

La larga sombra del ganado

problemas ambientales y opciones



La Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD) es una iniciativa apoyada por el Banco Mundial, la Unión Europea, el Ministerio de Asuntos Exteriores (Francia), el Ministerio Federal Alemán para la Cooperación y el Desarrollo Económico, a través de la GTZ (Alemania), el Ministerio Británico para el Desarrollo Internacional (Reino Unido), la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USA), el Organismo Danés de Desarrollo Internacional (Dinamarca), la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (Suiza), el Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola (FIDA) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).

**Traducción española de la edición inglesa de la obra
“Livestock’s Long Shadow” publicada en 2006**

Fotógrafos

Págs. 2 y 3: Ken Hammond / USDA
Págs. 22 y 23: Dana Downic / USDA
Págs. 78 y 79: R. Faidutti / FAO
Págs. 124 y 125: Gene Alexander / USDA-NRCS
Págs. 180 y 181: Archivo fotográfico – CIPAV
Págs. 220 y 221: H. Wagner / FAO
Págs. 266 y 267: Niklaus Schareika

Roma, 2009

La larga sombra del ganado

problemas ambientales y opciones

Henning Steinfeld
Pierre Gerber
Tom Wassenaar
Vincent Castel
Mauricio Rosales
Cees de Haan

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

ISBN 978-92-5-305571-5

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión de material contenido en este producto informativo para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor, siempre que se especifique claramente la fuente. Se prohíbe la reproducción del material contenido en este producto informativo para reventa u otros fines comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización deberán dirigirse al

Jefe de la Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica de la División de Comunicación de la FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Roma, Italia

o por correo electrónico a:
copyright@fao.org.

© FAO 2009 (edición en español)
© FAO 2006 (edición en inglés)

Prefacio

El análisis en profundidad sobre los diferentes y considerables impactos del sector pecuario mundial en el medio ambiente que se presenta en este documento ha sido titulado deliberadamente *La larga sombra del ganado* buscando la manera de llamar la atención de los técnicos y del público en general sobre la gran responsabilidad que la producción animal tiene en el cambio climático, en la contaminación atmosférica, en la degradación de la tierra, del suelo y del agua, y en la reducción de la biodiversidad. El propósito no ha sido sencillamente culpar al rápido crecimiento y a la intensificación del sector pecuario a escala global por los daños producidos al medio ambiente, sino más bien el de alentar la toma de medidas decisivas en las esferas técnicas y políticas orientadas a la mitigación de estos daños. Por consiguiente, la evaluación detallada de los diversos impactos medioambientales del sector se relaciona con el perfil de la acción técnica y política adoptada para mitigar dichos impactos.

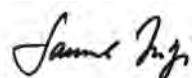
La evaluación se basa en el trabajo de la Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD, por su sigla en inglés). Esta iniciativa, coordinada por la División de Producción y Sanidad Animal e integrada por numerosas partes interesadas, fue constituida con el fin de dar respuesta a las consecuencias ambientales derivadas de la producción pecuaria, especialmente a la luz del aumento de la demanda de productos alimenticios de origen animal y de la creciente presión sobre los recursos naturales. La Iniciativa LEAD reúne un amplio rango de centros de investigación y desarrollo, así como también a personas interesadas en las interacciones entre la producción pecuaria y el medio ambiente. Sus actividades se han centrado en varios ámbitos objeto de especial preocupación, tales como los relacionados con la contaminación de aguas y suelos a consecuencia de los sistemas de producción intensiva, la degradación de la tierra a causa del sobrepastoreo en las tierras secas y la deforestación inducida por el ganado en los trópicos húmedos y subhúmedos.

En las anteriores evaluaciones realizadas por la Iniciativa LEAD sobre las interacciones entre la producción pecuaria y el medio ambiente se adoptó una perspectiva que partía del sector pecuario, es decir, se investigaron los impactos del sector en los recursos naturales utilizados en la producción animal. En la presente evaluación, sin embargo, se parte del medio ambiente y se determina la contribución del sector pecuario a los cambios medioambientales (uso de la tierra y cambio climático, agotamiento de suelos, aguas y biodiversidad). Las ventajas de este cambio de perspectiva son considerables ya que se suministra un marco para la estimación del rol dinámico y significativo de la incidencia del sector pecuario en los cambios ambientales globales. Esto a su vez contribuirá a mejorar el proceso de toma de decisiones y la adopción de las medidas necesarias en todas las esferas: locales y mundiales, privadas y públicas, individuales y corporativas, no gubernamentales e intergubernamentales. Es preciso pasar a la acción: si, tal y como se prevé, la producción de carne se duplicará de aquí a 2050, se hace necesario reducir a la mitad los impactos de cada unidad de producción a fin de alcanzar un simple *statu quo* en el impacto global.

La Iniciativa LEAD, con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) y otros donantes, ha venido catalizando esta acción en muchos y diversos “lugares críticos” para el medio ambiente debido a la producción pecuaria. Así, por ejemplo, en el este y sudeste asiático se están diseñando soluciones para el manejo sostenible de ingentes cantidades de desechos animales provenientes de los sistemas de producción intensiva, en América Central se están introduciendo nuevos instrumentos para el pago de servicios ambientales en las tierras usadas para las actividades pecuarias y en la República Unida de Tanzania se están diseñando interacciones sostenibles entre la fauna silvestre y el ganado. Estos esfuerzos precisan la determinación y aplicación de instrumentos de política adecuados, que permitan a las partes interesadas asumir un compromiso para un uso económico sostenible de los recursos con el fin de dar respuesta a los problemas ambientales que están en juego.

Es obvio que la responsabilidad de las acciones necesarias para afrontar los daños ambientales causados por el sector pecuario trasciende al sector pecuario en sí e incluso a la totalidad del sector agrícola. Tanto el sector pecuario como la agricultura en su conjunto han de estar a la altura del desafío de desarrollar soluciones técnicas para lograr un uso más sostenible desde el punto de vista ambiental de los recursos destinados a la producción animal. No obstante, es asimismo evidente que las decisiones relativas a su uso trascienden al sector agrícola, por lo que se hace necesaria una toma de decisiones de carácter multi-sectorial y multiobjetivo.

Se espera que esta evaluación contribuya a esta toma de decisiones y, en consecuencia, a acortar la *larga sombra del ganado*.



Samuel Jutzi

Director

División de Producción y Sanidad Animal
FAO

Índice

Agradecimientos	xvi
Siglas, acrónimos y abreviaturas	xvii
Sinopsis	xx
Capítulo 1	
Introducción	
1.1 La producción pecuaria como uno de los principales protagonistas de la problemática ambiental a nivel mundial	2
1.2 El escenario: factores que configuran el sector pecuario	5
1.3 Tendencias dentro del sector pecuario	14
Capítulo 2	
El sector pecuario en transición geográfica	23
2.1 Tendencias del uso de la tierra en la producción pecuaria	24
2.1.1 Panorama: pautas diversas de cambio a nivel regional	24
2.1.2 La globalización como factor determinante de los cambios en el uso de la tierra	28
2.1.3 La degradación de tierras: una pérdida vasta y costosa	30
2.1.4 Producción pecuaria y uso de la tierra: la transición geográfica	32
2.2 Geografía de la demanda	35
2.3 Geografía de los recursos para la producción animal	36
2.3.1 Pastos y forrajes	37
2.3.2 Cultivos forrajeros y residuos de cultivos	41
2.3.3 Subproductos agroindustriales	46
2.3.4 Tendencias para el futuro	49
2.4 Sistemas de producción: los determinantes de la localización económica	55
2.4.1 Tendencias históricas y pautas de distribución	56
2.4.2 Concentración geográfica	63
2.4.3 Aumento del nivel de dependencia del transporte	66

2.5 Lugares críticos de la degradación de la tierra	70
2.5.1 La superficie de tierra destinada a pastos y cultivos forrajeros sigue creciendo a expensas de los ecosistemas naturales	71
2.5.2 Degradación de pastizales: cambios en la vegetación y desertificación	73
2.5.3 Contaminación de entornos periurbanos	76
2.5.4 La agricultura intensiva de los cultivos forrajeros	78
2.6 Conclusiones	82

Capítulo 3

El papel del ganado en el cambio climático y en la contaminación atmosférica	87
3.1 Temas y tendencias	87
3.2 El ganado en el ciclo del carbono	92
3.2.1 Emisiones de carbono procedentes de la producción de piensos	95
3.2.2 Emisiones de carbono procedentes de la cría del ganado	106
3.2.3 Emisiones de carbono procedentes de la elaboración de productos pecuarios y del transporte refrigerado	111
3.3 El ganado en el ciclo del nitrógeno	113
3.3.1 Emisiones de nitrógeno asociadas a la fertilización de los piensos	116
3.3.2 Emisiones procedentes de fuentes acuáticas como consecuencia del uso de fertilizantes químicos	118
3.3.3 Desperdicio de nitrógeno en la cadena de producción del ganado	119
3.3.4 Emisiones de nitrógeno procedentes del estiércol almacenado	120
3.3.5 Emisiones de nitrógeno procedentes del estiércol depositado o aplicado	122
3.3.6 Emisiones procedentes de la pérdida de nitrógeno del estiércol después de su aplicación y deposición directa	123
3.4 Resumen del impacto del ganado	126
3.5 Opciones de mitigación	128
3.5.1 Retención de carbono y mitigación de las emisiones de CO ₂	129
3.5.2 Reducción de las emisiones de CH ₄ provenientes de la fermentación entérica a través de la dieta y el mejoramiento de la eficiencia	134
3.5.3 Mitigación de las emisiones de CH ₄ a través del manejo mejorado del estiércol y el biogás	136
3.5.4 Opciones técnicas para la mitigación de las emisiones de N ₂ O y la volatilización de NH ₃	138

Capítulo 4

El papel del ganado en la contaminación y el agotamiento del agua	141
4.1 Temas y tendencias	141
4.2 Uso del agua	144
4.2.1 El agua destinada al consumo y a los servicios de mantenimiento de los animales	144
4.2.2 La elaboración de productos	148
4.2.3 Producción de piensos	150
4.3 La contaminación del agua	153
4.3.1 Desechos del ganado	153
4.3.2 Desechos de la elaboración de los productos pecuarios	170
4.3.3 Contaminación proveniente de la producción de piensos y cultivos forrajeros	172
4.4 El uso de la tierra por el ganado y su impacto en el ciclo del agua	182
4.4.1 El pastoreo extensivo modifica los flujos de agua	183
4.4.2 Conversión del uso de la tierra	186
4.5 Resumen del impacto del ganado en los recursos hídricos	187
4.6 Opciones de mitigación	190
4.6.1 Mejora de la eficiencia del uso del agua	190
4.6.2 Mejor manejo de los desechos	192
4.6.3 Manejo de tierras	198

Capítulo 5

El impacto del ganado en la biodiversidad	203
5.1 Temas y tendencias	203
5.2 Dimensiones de la biodiversidad	205
5.3 La función del ganado en la pérdida de biodiversidad	210
5.3.1 Transformación del hábitat	210
5.3.2 Cambio climático	218
5.3.3 Especies exóticas invasivas	220
5.3.4 Sobreexplotación y competencia	225
5.3.5 Contaminación	234

5.4 Resumen de los impactos de la producción pecuaria sobre la biodiversidad	240
5.5 Opciones de mitigación para la conservación de la biodiversidad	242
Capítulo 6	
Las políticas, sus desafíos y sus opciones	247
6.1 Hacia la construcción de un marco normativo	249
6.1.1 Principios generales	249
6.1.2 Instrumentos de política específicos	256
6.1.3 Cuestiones de políticas en el cambio climático	266
6.1.4 Cuestiones de políticas en los recursos hídricos	271
6.1.5 Temas normativos sobre biodiversidad	280
6.2 Opciones de política para responder a los puntos de presión ambiental	288
6.2.1 Controlar la expansión hacia los ecosistemas naturales	288
6.2.2 Limitar la degradación de los pastizales	291
6.2.3 Reducir la carga de nutrientes en las áreas de concentración ganadera	294
6.2.4 Disminuir el impacto ambiental de la producción intensiva de cultivos forrajeros	296
Capítulo 7	
Resumen y conclusiones	301
7.1 El sector pecuario y el medio ambiente en contexto	302
7.2 ¿Qué es lo que se debe hacer?	310
7.3 Desafíos planteados	317
Bibliografía	323
Anexos	359
1. Mapas mundiales	359
2. Cuadros	397
3. Metodología de cuantificación y análisis	415
4. Índice analítico	431

Cuadros

<u>1.1</u>	Tasas de urbanización y tasas de crecimiento de la urbanización	6
<u>1.2</u>	Cambios en el consumo alimentario de los países en desarrollo	9
<u>1.3</u>	Uso de piensos concentrados	11
<u>1.4</u>	Principales parámetros de productividad pecuaria en diferentes regiones del mundo	13
<u>1.5</u>	Consumo pasado y previsto de carne y leche en los países desarrollados y los países en desarrollo (1980-2030)	15
<u>1.6</u>	Tendencias de la producción pecuaria en los países en desarrollo en 2005	16
<u>2.1</u>	Tendencias en el uso de tierras cultivables, pastizales y bosques, por regiones (1961-2001)	26
<u>2.2</u>	Estimaciones de la superficie total de las tierras degradadas	31
<u>2.3</u>	Estimaciones del total de tierras degradadas en las zonas secas	31
<u>2.4</u>	Suministro total de proteínas y de proteínas de origen animal en la dieta (1980-2002)	36
<u>2.5</u>	Estimación de las tierras de pastos remanentes y convertidas a otros usos	37
<u>2.6</u>	Propiedad de la tierra y derechos de acceso a las tierras de pastoreo: combinaciones posibles y niveles de seguridad de acceso resultantes para los criadores de ganado	38
<u>2.7</u>	Uso y propiedad de la tierra en los Estados Unidos de América	39
<u>2.8</u>	Suministro y reciclaje de subproductos alimentarios en el Japón	48
<u>2.9</u>	Población y producción pecuaria en diferentes sistemas de producción a nivel mundial	58
<u>2.10</u>	Población y producción pecuaria en diferentes sistemas de producción en los países en desarrollo	59
<u>2.11</u>	Población y producción pecuaria en diferentes zonas agroecológicas	61
<u>2.12</u>	Comercio como porcentaje de la producción total para los productos seleccionados	67
<u>2.13</u>	Contribución del ganado a la erosión del suelo en las tierras agrícolas de los Estados Unidos de América	81

<u>3.1</u>	Concentraciones anteriores y actuales de los principales gases de efecto invernadero	91
<u>3.2</u>	Fuentes de carbono atmosférico y sumideros	94
<u>3.3</u>	Fertilizantes químicos N utilizados en la producción de pastos y piensos en los países seleccionados	96
<u>3.4</u>	Emisiones de CO ₂ 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	97
<u>3.5</u>	Energía usada por la agricultura en las explotaciones agrícolas de Minnesota (Estados Unidos de América)	99
<u>3.6</u>	Número de animales (2002) y cálculo de las emisiones de dióxido de carbono procedentes de la respiración	107
<u>3.7</u>	Emisiones globales de metano procedentes de la fermentación entérica (2004)	108
<u>3.8</u>	Emisiones globales de metano procedentes del manejo del estiércol (2004)	110
<u>3.9</u>	Costos indicativos de la energía utilizada en el proceso de elaboración	111
<u>3.10</u>	Energía utilizada en la elaboración de productos agrícolas en Minnesota (Estados Unidos de América) en 1995	112
<u>3.11</u>	Cálculo de las emisiones totales de N ₂ O procedentes de los excrementos animales (2004)	124
<u>3.12</u>	Papel del ganado en las emisiones de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso	127
<u>3.13</u>	Potencial global de retención de carbono terrestre procedente del manejo mejorado	132
<u>4.1</u>	Uso y agotamiento del agua por sector	142
<u>4.2</u>	Necesidad de agua potable para el ganado	145
<u>4.3</u>	Necesidad de agua de servicios para diferentes tipos de ganado	146
<u>4.4</u>	Uso de agua para cubrir las necesidades de agua potable	147
<u>4.5</u>	Uso de agua para cubrir las necesidades de agua de servicios	148
<u>4.6</u>	Uso y agotamiento del agua en las operaciones de curtiembre	150
<u>4.7</u>	Evapotranspiración (ET) de agua para la producción de cebada, maíz, trigo y soja (CMTS) para piensos	152
<u>4.8</u>	Ingesta y excreciones de nutrientes por especie animal	154
<u>4.9</u>	Contribución estimada relativa de los desechos porcinos, las aguas residuales domésticas y las fuentes no puntuales a la descarga de nitrógeno y fósforo en los sistemas hídricos	157

4.10	Variaciones de la concentración de la DBO para diferentes desechos y productos animales	158
4.11	Aplicación mundial en cultivos y pastos de N y P presentes en los fertilizantes minerales y el estiércol animal	165
4.12	Descargas estimadas de N y P procedentes de las tierras agrícolas estercoladas a los ecosistemas de agua dulce	166
4.13	Descargas de metales pesados en las tierras agrícolas de Inglaterra y Gales en el año 2000	167
4.14	Características típicas de las aguas residuales procedentes de las industrias de elaboración pecuaria	171
4.15	Contenido de cargas contaminantes en los efluentes procedentes de las distintas operaciones del proceso de curtiembre	172
4.16	Consumo de fertilizantes minerales en diferentes regiones del mundo (1980–2000)	173
4.17	Contribución de la producción pecuaria al consumo agrícola de N y P en forma de fertilizantes minerales en los países seleccionados	174
4.18	Descargas estimadas de N y P procedentes de los fertilizantes minerales empleados en la producción de piensos y forrajes a los ecosistemas de agua dulce	175
4.19	Contribución del ganado a las descargas de N y P procedentes de fuentes de contaminación puntuales y no puntuales a las aguas superficiales en los Estados Unidos de América	177
4.20	Plaguicidas usados para la producción de piensos en los Estados Unidos de América	179
4.21	Efectos estacionales de los cambios en la composición de la vegetación sobre el rendimiento de agua, por tipo de clima	187
4.22	Contribución estimada del sector pecuario a los procesos de uso y agotamiento del agua	188
5.1	Número estimado de especies descritas y posible total mundial	205
5.2	Principales ecosistemas y amenazas	208
5.3	Clasificación según los expertos de las amenazas a la biodiversidad asociadas al ganado como resultado de diferentes mecanismos y de distintos tipos de sistemas de producción	243
6.1	Comparación de parámetros técnicos esenciales para la producción de carne de bovino en la Amazonía brasileña (1985–2003)	288
7.1	Hechos mundiales relacionados con la producción pecuaria	306

Gráficos

1.1	Población urbana y rural mundial pasada y prevista (1950–2030)	6
1.2	Función del consumo de productos de origen animal en diferentes niveles de urbanización en China	7
1.3	Crecimiento pasado y estimado del PIB per cápita por regiones	7
1.4	Relación entre consumo de carne e ingresos per cápita en 2002	8
1.5	Consumo pasado y previsto de productos alimenticios de origen animal (1962–2050)	9
1.6	Producción de carne pasada y prevista en los países desarrollados y los países en desarrollo (1970–2050)	15
1.7	Producción de leche pasada y prevista en los países desarrollados y los países en desarrollo (1970–2050)	15
2.1	Cambios estimados en el uso de la tierra (1700–1995)	24
2.2	Superficie cosechada total y producción total de cereales y soja	27
2.3	Tasas de crecimiento comparativo de la producción de los productos de origen animal analizados y del uso de cereales forrajeros en los países en desarrollo	42
2.4	Tendencias regionales del uso de cereales forrajeros	42
2.5	Demanda de trigo y maíz para la alimentación animal en las regiones y países analizados (1961–2002)	43
2.6	Composición relativa de la ración de pienso para pollos en los países analizados (por peso)	44
2.7	Composición relativa de la ración de pienso para cerdos en los países analizados (por peso)	45
2.8	Tendencias mundiales en la demanda de soja y torta de soja (1961–2002)	47
2.9	Clasificación de los sistemas de producción pecuaria	57
2.10	Distribución comparativa de cerdos y aves de corral	62
2.11	Cambios en la concentración geográfica de gallinas en el Brasil (1992–2001)	63

<u>2.12</u>	Cambios en la concentración geográfica de cerdos en el Brasil (1992–2001)	63
<u>2.13</u>	Cambios en la concentración geográfica de cerdos en Francia (1989–2001)	64
<u>2.14</u>	Cambios en la concentración periurbana de aves de corral en Tailandia (1992–2000)	65
<u>2.15</u>	Cambios en la concentración geográfica del ganado bovino en el Brasil (1992–2001)	66
<u>2.16</u>	La huella ecológica por persona y por componentes	72
<u>2.17</u>	Distribución espacial de las personas, el ganado y los cultivos forrajeros en los alrededores de Bangkok (2001)	78
<u>2.18</u>	Tendencias mundiales de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para la producción total de carne y leche	83
<u>2.19</u>	Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – UE 15	84
<u>2.20</u>	Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – América del Sur	84
<u>2.21</u>	Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – Asia oriental y sudoriental (China excluida)	84
<u>3.1</u>	El ciclo del carbono	93
<u>3.2</u>	El ciclo del nitrógeno	114
<u>3.3</u>	Patrón espacial del depósito total de nitrógeno inorgánico a principios de la década de 1990	129
<u>4.1</u>	Diagrama de flujo del proceso de elaboración de la carne	149
<u>4.2</u>	Proceso de degradación de los cauces originado por el ganado	185
<u>4.3</u>	Opciones técnicas para el manejo del estiércol	195
<u>6.1</u>	Cambios de los objetivos de las políticas pecuarias en relación con el desarrollo económico	253
<u>6.2</u>	Principios generales para la fijación de precios del agua	273

Recuadros

<u>2.1</u>	Tendencias recientes en la expansión de la silvicultura	25
<u>2.2</u>	El control del acceso a los pastos comunales: complejidad y debilitamiento	38
<u>2.3</u>	La huella ecológica	72
<u>2.4</u>	La gestión de los desechos del ganado en Asia oriental	79
<u>2.5</u>	Sistemas de producción ganadera y erosión en los Estados Unidos de América	81
<u>3.1</u>	El Protocolo de Kyoto	90
<u>3.2</u>	Los múltiples aspectos climáticos de las quemas de las sabanas tropicales	104
<u>3.3</u>	Una evaluación nueva de las emisiones de óxido nitroso procedentes del estiércol según los sistemas de producción, las especies y la región	124
<u>4.1</u>	Uso del agua en Botswana	147
<u>4.2</u>	El impacto de la intensificación de la producción animal en el balance de nutrientes en Asia	168
<u>4.3</u>	El uso de plaguicidas en la producción de piensos en los Estados Unidos de América	178
<u>5.1</u>	El caso de las áreas protegidas	212
<u>5.2</u>	Cambios en el Cerrado, sabana tropical del Brasil	214
<u>5.3</u>	Invasión de especies leñosas al sur de Texas	217
<u>5.4</u>	Aves silvestres e influenza aviar altamente patógena	222
<u>5.5</u>	De las pampas al cardo, la alfalfa y la soja	226
<u>5.6</u>	Hipoxia en el Golfo de México	238
<u>5.7</u>	Producción animal para la salvaguardia de la vida silvestre	244
<u>6.1</u>	Nueva Zelanda: impacto ambiental de las principales reformas en la política agrícola	260
<u>6.2</u>	Pago por servicios ambientales en América Central	290
<u>6.3</u>	Áreas de ordenación de la vida silvestre y planificación del uso de la tierra en la República Unida de Tanzania	293
<u>6.4</u>	Ejemplos de manejo exitoso de la producción de desechos del ganado en la agricultura intensiva	297

Mapas

<u>2.1</u>	Localización del sector porcícola industrial en el sur de Viet Nam (Dong Nai, Binh Duong, ciudad de Ho Chi Minh y provincia de Long An)	64
<u>4.1</u>	Contribución estimada del ganado al suministro total de P ₂ O ₅ en las tierras agrícolas, en un área con un balance de masa de P ₂ O ₅ de más de 10 kg por hectárea. Países asiáticos estudiados (1998-2000)	169
<u>4.2</u>	Riesgo de erosión hídrica inducida por el hombre	181
<u>5.1</u>	Principales rutas de las aves migratorias (aves playeras)	222
<u>5.2</u>	Producción de piensos en la cuenca del río Mississippi y localización general de la zona hipóxica a mediados del verano de 1999	238

Agradecimientos

Esta evaluación de las interacciones entre el sector pecuario y el medio ambiente a escala mundial fue requerida por el Comité Directivo de la Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD, por su sigla en inglés) en su reunión del mes de mayo de 2005 en Copenhague. La evaluación fue realizada por los miembros del equipo de LEAD en la FAO y por la presidencia de LEAD.

