de especial importancia, en tanto que constituyen la mayor parte de las emisiones de óxido nitroso. Las pérdidas exce-

sivas procedentes del estiércol de animales en pastoreo pueden controlarse evitando las cargas excesivas en los pastizales y el pastoreo a finales del otoño y durante el invierno.

Por último, el drenaje de la tierra es otra opción que reduce las emisiones de óxido nitroso antes de que el N entre en la siguiente fase de la cascada de nitrógeno. El mejoramiento de las condiciones físicas del suelo para reducir la humedad del suelo en los ambientes más húmedos, y especialmente en los sistemas de pastoreo, puede comportar la reducción de emisiones de N₂O. La compactación del suelo por el tráfico, la labranza y el pastoreo del ganado puede aumentar las condiciones anaeróbicas del suelo y propiciar la desnitrificación.

En esta sección se han presentado las opciones técnicas que tienen un mayor potencial de mitigación y que son de interés global. Podrían presentarse y analizarse muchas otras opciones¹⁸, pero su potencial tendría una significación mucho menor y su aplicabilidad a diferentes sistemas y regiones estaría más restringida. Entre las opciones seleccionadas que se han descrito, las que contribuyen simultáneamente a la mitigación de varios gases (digestión anaeróbica del estiércol), así como aquellas que suministran otros beneficios ambientales en paralelo (por ejemplo, manejo de pastos) merecen una atención especial.

¹⁸Las opciones de mitigación focalizadas en la disminución de las pérdidas de nitrato en el agua, a pesar de que también son relevantes en este campo, se presentan en el siguiente capítulo.