La evaluación no hubiese sido posible sin el apoyo financiero y la orientación del Comité Directivo de la Iniciativa LEAD, del que forman parte Hanne Carus, Jorgen Henriksen y Jorgen Madsen (Dinamarca), Andreas Gerrits y Fritz Schneider (Suiza), Philippe Chedanne, Jean-Luc François y Laurent Bonneau (Francia), Annette von Lossau (Alemania), Luis Cardoso (Portugal), Peter Bazeley (Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte), Joyce Turk (Estados Unidos de América), Ibrahim Muhammad (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE), Emmanuel Camus (Centro de cooperación internacional en investigación agrícola para el desarrollo, CIRAD), Philippe Steinmetz y Philippe Vialatte (Unión Europea), Samuel Jutzi (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO), Ahmed Sidahmed (en ese momento, Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola, FIDA), Carlos Seré y Shirley Tarawali (Instituto Internacional de Investigaciones Agropecuarias, ILRI), Deborah Bossio (Instituto Internacional para el Manejo del Agua, IWM), Carlos Pomerada (Costa Rica), Modibo Traoré (Oficina Interafricana de Recursos Animales/Unión Africana, IBAR/JA), Bingsheng Ke (Centro de Investigaciones para la Economía Rural – Ministerio de Agricultura, China) y Paul Ndiaye (Universidad de Cheikh Anta-Diop, Senegal).

Nuestro sincero agradecimiento a todos aquellos que tan amablemente aceptaron la revisión de varios de los borradores, entre ellos Wally Falcon y Hal Mooney (Universidad de Stanford, Estados Unidos de América), Samuel Jutzi y Freddie Nachtergaele (FAO), Harald Menzi y Fritz Schneider (Colegio Suizo de Agricultura), Andreas Gerrits (Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación, COSUDE), Jorgen Henriksen (Dinamarca) y Günter Fischer (Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados, IIASA), José Martínez (Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, CEMAGREF), Jim Galloway (Universidad de Virginia) y Padma Kumar (Programa de Capitalización Pecuaria en India, CALPI). Dentro de la FAO aportaron sus comentarios Jelle Bruinsma, Neela Gangadharan, Wulf Killmann y Jan Poulsse. Agradecemos también a Wally Falcon, Hal Mooney y Roz Naylor (Universidad de Stanford) el estimulante ambiente de trabajo, el profuso debate y la continua voz de aliento.

Asimismo queremos expresar nuestro reconocimiento a Paul Harrison por el apoyo en el trabajo de edición, a Rafael Morales por la traducción de la obra al español, a Eloy Sánchez Román por la redacción del índice analítico y a María Lozano y a la Oficina Regional para América Latina y el Caribe por la edición y la revisión técnica, respectivamente, del texto traducido, a Sébastien Pesseat y Claudia Ciarlantini por el diseño gráfico, a Carolyn Opio, Jan Groenewold y Tom Misselbrook por el apoyo en el análisis de datos, a Alessandra Falcucci por su apoyo en el análisis espacial y trabajo de cartografía, y a Christine Ellefson por las diversas tareas de apoyo.

Sobra decir que los posibles errores y omisiones son de exclusiva responsabilidad de los autores.

Siglas, acrónimos y abreviaturas

ASA	Asociación Americana de Soja
CALPI	Programa de Capitalización Pecuaria en India
CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CEI	Comunidad de Estados Independientes
CEMAGREF	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CIPAV	Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria
CIRAD	Centro de cooperación internacional en investigación agrícola para el desarrollo
CLD	Convención de lucha contra la desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación, en particular en África (Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación)
CMNUCC	Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CMTS	Cebada, Maíz, Trigo y Soja
CMVC	Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación
CNUMAD	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo
COI	Comisión Oceanográfica Intergubernamental
COS	Carbono orgánico del suelo
COSUDE	Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación
COT	Carbono orgánico total
DANIDA	Organismo Danés de Desarrollo Internacional
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EEB	Encefalopatía espongiforme bovina
EM	Evaluación de los Ecosistemas del Milenio
EMBRAPA	Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria
EPA	Agencia Federal de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América
EPICA	<i>European Project for Ice Coring in Antarctica</i> / Proyecto europeo para extracción de núcleos de hielo
ETR	Evapotranspiración real

FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FAOSTAT	Base de datos estadísticos sustantivos de la FAO
FBN	Fijación biológica del nitrógeno
FIDA	Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
FRA	Evaluación de los recursos forestales mundiales
GATT	Acuerdo general sobre aranceles aduaneros y comercio
GEI	Gas de efecto invernadero
GESAMP	Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/ Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino
GRID	Base de datos sobre recursos mundiales
IAAP	Influenza aviar altamente patógena
IBAR/UA	Oficina Inter africana de Recursos Animales/Unión Africana
IFA	Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes
IFFO	Organización Internacional de la Harina y el Aceite de Pescado
IIASA	Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados
IIPA	Instituto Internacional de Investigaciones sobre Políticas Alimentarias
ILRI	Instituto Internacional de Investigaciones Agropecuarias
IOM	Instituto de Medicina
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
IWMI	Instituto Internacional para el Manejo del Agua
LEAD	Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo
LWMEAP	Proyecto de Gestión de los Desechos del Ganado en Asia Oriental
MAF	Ministerio de Agricultura y Silvicultura, Nueva Zelanda
MAFF	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte
MDL	Mecanismo para un desarrollo limpio
NASA	Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio
NEC	Directiva sobre los techos nacionales de emisión
NOAA	Administración Nacional del Océano y la Atmósfera
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OIE	Organización Mundial de Sanidad Animal
OIEA	Organismo Internacional de Energía Atómica
OMC	Organización Mundial del Comercio
OMG	Organismo modificado genéticamente
OMI	Organización Marítima Internacional
OMM	Organización Meteorológica Mundial

OMS	Organización Mundial de la Salud
PAC	Política agrícola común
PCG	Potencial de calentamiento global
PIB	Producto interno bruto
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
ppm	Partes por millón
ppmm	Partes por mil millones
PSA	Pago por servicios ambientales
RCE	Reducción certificada de las emisiones
RCRE	Investigación y Extensión Cooperativa de Rutgers
SAfMA	Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de África meridional
SCOPE	Comité Científico sobre los Problemas del Medio Ambiente
UE	Unión Europea
IUCN	Unión Mundial para la Naturaleza (antigua denominación: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales)
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América
USDA/FAS	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio Agrícola del Exterior
USDA/NASS	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio Nacional de Estadísticas Agrícolas
USDA/NRCS	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio de Conservación de Recursos Naturales
UTCUTS	Uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura
WRI	Instituto de Recursos Mundiales
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza

Sinopsis

El objetivo de este informe es realizar una evaluación del impacto global del sector pecuario sobre los problemas ambientales, así como de los posibles enfoques técnicos y normativos para mitigarlo. Esta evaluación se basa en los datos más recientes y completos a disposición y tiene en cuenta tanto los impactos directos como los derivados de los cultivos forrajeros necesarios para la producción ganadera.

Por la magnitud de su impacto, la ganadería es uno de los dos o tres sectores con repercusiones más graves en los principales problemas medioambientales a todos los niveles, desde el ámbito local hasta el mundial. Los resultados de este informe indican que la consideración de este sector es fundamental a la hora de diseñar políticas encaminadas a la solución de los problemas relacionados con la degradación de las tierras, el cambio climático, la contaminación atmosférica, la escasez y contaminación del agua y la pérdida de biodiversidad.

La incidencia del ganado en los problemas ambientales, así como también su potencial para contribuir a solucionarlos, son decisivos. Su impacto es tan significativo que precisa urgente atención. Podrían obtenerse notables reducciones del impacto a un costo razonable.

Importancia mundial del sector

Si bien en términos económicos el sector pecuario no es uno de los principales sectores a nivel mundial, su importancia social y política es altamente significativa. Este sector representa el 40 por ciento del producto interno bruto (PIB) agrícola, genera empleo para mil trescientos millones de personas y medios de subsistencia para mil millones de pobres en todo el mundo. Los productos de la ganadería suministran un tercio del consumo mundial de proteínas y de la misma manera que contribuyen a la obesidad son una posible solución a la desnutrición.

El crecimiento demográfico y el aumento de los ingresos, así como la transformación de las preferencias alimentarias, están estimulando un acelerado incremento de la demanda de productos pecuarios, a la vez que la globalización impulsa el comercio de insumos y productos. Se prevé que la producción mundial de carne se incrementará en más del doble, pasando de 229 millones de toneladas en 1999/01 a 465 millones de toneladas en 2050, y que la producción de leche crecerá de 580 a 1 043 millones de toneladas. El impacto ambiental por unidad de producción ganadera ha de reducirse a la mitad si se quiere evitar que el nivel de los daños actuales se incremente.

Cambios estructurales y su impacto

El sector pecuario atraviesa una compleja transformación de carácter técnico y geográfico que está desplazando el eje de los problemas ambientales causados por el sector.

El pastoreo extensivo aún ocupa y degrada extensas áreas de tierra; sin embargo, hay una creciente tendencia a la intensificación y a la industrialización. Se están transformando los patrones de distribución geográfica de la producción pecuaria, que está trasladán-

dose, en primer lugar, de las áreas rurales a las zonas urbanas y periurbanas con el fin de acercarse a los consumidores y, en segundo lugar, hacia las áreas donde se produce el pienso o hacia zonas situadas en las cercanías de los medios de transporte o de los centros de comercio del mismo en el caso de que éste sea importado. Asimismo, se registra un cambio en las especies utilizadas, con un crecimiento acelerado de la producción de especies monogástricas (cerdos y aves de corral, producidos en su mayoría en unidades industriales) y una desaceleración de la producción de rumiantes (bovinos, ovinos y caprinos, criados con frecuencia en condiciones extensivas). Como consecuencia de estos cambios el sector ganadero comienza a competir de una manera más directa e intensa por tierras, agua y otros recursos naturales escasos.

Estos cambios están impulsando también una mejora de la eficiencia, con la consecuente reducción del área de tierra necesaria para la producción ganadera. Al mismo tiempo, están causando la marginación de los pequeños productores y pastores, el incremento de los insumos y los desechos, y el aumento y concentración de la contaminación. Las fuentes no puntuales de contaminación ampliamente dispersas están cediendo el paso a fuentes puntuales que si bien crean mayores daños en ámbito local, resultan sin embargo más fáciles de controlar.

Degradación del suelo

La ganadería es, con gran diferencia, la actividad humana que ocupa una mayor superficie de tierra. El área total dedicada al pastoreo equivale al 26 por ciento de la superficie terrestre libre de glaciares del planeta, mientras que el área destinada a la producción de forrajes representa el 33 por ciento del total de tierra cultivable. En total, a la producción ganadera se destina el 70 por ciento de la superficie agrícola y el 30 por ciento de la superficie terrestre del planeta.

La expansión de la producción ganadera es un factor fundamental en la deforestación, especialmente en América Latina, donde se está produciendo la deforestación más intensa: el 70 por ciento de las tierras de la Amazonia que antes eran bosques hoy han sido convertidas en pastizales y los cultivos forrajeros cubren una gran parte de la superficie restante. Alrededor del 20 por ciento de los pastos y praderas del mundo, un 73 por ciento de las cuales está situado en zonas áridas, presenta algún grado de degradación causada principalmente por el sobrepastoreo, la compactación y la erosión resultantes de la acción del ganado. Estas tendencias afectan particularmente a las tierras áridas ya que la ganadería es el único medio de vida para los pobladores de estas áreas.

El sobrepastoreo se puede reducir mediante el pago de tasas de explotación y la remoción de obstáculos a la movilidad en las praderas de propiedad comunal. La degradación de la tierra se puede evitar y revertir a través de los métodos de conservación del suelo, el silvopastoreo, un mejor manejo de los sistemas de pastoreo, el establecimiento de límites a las quemas incontroladas realizadas por los pastores y la exclusión controlada del ganado de las áreas frágiles.

Atmósfera y clima

Con el aumento de la temperatura, el crecimiento del nivel del mar, el deshielo de los casquetes polares y los glaciares, los cambios en las corrientes oceánicas y en los patrones del clima, el cambio climático constituye el más serio desafío para la humanidad.

El sector ganadero reviste una importancia fundamental ya que es responsable del 18 por ciento de las emisiones de gases de efecto invernadero medidos en equivalentes de CO₂, un porcentaje mayor que el correspondiente a los medios de transporte.

Asimismo, el sector pecuario produce el 9 por ciento de las emisiones de CO₂ de origen antropógeno, la mayor parte de las cuales se deben a los cambios en el uso de la tierra (principalmente, la deforestación) causados por la expansión de los pastizales y la superficie destinada a la producción de forrajes. La ganadería es también responsable en medida aún más significativa de la emisión de algunos gases que tienen un mayor potencial de calentamiento de la atmósfera. Así, por ejemplo, el sector emite el 37 por ciento del metano antropógeno, el cual proviene en su mayor parte del proceso de fermentación ocurrido en la digestión entérica de los rumiantes y tiene un potencial de calentamiento global (PCG) 23 veces mayor que el del CO₂, y el 65 por ciento del óxido nitroso antropógeno, cuyo PCG es 296 veces mayor que el del CO₂, en su mayor parte proveniente del estiércol. La ganadería también es responsable de casi las dos terceras partes (64 por ciento) de las emisiones antropógenas de amonio, las cuales contribuyen significativamente a la lluvia ácida y a la acidificación de los ecosistemas.

Estos altos niveles de emisiones hacen que existan grandes oportunidades para mitigar el cambio climático a través de la actividad ganadera. La intensificación, entendida como un incremento en la productividad tanto de la producción pecuaria como de los cultivos forrajeros, puede reducir las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de la deforestación y la degradación de los pastizales. Por otro lado, la restauración de las pérdidas históricas de carbono en el suelo mediante prácticas de labranza de conservación, cultivos de cobertura, agroforestería y otras medidas tiene un potencial de retención de carbono de hasta 1,3 toneladas por hectárea al año, con cantidades adicionales disponibles mediante la restauración de áreas de pastos desertificadas. Las emisiones de metano se pueden reducir a través de dietas mejoradas que disminuyan la fermentación entérica, el mejoramiento del manejo del estiércol y el biogás, que representa además una fuente de energía renovable. Las emisiones de nitrógeno pueden reducirse mejorando las dietas y el manejo del estiércol.

El Mecanismo para un desarrollo limpio (MDL) del Protocolo de Kyoto puede utilizarse para financiar la difusión de iniciativas de biogás y silvopastoreo vinculadas a la forestación y reforestación. Deben generarse metodologías a fin de que puedan finanziarse por conducto del MDL otras opciones relacionadas con la ganadería, tales como la retención de carbono en el suelo a través de la rehabilitación de pastizales degradados.

Aqua

El mundo avanza hacia un incremento de los problemas de escasez de agua dulce y agotamiento de los acuíferos. Se prevé que para el año 2025 el 64 por ciento de la población mundial viva en cuencas bajo estrés hídrico.

El sector pecuario es un factor clave en el incremento del uso del agua ya que es responsable del 8 por ciento del consumo mundial de este recurso, principalmente para la irrigación de los cultivos forrajeros. La ganadería es probablemente la mayor fuente de contaminación del agua y contribuye a la eutrofización, a las zonas "muertas" en áreas costeras, a la degradación de los arrecifes de coral, a la aparición de problemas de salud en los seres humanos, a la resistencia a los antibióticos y a muchos otros problemas. Las

principales fuentes de contaminación provienen de desechos de los animales, antibióticos y hormonas, productos químicos usados en las curtumbres, fertilizantes y plaguicidas usados en los cultivos forrajeros y sedimentos de pastizales erosionados. Aunque no se dispone de cifras mundiales, se estima que en los Estados Unidos de América, la cuarta superficie más grande del planeta, la producción pecuaria es responsable del 55 por ciento de la erosión y sedimentación, el 37 por ciento del uso de plaguicidas, el 50 por ciento del uso de antibióticos y un tercio de las descargas de nitrógeno y fósforo en los recursos de agua dulce.

La ganadería también afecta la recarga de los acuíferos en tanto que influye en los procesos de compactación del suelo, reducción de la infiltración, degradación de los márgenes de los cursos de agua, desecamiento de llanuras inundadas y disminución de los niveles freáticos. La ganadería, al incrementar la deforestación, incrementa también las escorrentías y reduce los cursos de agua durante la estación seca.

El consumo de agua puede reducirse mejorando la eficiencia de los sistemas de irrigación. El impacto de la actividad ganadera en la erosión, sedimentación y regulación del agua puede mitigarse implementando medidas contra la degradación del suelo. La contaminación puede contrarrestarse mediante un mejor manejo de los desechos animales en las unidades de producción industrial, la formulación de dietas mejoradas que faciliten la absorción de nutrientes, una gestión más eficiente del estiércol (incluido el biogás), así como un mejor uso del estiércol procesado en los cultivos. La producción pecuaria industrial debe descentralizarse y establecerse en tierras donde los desechos puedan reciclarse sin sobrecargar los suelos y las fuentes de agua dulce.

Algunas medidas normativas que pueden contribuir a reducir el consumo de agua y la contaminación incluyen la internalización completa de los costos del agua (que cubran los costos de suministro y las externalidades económicas y ambientales), marcos normativos que limiten tanto los volúmenes de producción como su escala y en los que se especifiquen los equipos requeridos y los niveles de descarga admitidos, normas de zonificación e impuestos que desincentiven la concentración de la industria ganadera a gran escala cerca de las ciudades, así como el establecimiento de derechos sobre el agua y su mercado y el fomento de los mecanismos de ordenación participativa de las cuencas hidrográficas.

Biodiversidad

Las amenazas actuales a la biodiversidad no tienen precedentes. Se estima que la pérdida de especies es entre 50 y 500 veces más alta que la registrada en toda la historia del planeta. Quince de 24 ecosistemas que proporcionan importantes servicios ambientales están en declive.

La ganadería constituye cerca del 20 por ciento del total de la biomasa animal terrestre, y el 30 por ciento de la superficie terrestre que ocupa hoy en día estuvo antes habitada por fauna silvestre. De hecho el sector pecuario podría ser el primer responsable de la pérdida de biodiversidad dado que es la primera causa de deforestación y tiene una alta participación en la degradación del suelo, la contaminación, el cambio climático, la sobre-explotación de recursos pesqueros, la sedimentación de zonas costeras y la propagación de especies invasivas exóticas. A lo anterior hay que añadir que los conflictos por los recursos con los productores pecuarios suponen una amenaza para diversas especies de predadores salvajes y para las áreas protegidas cercanas a los terrenos de pasto. Por otro

lado, en regiones desarrolladas, especialmente en Europa, algunas zonas de pastizales que albergaban diversos tipos de ecosistemas bien establecidos están siendo amenazadas por el abandono.

En 306 de las 825 ecorregiones terrestres identificadas por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), las cuales abarcan todos los biomas y reinos biogeográficos, el sector pecuario es actualmente una amenaza. Conservación Internacional ha identificado 35 lugares críticos por lo que a la biodiversidad se refiere en todo el mundo. Estos lugares se caracterizan por poseer niveles excepcionalmente elevados de endemismo vegetal y serios niveles de pérdida de hábitats y 23 de ellos están afectados por la producción ganadera. Un análisis de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la prestigiosa Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) muestra que la mayoría de las especies amenazadas en el mundo se ven sometidas a pérdidas de hábitats debido a la actividad ganadera.

Ya que muchas de las amenazas de la ganadería a la biodiversidad derivan de su impacto sobre los recursos fundamentales (clima, contaminación del aire y el agua, degradación del suelo y deforestación), las principales opciones de mitigación se detallan en las respectivas secciones. Se trata asimismo el tema de la mejora de las interacciones de los productores pecuarios con la fauna y flora silvestres y con las áreas protegidas, así como la cuestión de la cría de especies silvestres en explotaciones ganaderas.

La reducción de la conversión de las áreas silvestres en zonas ganaderas puede lograrse gracias a la intensificación. La salvaguardia de las áreas silvestres, las franjas de protección, las servidumbres de conservación, los créditos fiscales y las sanciones penales pueden incrementar la cantidad de tierras donde la conservación de la biodiversidad es una prioridad. Deben redoblarse los esfuerzos para integrar la producción ganadera y a los productores en la gestión del paisaje.

Marcos normativos intersectoriales

Algunos enfoques normativos son transversales a todos los temas mencionados. Una conclusión general es que un uso más eficaz de los recursos de la producción pecuaria puede reducir los impactos ambientales.

Si bien es cierto que formular normas sobre escalas, rendimientos o desechos, entre otras cuestiones, puede resultar de utilidad, un elemento crucial para obtener una mayor eficacia es la correcta asignación de precios a recursos naturales como la tierra, el agua o el uso de vertederos para los desechos. Por lo general, estos recursos son gratuitos o resultan infravalorados, lo que conduce a su sobreexplotación o contaminación. Con frecuencia ciertos subsidios actúan como un factor de distorsión impulsando directamente a los productores a realizar actividades nocivas para el medio ambiente.

Una de las principales prioridades es lograr el establecimiento de precios y tasas que reflejen los costos ambientales y económicos, incluidas todas las externalidades. Una condición para que los precios influyan en el comportamiento es que debe existir seguridad en los derechos sobre aguas, tierras, uso de tierras comunales y vertederos de desechos. Además, en la medida de lo posible, estos derechos deberían ser negociables.

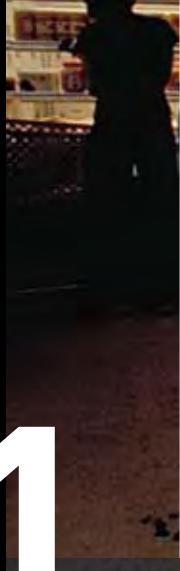
Deben eliminarse los subsidios que causan distorsiones y debe desarrollarse un sistema de precios para las externalidades ambientales y económicas mediante impuestos selectivos y/o tasas sobre el uso de los recursos, insumos y desechos. En algunos casos pueden ser necesarios los incentivos directos.

El pago por servicios ambientales reviste especial importancia, en particular en el caso de los sistemas de pastoreo extensivo: los criadores, los productores y los dueños de la tierra pueden recibir pagos por servicios ambientales específicos tales como la regulación de los cursos de agua, la conservación del suelo, la conservación de los paisajes naturales y los hábitats de la fauna y flora silvestres o la retención de carbono. La oferta de servicios ambientales puede erigirse en objetivo fundamental de los sistemas de producción extensiva basados en praderas.

Una de las principales enseñanzas extraídas es que el sector pecuario tiene impactos ambientales profundos y de largo alcance por lo que debe ser objeto prioritario de las políticas ambientales. Los esfuerzos en este ámbito pueden producir grandes y múltiples beneficios. De hecho, a medida que la sociedad evoluciona, es muy probable que las consideraciones de tipo ambiental, así como las cuestiones relacionadas con la salud humana, se conviertan en factores decisivos de las políticas del sector.

Por último, hay que señalar la urgente necesidad de elaborar, a nivel local, nacional e internacional, marcos normativos e institucionales adecuados, que permitan afrontar los cambios previstos. Esto implica un fuerte compromiso político, así como un mayor conocimiento y sensibilización sobre los riesgos medioambientales que comportaría mantener sin variaciones la situación actual y sobre los beneficios ambientales que, por el contrario, podrían derivarse de la intervención en el sector pecuario.

01





Introducción

Las actividades pecuarias tienen un impacto significativo en prácticamente todas las esferas del medio ambiente, incluidos el cambio climático y el aire, la tierra y el suelo, el agua y la biodiversidad. Este impacto puede ser directo, como a través del pastoreo, por ejemplo, o indirecto, como en el caso de la destrucción de bosques en América del Sur para ampliar la superficie destinada al cultivo de la soja como forraje.

El impacto del sector pecuario en el medio ambiente es hoy en día profundo y de largo alcance y continúa creciendo y transformándose velozmente. La demanda mundial de carne, leche y huevos está experimentando un rápido aumento a consecuencia del incremento de los ingresos, el crecimiento demográfico y la urbanización.

Como actividad económica, la producción pecuaria presenta diversos grados de desarrollo técnico. En países o áreas donde no existe una gran demanda de alimentos de origen animal, predominan los sistemas de producción de bajos insumos y de subsistencia destinados más al consumo familiar que al mercado. Esto contrasta con los sistemas de producción comercial, de altos insumos, en áreas donde hay una demanda elevada o creciente. Esta diversidad de sistemas de producción implica una diferencia extrema en cuanto a la intensidad en el uso de los recursos. La diversidad de los sistemas de producción y sus interacciones determina que la relación entre producción pecuaria y medio ambiente sea compleja y, en ocasiones, controvertida.

El sector pecuario afecta a una amplia gama de recursos naturales y su gestión debe ser muy cuidadosa en vista de la marcada escasez de estos recursos y de su creciente demanda por otros sectores y actividades. Mientras que la producción pecuaria intensiva se expande en los grandes países emergentes, existen aún vastas áreas donde perviven la producción extensiva y los medios de subsistencia a ella asociados. Los sistemas intensivos y extensivos requieren mayor atención e intervención para que el sector genere menos impactos negativos y más impactos positivos sobre los bienes públicos, tanto a nivel nacional como mundial.

Una de las razones principales que justifican la realización de la presente evaluación es que la relación entre la producción pecuaria y el medio ambiente no ha recibido, en general, una adecuada respuesta institucional ni en los países desarrollados ni en los países en vías de desarrollo. El crecimiento del sector en algunos lugares y su estancamiento asociado a la pobreza en otros se produce sin ningún control en la mayoría de los casos. Si bien el sector pecuario se ha considerado generalmente parte de la agricultura, en muchos lugares se ha desarrollado de manera paralela a la industria y ya no tiene lazos directos ni con la tierra ni con ubicaciones específicas.

El eje de los impactos ambientales se desplaza a gran velocidad, dado que el medio en que se crían los animales sufre continuas modificaciones y una creciente estandarización. Las políticas públicas de los países desarrollados y en desarrollo difícilmente avanzan al mismo ritmo de la acelerada transformación de las tecnologías de producción y los cambios estructurales del sector. Los programas y las leyes ambientales se aplican cuando ya se han producido daños significativos y las políticas se centran más en la mitigación y la restauración que en enfoques más rentables de prevención y protección.

En un sector tan variado como el sector pecuario las cuestiones ambientales deben afrontarse mediante un enfoque integrado que combine las medidas políticas y los cambios tecnológicos con un marco de objetivos múltiples.

Deben tenerse en cuenta los intereses de cientos de millones de pequeños productores para los que, con frecuencia, la producción pecuaria representa el único medio de vida. Tampoco se puede ignorar la creciente demanda de carne, leche y huevos de la clase media emergente. Los intentos realizados para contener el elevado consumo de estos productos no han dado resultados.

La formulación de políticas más adecuadas para el sector pecuario es un requisito medioambiental y una necesidad social y de salud. Los alimentos de origen animal pueden contener patógenos y residuos químicos. Se debe cumplir con las exigencias de inocuidad de los alimentos, que generalmente constituyen un prerequisito en los canales de comercialización formal.

En las evaluaciones anteriores de La Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD) se prestó especial atención a la perspectiva del sector pecuario y se analizaron las interacciones entre la producción animal y el medio ambiente desde el punto de vista de los sistemas de producción (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997; Steinfeld, de Haan y Blackburn, 1997).

En la presente evaluación actualizada se invierte el enfoque y se parte de la perspectiva ambiental. Se pretende realizar una evaluación objetiva de las numerosas interacciones entre la producción pecuaria y el medio ambiente. Lógicamente, se han tenido en cuenta los aspectos económicos, sociales y de salud pública a fin de poder obtener conclusiones realistas. En esta evaluación se esbozan asimismo una serie de posibles soluciones que permitan afrontar de manera efectiva las consecuencias negativas de la producción pecuaria.

1.1 La producción pecuaria como uno de los principales protagonistas de la problemática ambiental a nivel mundial

La producción pecuaria tiene un gran impacto en recursos globales como el agua, la tierra y la biodiversidad y contribuye significativamente al cambio climático.

Directa o indirectamente, a través del pastoreo o de la producción de cultivos forrajeros, la producción pecuaria ocupa aproximadamente el 30 por ciento de la superficie terrestre libre de hielo. En muchas situaciones constituye la principal fuente de contaminación terrestre al verter nutrientes y materia orgánica, patógenos y residuos farmacológicos a los ríos, lagos y aguas costeras. Los animales y sus desechos emiten gases que inciden en el cambio climático. Otra fuente de emisión de gases es la destrucción de los bosques para su conversión en zonas de pastoreo y tierras de cultivo destinadas a la producción de alimentos para el ganado. La producción pecuaria moldea paisajes enteros y su demanda de tierras para pastizales y cultivos forrajeros modifica y reduce los hábitats naturales.

La utilización de animales para la obtención de alimentos y otros productos y servicios es sólo una de las muchas actividades humanas que dependen de los recursos naturales. La humanidad está haciendo uso de los recursos naturales renovables a un ritmo que supera ampliamente la capacidad de regeneración de los mismos (Westing, Fox y Renner, 2001). La actividad antropógena genera cargas contaminantes en el aire, el agua y el suelo a tasas más altas que la capacidad del ambiente para descomponerlos o absorberlos. Se está haciendo un uso intensivo de entornos que habían permanecido relativamente libres de intervención poniendo a la biodiversidad en peligro de extinción masiva. Los cambios en el uso del suelo originados por la actividad humana se han acelerado de manera drástica durante las últimas décadas, sobre todo en los países en desarrollo. La urbanización y la expansión de las áreas de cultivo han generado una pérdida y una fragmentación del hábitat sin precedentes, a los que no escapan áreas de gran riqueza como los bosques y los humedales.

La disponibilidad de agua se está convirtiendo en un grave factor limitante para la expansión de la agricultura y para la satisfacción de otras necesidades humanas. La agricultura es la actividad que demanda mayores cantidades de agua, con un con-

sumo del 70 por ciento del agua dulce utilizada.

Aunque existe consenso sobre el hecho de que la actividad antropógena es una de las causas del cambio climático, existen diferentes puntos de vista sobre su alcance y efectos sobre el ambiente. El gas más importante asociado con el cambio climático es del dióxido de carbono (CO_2). Otros gases que contribuyen al efecto invernadero son el metano, el óxido nitroso, el ozono y el hexafluoruro de azufre. Los niveles de dióxido de carbono se han incrementado en más de un 40 por ciento durante los últimos 200 años, pasando de 270 partes por millón (ppm) a 382 ppm (NOAA, 2006). Actualmente, las concentraciones de CO_2 son mayores que en cualquier otro período durante los últimos 650 000 años (Siegenthaler *et al.*, 2005). Las concentraciones de metano son dos veces mayores que las del período preindustrial (Spahni *et al.*, 2005). La temperatura media se incrementó en 0,8°C durante el siglo pasado (NASA, 2005). La combustión de combustibles fósiles es la principal causa de estos cambios.

El cambio climático supone un incremento de la temperatura media y parece estar asociado con un aumento de la frecuencia de fenómenos climáticos extremos. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) advierte que el sistema de distribución alimentaria y su infraestructura sufrirán una alteración, lo que podría incrementar el número de personas con hambre, en particular en el África subsahariana (FAO, 2005a). Según la FAO los países en desarrollo podrían perder un potencial de producción de 280 millones de toneladas de cereales como resultado del cambio climático.

Debido a la pérdida de hábitats, a las formas no sostenibles de producción y al cambio climático, la pérdida de biodiversidad continúa progresando aceleradamente. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2005a), una extensa revisión de la salud del planeta, estima que las especies están desapareciendo a un ritmo de 100 a 1000 veces superior a las tasas registradas en toda la historia del planeta. La EM señala que una tercera parte de los anfibios, una quinta parte de los mamíferos

y una octava parte de las aves están en peligro de extinción. Esta evaluación se basa en las especies conocidas pero se estima que existe un 90 por ciento o más de especies que aún no han sido clasificadas. Mientras que muchas especies suministran servicios directos como fuentes de alimento, madera o vestido, los servicios de la mayoría de las especies no son sin embargo tan evidentes y, por lo tanto, resultan difíciles de apreciar. Es el caso de servicios como el reciclaje de nutrientes, la polinización, la dispersión de semillas, el control del clima y la purificación del aire y del agua.

La disponibilidad de tierras para la expansión de la superficie cultivable es limitada. En consecuencia, todo incremento de la producción agrícola tendrá que generarse por la vía de un uso más intensivo de las tierras que actualmente se destinan a cultivos o pastos. Dado que el sector pecuario demanda una gran cantidad de cultivos y otros materiales vegetales, el índice de conversión de estos materiales en productos comestibles tendrá que mejorarse.

El impacto global de las actividades pecuarias en el ambiente es enorme. Si estos problemas se abordan aplicando los conocimientos científicos y técnicos, es posible subsanar parcialmente los daños. Mientras tanto, las futuras generaciones heredarán enormes daños. El tema ambiental es, en última instancia, una cuestión social: los costos ambientales generados por algunos grupos o naciones deben ser asumidos por otros o por todo el planeta. Un ambiente sano y una adecuada disponibilidad de recursos son esenciales para el bienestar de las futuras generaciones, el cual podrá verse seriamente comprometido si se mantiene el actual ritmo de sobreexplotación de los recursos y deterioro ambiental.

La degradación del medio ambiente con frecuencia se asocia a las guerras y otros tipos de conflicto. A través de la historia, pueblos y naciones han combatido por recursos naturales como el agua y la tierra. En la medida en que los recursos se degradan y se hacen escasos, aumenta la posibilidad de conflictos violentos, sobre todo en situaciones de ausencia de instituciones que pro-

picien la gobernabilidad. En los últimos años se ha llamado la atención de la opinión pública sobre la perspectiva de que las guerras del futuro tengan su origen en la creciente escasez de recursos naturales (ver, por ejemplo, Klare, 2001, o Renner, 2002). Un informe del Pentágono (Schwartz y Randall, 2003) sugiere que el calentamiento global supondría un riesgo mayor que el del terrorismo a nivel mundial y podría originar sequías catastróficas, hambrunas y disturbios.

A nivel local y regional, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de África meridional (Biggs *et al.*, 2004) revela una sorprendente conexión entre el estrés ecológico y el conflicto social. Esta evaluación sugiere relaciones causales en las dos direcciones: un conflicto puede causar degradación ambiental y ésta a su vez puede generar conflictos. El estudio cita como ejemplo la situación de la provincia sudafricana de KwaZulu Natal, donde las disputas entre diferentes grupos por las escasas tierras de pastoreo ha desencadenado una serie de asesinatos. La escasez de agua, la degradación de las tierras como consecuencia del sobrepastoreo y la insuficiencia de combustible de madera son otras fuentes de conflicto. El mismo estudio señala a Burundi, Rwanda y el este del Congo como áreas en las que se han presentado recientemente situaciones de conflicto asociadas a problemas ecológicos muy graves.

La degradación ambiental afecta significativamente, directa e indirectamente, a la salud humana. Los efectos directos incluyen el contacto con agentes contaminantes. Los efectos indirectos incluyen un incremento de la exposición de seres humanos y animales a las enfermedades infecciosas propiciado por el cambio climático. La distribución geográfica y la estacionalidad de un importante número de enfermedades, como la malaria y el dengue, pueden verse afectadas por el cambio climático (PNUMA, 2005a). La esquistosomiasis o bilharziosis, enfermedad parasitaria que tiene como portador a los caracoles de agua, se asocia a los cambios en los cursos de agua. El Informe sobre los Recursos Mundiales (1999) señala que estas enfermedades relacionadas con el ambiente

afectan de manera desproporcionada a los estratos más pobres de la población tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados.

A la escala y ritmo actuales, el deterioro ambiental supone una amenaza evidente para la sostenibilidad de los recursos naturales. El funcionamiento de los ecosistemas a nivel global y local está ya seriamente comprometido. En última instancia, si la actual situación ambiental no se contrarresta, podría ponerse en peligro no sólo el crecimiento económico y la estabilidad, sino también la supervivencia misma de los seres humanos en el planeta.

1.2 El escenario: factores que configuran el sector pecuario

Al igual que la agricultura y la alimentación en general, el sector pecuario está atravesando por un proceso de cambio de gran magnitud causado en su mayor parte por factores externos al sector. Así, el crecimiento de la población y otros factores demográficos tales como la estructura de la edad y la urbanización determinan la demanda de alimentos y, durante siglos, han conducido a la intensificación de la agricultura. Asimismo, el crecimiento económico y el incremento de los ingresos han contribuido al aumento de la demanda y a un cambio en la dieta. Estas tendencias se han acelerado durante las últimas dos décadas en extensas zonas de Asia, América Latina y el Cercano Oriente desencadenando un rápido aumento de la demanda de productos de origen animal y otros alimentos de alto valor como el pescado, los vegetales y el aceite.

El sector agrícola ha respondido a este aumento y diversificación de la demanda de productos alimenticios con innovaciones en los campos de la biología, la química y la maquinaria. La respuesta se ha producido más por la vía de la intensificación que por la de la expansión, lo que ha generado a su vez los correspondientes cambios en el uso de la tierra.

Estos cambios seculares en la población, la economía, los hábitos dietéticos, la tecnología y el uso de la tierra han transformado el sector

pecuario, pero también el sector mismo ha contribuido en cierta medida a modelar estas fuerzas. Una descripción de estos cambios ayudará, por tanto, a entender el contexto dentro del cual opera el sector.

Transición demográfica

El crecimiento demográfico y urbano fomenta y transforma la demanda de alimentos

La población y el crecimiento demográfico son los principales determinantes de la demanda de alimentos y otros productos agrícolas. Actualmente la población mundial se cifra en 6 500 millones de personas, con un incremento anual de 76 millones (ONU, 2005). Según proyecciones de la ONU, la población mundial alcanzará la cifra de 9 100 millones en 2050, con un pico de aproximadamente 9 500 millones en el año 2070 (ONU, 2005).

Mientras que el crecimiento demográfico en los países desarrollados está próximo a una situación de estancamiento, el 95 por ciento del crecimiento poblacional se produce en los países en desarrollo. Las tasas de crecimiento poblacional más altas (una media del 2,4 por ciento anual) se registran en el grupo de los 50 países menos desarrollados (ONU, 2005). Las tasas de crecimiento demográfico están sufriendo una desaceleración debido a la disminución de las tasas de fertilidad y, en la actualidad, se encuentran por debajo de los niveles de reemplazo en la mayoría de los países desarrollados y están disminuyendo rápidamente en los países emergentes, si bien aún permanecen altas en los países menos desarrollados.

La disminución de la fertilidad sumada al aumento en la esperanza de vida está conduciendo a un envejecimiento de la población en todo el mundo. Se calcula que la proporción de personas ancianas (por encima de los 60 años) crecerá en más de un 20 por ciento por encima de los niveles actuales (ONU, 2005). Los grupos de edad difieren en sus patrones de alimentación y hábitos de consumo: los adultos y las personas ancianas consumen mayores cantidades de proteínas de origen animal que los niños.

Otro aspecto importante en la determinación de la demanda de alimentos es la urbanización. En 2005 (el último año para el cual se dispone de estadísticas) el 49 por ciento de la población mundial vivía en las ciudades (FAO, 2006b). Las cifras globales, sin embargo, enmascaran diferencias importantes entre las regiones del mundo. Así, el África subsahariana y Asia meridional aún poseen un grado de urbanización moderado, con un 37 y un 29 por ciento de urbanización respectivamente, mientras que en los países desarrollados y en América Latina las tasas de urbanización se sitúan entre el 70 y el 80 por ciento (FAO, 2006a, 2006b) (Cuadro 1.1).

El proceso de urbanización continúa creciendo en todas las regiones del mundo. Las tasas de crecimiento más altas se registran donde la urbanización es actualmente escasa, en particular en Asia meridional y el África subsahariana. Virtualmente todo el crecimiento de la población entre el año 2000 y 2030 será urbano (FAO, 2003a) (Gráfico 1.1).

Generalmente, la urbanización implica un mayor nivel de participación en el mercado laboral y tiene un impacto en los patrones de consumo alimentario. En las ciudades, las personas comen más fuera de casa y consumen mayores cantidades de comidas rápidas, alimentos precocinados, platos preparados y aperitivos (Schmidhuber y Shetty, 2005;

Rae, 1998; King, Tietjen y Vickner, 2000). Por esto la urbanización influye en la posición y forma de las funciones del consumo de productos de origen animal (Rae, 1998). Esta función mide la manera en que el consumo de un producto determinado responde a los cambios en el consumo total.

En China un determinado incremento en la urbanización tiene un efecto positivo en los niveles de consumo per cápita de alimentos de origen animal (Rae, 1998) (Gráfico 1.2). En este país, durante el período comprendido entre 1981 y 2001, el consumo humano de cereales disminuyó en un 7 por ciento en las áreas rurales y en un 45 por ciento en las áreas urbanas. Por su parte, el consumo de carne y huevos registró un incremento del 85 y el 278 por ciento, respectivamente, en las áreas rurales, y del 29 y el 113 por ciento en las urbanas (Zhou, Wu y Tian, 2003).

Crecimiento económico

El incremento de los ingresos estimula la demanda de productos de origen animal

La economía mundial ha experimentado una expansión sin precedentes durante las últimas décadas. El crecimiento de la población, junto con los adelantos científicos y técnicos, los cambios políticos y económicos y la liberalización del comercio, han contribuido al crecimiento económico. En los paí-

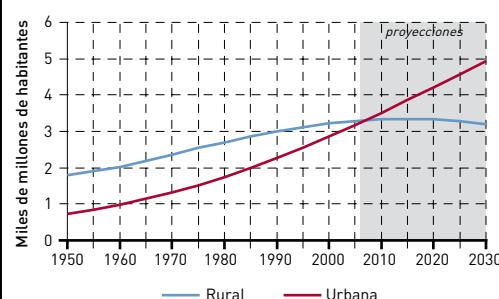
Cuadro 1.1

Tasas de urbanización y tasas de crecimiento de la urbanización

Región	Población urbana como porcentaje de la población total en 2005	Tasa de crecimiento de la urbanización [porcentaje anual, 1991-2005]
Asia meridional	29	2,8
Asia oriental y el Pacífico	57	2,4
África subsahariana	37	4,4
Asia occidental y África del Norte	59	2,8
América Latina y el Caribe	78	2,1
Países en desarrollo	57	3,1
Países desarrollados	73	0,6
Mundo	49	2,2

Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).

Gráfico 1.1 Población urbana y rural mundial pasada y prevista (1950-2030)



Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).



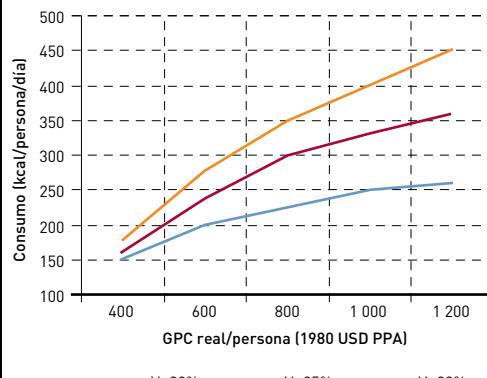
© FAO/SWATSB 0063/G. BIZZARI

Estudiante comprando comida rápida cerca de Luvé (Swazilandia)

ses en desarrollo este crecimiento se ha traducido en un aumento de los ingresos per cápita y en una clase media emergente con un poder adquisitivo por encima de sus necesidades básicas.

A lo largo del decenio 1991-2001, el PIB per cápita creció globalmente a una tasa superior al 1,4 por ciento anual a nivel mundial. Los países en desarrollo registraron un crecimiento medio del 2,3 por ciento, en comparación con el 1,8 por ciento de los países desarrollados (Banco Mundial, 2006). El crecimiento ha sido particularmente alto en Asia oriental, con una tasa de crecimiento

Gráfico 1.2 Función del consumo de productos de origen animal en diferentes niveles de urbanización en China



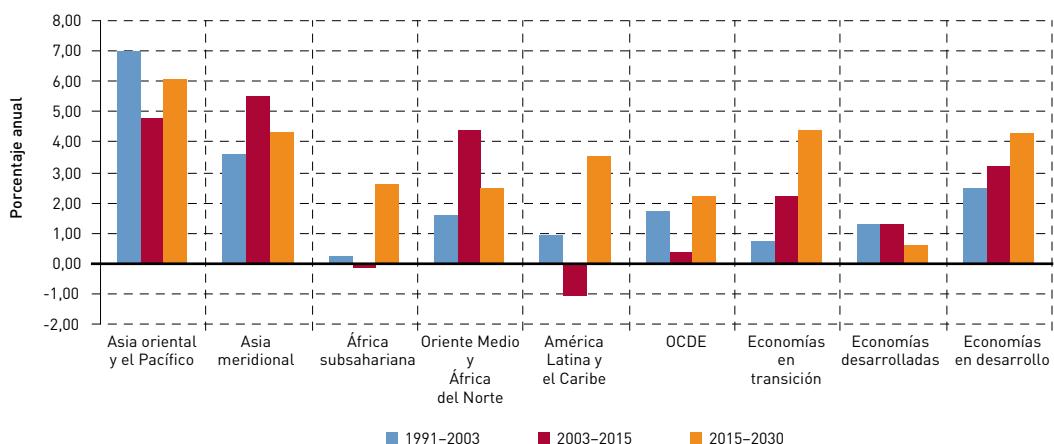
Nota: GPC: gasto per cápita. U = porcentaje urbano.

PPA: paridad del poder adquisitivo.

Fuente: Rae (1998).

anual cercana al 7 por ciento en China, seguida por Asia meridional con un 3,6 por ciento. El Banco Mundial (2006) estima que el crecimiento del PIB en los países en desarrollo se acelerará en las próximas décadas (Gráfico 1.3).

Gráfico 1.3 Crecimiento pasado y estimado del PIB per cápita por regiones



Fuente: Banco Mundial (2006) y FAO (2006a).

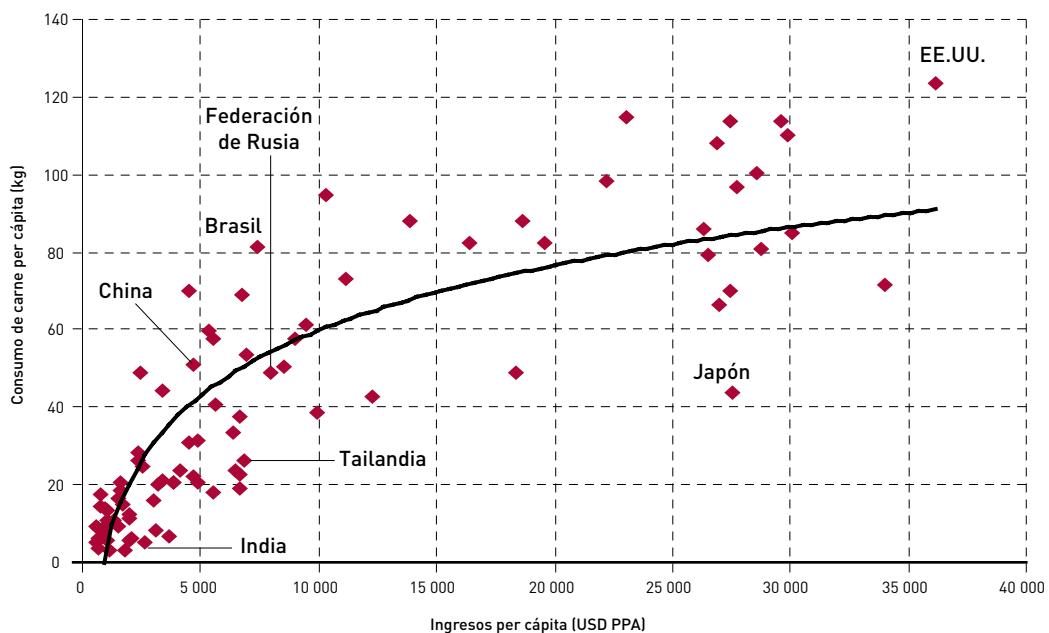
Existe una alta elasticidad-ingreso de la demanda de carne y otros productos de origen animal (Delgado *et al.*, 1999), lo cual significa que en la medida en que el ingreso aumente, aumentará también con gran rapidez el gasto en esta clase de productos. En consecuencia, el crecimiento del ingreso per cápita se traducirá en una mayor demanda de productos pecuarios. Esto contribuirá a disminuir la brecha en las cifras de consumo medio de carne, leche y huevos entre los países desarrollados y los países en desarrollo. Como puede observarse en el Gráfico 1.4, el efecto del incremento de los ingresos en la dieta es mucho mayor entre la población con ingresos bajos y medianos. Esta observación es válida tanto para los países como a nivel individual (Devine, 2003).

Transición nutricional

Cambios mundiales en las preferencias dietéticas

El advenimiento de la agricultura y de la sedentarización de los pueblos cazadores y recolectores permitió alimentar a una población en crecimiento, pero también redujo los componentes de la dieta. En la era anterior a la agricultura, los productos pecuarios desempeñaron un papel más importante en la alimentación humana y sus niveles de consumo fueron muy similares, cuando no más elevados, a los que se registran actualmente en los países desarrollados. En los últimos 150 años, el incremento de los ingresos y los avances en la agricultura han permitido a los países desarrollados enriquecer y diversificar la dieta. Actualmente los países en desarrollo están avanzando en este mismo proceso, que Popkins,

Gráfico 1.4 Relación entre consumo de carne e ingresos per cápita en 2002



Nota: Per cápita nacional basado en la paridad del poder adquisitivo (PPA).

Fuente: Banco Mundial (2006) y FAO (2006b).

Horton y Kim (2001) han denominado “transición nutricional”. La transición nutricional está caracterizada por el paso acelerado de situaciones de desnutrición ampliamente extendidas a dietas más ricas y variadas y, con frecuencia, también a la hipernutrición. Esta transición, que en los países desarrollados se llevó a cabo a lo largo de siglos, está produciéndose en el lapso de una sola generación en los países en desarrollo con crecimiento más rápido.

Con mayores ingresos a disposición y una mayor urbanización, las personas cambian sus patrones de alimentación, pasando de dietas relativamente monótonas de valor nutricional variable (basadas en especies nativas de cereales básicos o raíces feculentas, hortalizas cultivadas en la región, otras frutas y hortalizas, y limitadas cantidades de alimentos de origen animal) a dietas más diversificadas, compuestas por una mayor cantidad de alimentos elaborados y de origen animal, un contenido más elevado de azúcares y grasas y, con frecuencia, más alcohol (Cuadro 1.2 y Gráfico 1.5). Estos cambios van acompañados de una reducción de la actividad física y son la causa del rápido aumento del sobrepeso y la obesidad (Popkins, Horton y Kim, 2001). A nivel mundial, el número de personas con sobrepeso (aproximadamente 1 000 millones) ha superado el número de personas desnutridas (aproximadamente 800 millones). Una parte significativa del aumento de la obesidad se registra en los países en desarrollo. Por ejemplo, la Organización Mundial de la Salud

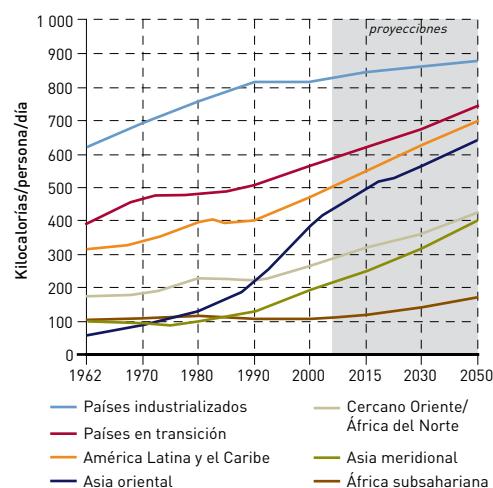
Cuadro 1.2

Cambios en el consumo alimentario de los países en desarrollo

	1962	1970	1980	1990	2000	2003
	Consumo kg/persona/año					
Cereales	132	145	159	170	161	156
Raíces y tubérculos	18	19	17	14	15	15
Raíces feculentas	70	73	63	53	61	61
Carne	10	11	14	19	27	29
Leche	28	29	34	38	45	48

Fuente: FAO (2006b).

Gráfico 1.5 Consumo pasado y previsto de productos alimenticios de origen animal (1962–2050)



Nota: para el pasado, medias de tres años centradas en el año indicado. Los productos de origen animal comprenden carne, huevos, leche y productos lácteos (excluida la mantequilla).

Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).

[OMS] estima que en el mundo en desarrollo¹ hay 300 millones de personas adultas obesas y 115 millones de personas que sufren trastornos y enfermedades asociados a la obesidad. Como consecuencia de la rapidez de la transición nutricional, se está produciendo un aumento de las enfermedades crónicas asociadas a la dieta, tales como las cardiopatías, la diabetes, la hipertensión y ciertos tipos de cáncer. En muchos países en desarrollo las enfermedades crónicas asociadas a la dieta se han convertido en una prioridad de las políticas para la agricultura y la alimentación y se están promoviendo hábitos de alimentación más saludables, el ejercicio físico y programas escolares de nutrición (Popkins, Horton y Kim, 2001).

El aumento de los ingresos y la tendencia a la disminución de los precios relativos de los alimentos han sido factores favorables para la transición

¹ Disponible en www.fao.org/FOCUS/E/obesity/obes1.htm.

nutricional. Los precios han disminuido en términos reales desde la década de 1950. En términos comparativos, el nivel de precios actual permite un mayor nivel de consumo de alimentos de alto valor nutricional que el que tenían en el pasado los países desarrollados con niveles de ingresos comparables (Schmidhuber y Shetty, 2005).

Si bien el poder adquisitivo y la urbanización explican en gran parte los hábitos de consumo per cápita, otros factores sociales y culturales pueden ejercer una gran influencia a nivel local. Es el caso del Brasil y Tailandia, dos países con niveles de ingresos per cápita y tasas de urbanización muy similares que tienen, no obstante, un nivel de consumo de productos pecuarios muy diferente: casi el doble en el Brasil que en Tailandia. Por el contrario, la Federación de Rusia y el Japón tienen niveles de consumo de alimentos de origen animal muy similares, a pesar de que los ingresos en el Japón son 13 veces más altos que en la Federación de Rusia (Gráfico 1.4).

La dotación de recursos naturales es uno de los factores adicionales en la determinación del consumo, en tanto que configura los costos relativos de diferentes productos alimenticios. El acceso a recursos marinos, por una parte, o a recursos naturales para la producción animal, por otra, han determinado una serie de tendencias de consumo en direcciones opuestas. La intolerancia a la lactosa, que se documenta principalmente en Asia oriental, ha limitado el consumo de leche. Asimismo, las razones culturales han influido también en los hábitos de consumo. A título de ejemplo podemos citar el caso de Asia meridional, donde el bajo consumo de carne per cápita no puede explicarse sólo por el nivel de ingresos. Otro ejemplo es la exclusión del cerdo de la dieta de los musulmanes. Los patrones socioculturales han creado una gran diversidad de preferencias entre los consumidores y han influido también en los puntos de vista de los consumidores acerca de la calidad de los productos animales (Krystallis y Arvanitoyannis, 2006).

En época más reciente, los patrones de consumo se están viendo influidos por un creciente interés por los temas de salud, medio ambiente, ética,

bienestar animal y desarrollo. En los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) ha surgido una nueva clase de “consumidores concienciados” (Harrington, 1994), que tienden a reducir en sus dietas los alimentos de origen animal u optan por productos certificados, tales como los que provienen de la cría al aire libre o de la agricultura orgánica (Krystallis y Arvanitoyannis, 2006; King, *et al.*, 2000). Si bien aún es muy baja en la mayoría de las sociedades, la creciente tendencia al vegetarianismo es otra manifestación más de los patrones de consumo emergentes. Asimismo, cabe considerar también las campañas promocionales de los gobiernos como potenciales orientadoras de las tendencias de consumo (Morrison *et al.*, 2003).

Cambios tecnológicos

Crecimiento de la productividad

El sector pecuario se ha visto afectado por profundos cambios tecnológicos en tres diferentes frentes:

- En la producción animal, la difusión de tecnologías avanzadas para la cría y la alimentación ha conducido a un impresionante aumento de la productividad en casi todo el mundo.
- En el sector agrícola, las técnicas de riego y fertilización, combinadas con el uso de variedades mejoradas y la mecanización, continúan generando aumentos en los rendimientos y mejorando la calidad nutritiva de los pastos y de los principales cultivos forrajeros.
- La aplicación de los avances en la tecnología de la información y otros cambios técnicos está mejorando la poscosecha, la distribución y la comercialización de productos animales.

En la producción animal el desarrollo tecnológico avanza con mayor rapidez en los subsectores más pujantes: la avicultura para la producción de carne y huevos, la porcicultura y la producción de leche. El crecimiento de la productividad y la difusión de los avances tecnológicos no han sido tan marcados en el caso de la producción de carne procedente de pequeños rumiantes. A pesar de ello, se han producido una serie de cambios tecnológicos fundamentales en el proceso productivo de todos los produc-

tos básicos del sector, tales como un crecimiento en la intensidad de la producción caracterizado por el aumento en el uso de cereales forrajeros, así como por los avances en la alimentación, la genética, la salud animal y los sistemas de estabulación. El incremento en la productividad puede explicarse por la acción sinérgica de estos avances y resulta difícil, por tanto, determinar el efecto de cada uno de estos factores por separado.

Incremento del uso de cereales forrajeros

Tradicionalmente, la producción pecuaria se ha basado en recursos alimenticios disponibles localmente, tales como residuos de cosechas u hojas de árboles, carentes de valor para la alimentación humana. Sin embargo, a medida que la producción pecuaria crece y se intensifica, se va reduciendo cada vez más la dependencia de los recursos locales, mientras que aumenta la de los piensos concentrados, que se comercializan a nivel local o internacional. En el año 2002, se destinaron a la alimentación animal 670 millones de toneladas de cereales, cifra que representa casi un tercio de la producción mundial de cereales (Cuadro 1.3). Otros 350 millones de toneladas de subproductos elaborados ricos en proteínas (principalmente salvados, tortas oleaginosas y harina de pescado) se utilizan como piensos.

Las especies monogástricas, que pueden hacer un uso más eficiente de los piensos concentrados, como los cerdos, las aves de corral y también el ganado lechero, tienen una ventaja sobre el ganado vacuno de carne, las ovejas y las cabras. Entre los monogástricos, las aves de corral tienen las tasas de crecimiento más altas y los precios más bajos debido fundamentalmente al elevado índice de conversión de los piensos. El uso de piensos concentrados para rumiantes se limita a los países donde los precios de la carne son relativamente más elevados que los de los cereales. Sin embargo, allí donde los precios de los cereales son relativamente más altos que los de la carne, situación típica de los países en desarrollo con déficit alimentario, la alimentación de rumiantes con cereales forrajeros no resulta rentable.

¿Cómo explicar el incremento en el uso de cereales forrajeros? La causa fundamental es la tendencia a la reducción del precio de los granos desde la década de 1950. La oferta ha mantenido el ritmo de crecimiento de la demanda: la producción de granos se incrementó en un 43 por ciento durante el período comprendido entre 1980 y 2004. En términos reales (USD constantes) los precios internacionales de los cereales se han reducido a la mitad desde 1961. La expansión de la oferta a precios cada vez menores se ha sostenido gracias a la expansión del área cultivada y a la intensificación de los cultivos.

El principal factor determinante de la expansión de la oferta a lo largo de los últimos 25 años ha sido la intensificación de los cultivos, consecuencia a su vez de los avances tecnológicos y del mayor uso de insumos en la producción de cultivos, en particular el fitomejoramiento, el uso de fertilizantes y la mecanización. La expansión de la superficie cultivada ha contribuido notablemente al crecimiento de la oferta en numerosos países en desarrollo, especialmente en América Latina (donde la superficie cultivada creció en un 15 por ciento entre 1980 y 2003) y en el África subsahariana (22 por ciento). Por su parte, en los países asiáticos en desarrollo donde la tierra es escasa, la expansión de la superficie cultivada ha sido solo del 12 por ciento. Algunos países han experimentado un aumento especialmente pronunciado

Cuadro 1.3

Uso de piensos concentrados

Grupo de producto	Uso de piensos concentrados en 2002 (en millones de toneladas)		
	Países en desarrollo	Países desarrollados	Mundo
Granos	226,4	444,0	670,4
Salvados	92,3	37,0	129,3
Semillas oleaginosas y legumbres	11,6	15,7	27,3
Tortas oleaginosas	90,5	96,6	187,3
Raíces y tubérculos	57,8	94,6	152,4
Harina de pescado	3,8	3,8	7,6
Total	482,4	691,71	1 174,1

Fuente: FAO (2006b).

de la superficie cultivada, generalmente a expensas de los bosques (Brasil y otros países de América Latina). Una gran parte de estas nuevas áreas cultivadas se han destinado a la producción de materias primas para piensos concentrados, en particular soja y maíz. El índice de conversión de piensos y las tasas de crecimiento han mejorado enormemente mediante el uso de programación lineal para desarrollar fórmulas de piensos más económicas, la implementación de sistemas de alimentación por fases y el uso de enzimas y aminoácidos sintéticos. A todo lo anterior debe sumarse el hecho de que el empleo de piensos concentrados esté ampliamente difundido (cereales y tortas oleaginosas).

Se prevé que en el futuro el uso de piensos concentrados crecerá más lentamente que la producción pecuaria, a pesar de que esta última se base cada vez más en el consumo de cereales. Esto se explica porque los avances tecnológicos en alimentación, mejoramiento y salud animal son factores que continúan produciendo más ganancias en la producción.

Razas más productivas

En genética y reproducción animal, el uso de la hibridación y la inseminación artificial ha acelerado el proceso de mejoramiento genético. Así en avicultura, por ejemplo, mediante estas técnicas se ha multiplicado en gran medida el número de animales que pueden criarse a partir de una población parental superior, obteniendo animales con características uniformes (Narrod y Fuglie, 2000). Tradicionalmente el único medio para el mejoramiento genético fue la selección basada en el fenotipo. Desde principios del siglo XX, se desarrollaron tecnologías como el manejo controlado de la reproducción y el pedigree, las cuales, al inicio, solo se aplicaron en los animales puros (Arthur y Albers, 2003). Hacia mediados del mismo siglo, se dio inicio al uso de las líneas especializadas y a los cruzamientos, primero en América del Norte, y luego en Europa y en otros países de la OCDE. La inseminación artificial se introdujo en la década de 1960 y ahora es una práctica rutinaria en todos los sistemas de producción pecuaria intensiva. Simultáneamente, en los países

desarrollados se introdujeron tecnologías para la evaluación del valor genético. El uso de marcadores de ADN es una de las innovaciones más recientes para la identificación de rasgos específicos.

Los objetivos del mejoramiento genético han cambiado considerablemente en el transcurso de los años y la velocidad y la precisión con que estas metas pueden llegar a alcanzarse se han incrementado considerablemente en las últimas décadas. Las especies de ciclo corto, como las aves de corral y los cerdos, tienen ventajas sobre las especies con intervalos entre generaciones más largos. Para todas las especies, la conversión de piensos y una serie de parámetros relacionados, tales como la tasa de crecimiento, la producción lechera y la eficiencia reproductiva, son factores primordiales para el mejoramiento genético (Arthur y Albers, 2003). Últimamente, se registra un aumento de la importancia del contenido de grasa y otras características que se ajustan más a las demandas de los consumidores.

Todos estos cambios han conducido a resultados impresionantes. Así, por ejemplo, Arthur y Albers (2003) informan de que en los Estados Unidos de América el índice de conversión de piensos para huevos se ha reducido de los 2,96 gramos de pienso por gramo de huevo de 1960 a los 2,01 gramos de 2001.

La industria genética ha obtenido resultados menos satisfactorios en el desarrollo de razas de ganado vacuno de leche, cerdos y aves de corral con buenos rendimientos en condiciones tropicales sin ambientes modificados y en sistemas de bajos insumos. En el trópico, las unidades de producción altamente intensivas suelen someter a control los factores climáticos y medioambientales, a fin de aprovechar de manera eficiente el potencial de los animales de razas modernas desarrolladas para las condiciones propias de las regiones templadas.

Los avances en salud animal han contribuido también al crecimiento de la productividad, incluido el uso de antibióticos en ciertos ambientes de producción libres de patógenos (el uso de antibióticos como promotores del crecimiento ha sido prohibido en regiones como la Unión Europea). En los países

en desarrollo estas tecnologías se han difundido ampliamente durante los últimos años sobre todo en los sistemas de producción industrial establecidos en las cercanías de los principales centros de consumo. El continuo incremento en la escala de producción ha generado asimismo importantes ganancias en la productividad en los países en desarrollo, lo que ha permitido suministrar productos de origen animal a una población cada vez más numerosa y a unos precios reales en disminución (Delgado *et al.*, 2006).

Cereales forrajeros más baratos

En la producción de cultivos, el desarrollo tecnológico ha mejorado la oferta y reducido los precios de los cereales forrajeros. En este ámbito, se registraron significativos aumentos de la productividad antes que en el sector pecuario, en las décadas de 1960 y 1970 (FAO, 2003a). En los países en desarrollo alrededor del 80 por ciento del crecimiento estimado en la producción de cultivos para 2030 será fruto de la intensificación, que se traducirá fundamentalmente en un aumento de

Cuadro 1.4

Principales parámetros de productividad pecuaria en diferentes regiones del mundo

Región	Carne de aves de corral (kg de producto/ kg de biomasa/año) ¹		Producción de huevos (kg/ponedora/año)		Carne de cerdo (kg de producto/ kg de biomasa/año) ¹	
	1980	2005	1980	2005	1980	2005
Mundo	1,83	2,47	8,9	10,3	0,31	0,45
Países en desarrollo	1,29	1,98	5,5	8,8	0,14	0,33
Países desarrollados	2,26	3,55	12,2	15,0	0,82	1,20
África subsahariana	1,46	1,63	3,4	3,6	0,53	0,57
Asia occidental y África del Norte	1,73	2,02	7,0	9,4	1,04	1,03
América Latina y el Caribe	1,67	3,41	8,6	9,8	0,41	0,79
Asia meridional	0,61	2,69	5,8	8,1	0,72	0,71
Asia oriental y sudoriental	1,03	1,41	4,7	9,5	0,12	0,31
Países industrializados	2,45	3,72	14,1	16,0	1,03	1,34
Países en transición	1,81	2,75	9,6	13,0	0,57	0,75
Región	Bovinos (kg de producto/ kg de biomasa/año) ¹		Pequeños rumiantes (kg de producto/ kg de biomasa/año) ¹		Producción de leche (kg/vaca/año)	
	1980	2005	1980	2005	1980	2005
Mundo	0,11	0,13	0,16	0,26	1 974	2 192
Países en desarrollo	0,06	0,09	0,14	0,26	708	1 015
Países desarrollados	0,17	0,21	0,19	0,24	3 165	4 657
África subsahariana	0,06	0,06	0,15	0,15	411	397
Asia occidental y África del Norte	0,07	0,10	0,21	0,25	998	1 735
América Latina y el Caribe	0,08	0,11	0,11	0,13	1 021	1 380
Asia meridional	0,03	0,04	0,16	0,23	517	904
Asia oriental y sudoriental (incluida China)	0,06	0,16	0,05	0,20	1 193	1 966
Países industrializados	0,17	0,20	0,20	0,25	4 226	6 350
Países en transición	0,18	0,22	0,17	0,23	2 195	2 754

¹ La biomasa se calcula como el inventario por el peso vivo promedio. El producto viene dado por el peso de la canal.

Fuente: FAO (2006b).

los rendimientos, así como en una mayor intensidad de cultivo. El riego es un factor fundamental en la intensificación: la superficie regada en los países en desarrollo se duplicó entre 1961-1963 y 1997-1999 y se prevé un incremento adicional del 20 por ciento para 2030 (FAO, 2003a). La amplia difusión del uso de fertilizantes y el mejoramiento en su composición y formas de aplicación, junto con los avances en la protección fitosanitaria, constituyen otros factores de importancia fundamental en el proceso de intensificación.

El sector poscosecha, la distribución y la comercialización han experimentado una profunda transformación estructural a raíz del surgimiento de grandes cadenas minoristas con una tendencia a la integración vertical y a la coordinación a lo largo de la cadena alimentaria. Esta tendencia es consecuencia de la liberalización de los mercados y la aplicación de nuevas tecnologías en la logística y la organización de los sistemas de transporte. Todo lo anterior contribuye a una disminución de los precios al consumidor, pero al mismo tiempo crea barreras de entrada para los pequeños productores (Costales, Gerber y Steinfeld, 2006).

1.3 Tendencias dentro del sector pecuario

Hasta el inicio de la década de 1980, las dietas que incluían el consumo diario de carne y leche eran privilegio de los habitantes de los países de la OCDE y, fuera de este grupo de países, de un sector reducido de personas adineradas. En esa época, la mayor parte de los países en desarrollo, con la excepción de América Latina y algunos países de Asia occidental, tenían un consumo de carne per cápita anual muy inferior a los 20 kg. Para la mayoría de los habitantes de Asia y África, la carne, la leche y los huevos eran artículos de lujo que solían consumirse solo en raras ocasiones. Un elevado porcentaje del ganado mayor en los países en desarrollo no se destinaba primordialmente a la producción de alimentos, sino al suministro de servicios tan importantes como la tracción animal o la obtención de estiércol, y constituía una especie de póliza de seguros y un activo de capital, que generalmente solo se uti-

lizaba durante las fiestas de la comunidad o en situaciones de emergencia.

Estos sistemas están cambiando con rapidez. El sector pecuario actualmente está creciendo más rápidamente que el resto de la agricultura en casi todos los países. Generalmente, su participación en el PIB agrícola aumenta en la medida en que aumentan los ingresos y el nivel de desarrollo, situándose por encima del 50 por ciento en los países de la OCDE. La naturaleza de la producción pecuaria atraviesa también por un proceso de rápida transformación en muchas economías emergentes y en los países desarrollados. La mayor parte de los cambios pueden resumirse con el término “industrialización”. Mediante la industrialización, se han eliminado las restricciones de tipo ambiental a la producción pecuaria, que se había configurado de manera muy diversa según la amplia gama de ambientes donde se practicaba.

Auge de la producción animal y del consumo en el sur, estancamiento en el norte

A raíz del crecimiento de la población y del aumento del ingreso en muchos países en desarrollo, se ha producido una drástica expansión del sector pecuario a nivel mundial durante las últimas décadas, si bien hay notables diferencias entre los países desarrollados y los países en desarrollo.

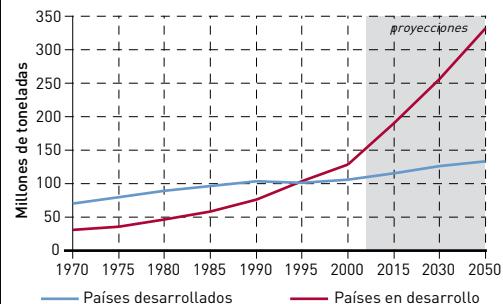
En los países en desarrollo el consumo de carne anual per cápita se ha duplicado, pasando de los 14 kg de 1980 a los 28 kg de 2002 (Cuadro 1.5).

Durante el mismo período se triplicó la oferta total de carne de 47 a 137 millones de toneladas. El desarrollo ha sido más dinámico en los países que han experimentado un crecimiento económico más rápido, en particular en Asia oriental, con China a la cabeza. Tan solo este país da cuenta del 57 por ciento del aumento total de la producción de carne en los países en desarrollo. En cuanto a la producción de leche, el desarrollo no ha sido tan espectacular, pero puede siempre calificarse de notable: la producción total de los países en desarrollo creció en un 118 por ciento entre 1980 y 2002; un 23 por ciento del incremento total proviene de un solo país: la India.

El drástico aumento de la demanda de productos del sector pecuario (una transición denominada “la revolución pecuaria” por Delgado *et al.*, 1999) proseguirá durante otros 10 ó 20 años antes de disminuir su ritmo de crecimiento (Delgado *et al.*, 1999). Algunos países en desarrollo, en especial el Brasil, China y la India, están emergiendo como protagonistas de la escena mundial, dado el rápido crecimiento de su peso en el comercio (Steinfeld y Chilonda, 2005). En estos tres países se concentran casi las dos terceras partes del total de la producción de carne de los países en desarrollo y más de la mitad de la producción de leche (Cuadro 1.6). También dan cuenta de casi las tres cuartas partes del crecimiento de la producción de carne y leche de todos los países en desarrollo.

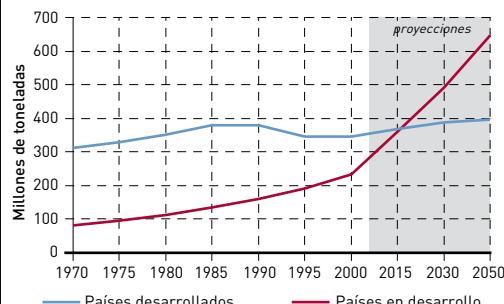
Hay un gran margen de variación en el alcance y la naturaleza del crecimiento del sector pecuario. Así, China y Asia oriental han experimentado el crecimiento más notable de la producción y consumo de carne, y más recientemente de leche. Se prevé que la región necesitará importar crecientes cantidades de piensos, y probablemente también productos de origen animal, para satisfacer el mayor consumo. En contraste, el sector pecuario de la India sigue basado en la producción de leche, en la que se utilizan recursos de piensos locales y residuos de cosechas. Probablemente esta situación cambiará en la medida en que el auge de la industria aviar demandará una cantidad de piensos que excede ampliamente el suministro actual. En contraste, la Argentina, el Brasil y otros

Gráfico 1.6 Producción de carne pasada y prevista en los países desarrollados y los países en desarrollo (1970–2050)



Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).

Gráfico 1.7 Producción de leche pasada y prevista en los países desarrollados y los países en desarrollo (1970–2050)



Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).

Cuadro 1.5

Consumo pasado y previsto de carne y leche en los países desarrollados y los países en desarrollo (1980-2030)

	Países en desarrollo					Países desarrollados				
	1980	1990	2002	2015	2030	1980	1990	2002	2015	2030
Demanda de alimentos										
Consumo de carne anual per cápita (kg)	14	18	28	32	37	73	80	78	83	89
Consumo de leche anual per cápita (kg)	34	38	46	55	66	195	200	202	203	209
Consumo total de carne (millones de toneladas)	47	73	137	184	252	86	100	102	112	121
Consumo total de leche (millones de toneladas)	114	152	222	323	452	228	251	265	273	284

Fuente: FAO (2006a) y FAO (2006b).

Cuadro 1.6

Tendencias de la producción pecuaria en los países en desarrollo en 2005

Grupo de países/ País	Carne (millones de toneladas)	Leche (millones de toneladas)	Porcentaje de producción de los países en desarrollo	
			Carne	Leche
Países en desarrollo	155,0	274,1	100,0	100,0
China	75,7	28,3	48,8	10,3
Brasil	19,9	23,5	12,8	8,6
India	6,3	91,9	4,1	33,5

Fuente: FAO (2006b).

países de América Latina han expandido con éxito su producción doméstica de piensos. Esto ha sido posible gracias a la abundante tierra a disposición y los bajos costos de producción (Steinfeld y Chilonda, 2006). Estos países han agregado valor a su producción de piensos en vez de exportarla y están en condiciones de convertirse en la principal región exportadora de carne, en grado de abastecer a los países desarrollados y de Asia oriental.

En los países en desarrollo la producción pecuaria está dando un viraje hacia los monogástricos. De hecho, la avicultura y la porcicultura representan el 77 por ciento de la expansión de la producción. Mientras que la producción total de carne en los países en desarrollo se ha más que triplicado entre 1980 y 2004, el crecimiento en la producción de rumiantes (bovinos, ovinos y caprinos) fue solo de un 111 por ciento. La producción de monogástricos se ha expandido más de cuatro veces a lo largo del mismo período.

Estos cambios trascendentales en los países en desarrollo de rápido crecimiento contrastan fuertemente con las tendencias en los países desarrollados, donde el consumo de productos del sector pecuario crece muy lentamente o ha llegado a un punto de estancamiento. Con un crecimiento demográfico bajo o nulo, en la mayoría de los países los mercados están saturados. Los consumidores son conscientes de los riesgos para la salud del alto consumo de productos de origen animal, en particular las carnes rojas y las grasas animales. El consumo permanente de grandes cantidades de estos productos está asociado a

toda una serie de enfermedades cardiovasculares y ciertos tipos de cáncer. La percepción de otros problemas de salud asociados a productos de origen animal conlleva la supresión temporal, y algunas veces permanente, de su consumo. Es el caso de la presencia de residuos (antibióticos, pesticidas y dioxinas) y de microorganismos patógenos (*Escherichia coli*, salmonelosis y encefalopatía espongiforme bovina o enfermedad de las vacas locas).

En los países desarrollados la producción pecuaria aumentó solamente un 22 por ciento entre 1980 y 2004. La producción de carne de rumiantes disminuyó en un 7 por ciento, mientras que la de aves de corral y cerdo se incrementó en un 42 por ciento. Como resultado el porcentaje de producción total correspondiente a las aves de corral y los cerdos pasó del 59 al 69 por ciento. Entre las especies monogástricas, el producto de las aves de corral es el que ha tenido una mayor tasa de crecimiento en todas las regiones. Esto se explica, además de por tener un índice de conversión de piensos muy favorable, por ser un tipo de carne aceptada por todos los principales grupos culturales o religiosos.

Cabe formular las siguientes observaciones generales: la tendencia al rápido crecimiento de la producción pecuaria en los trópicos implica una serie de problemas técnicos, como los relacionados con el clima y las enfermedades, y muchos países no parecen estar preparados para afrontarlos, tal y como ha quedado demostrado con los brotes de influenza aviar de los últimos dos años. El aumento de la producción también implica un

mayor suministro de piensos y, en especial en Asia, una cantidad cada vez mayor deberá proceder de las importaciones. Algunos países tendrán que afrontar el dilema de responder a la creciente demanda bien mediante la importación de piensos para la producción pecuaria local, bien importando directamente productos de origen animal. Asimismo, se están produciendo desplazamientos de la producción desde áreas con estándares medioambientales altos, lo cual puede crear oportunidades de evadir los controles.

Desde la óptica del consumo, hay una tendencia hacia una convergencia alimentaria global. Las particularidades culturales, si bien todavía fuertes en algunas regiones, se van difuminando cada vez más, tal y como demuestra la ola de consumo de aves de corral en Asia meridional y oriental. Otro factor que fomenta esta convergencia es el hecho de que ciertos hábitos alimentarios como las comidas rápidas y los platos preparados se estén popularizando en casi todas partes.

En los países en desarrollo la mayor parte del suministro de productos de origen animal procede de incrementos en la producción y solo una parte muy limitada proviene de las importaciones. En su conjunto, las importaciones netas realizadas por los países en desarrollo equivalen al 0,5 por ciento del suministro total de carne y al 14,5 por ciento de leche (FAO, 2006b). Sin embargo, el comercio de productos pecuarios ha experimentado un crecimiento mucho más rápido que el comercio de las materias primas para la elaboración de alimentos concentrados. Durante la última década, la comercialización de cereales forrajeros se ha mantenido estable entre el 20 y el 25 por ciento del total de la producción. Por otro lado, el porcentaje de carne comercializada aumentó del 6 por ciento en 1980 al 10 por ciento en 2002. En el caso de la leche el aumento fue del 9 al 12 por ciento durante el mismo período.

El crecimiento en el comercio de productos pecuarios está también sobre pasando el crecimiento de la producción gracias a la eliminación de barreras arancelarias en el marco del Acuerdo general sobre aranceles aduaneros y comercio

(GATT). Esto indica una tendencia gradual a la localización de la producción en las zonas donde hay mayor disponibilidad de alimentos y no en las cercanías de los centros de consumo, tendencia facilitada por el desarrollo de la infraestructura y el establecimiento de cadenas productivas refrigeradas (“cadenas frías”) en los principales países productores.

Cambios estructurales

Los fuertes incrementos en el suministro de productos de origen animal se han visto fomentados por los ajustes estructurales en el sector, entre los que cabe citar el crecimiento de la intensidad antes descrito, así como el aumento en las escalas de producción, la integración vertical y los cambios geográficos.

Unidades de producción que aumentan de tamaño, pequeños productores marginados

En muchas partes del mundo ha tenido lugar un rápido crecimiento en el tamaño medio de las unidades de producción acompañado de un descenso sustancial del número de productores. El factor principal que ha desencadenado este proceso es la reducción de los costos que se obtiene mediante la expansión de la escala de operaciones en varios estadios del proceso productivo. Los pequeños productores pueden permanecer en actividad



© FAO/2375/R. LEMOINE

Mujer masai con su bebé a la espalda mientras ordeña una vaca y el ternero busca alimento. Para recoger la leche se usa una calabaza. El ganado se encierra durante la noche dentro de la boma para protegerlo de los predadores (Kenya, 2003)

vendiendo sus productos a precios que valoran la propia fuerza de trabajo a costos inferiores a los del mercado. Sin embargo, esto ocurre sobre todo en países con limitadas oportunidades de empleo en otros sectores. Si se presenta una oportunidad de empleo en otro sector, muchos pequeños productores abandonan la producción.

Diferentes productos y diferentes fases del proceso productivo ofrecen potenciales diversos para las economías de escala. El potencial tiende a ser más alto en el sector poscosecha (mataderos, plantas procesadoras de leche). La producción de aves de corral se mecaniza con mayor facilidad y surgen formas industriales de producción incluso en los países menos desarrollados. La producción de leche, por el contrario, muestra menos economías de escala debido a los altos insumos de mano de obra, lo que hace que esta actividad tienda a estar dominada por la producción familiar.

Por lo que se refiere a la producción de leche y de pequeños rumiantes, los costos de producción a nivel de las unidades productivas de los pequeños productores con frecuencia son comparables a los de las empresas a gran escala, generalmente debido a que el costo de la mano de obra familiar es inferior al salario mínimo legal. No obstante, la expansión de la pequeña producción más allá de los niveles de semisubsistencia se ve limitada por una serie de barreras, la falta de competitividad y los factores de riesgo (ver *infra*).

El acceso a la tierra y al crédito es un problema creciente. Recientes estudios de LEAD (Delgado, Narrod y Tiongco, 2006) muestran el impacto inherente de subsidios ocultos o manifiestos que posibilitan el suministro a las ciudades de productos de origen animal a precios muy reducidos, con consecuencias negativas para los pequeños productores rurales. Con frecuencia estos productores no cuentan con ayuda pública para adoptar o difundir las nuevas tecnologías. Los costos de producción son mayores para este tipo de productores debido a los riesgos asociados a la producción y a la comercialización. Los riesgos de comercialización incluyen la fluctuación de los precios tanto para los insumos como para los

productos. Estos riesgos se amplifican entre los pequeños productores por su posición negociadora más débil. Algunos de ellos evolucionaron de una producción de subsistencia con mecanismos para afrontar los riesgos, pero carecen de patrimonio o de estrategias que les permitan exponerse a los riesgos del mercado. La ausencia de redes seguras para encarar las perturbaciones económicas que invariablemente se presentan en estos mercados restringe la participación de los pequeños productores. Los riesgos de producción se relacionan con la degradación de los recursos, el control de activos como tierras y agua, variaciones climáticas como las sequías y las inundaciones, y las enfermedades infecciosas.

Los pequeños productores han de hacer frente a problemas adicionales debido a los costos de transacción inherentes a la comercialización de los productos. Con frecuencia estos costos son prohibitivos dado el reducido volumen de los productos comercializables y la ausencia de infraestructuras físicas y de comercialización en las áreas remotas. Los costos de transacción también se incrementan cuando los productores no tienen suficiente poder de negociación ni acceso a la información sobre los mercados y, en consecuencia, dependen de los intermediarios. Más aún, la ausencia frecuente de asociaciones de productores o de otros acuerdos de asociación hace mucho más difícil para los pequeños productores la reducción de los costos de transacción a través de las economías de escala.

El deseo de reducir los costos de transacción es la fuerza principal que promueve la integración vertical tanto en países desarrollados como en países en desarrollo. En los países en desarrollo, esta integración puede observarse, en particular, en la avicultura, la porcicultura y la producción de leche. Estas fuerzas económicas se fortalecen aún más si los gobiernos gravan con impuestos las transacciones comerciales, por ejemplo para los piensos, como ha sido descrito por Delgado y Narrod (2002) en el caso de los productores avícolas de Andhra Pradesh (India). Los efectos combinados de las ganancias económicas provenientes

de la reducción de los costos de transacción debida a la integración vertical y de regímenes de impuestos más favorables para las empresas más grandes contribuyen a crear situaciones desfavorables para los productores independientes y a pequeña escala.

Desplazamientos geográficos

La producción crece de manera más concentrada

Tradicionalmente la producción pecuaria se ha basado en los recursos forrajeros disponibles localmente, en particular en recursos que tenían poco o ningún valor de uso alternativo como los pastos naturales o los residuos de cosechas. La distribución de los rumiantes estaba casi totalmente determinada por la disponibilidad de estos recursos. La distribución de los cerdos y de las aves de corral seguía muy de cerca la de los seres humanos, debido a su función de transformadores de residuos. Por ejemplo, un estudio realizado por LEAD en Viet Nam (un país en sus primeras fases de industrialización) puso de relieve que el 90 por ciento de los patrones de distribución de las aves de corral podía explicarse por los patrones de distribución de la población humana (Tran Thi Dan *et al.*, 2003).

A medida que se desarrollaba, el sector pecuario fue liberándose de las restricciones impuestas por los recursos naturales locales y otros factores comenzaron a determinar su distribución geográfica y su concentración. Los factores agroecológicos dejaron de ser el factor determinante de la ubicación de las explotaciones para dar paso a factores como los costos de oportunidad de la tierra y el acceso a los mercados de insumos y productos.

Tan pronto como la urbanización y el crecimiento económico convirtieron el incremento de ingresos en una demanda “al por mayor” de alimentos de origen animal, surgieron los operadores a gran escala. En una primera fase, éstos se establecieron cerca de los pueblos y ciudades. Los productos pecuarios están entre los productos alimenticios de carácter más perecedero y su conservación en ausencia de sistemas de enfriamiento y elabora-

ción origina serios problemas de calidad y para la salud humana. Por esta razón, la producción de ganado se ubicaba cerca de los centros de consumo, a menos que se contara con infraestructuras y tecnologías adecuadas que permitieran el establecimiento de las unidades de producción en lugares más distantes.

En una fase posterior, las unidades de producción se fueron alejando cada vez más de los centros de consumo, en un proceso en el que intervinieron factores como los precios más bajos de la mano de obra y de la tierra, el acceso a los piensos, estándares ambientales menos rigurosos, incentivos fiscales o lugares con menos problemas relacionados con las enfermedades. Un trabajo de investigación realizado por LEAD puso de manifiesto que entre 1992 y 2000 se había registrado una disminución en la densidad de las explotaciones avícolas en áreas ubicadas a menos de 100 km de Bangkok. La mayor disminución (40 por ciento) se dio en las áreas más cercanas a la ciudad (menos de 50 km), mientras que la densidad aumentó en todas las áreas con distancias superiores a los 100 km (Gerber *et al.*, 2005).

El estudio de LEAD mostró que en todos los países analizados (Brasil, Francia, México, Tailandia y Viet Nam), a pesar de la variedad de factores que determinan una localización óptima, hay un proceso continuo de concentración de todas las especies consideradas en el estudio (bovinos, aves de corral y cerdos). También en los países desarrollados, continúa la tendencia al aumento en la escala y en la concentración.

Integración vertical y expansión de los supermercados

Las grandes multinacionales están empezando a dominar el comercio de la carne y de la leche tanto en los países desarrollados como en muchos países en desarrollo con un rápido crecimiento del sector pecuario. Su fuerza está ligada al establecimiento de economías de escala y de diversificación y a la proyección de su oferta a diferentes niveles y más allá de los límites nacionales. La integración vertical no solo facilita



Cerdas reproductoras en Rachaburi (Tailandia, 2004)

la generación de ganancias en las economías de escala. También asegura los beneficios debido a la posición dominante en el mercado y el control de la calidad y la inocuidad del producto mediante el control de todos los insumos técnicos y procesos en todos los niveles.

La expansión acelerada de los supermercados y de las tiendas de comida rápida en los países en desarrollo dio comienzo en la década de 1990 y ha ido conquistando grandes segmentos de mercado en América Latina, Asia oriental y Asia occidental, mientras que un proceso similar está dando inicio en Asia meridional y en el África subsahariana. Esta expansión ha ido acompañada de una disminución relativa de los mercados tradicionales de productos frescos y de los mercados locales. Así, por ejemplo, en China el número de supermercados creció de 2 500 en 1994 a 32 000 en el año 2000 (Hu *et al.*, 2004). La participación de los supermercados en el mercado minorista de alimentos elaborados y envasados llega casi al 20 por ciento (Reardon *et al.*, 2003). Según los mismos autores, la participación de los supermercados en la venta minorista de alimentos frescos en el sureste asiático se sitúa entre un 15 y un 20 por ciento. En la India, sin embargo, la participación de los supermercados es relativamente baja (5 por ciento). Como en los países desarrollados, el sector minorista a gran escala

se está convirtiendo en el protagonista absoluto del sistema agroalimentario.

La difusión de los supermercados se ha visto facilitada por las innovaciones ocurridas en la década de 1990 en la logística del aprovisionamiento, la tecnología y gestión de inventarios, el uso de Internet y la tecnología de la información, lo que ha permitido un abastecimiento centralizado y ha consolidado los sistemas de distribución. El cambio tecnológico liderado por las cadenas mundiales se está difundiendo por todo el mundo a través de la transferencia de conocimientos y la imitación de las cadenas de supermercados locales. Los sustanciales ahorros generados por una mayor eficiencia, las economías de escala y la reducción de costos pueden invertirse en nuevos puntos de venta; por otro lado, la fuerte competencia es un factor que puede reducir los precios al consumidor. Las exigencias de volumen, calidad o inocuidad, entre otras, de estas cadenas alimentarias integradas se están extendiendo a todo el sector pecuario

En resumen, las tendencias mundiales del sector pecuario son las siguientes:

- La demanda y la producción de productos de origen animal está experimentando un rápido crecimiento en los países en desarrollo, que han superado a los países desarrollados. Algunos grandes países son el foco de esta tendencia. La producción de aves de corral registra las mayores tasas de crecimiento.
- El aumento de la demanda está asociado a importantes cambios estructurales en el sector pecuario de los países, tales como la intensificación de la producción, la integración vertical, la concentración geográfica y el aumento de tamaño de las unidades productivas.
- Hay un desplazamiento concomitante hacia la producción de carne de cerdo y de aves de corral en detrimento de la carne de rumiantes, y hacia las dietas basadas en granos o alimentos concentrados en vez de en piensos de escaso valor nutricional.

Estas tendencias implican un creciente impacto sobre el medio ambiente, como se mostrará de

manera detallada en los siguientes capítulos. El crecimiento en sí mismo podría ser considerado un problema si no se compensa con ganancias en la productividad. Y aunque estas son importantes, la expansión del sector pecuario genera un incremento en el uso de recursos alimenticios y de tierras, con un costo ambiental significativo. El cambio estructural también modifica la naturaleza de los daños. Además de las cuestiones relativas a la producción extensiva, como el sobrepastoreo, hay un fuerte incremento de los temas relacionados

con los sistemas intensivos e industriales, como la concentración de sustancias contaminantes, la ampliación de la superficie destinada al cultivo de piensos y problemas de salud asociados al ambiente. Además, el cambio de preferencia hacia piensos comercializados y elaborados extiende los problemas medioambientales a otros sectores, tales como la producción de cereales forrajeros o la pesca, y a otras partes del mundo, lo que oculta con frecuencia la verdadera naturaleza y alcance del impacto ambiental.

02





El sector pecuario en transición geográfica

En este capítulo se analizan los cambios en el uso de la tierra¹ generados por la acción del sector pecuario, así como algunos de los impactos ambientales asociados a este uso². Se describen

los impactos directos en las condiciones biofísicas de la tierra, incluidas agua, fauna y flora.

El uso de la tierra tiene dimensiones espaciales y temporales. Los diferentes tipos de uso de la tierra pueden crecer o disminuir, pueden concentrarse o propagarse, mientras que el uso de la tierra en un solo lugar puede ser estable, estacional, múltiple o transitorio. El aprovechamiento de la tierra está sujeto a una gran cantidad de factores: algunos son inherentes a la tierra, tales como, por ejemplo, las características biofísicas, otros están relacionados con los individuos o las sociedades que usan la tierra, como la disponibilidad de capital o los conocimientos técnicos, y otros, por último, dependen del marco institucional y económico en que operan los usuarios de la tierra,

¹ De conformidad con la definición del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2002), entendemos por tierra “el sistema bioproductivo terrestre que comprende suelo, vegetación, incluidos los cultivos, otros componentes de la biota y los procesos ecológicos y hidrológicos que se desarrollan dentro del sistema”.

² Los cambios en el uso de la tierra se refieren a los cambios en su cobertura y a las formas cambiantes de su gestión. La gestión de las tierras agrícolas se refiere a las prácticas mediante las cuales los seres humanos usan la vegetación, el agua y el suelo para alcanzar un objetivo determinado, tales como, por ejemplo, el uso de pesticidas, fertilizantes minerales, irrigación y maquinaria para la producción de cultivos (Verburg, Chen y Veldkamp, 2000).

entre otros las políticas nacionales, los mercados, o los servicios.

El acceso a la tierra y a sus recursos es un problema cada vez más grave y constituye un motivo de competencia entre individuos, grupos sociales y naciones. El acceso a la tierra ha generado disputas y guerras a través de la historia y en algunas áreas los conflictos ligados al uso de los recursos están experimentando un incremento. Las disputas por el acceso a recursos renovables como la tierra son un claro ejemplo de la manera en que los problemas relacionadas con el medio ambiente pueden desembocar en conflictos armados (Westing, Fox y Renner, 2001). Esto podría ser el resultado de una reducida disponibilidad de tierras (debido al agotamiento o a la degradación), de inequidades en la distribución o de una combinación de estos factores. El incremento de los precios de la tierra también refleja el aumento de la competencia por este recurso. (MAFF [Reino Unido], 1999).

En este capítulo se examinarán, en primer lugar, las principales tendencias del uso de la tierra y los factores que las determinan y se introducirá el concepto de “transición pecuaria” como un concepto básico central para entender las interacciones entre la producción animal y el medio ambiente. Posteriormente, se analizará de manera más pormenorizada cómo se distribuye la demanda de productos alimenticios de origen animal según la población y el ingreso. Volveremos entonces a la distribución geográfica de la base de recursos naturales para la producción pecuaria, con especial atención a los recursos para piensos. Esto comprende las tierras de pastoreo y las tierras cultivables, especialmente donde los excedentes de la producción de cultivos se están utilizando como alimento para la producción animal. Los recursos para la producción pecuaria y la demanda de productos de origen animal se equilibran a través de los sistemas de producción pecuaria que interactúan tanto con los recursos como con la demanda. Analizaremos después los cambios geográficos de los sistemas de producción, así como la

manera en que el transporte de los alimentos para los animales y de los productos de origen animal soluciona los desfases geográficos y da lugar a diferentes ventajas competitivas. Por último, estudiaremos los principales aspectos de la degradación de la tierra relacionados con el sector pecuario.

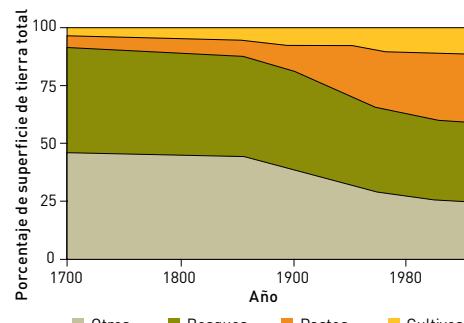
2.1 Tendencias del uso de la tierra en la producción pecuaria

2.1.1 Panorama: pautas diversas de cambio a nivel regional

La conversión de los hábitats naturales en pastizales o en tierras de cultivo ha sido una tendencia en rápido crecimiento cuya mayor aceleración se registra a partir de 1850 (Goldewijk y Battjes, 1997) (Gráfico 2.1). Entre 1950 y 1980 se convirtió más tierra en cultivos que en los anteriores 150 años (EM, 2005a).

El Cuadro 2.1 muestra las tendencias regionales durante las últimas cuatro décadas para tres tipos de uso de la tierra; tierras cultivables, pastizales y bosques. En África del Norte, Asia, América Latina y el Caribe se está expandiendo el uso de la tierra agrícola, tanto la tierra de labranza como los pastos. La expansión de la agricultura es más rápida en América Latina y África subsahariana y, en general, se está produciendo a expensas de la cubierta forestal (Wassenaar *et al.*, 2006). En Asia,

Gráfico 2.1 Cambios estimados en el uso de la tierra (1700–1995)



Fuente: Goldewijk y Battjes (1997).

en particular en Asia sudoriental, la agricultura está en expansión e incluso muestra una ligera aceleración. En contraste, África del Norte ha visto una expansión de cultivos, pastos y bosques a tasas muy modestas y solo un bajo porcentaje de la superficie de tierras total son tierras de cultivo. Oceanía y el África subsahariana tienen muy pocas tierras cultivables (menos del 7 por ciento de la superficie de tierras total) y extensas áreas de pastizales (entre el 35 y el 50 por ciento de la superficie de tierras total). La expansión de las tierras cultivables es importante en Oceanía y está experimentando una aceleración en el África subsahariana. Hay una reducción neta de la superficie forestal en ambas regiones. Una serie de estudios locales también han documentado que se están reemplazando los pastizales por cultivos. En el África subsahariana, donde el pas-

toreo y los cultivos son, con frecuencia, dos prácticas realizadas por grupos étnicos diferentes, el avance de los cultivos sobre la tierra de pastos es con frecuencia un foco de conflicto, tal y como pusieron de relieve los disturbios ocurridos en la cuenca del río Senegal entre Mauritania y Senegal, y en el nordeste de Kenia entre los boran y los somalíes (Nori, Switzer y Crawford, 2005).

En Europa occidental, Europa oriental y América del Norte se ha registrado un descenso neto en el uso de las tierras agrícolas a lo largo de las cuatro últimas décadas y, al mismo tiempo, una estabilización o incremento de las tierras forestales. Estas tendencias se dan en el contexto de un elevado porcentaje de tierra destinado a los cultivos: 37,7 por ciento, 21 por ciento y 11,8 por ciento en Europa oriental, Europa occidental y América del Norte, respectivamente.

Recuadro 2.1 Tendencias recientes en la expansión de la silvicultura

Según los datos de la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005 los bosques aún cubren algo menos de 4 000 millones de hectáreas, es decir, el 30 por ciento del total de la superficie terrestre. Esta área ha estado en continua, aunque lenta, disminución. La pérdida neta de área boscosa se estima en 7,3 millones de hectáreas al año entre 2000 y 2005, comparada con los 8,9 millones de hectáreas anuales del decenio 1990-2000. En términos generales las plantaciones forestales se están incrementando pero todavía representan menos del 4 por ciento del área forestal (FAO, 2005e). En promedio, se plantaron 2,8 millones de hectáreas de bosque al año durante el período comprendido entre 2000 y 2005.

Estas cifras globales ocultan las diferencias existentes entre las regiones y los distintos tipos de bosques. África, América del Norte, Central y del Sur y Oceanía, mostraron pérdidas netas en la cubierta forestal entre 2000 y 2005 (FAO, 2005e), siendo las dos últimas regiones las que experimentaron las pérdidas más grandes. En contraste, la cubierta forestal se incrementó durante el mismo período en Asia, debido

a la reforestación a gran escala en China, y continuó aumentando en Europa, aunque a un ritmo más lento. El área de bosques primarios en Europa y el Japón se está expandiendo gracias a las fuertes medidas de protección.

Las tierras de la cubierta forestal se destinan a diferentes usos. La producción de madera sigue siendo la función principal de muchos bosques. Sin embargo, hay tendencias divergentes: África experimentó un incremento sostenido en la extracción de madera entre 1990 y 2005, mientras que la producción está descendiendo en Asia. Hay asimismo una tendencia al aumento en el uso de los bosques para la conservación de la biodiversidad. Se estima que el área ocupada por esta clase de bosques (principalmente en zonas protegidas) se ha incrementado en 96 millones de hectáreas entre 1990 y 2005, y en el año 2005 representaba el 11 por ciento de todos los bosques. La conservación del suelo y el agua es la función principal del 9 por ciento de los bosques del mundo.

Fuente: FAO (2005e).

Cuadro 2.1

Tendencias en el uso de tierras cultivables, pastizales y bosques, por regiones (1961-2001)

	Tierras cultivables			Pastizales			Bosques		
	Tasa de crecimiento anual (%)		Porcentaje de la superficie total de tierras en 2001 (%)	Tasa de crecimiento anual (%)		Porcentaje de la superficie total de tierras en 2001 (%)	Tasa de crecimiento anual (%)		Porcentaje de la superficie total de tierras en 2002 ² (%)
	1961-1991	1991-2001		1961-1991	1991-2001		1961-1991	1990-2000 ²	
Asia en desarrollo ¹	0,4	0,5	17,8	0,8	0,1	25,4	-0,3	-0,1	20,5
Oceanía	1,3	0,8	6,2	-0,1	-0,3	49,4	0,0	-0,1	24,5
Estados bálticos y CEI	-0,2	-0,8	9,4	0,3	0,1	15,0	n.d.	0,0	38,3
Europa oriental	-0,3	-0,4	37,7	0,1	-0,5	17,1	0,2	0,1	30,7
Europa occidental	-0,4	-0,4	21,0	-0,5	-0,2	16,6	0,4	0,4	36,0
África del Norte	0,4	0,3	4,1	0,0	0,2	12,3	0,6	1,7	1,8
África subsahariana	0,6	0,9	6,7	0,0	-0,1	34,7	-0,1	-0,5	27,0
América del Norte	0,1	-0,5	11,8	-0,3	-0,2	13,3	0,0	0,0	32,6
América Latina y el Caribe	1,1	0,9	7,4	0,6	0,3	30,5	-0,1	-0,3	47,0
Países desarrollados	0,0	-0,5	11,2	-0,1	0,1	21,8	0,1	n.d.	n.d.
Países en desarrollo	0,5	0,6	10,4	0,5	0,3	30,1	-0,1	n.d.	n.d.
Mundo	0,3	0,1	10,8	0,3	0,2	26,6	0,0	-0,1	30,5

¹ En los datos sobre pastizales no está incluida la Arabia Saudita.

² Datos para 2000 obtenidos de FAO (2005e).

Nota: n.d. – no hay datos a disposición.

Fuente: FAO (2005e; 2006b).

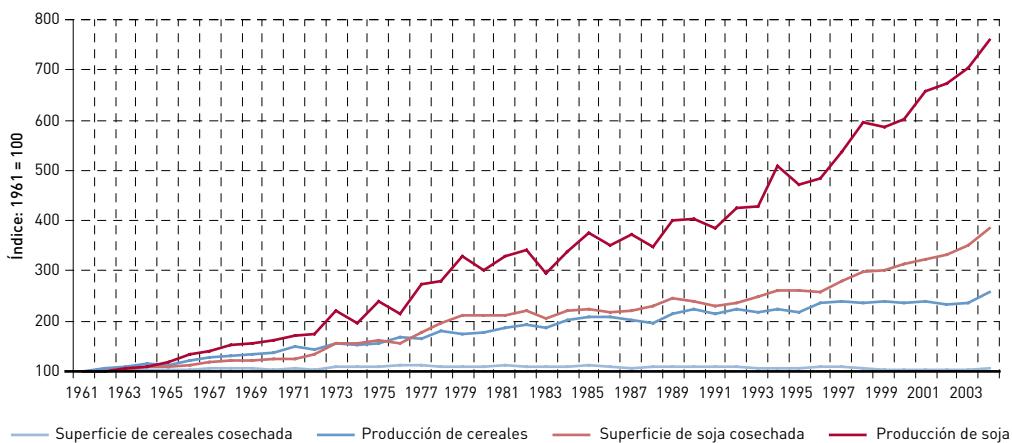
Los Estados bálticos y la Comunidad de Estados Independientes (CEI) muestran unas pautas completamente diferentes, con una disminución de las tierras destinadas a los cultivos y un aumento de las tierras destinadas a los pastos. Esta tendencia se explica por la regresión económica que ha causado el abandono de los cultivos y por los cambios estructurales y del régimen de propiedad registrados durante la transición en la década de 1990. El Mapa 1 (Anexo 1) muestra la diversa distribución geográfica de las tierras de cultivo, con vastas áreas que en gran medida permanecen sin cultivar en todos los continentes. Los territorios con altas concentraciones de cultivos pertenecen en su mayoría a las regiones de América del Norte, Europa, India y Asia oriental.

La expansión masiva de la tierra cultivable y la tierra de pastos en las últimas cuatro décadas ha comenzado a experimentar un descenso (Cuadro 2.1). Al mismo tiempo la población humana creció

a un ritmo seis veces mayor, con una tasa de crecimiento anual que se situó en un 1,9 por ciento y un 1,4 por ciento en 1961-1991 y en 1991-2001, respectivamente.

La extensión da paso a la intensificación

La mayor parte del incremento en la demanda de alimentos ha quedado cubierta más por la intensificación en el uso de las tierras agrícolas que por la expansión de la superficie destinada a la producción. El suministro total de cereales se incrementó en un 46 por ciento durante los últimos 24 años (1980-2004), mientras que la superficie destinada a su producción disminuyó en un 5,2 por ciento (ver el Gráfico 2.2). En el conjunto de los países en desarrollo, la expansión de la tierra cosechada representó solo el 29 por ciento del crecimiento en la producción de los cultivos durante el período 1961-1999. El crecimiento restante se produjo gracias a los mayores rendimientos y a una elevada intensidad de cultivo. El África subsahariana,

Gráfico 2.2 Superficie cosechada total y producción total de cereales y soja

Fuente: FAO (2006b).

donde la expansión representó los dos tercios de la expansión de la producción, fue la excepción.

Un amplio número de factores ha conducido al proceso de intensificación (Pingali y Heisey, 1999). En Asia, donde la productividad de los cereales ha experimentado un extraordinario crecimiento, el elevado costo de la tierra derivado de su creciente escasez ha sido el factor dominante. El rendimiento de los cereales también ha registrado un importante incremento en países de América Latina y de África. Con densidades de población inferiores a las asiáticas, las fuerzas que intervienen en la intensificación corresponden a inversiones en la infraestructura de comercialización y de transporte, y al énfasis que estos países han puesto en el desarrollo del comercio orientado a las exportaciones. En contraste, en el África subsahariana el aumento de la productividad ha sido bajo a pesar del crecimiento demográfico. La relativa abundancia de tierras (en comparación con Asia), la pobre infraestructura de comercialización y la falta de capital contribuyeron a estos rendimientos tan modestos.

Desde el punto de vista técnico, un incremento en la productividad puede alcanzarse bien

aumentando la intensidad de cultivo (por ejemplo, mediante cultivos múltiples o períodos de barbecho más breves), bien mejorando los rendimientos, o bien gracias a una combinación de ambas estrategias. Los mayores rendimientos son el resultado de los avances tecnológicos y de un mayor uso de insumos en la producción de cultivos, en especial la irrigación, las modernas variedades de plantas de alto rendimiento, los fertilizantes y la mecanización. El uso de tractores, fertilizantes minerales e irrigación registró un fuerte incremento entre 1961 y 1991, con un crecimiento posterior mucho más lento (véase el Cuadro 1 del Anexo 2). En términos comparativos, el uso de fertilizantes minerales en los países desarrollados ha tenido una reducción significativa desde 1991 debido a un uso más eficiente de los recursos y a las normas ambientales orientadas a la disminución de la carga de nutrientes.

A pesar de que aún existen posibilidades para lograr incrementos adicionales de la productividad, Pingali y Heisey (1999) subrayan la reciente disminución del ritmo de crecimiento de la productividad del trigo y del arroz en las tierras bajas de Asia. Los factores clave que explican esta tendencia

son la degradación del suelo, la reducción de las inversiones en infraestructura e investigación y el aumento en los costos de oportunidad laborales, si bien los nuevos avances tecnológicos (arroz híbrido, por ejemplo) podrían facilitar crecimientos adicionales. Probablemente, la expansión de la tierra cultivable seguirá siendo un factor de crecimiento de la producción agrícola. Este será el caso, en particular, de los países en desarrollo, donde la expansión de la tierra cultivable, los aumentos en la intensidad de cultivo y el incremento de los rendimientos dieron cuenta respectivamente del 23, 6 y 71 por ciento del crecimiento de la producción de cultivos durante el período 1961-1999 y se prevé que representen el 21, 12 y 67 por ciento, respectivamente, durante el período 1997/99-2030 (FAO, 2003a). En los países desarrollados, en contraste, se espera un crecimiento de la producción con una superficie cultivable que se mantendrá constante o, en algunos casos, experimentará una disminución. Sin embargo, se prevé también que el incremento del uso de biocombustibles y el consiguiente aumento de la demanda de biomasa puedan generar una nueva era de expansión de la superficie de cultivos especialmente en Europa occidental y América del Norte.

2.1.2 La globalización como factor determinante de los cambios en el uso de la tierra

Los cambios en el uso de la tierra agrícola están determinados por una amplia serie de factores. Las condiciones ecológicas, la densidad de la población humana y el nivel de desarrollo económico constituyen los principales parámetros del uso de la tierra, a los que hay que sumar las particularidades presentes en cada región. Las decisiones sociales e individuales que influyen en la transformación de los usos de la tierra están determinadas cada vez en mayor medida por los cambios en las condiciones económicas y por los marcos institucionales (Lambin *et al.*, 2001).

Dos conceptos son esenciales para explicar los cambios en el uso de la tierra agrícola: el beneficio por unidad de tierra y el costo de oportunidad. El

beneficio por unidad de tierra³ describe el interés que puede tener para un operador destinar la tierra a un determinado uso. El beneficio generalmente depende de las características biofísicas de la tierra, su precio, y otros factores entre los que se incluyen la accesibilidad a los mercados, insumos y servicios. Por otro lado, el costo de oportunidad⁴ compara los costos económicos y sociales de dos o más formas de uso de una misma porción de tierra. Los costos de oportunidad incluyen no sólo los costos de producción que recaen sobre el inversor, sino también los costos directos e indirectos que deben ser asumidos por la sociedad, tales como, la pérdida de los servicios de los ecosistemas. Así, por ejemplo, parte del costo de oportunidad de cultivar un área podría ser la pérdida de la posibilidad de usarla con fines recreativos.

En un contexto en el que los servicios de los ecosistemas no se comercializan, y por lo tanto no tienen precio, las decisiones sobre el uso de la tierra se toman fundamentalmente sobre la base del cálculo del beneficio privado por unidad de tierra usualmente basado en bienes y servicios comercializables. Como resultado, se produce una pérdida frecuente de los beneficios que no son objeto de comercialización o se hacen recaer los costos externos sobre la sociedad. No obstante, la prestación de servicios ambientales y sociales por parte de los ecosistemas está recibiendo un creciente reconocimiento.

Al respecto, puede servir de ejemplo el reconocimiento cada vez mayor de la amplia gama de servicios que suministran los bosques, un uso de la tierra generalmente en contraposición con los usos agrícolas, si bien las modernas tecnologías agroforestales producen ciertas sinergias. Los bosques se destinan cada vez en mayor medida a la conservación de la biodiversidad (Recuadro 2.1). Esta es una tendencia global, aunque en Oceanía y África el ritmo es significativamente más lento.

³ Excedente de la renta generada sobre los gastos en un período de tiempo determinado.

⁴ Los costos de oportunidad pueden definirse como el costo de ejecutar una actividad en vez de ejecutar cualquier otra.

La conservación del agua y el suelo se considera una de las funciones dominantes del 9 por ciento de los bosques mundiales. Las actividades educativas y recreativas son otro uso de las tierras forestales que está en aumento: representa el objetivo fundamental de la gestión del 2,4 por ciento de los bosques en Europa y asimismo se reconoce que el 72 por ciento de la superficie forestal suministra servicios sociales (EM, 2005a).

La extracción de madera en rollo, sobre la que se basa el cálculo del beneficio por unidad de tierra en bosques, se estimó en 64 000 millones de USD en todo el mundo en el año 2005. Este valor ha experimentado durante los últimos 15 años una disminución en términos reales (FAO, 2005e). Según un estudio de caso sobre el valor económico del bosque en ocho países mediterráneos, los productos forestales no madereros, las actividades recreativas, la caza, la protección de cuencas hidrográficas, la retención de carbono y el uso pasivo dieron cuenta de entre el 25 y el 96 por ciento del total del valor económico de los bosques. En tres países (Italia, Portugal y la República Árabe Siria), el valor económico de los servicios no comercializados, tales como la protección de cuencas hidrográficas, la retención de carbono o los productos forestales no madereros, presentó una estimación más alta que los valores económicos medidos usualmente, como el pastoreo, la madera y la leña. Sin embargo, estos valores ajenos al mercado fueron más bajos en cinco países: Argelia, Croacia, Marruecos, Túnez y Turquía (EM, 2005a).

En la medida en que avanza el proceso de liberalización económica, los bienes agrícolas locales compiten con bienes equivalentes producidos en lugares muy lejanos. De ahí que las oportunidades de uso de la tierra agrícola encuentren una competencia intercontinental. Los beneficios por unidad de tierra y los costos de oportunidad de la tierra agrícola registran una enorme variación alrededor del planeta, según las condiciones agroecológicas, el acceso a los mercados, la disponibilidad de insumos para la producción (incluidos los servicios), la existencia de un régimen de

tierras competitivo y la valoración de los servicios de los ecosistemas. La producción agrícola cambia de ubicación en función de estas condiciones, lo que produce a su vez cambios en el uso de las tierras agrícolas, los bosques y otras áreas naturales. Así puede citarse a título de ejemplo el caso del cordero de Nueva Zelanda que compite con la producción local de los mercados mediterráneos. En Nueva Zelanda la producción de cordero tiene un costo relativamente bajo dada la mayor productividad de los pastos y el menor costo de oportunidad de la tierra (fundamentalmente debido a que hay una demanda recreativa mucho más baja). En consecuencia, en los países europeos de la cuenca mediterránea los pastizales marginales tradicionalmente destinados a la cría de ovejas se están dejando abandonados a la vegetación natural o están empezando a utilizarse de manera progresiva con fines recreativos.

El proceso consistente en la conversión en bosques de las tierras antes destinadas a uso agrícola ha sido denominado “transición forestal”. Esta denominación se ha aplicado principalmente en países desarrollados de Europa y América del Norte (Mather, 1990; Walker, 1993; Rudel, 1998).

Durante los períodos iniciales de colonización y crecimiento económico, los colonos y los agricultores limpian la tierra rápidamente con el fin de satisfacer la demanda de suministro de bienes agrícolas por parte de la población local. Posteriormente, con el predominio del desarrollo urbano y la expansión del comercio, las poblaciones rurales emigraron a las ciudades y los mercados agrícolas expandieron sus fronteras, lo que comportó un paulatino aumento de la distancia geográfica entre la demanda y la oferta. Se hicieron grandes mejoras en la productividad agrícola en áreas con un alto potencial agrícola.

Como consecuencia, se produjeron cambios sustanciales en el uso de la tierra: la explotación agrícola se trasladó a las tierras fértiles que hasta entonces no habían sido incorporadas al proceso productivo y se abandonaron las tierras marginales, especialmente las localizadas en áreas remotas caracterizadas por suelos de pobre cali-

dad. La tierra más productiva y con mejor acceso permaneció en producción. La vegetación natural cubrió la tierra abandonada dando como resultado una reforestación neta en algunas zonas de Europa y de América del Norte desde finales del siglo XIX (Rudel, 1998). La transición forestal es una tendencia presente actualmente en Europa y África del Norte y que ha mostrado pautas similares en Asia, si bien en esta última región las políticas nacionales pudieron fomentar este proceso (Rudel, Bakes y Machinguashi, 2002). El Mapa 2 del Anexo 1 muestra las áreas de bosque neto ganadas en los Estados Unidos de América, el sur del Brasil, Europa y el Japón.

2.1.3 La degradación de tierras: una pérdida vasta y costosa

La degradación de tierras es un problema global ampliamente reconocido, que tiene repercusiones en la productividad agrícola y en el medio ambiente, así como en la seguridad alimentaria y la calidad de vida (Eswaran, Lal y Reich, 2001). Si bien es cierto que la magnitud de este problema está ampliamente aceptada, existen sin embargo diversas definiciones del término que reciben interpretaciones diferentes según los grupos disciplinarios. En este documento se empleará la definición del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) según la cual la degradación de tierras implica una reducción del potencial de los recursos “ocasionada por los sistemas de utilización de la tierra o por un proceso o una combinación de procesos, incluidos los resultantes de actividades humanas y pautas de poblamiento, tales como: i) la erosión del suelo causada por el viento o el agua; ii) el deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas o de las propiedades económicas del suelo; y iii) la pérdida duradera de vegetación natural” (PNUMA, 2002).

La degradación de las tierras agrícolas reviste un especial interés ya que supone una reducción de la productividad, que tendrá a su vez como consecuencia una ulterior expansión de las tierras agrícolas hacia hábitats naturales. Asimismo, la degradación de las tierras agrícolas implica el

uso de recursos naturales adicionales para la restauración de la tierra, tales como la cal para contrarrestar la acidez o el agua para el lavado de los suelos salinos, y puede producir contaminación, con efectos que trascienden los límites de la unidad de explotación (Gretton y Salma, 1996). La intensificación y el uso extensivo de la tierra pueden generar impactos ambientales de diferentes maneras. La intensificación tiene efectos negativos y positivos. El incremento de los rendimientos en los sistemas agrícolas contribuye a reducir la presión ejercida para transformar los ecosistemas naturales en tierras de cultivo e incluso puede llegar a liberar tierras agrícolas para reconvertirlas en áreas naturales, como está ocurriendo en los países de la OCDE.

Sin embargo, el incremento en el uso de insu- mos como fertilizantes, biocidas y energía en los sistemas intensivos también ha generado una creciente presión sobre los ecosistemas acuáticos terrestres, una reducción generalizada de la biodiversidad dentro de los sistemas agrícolas, y mayores emisiones gaseosas derivadas del mayor consumo de energía y fertilizantes minerales (EM, 2005a). Por otro lado, el uso extensivo de la tierra para cultivos o pastos es con frecuencia una de las causas del deterioro de la cubierta vegetal y de las características del suelo.

Las implicaciones ambientales de la degradación de las tierras son múltiples. Entre los aspectos más críticos cabe citar la erosión de la biodiversidad (a través de la destrucción del hábitat o la contaminación de los acuíferos), el cambio climático (por la deforestación y la pérdida de materia orgánica del suelo y la consiguiente liberación de carbono en la atmósfera) y el agotamiento de los recursos hídricos (debido a la alteración de la textura del suelo o la remoción de la cubierta vegetal, que afectan a los ciclos del agua). En los siguientes capítulos se realiza un descripción detallada de estos mecanismos y de su importancia.

La diversidad de definiciones y de usos terminológicos para referirse a la degradación de las tierras es la causa principal de las variaciones entre los resultados de los estudios que han

intentado evaluar la envergadura del problema. Oldeman (1994) realizó una de las estimaciones más ampliamente aceptadas sobre el alcance de la degradación de las tierras a nivel mundial. El estudio estimó que la degradación de la tierra afecta a unos 19,6 millones de km², en su mayor parte debido a la erosión hídrica (Cuadro 2.2). Esta cifra no incluye las pérdidas de vegetación natural, por lo que, de conformidad con la definición del PNUMA arriba mencionada, esta sería en realidad más una estimación de la degradación del suelo que de la degradación de la tierra. Según el mismo autor, en Asia alrededor de un tercio de los bosques y otras tierras boscosas están degradadas (aprox. 3,5 millones de km²), frente a un porcentaje de entre el 15 y el 20 por ciento en América Latina y África. La degradación de los pastizales es especialmente crítica en África (2,4 millones de km²), si bien afecta también a Asia y, en menor extensión, a América Latina (2,0 y 1,1 millones de km², respectivamente). Por último, cabe señalar que la degradación afecta a aproximadamente un tercio de las tierras agrícolas en Asia (2,0 millones de km²), la mitad en América Latina y las dos terceras partes en África.

La desertificación es una forma de “degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultante de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas” (PNUMA, 2002). Dregne y Chou (1994) estiman que las tierras degradadas en las zonas secas del mundo ascienden a 3 600 millones de hectáreas, es decir, el 70 por ciento de los 5 200 millones de hectáreas que integran estas regiones (Cuadro 2.3). Estas cifras incluyen la pérdida de cubierta vegetal y no son directamente comparables con las cifras citadas previamente. Reich *et al.* (1999) estiman que en África alrededor de 6,1 millones de km² de tierra tienen un riesgo de degradación de bajo a moderado y 7,5 millones de km² tienen un riesgo alto o muy alto. Se calcula que aproximadamente 500 millones de africanos se ven afectados por la desertificación, que socava gravemente la productividad agrícola a pesar de los buenos recursos del suelo.

Cuadro 2.2

Estimaciones de la superficie total de las tierras degradadas

Tipo	Leve	Moderada	Grave	Total
	+ Extrema			
	(..... millones de km ²)			
Erosión hídrica	3,43	5,27	2,24	10,94
Erosión eólica	2,69	2,54	0,26	5,49
Degrado químico	0,93	1,03	0,43	2,39
Degrado físico	0,44	0,27	0,12	0,83
Total	7,49	9,11	3,05	19,65

Fuente: Oldeman (1994).

Cuadro 2.3

Estimaciones del total de tierras degradadas en las zonas secas

Continente	Área total	Área degradada ¹	Porcentaje degradado
	(millones de km ²)	(millones de km ²)	
África	14,326	10,458	73
Asia	18,814	13,417	71
Australia y el Pacífico	7,012	3,759	54
Europa	1,456	0,943	65
América del Norte	5,782	4,286	74
América del Sur	4,207	3,058	73
Total	51,597	35,922	70

¹ Comprende suelos y vegetación.

Fuente: Dregne y Chou (1994).

La reducción de los rendimientos es uno de los impactos económicos más evidentes de la degradación de las tierras. En África se calcula que en el pasado la erosión del suelo podría haber reducido los rendimientos entre el 2 y el 40 por ciento, con una pérdida media del 8,2 por ciento para todo el continente (Lal, 1995). En Asia meridional se estima que la erosión hídrica ocasiona una reducción de las cosechas equivalente a 36 millones de toneladas de cereales al año, por un valor de 5 400 millones de USD, mientras que la erosión eólica causa pérdidas estimadas en 1 800 millones de USD (PNUMA, 1994). Se calcula que a nivel mundial se pierden anualmente 75 000 millones

de toneladas de suelo, con un costo aproximado de 400 000 millones al año, es decir, unos 70 dólares por persona al año (Lal, 1998). Los análisis realizados por el Instituto Internacional de Investigaciones sobre Políticas Alimentarias (IIPA) (Scherr y Yadav, 1996) sugieren que un ligero incremento en las tendencias actuales de degradación de tierras podría originar para el año 2020 un incremento de los precios mundiales de entre un 17 y un 30 por ciento en productos alimentarios básicos, así como un aumento de la malnutrición infantil. Además de provocar un disminución de la producción de alimentos y la seguridad alimentaria, la degradación de las tierras obstaculiza los ingresos agrícolas y, por ende, el crecimiento económico tal y como demuestra el análisis de modelos elaborado para Nicaragua y Ghana (Scherr y Yadav, 1996). Por último, cabe señalar que la degradación de las tierras puede conducir a la emigración y despoblación de las áreas afectadas (Requier-Desjardins y Bied-Charreton, 2006).

Los efectos a largo plazo de la degradación de las tierras, y en particular los procesos para su reversibilidad y la resiliencia de los ecosistemas, son objeto de debate. La compactación del suelo, por ejemplo, es un problema en vastas áreas de cultivos en todo el mundo y se calcula que es causa de una reducción de los rendimientos comprendida entre un 25 y un 50 por ciento en zonas de la Unión Europea y América del Norte, con pérdidas en las unidades de explotación que ascienden a 1 200 millones de USD al año en los Estados Unidos de América. La compactación del suelo representa también un problema en África occidental y Asia (Eswaran, Lal y Reich, 2001), si bien en estas zonas puede revertirse con relativa facilidad por medio de un arado más profundo. En contraste, la erosión causada por el viento y el agua tiene consecuencias irreversibles, como en el caso, por ejemplo, de las dunas de arena móviles (Dregne, 2002). Revertir el proceso de degradación de tierras exige con frecuencia inversiones elevadas para las que en muchos casos no se cuenta con los recursos suficientes en las actuales condiciones económicas. Los costos de

la rehabilitación de tierras degradadas en el África subsahariana, con períodos de inversión medios de tres años, se han estimado en 40 USD/ha/año para pastos, 400 USD/ha/año para cultivos de secano y 4 000 USD/ha/año para cultivos de regadío (Requier-Desjardins y Bied-Charreton, 2006).

2.1.4 Producción pecuaria y uso de la tierra: la transición geográfica

Históricamente los animales de granja fueron criados con el propósito de producir alimentos, fundamentalmente carne y productos lácteos, y de manera secundaria para la tracción animal y la obtención de estiércol con destino a la producción de cultivos. Puesto que no había un gran desarrollo de las tecnologías de conservación y de los medios de transporte, los bienes y servicios de la ganadería se usaban localmente. En la mayoría de los casos, el ganado se criaba cerca de los asentamientos humanos, mientras que los pastores nómadas se ocupaban de los animales durante sus migraciones.

Las tendencias en la distribución presentan variaciones según la especie. La cría de las especies monogástricas, como los cerdos y las aves de corral, se ha llevado a cabo, generalmente, en los corrales y traspatios de los hogares, en estrecho contacto por tanto con las poblaciones humanas. La razón reside en que estas especies dependen de los seres humanos para su alimentación (por ejemplo, residuos domésticos, subproductos de cosechas) y para la protección contra los predadores. En los países con sistemas tradicionales de producción existe aún hoy en día una fuerte correlación entre la distribución de las especies monogástricas y la de las poblaciones humanas (FAO, 2006c; Gerber *et al.*, 2005). En la distribución de las especies rumiantes como vacunos, búfalos, ovejas y cabras, el alimento, y especialmente los recursos forrajeros, han tenido un papel fundamental. La superficie de tierra destinada a la producción de rumiantes es generalmente grande. Los rumiantes han sido criados en zonas de pastizales y sólo en casos excepcionales se ha hecho uso de forrajes cultivados exclusivamente para su alimentación

(por ejemplo, animales de tiro o estacionalmente en las áreas frías). La cría de rumiantes implica movimientos diarios o estacionales, con distancias que varían de centenares de metros a centenares de kilómetros en el caso de trashumancia a gran escala o nomadismo. Un parte o la totalidad de las personas que dependen del ganado se desplazan con él, manteniendo algunas veces una determinada área geográfica como epicentro (por ejemplo, villa, *boma, territoire d'attaché*).

En época reciente, la producción animal ha pasado de ser una actividad en la que se explota un recurso disponible a una actividad impulsada fundamentalmente por la demanda. Los sistemas de producción animal tradicionales se han basado en la disponibilidad local de recursos forrajeros, en áreas donde la presencia de enfermedades no representaba una seria limitación.

La producción pecuaria moderna obedece fundamentalmente a la demanda de productos de origen animal (Delgado *et al.*, 1999), y hace uso de cantidades mayores de recursos forrajeros. Como resultado, la localización de la producción pecuaria está experimentando grandes cambios. Con la emergencia de grandes economías como las de China y la India, nuevos centros de demanda y producción (Steinfeld y Chilonda, 2006), estos cambios geográficos se han intensificado a lo largo de las últimas décadas. La geografía de la producción pecuaria y sus desplazamientos son la clave para entender las interacciones entre producción animal y medio ambiente. Así, por ejemplo, los desechos del ganado no constituyen un problema ambiental en las áreas donde su densidad es muy baja o su producción muy dispersa, sino que representan, por el contrario, un valioso insumo para la producción de cultivos y el mantenimiento de la fertilidad del suelo. En contraste, en áreas donde la densidad de las explotaciones es alta, se excede con frecuencia la capacidad de las tierras y aguas circundantes para absorber estos desechos con el consiguiente daño ambiental.

La ubicación de la producción ganadera se ve afectada por factores como el acceso a los mercados, los recursos forrajeros, la infraestructura, los

precios de la tierra, la mano de obra, el transporte y las condiciones sanitarias. En este capítulo se analizarán las tendencias en la geografía del sector pecuario, así como los factores determinantes subyacentes con el fin de facilitar una mejor comprensión e interpretación del impacto ambiental. En primer lugar, se examinará la extensión global de la tierra dedicada directa o indirectamente a la producción pecuaria, para pasar a analizar a continuación la distribución geográfica de los principales tipos y fases de producción.

La intensificación en el uso de las tierras destinadas al cultivo de alimentos para la producción animal

El primer factor que cabe resaltar es la demanda de pastos y cultivos de alimentos para el ganado, así como los cambios sustanciales en la superficie utilizada que se han producido en el pasado y que seguirán produciéndose en el futuro. La tierra de pastoreo se ha multiplicado por seis desde el año 1800 y ahora cubre aproximadamente 35 millones de km², incluyendo grandes áreas continentales donde previamente existía poco o ningún ganado en pastoreo (América del Norte, América del Sur, Australia). En muchas áreas el pastoreo se ha expandido hasta ocupar prácticamente toda la tierra que puede destinarse a este uso y para la que no hay otra demanda (Asner *et al.*, 2004). América del Sur, Asia sudoriental y África central son las únicas regiones del mundo que cuentan aún con bosques que podrían convertirse en tierras de pastoreo, si bien en la última región se necesitarían grandes inversiones para el control de las enfermedades. Tal y como se describe en la Sección 2.5, la expansión de los pastos en detrimento de los ecosistemas forestales tiene repercusiones ambientales dramáticas.

La introducción de la alimentación del ganado con cereales es más reciente. Dio inicio en la década de 1950 en América del Norte, se extendió en las décadas de 1960 y 1970 a Europa, la antigua Unión Soviética y el Japón, y en la actualidad es una práctica común en numerosas zonas de Asia oriental y occidental y América Latina. La alimentación con cereales no está aún ampliamente extendida en la

mayor parte del África subsahariana y Asia meridional, si bien se registra un rápido incremento a partir de una base muy baja. La demanda de cereales y otro tipo de alimentos ha incrementado en gran medida la superficie de tierras cultivables destinadas a la producción pecuaria, que ha pasado de un área muy reducida al actual 34 por ciento del total de tierras cultivables (ver la Sección 2.3).

Tanto la expansión a largo plazo de las tierras de pastoreo, como la más reciente expansión de la tierra cultivable para la producción de cereales y otros materiales para la alimentación animal, probablemente alcanzarán un pico máximo, seguido de un descenso en el futuro. Según las proyecciones a medio plazo de las Naciones Unidas, la población mundial crecerá hasta situarse en torno a algo más de 9 000 millones de personas en 2050, un 40 por ciento por encima de las cifras actuales, para comenzar a decrecer después lentamente (ONU, 2005). El crecimiento de la población comportará una serie de cambios concomitantes en los ingresos y las tasas de urbanización que determinarán las tendencias globales en la demanda de productos de origen animal, si bien, obviamente, los detalles son aún inciertos. En algunos países desarrollados, el crecimiento de la demanda ha comenzado a ser más lento o a disminuir. En las economías emergentes, la revolución pecuaria actualmente en marcha está entrando también en una fase de disminución del ritmo, puesto que los enormes incrementos previstos en el consumo pecuario per cápita ya se han producido durante las dos últimas décadas y el crecimiento demográfico continúa en disminución.

En efecto, las tasas de crecimiento de la producción pecuaria para todos los países en desarrollo alcanzaron en la década de 1990 un pico del 5 por ciento anual, para descender al 3,5 por ciento en el período comprendido entre 2001 y 2005. En Asia y el Pacífico, donde China lideró la revolución pecuaria, el índice de crecimiento anual alcanzó su pico máximo en la década de 1980, con un 6,4 por ciento, y desde entonces ha descendido a un 6,1 por ciento en los años noventa y a un 4,1 por ciento en el período 2001-2005. La produc-

ción siguió una pauta similar en Asia occidental y África del Norte. No obstante, es posible que algunas regiones aún no hayan alcanzado su pico de producción. Las pautas relativas a los índices de crecimiento son menos claras en América Latina y bien podría presentarse un incremento adicional impulsado por la producción orientada a los mercados de exportación en países como la Argentina y el Brasil. En África la producción y el consumo siguen siendo aún muy bajos y se incrementarán en la medida en que el crecimiento económico lo permita. Por último, cabe señalar que se prevé un fuerte crecimiento de la producción en los países en transición, los cuales recuperarán los niveles anteriores. A pesar del aumento de la expansión en estas regiones, es probable que gran parte del crecimiento de la producción pecuaria mundial se haya producido ya y que los crecimientos adicionales se sucedan a tasas muy inferiores.

Al mismo tiempo, la intensificación y la continua sustitución de rumiantes por especies monogástricas (especialmente aves de corral) está mejorando la eficiencia en el uso de la tierra y contribuyendo a disminuir la superficie utilizada por unidad de producto. Este factor se ve reforzado por el efecto de un aumento de la eficiencia en la producción de cultivos para piensos, que queda patente en la continua mejora de los rendimientos de todos los principales cultivos para piensos descritos anteriormente. La reducción de las pérdidas poscosecha y los avances en la tecnología de elaboración y distribución también reducen la cantidad de tierra utilizada por unidad de producto consumido. En muchos países desarrollados el efecto combinado de estos factores ha generado un descenso en la superficie de tierras destinadas al pastoreo, que en los Estados Unidos de América, por ejemplo, ha sido del orden del 20 por ciento desde 1950.

Dos tendencias antagonistas están en juego: por un lado, el crecimiento de la producción incrementará aún más la demanda de tierras para el sector, si bien a tasas de crecimiento inferiores. Por el otro, el proceso continuo de intensificación reducirá la superficie utilizada por unidad de pro-

ducto. El peso específico de cada una de estas dos tendencias determinará la tendencia en el área total destinada a la producción animal. En este estudio se sugiere que la demanda mundial de tierra para el sector pecuario alcanzará pronto un pico máximo para empezar después a disminuir. Así, se producirá primero una disminución en las áreas de pastoreo, que será seguida de una reducción de la superficie destinada a la producción de piensos. Se propone esta tendencia general como un modelo para entender la dinámica de la distribución geográfica de la producción ganadera.

La localización cambia en función de los mercados y las fuentes de alimento

El segundo factor más importante que caracteriza la geografía de la producción pecuaria reside en los cambios de la distribución espacial: la conexión geográfica con la base de recursos alimenticios para el ganado por un lado, y con la población humana y sus demandas de productos animales por el otro. En los niveles de desarrollo de la era preindustrial, los rumiantes y los monogástricos tuvieron pautas de distribución muy diferentes. La distribución de los monogástricos se conformó a la de los asentamientos humanos. Cuando los seres humanos se asentaban, fundamentalmente en las áreas rurales, lo mismo sucedía con estas especies. Al igual que sucede hoy en día en muchos países en desarrollo, en las primeras fases de la industrialización se registró un rápido crecimiento de la urbanización y las especies monogástricas, en consecuencia, se concentraron en los cinturones periurbanos en torno a los centros de consumo. Este cambio del medio rural al periurbano originará problemas ambientales significativos y riesgos para la salud pública. Una vez que los estándares de vida, la sensibilización sobre los problemas ambientales y la capacidad institucional lo permiten, se abre una tercera fase en la que estos problemas se corrigen gracias a una gradual reubicación de las unidades productivas en lugares alejados de las ciudades. Esta misma pauta se aplica a los rumiantes pero de manera menos pronunciada debido a que sus

mayores necesidades diarias de fibra implican un gran movimiento de forraje, una operación cuyos costos actúan como un freno para la urbanización de este tipo de ganado. La producción de carne y leche de rumiantes tiende a depender más del medio rural en las diferentes fases de desarrollo, si bien existen importantes excepciones, como el caso, por ejemplo, de la importante producción de leche a nivel periurbano que se registra en la India, el Pakistán y en torno a numerosas ciudades subsaharianas.

La rápida urbanización de la ganadería, particularmente de los monogástricos, y la subsiguiente desurbanización gradual es una segunda pauta que puede observarse en concomitancia con la intensificación del uso de la tierra en el sector. Ambas pautas tienen fuertes implicaciones por lo que se refiere al impacto del ganado en el medio ambiente y constituyen el tema fundamental del presente capítulo y los sucesivos. En lo que sigue se usará la expresión *transición pecuaria* para hacer referencia a estas dos pautas.

2.2 Geografía de la demanda

A escala mundial, la distribución geográfica de la demanda de alimentos de origen animal sigue ampliamente la de las poblaciones humanas (Mapa 3, Anexo 1). Sin embargo, los patrones de demanda varían ampliamente en función de los ingresos y las preferencias. Las decisiones sobre la alimentación tienen razones complejas, se basan en diversos objetivos y están guiadas por preferencias y capacidades sociales e individuales, así como por la disponibilidad. Las preferencias alimenticias están experimentando cambios muy rápidos. Mientras que el incremento de los ingresos en los países en desarrollo está generando un aumento en el consumo de proteínas y grasas, los segmentos con mayores ingresos de los países desarrollados están reduciendo estos componentes de la dieta, motivados por varias consideraciones, algunas relacionadas con la salud, otras con la ética y con una cierta disminución de la confianza en el sector. En promedio, el consumo per cápita de alimentos de origen ani-

Cuadro 2.4

Suministro total de proteínas y de proteínas de origen animal en la dieta (1980-2002)

	Suministro total de proteínas de origen animal		Suministro total de proteínas	
	1980	2002	1980	2002
(..... g/persona				
África subsahariana	10,4	9,3	53,9	55,1
Cercano Oriente	18,2	18,1	76,3	80,5
América Latina y el Caribe	27,5	34,1	69,8	77,0
Asia en desarrollo	7,0	16,2	53,4	68,9
Países industrializados	50,8	56,1	95,8	106,4
Mundo	20,0	24,3	66,9	75,3

Fuente: FAO (2006b).

mal es más elevado entre los grupos de ingresos altos, pero está creciendo a un ritmo más rápido entre los grupos de ingresos bajos y medios en los países que están experimentando un fuerte crecimiento económico. El primer grupo se concentra mayoritariamente en los países de la OCDE, mientras que el último se localiza principalmente en economías de rápido crecimiento como Asia sudoriental, las provincias costeras del Brasil y algunas zonas de la India. Los dos grupos coinciden geográficamente en centros urbanos de economías en rápido crecimiento

El Cuadro 2.4 proporciona una visión general de la importancia de los cambios en la ingesta media de proteínas de las personas en varias regiones del mundo. Se puede observar que la población de los países industrializados obtiene más del 40 por ciento de la ingesta dietética de proteínas a partir de alimentos de origen animal (las cifras no incluyen pescado y productos marinos) y que entre 1980 y 2002 se registraron cambios mínimos en este porcentaje. Los cambios fueron más drásticos en los países en desarrollo de Asia, donde el componente de proteína animal en la dieta humana aumentó en un 140 por ciento, seguido de América Latina, donde el consumo de proteína animal per cápita aumentó en un 32 por ciento. En contraste, en el África subsahariana se registró una disminu-

ción del consumo en respuesta al estancamiento económico y a la disminución de los ingresos (véase el Cuadro 2 del Anexo 2 para más detalles sobre las pautas de consumo). El incremento del porcentaje de los productos animales en la dieta humana de muchos países en desarrollo forma parte de una transición dietética que incluye también un mayor consumo de grasas, pescado, hortalizas y frutas, a expensas de alimentos básicos como los cereales y los tubérculos.

Dos características importantes emergen de estas tendencias. La primera es la creación de nuevos polos de crecimiento en las economías emergentes, con el Brasil, China y la India como protagonistas de orden mundial. La producción de carne en los países en desarrollo superó la de los países desarrollados hacia 1996 y, según las proyecciones, este porcentaje continuará creciendo para llegar a alcanzar casi los dos tercios del total en 2030 (FAO, 2003a). En contraste, en los países desarrollados tanto la producción como el consumo están experimentando un estancamiento y, en algunos casos, una disminución. La segunda característica es el desarrollo de lugares críticos de demanda, los centros urbanos, con un alto consumo per cápita, un rápido crecimiento de la demanda agregada y un desplazamiento hacia productos elaborados de origen animal. Se observa también una cierta homogenización de los productos consumidos (por ejemplo, carne de pollo), si bien las culturas locales aún ejercen una fuerte influencia.

2.3 Geografía de los recursos para la producción animal

Las diferentes especies de ganado tienen la capacidad de utilizar una amplia variedad de material vegetal. Usualmente el alimento de los animales se clasifica en forrajes fibrosos como la hierba de los pastizales y los residuos de cultivos, y alimentos concentrados, como los granos y las semillas oleaginosas. Los residuos domésticos y los subproductos agroindustriales representan también una gran proporción de los recursos alimenticios para el ganado.

2.3.1 Pastos y forrajes

Variaciones en la conversión, manejo y productividad

Los pastizales ocupan actualmente cerca del 40 por ciento de la superficie total de las tierras del mundo (FAO, 2005a; White, Murray y Rohweder, 2000). El Mapa 4 (Anexo 1) muestra la amplia distribución de las tierras de pastos. Con excepción de las zonas desnudas (desiertos secos o fríos) y los bosques densos, los pastizales están presentes, en alguna extensión, en todas las regiones. Son dominantes en Oceanía (58 por ciento de la superficie total, con un 63 por ciento en Australia), mientras que su distribución es relativamente limitada en Asia occidental y en África del Norte (14 por ciento) y África meridional (15 por ciento). En términos de superficie, cuatro regiones tienen 7 millones de km² de pastizales o más: América del Norte, el África subsahariana, América Latina y el Caribe y la Comunidad de Estados Independientes (CEI) (véase el Cuadro 3 del Anexo 2).

Como muestra el Cuadro 2.5, la fragmentación de las tierras de pastoreo está aumentando y cediendo superficie a los cultivos y a las áreas urbanas (White, Murray y Rohweder, 2000). La expansión agrícola, la urbanización, el desarrollo industrial, el sobrepastoreo y los incendios son los principales factores que conducen a la reducción y degradación de los pastizales destinados tradicionalmente a la producción ganadera extensiva. Las repercusiones ecológicas de esta conversión sobre los ecosiste-

mas, la estructura del suelo y los recursos hídricos pueden ser de gran envergadura. Sin embargo, hay signos de una creciente atención hacia los ecosistemas de los pastizales y los servicios que suministran, entre los cuales cabe destacar la conservación de la biodiversidad, la mitigación del cambio climático, la prevención de la desertificación y las actividades con fines recreativos.

Los pastos permanentes son un tipo de uso humano de las praderas que ocupa una superficie estimada de alrededor de 34,8 millones de km², es decir, el 26 por ciento del total de la superficie terrestre (FAO, 2006b). El manejo de los pastos y la biomasa cosechada para el ganado presenta una gran variación. Aunque es difícil hacer estimaciones precisas, teniendo en cuenta todos los factores se calcula que la productividad de la biomasa de los pastos es generalmente más baja que la de las zonas cultivadas. Varios factores contribuyen a esta tendencia. En primer lugar, los grandes pastizales generalmente ocupan áreas con condiciones marginales para la producción de cultivos (limitadas por temperatura o por humedad), lo que explica su baja productividad en comparación con las tierras de cultivos. En segundo lugar, en los pastizales áridos y semiáridos, que constituyen la mayor parte de los pastizales del mundo, la intensificación de las áreas usadas como pastos suele ser difícil desde el punto de vista técnico y socioeconómico, y además poco rentable. La mayoría de estas áreas ya están

Cuadro 2.5

Estimación de las tierras de pastos remanentes y convertidas a otros usos

Continente y región	Porcentaje				
	Remanente en pastos	Convertido en cultivos	Convertido en áreas urbanas	Convertido en otros (p.ej., bosques)	Total convertido
América del Norte: praderas de pastos altos en los Estados Unidos	9,4	71,2	18,7	0,7	90,6
América del Sur: sabanas y tierras leñosas del Cerrado en el Brasil, Paraguay y Bolivia	21,0	71,0	5,0	3,0	79,0
Asia: estepa Daurian en Mongolia, Rusia y China	71,7	19,9	1,5	6,9	28,3
África: tierras leñosas centrales y orientales de Mopale y Miombo en la República Unida de Tanzania, Rwanda, Burundi, República Democrática del Congo, Zambia, Botswana, Zimbabwe y Mozambique	73,3	19,1	0,4	7,2	26,7
Oceanía: tierras leñosas y arbustivas en Australia sudoccidental	56,7	37,2	1,8	4,4	43,4

Fuente: White, Murray y Rohweder (2000).

Recuadro 2.2 El control del acceso a los pastos comunales: complejidad y debilitamiento

Existen diversos sistemas de propiedad y derechos de acceso para las tierras de pastos. Generalmente se reconocen tres tipos de tenencia de la tierra: privada (un individuo o una empresa), comunal (una comunidad local) y pública (el Estado). Los derechos de acceso pueden superponerse con los derechos de propiedad, de lo que algunas veces puede resultar un complejo sistema de reglas para el control del uso de estos recursos. Las discrepancias entre

las reglas de acceso, así como la multiplicidad de instituciones responsables de su aplicación son con cierta frecuencia una fuente de conflictos entre las partes interesadas en el uso del recurso. A este respecto, cabe citar el Código Rural del Níger, un intento ejemplar para garantizar a los pastores nómadas el acceso a los pastos, manteniendo a la vez estas áreas bajo el régimen de propiedad comunal. El Cuadro 2.6 proporciona una visión general de

Cuadro 2.6

Propiedad de la tierra y derechos de acceso a las tierras de pastoreo: combinaciones posibles y niveles de seguridad de acceso resultantes para los criadores de ganado

	Derechos de acceso no superpuestos	Arrendamiento	Derechos de acceso consuetudinarios ¹	Intrusión ilegal o acceso incontrolado
Privado	+++		0 a ++ Problemas que pueden tener su origen en la superposición conflictiva entre derechos de acceso consuetudinarios y las políticas recientes de titulación de tierras.	0 a + Conflictos
	Propiedad sobre el predio	de ++ a +++ Depende de la duración del contrato de arrendamiento y de la solidez de la institución que lo garantiza.		
Comunal	+++ Caso de rebaños de propiedad comunal o estatal		+ a +++ Los derechos de acceso consuetudinarios tienden a perder fuerza y estabilidad debido a las migraciones y a la superposición con derechos de acceso y de propiedad exógenos.	+ a ++ Depende del fortalecimiento relativo de las administraciones comunitarias/públicas a nivel local y de los criadores de ganado.

Nota: nivel de estabilidad en el acceso a los recursos, de muy alto (++) a muy bajo (0).

¹ Los derechos de acceso consuetudinarios pueden tener numerosas formas. Una característica común es la identificación de los primeros y los últimos en llegar. Se genera así una gran vulnerabilidad debido a los intensos flujos migratorios, contexto en el que es posible la exacerbación de las disputas étnicas.

Fuente: Chauveau (2000), Médard (1998), Klopp (2002).

produciendo a su máximo potencial. Asimismo, en muchas zonas de África y de Asia los pastizales son tradicionalmente áreas de propiedad comunal que, en caso de que la disciplina interna del grupo que las gestiona se erosione, pueden convertirse

en áreas de libre acceso (véase el Recuadro 2.2). Bajo estas condiciones ninguna inversión individual puede ser rentable y los niveles de inversión total permanecerán por debajo del óptimo social. La falta de infraestructura en estas áreas remotas

Recuadro 2.2 (continuación)

estas reglas y de los niveles relativos de seguridad de acceso a la tierra que garantizan a los criadores de ganado. El acceso al agua con frecuencia constituye otro componente de los derechos de acceso. Así, por ejemplo, en las tierras secas el agua tiene una función clave ya que la localización de los recursos hídricos es determinante para el uso de los pastizales. Como consecuencia, hoy en día los derechos sobre el agua son fundamentales para el acceso a los pastos en tierras áridas y semiáridas. Al no poseer derechos formales sobre la tierra, es frecuente que los pastores no tengan acceso al agua, lo que supone una doble desventaja (Hodgson, 2004).

La estabilidad y la seguridad del acceso a los recursos pastorales son cuestiones de suma importancia en tanto que determinan las estrategias de manejo que pondrán en práctica los usuarios. En particular, las inversiones en infraestructura y las

prácticas encaminadas a la mejora de la productividad de los pastos sólo podrían efectuarse si hay probabilidades lo suficientemente altas de obtener rentabilidad económica en el mediano y largo plazo. En época reciente la existencia de derechos de uso claramente definidos se ha tornado indispensable para la atribución y remuneración de los servicios ambientales.

Aunque no existen estadísticas detalladas, puede afirmarse que la mayor parte de la tierra de pastos no es de propiedad pública o comunal, sino de propiedad privada. Los pastizales de propiedad pública o comunal se encuentran fundamentalmente en África (por ejemplo, en Botswana los predios de propiedad absoluta ocupan sólo un 5 por ciento de la superficie total de tierras) y en Asia meridional (por ejemplo, la propiedad comunal que es preponderante en las tierras de pastos representa cerca del 20 por ciento de la superficie total de las tierras en la India), así como también en Asia occidental y central, en China y en las tierras altas de los Andes. Asimismo, en Australia, en la mayoría de los terrenos reales, que representan cerca del 50 por ciento de la superficie del país, el pastoreo se lleva a cabo bajo régimen de arrendamiento. En contraste, la mayor parte de las tierras de pastos en América Latina y los Estados Unidos de América es de propiedad privada. Una encuesta revela que en este último país el 63 por ciento de los pastos son privados, el 25 por ciento pertenecen al Estado Federal y el resto a los estados y comunidades locales (véase el Cuadro 2.7). Por último, en Europa los pastizales localizados en las tierras bajas fértiles están en manos privadas, mientras que los pastos de tierras marginales de montaña y tierras húmedas suelen ser públicos o comunales con derechos de acceso consuetudinarios.

Cuadro 2.7**Uso y propiedad de la tierra en los Estados Unidos de América**

Acre	Tierras de cultivo	Pastizales	Bosques	Otros	Total
Federal	0	146	249	256	651
Estatal y local	3	41	78	73	195
India	2	33	13	5	53
Privada	455	371	397	141	1 364
Total	460	591	737	475	2 263
Porcentajes relativos					
Federal	0	25	34	54	29
Estatal y local	1	7	11	15	9
India	0	6	2	1	2
Privada	99	63	54	30	60

Fuente: Anderson y Magleby (1997).

contribuye también a que una mejora exitosa de la productividad obtenida a partir de inversiones individuales sea más difícil. En consecuencia, en los sistemas extensivos el manejo de los pastos naturales resulta bastante modesta.

Sin embargo, en los lugares en los que predomina la propiedad individual o donde el manejo tradicional y las reglas de acceso son operativas, el uso de estas áreas suele estar cuidadosamente planificado, ajustando la presión del pastoreo

a los cambios estacionales y combinando diferentes clases de ganado (por ejemplo, ganado de cría, joven, de engorde o en lactación) como una estrategia para reducir los riesgos de las variaciones climáticas. Además, técnicas como las quemas controladas y el desmonte de maleza son prácticas que pueden mejorar la productividad de los pastos, aunque podrían incrementar también la erosión del suelo y reducir la cubierta de árboles y arbustos. El bajo nivel de manejo de los pastizales extensivos es la razón principal para que estas áreas puedan suministrar altos niveles de servicios ambientales tales como la conservación de la biodiversidad.

A efectos de esta evaluación, las tierras de pastoreo se agrupan en tres categorías: pastizales extensivos en áreas marginales, pastizales extensivos en áreas con alto potencial y pastizales intensivos.

En el presente estudio los **pastizales extensivos en áreas marginales** se definen como aquellos que tienen una productividad primaria neta inferior a 1 200 g de carbono por m²/año (Mapa 4, Anexo 1; Cuadro 4, Anexo 2). Esta es la categoría más grande en cuanto a superficie (60 por ciento de todas las tierras de pasto) y se localiza principalmente en las tierras secas y en las tierras frías. Los pastizales extensivos en áreas marginales predominan en los países desarrollados, donde representan el 80 por ciento de los pastizales, mientras que en los países en desarrollo representan menos del 50 por ciento. El contraste puede ser explicado por las diferencias en el costo de oportunidad de la tierra: en los países desarrollados las zonas con buen potencial agroecológico se usan generalmente para producciones mucho más intensivas que las de pasto. Los pastizales en áreas marginales se usan extensivamente, bien en sistemas de producción itinerantes (África, la CEI, Asia meridional y Asia oriental) o en grandes fincas (Oceanía y América del Norte). A partir de estimaciones de evapotranspiración real (ETR) como indicador del estrés climático de la vegetación, Asner *et al.* (2004) demostraron que en los biomas de tierras secas los sistemas de pastoreo

tienen tendencia a ocupar las regiones más secas y climatológicamente más inestables, mientras que en los biomas templados la tendencia es ocupar las partes más húmedas y/o frías. Por lo que se refiere a los suelos, los autores también señalan que generalmente los sistemas de pastoreo ocupan los suelos menos fértiles en las tierras secas y los suelos descongelados en las áreas boreales. En los biomas tropicales se tiende a hacer uso de los suelos menos fértiles o moderadamente fértiles. Los autores concluyeron que se ha llegado al límite de la expansión de los pastos en las áreas marginales, por lo que no existe margen adicional para una ulterior expansión.

Los **pastizales extensivos en áreas con alto potencial** se definen como aquellos con una productividad primaria neta superior a 1 200 g de carbono por m²/año (Mapa 4, Anexo 1; Cuadro 4, Anexo 2). Los pastos pertenecientes a esta categoría se encuentran predominantemente en los climas tropicales húmedos y subhúmedos y en algunas zonas de Europa occidental y los Estados Unidos de América. Dado que la producción de biomasa es continua o estacional, los pastos suelen estar vallados y se usan para el pastoreo durante todo el año.

La **producción intensiva de pastos cultivados** se lleva a cabo donde las condiciones climáticas, económicas e institucionales son favorables y la tierra es escasa. En particular, estas condiciones suelen ser características de la Unión Europea (UE), América del Norte, el Japón y la República de Corea. En la UE las explotaciones comerciales de carne y leche dependen en gran medida de pastos temporales y del cultivo de otros cultivos forrajeros para piensos frescos o conservados. La producción más intensiva de pastos se encuentra en el sur de Inglaterra, Bélgica, Holanda y zonas de Francia y Alemania. Los sistemas forrajeros están diseñados para un alto rendimiento y suelen hacer uso frecuente de altos niveles de fertilizantes minerales que se combina con la aplicación rutinaria de estiércol y la mecanización. Los sistemas intensivos de producción de pastos son la causa principal de la carga de nutrientes

y la contaminación con nitratos en estos países. Los pastos cultivados son generalmente pobres en especies, con dominio de especies *Lolium* (Comisión Europea, 2004). En algunos casos, la producción intensiva de forrajes abastece a las industrias de elaboración, tales como las de deshidratación de alfalfa o compactación de heno. Estas industrias se encuentran en su mayor parte en el Canadá y los Estados Unidos de América y están fuertemente orientadas a la exportación.

2.3.2 Cultivos forrajeros y residuos de cultivos

El uso de piensos provenientes del cultivo de alimentos básicos como los cereales y las leguminosas se ha incrementado rápidamente durante las últimas décadas, en respuesta al crecimiento de la demanda de piensos y la insuficiente capacidad de los piensos tradicionales para suministrar los niveles de cantidad y calidad requeridos. Esta demanda creciente de piensos y alimentos ha quedado satisfecha sin que se haya producido un incremento en los precios. Al contrario, la demanda fue fomentada por una rebaja en el precio de los cereales. En términos reales (USD constantes) los precios internacionales de los granos se han reducido a la mitad desde 1961 (FAO, 2006b). La causa fundamental de la expansión de la oferta a menores precios ha sido la intensificación de las áreas cultivadas.

Cereales

La expansión del uso de piensos disminuye a medida que la conversión de piensos mejora

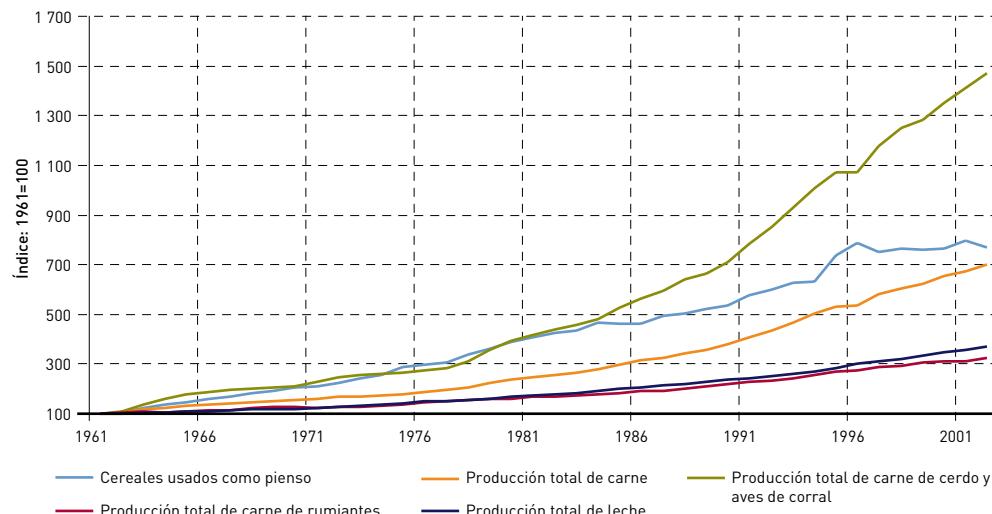
En 2002 se usaron aproximadamente 670 millones de toneladas de cereales para la alimentación del ganado, lo que corresponde a un área de alrededor de 211 millones de hectáreas. Como pienso se usa una variedad de cereales, en particular para las especies monogástricas, fundamentalmente los cerdos y las aves de corral. Los cereales se usan para los rumiantes como suplemento alimenticio, pero en la producción intensiva, ya sea en los corrales de engorde o en la producción de leche, pueden representar la mayor parte de la dieta.

A escala mundial, el uso de cereales como piensos creció más rápido que la producción total de carne hasta mediados de la década de 1980. Esta tendencia tuvo relación con la intensificación del sector pecuario en los países de la OCDE y con el consiguiente desarrollo de los sistemas de alimentación de los animales a base de cereales. Durante este período el incremento de la proporción de cereales en la ración de pienso superó la producción de carne, pero posteriormente la producción de carne ha crecido a un ritmo más rápido que los cereales usados como pienso. Esto puede explicarse por los incrementos del índice de conversión de piensos obtenido mediante el mayor peso concedido a la producción de especies monogástricas, la intensificación de la producción pecuaria basada en razas de alto rendimiento y las prácticas de manejo mejoradas. Asimismo, la reducción de los subsidios para la producción de cereales en el marco de la política agrícola común de la Unión Europea y la recesión económica en los antiguos países socialistas de Europa central han reducido la demanda de cereales para piensos.

En los países en desarrollo el incremento en la producción de carne estuvo acompañado de un aumento en el uso de los cereales para piensos durante todo el período (Gráfico 2.3). Sin embargo, recientemente la demanda de cereales destinados a la alimentación animal muestra una tendencia a la estabilización, mientras que la producción total de carne ha continuado creciendo debido, probablemente, a los sistemas de producción de monogástricos altamente intensivos que predominan en países en desarrollo como el Brasil, China y Tailandia.

En su conjunto, la demanda de cereales para la elaboración de piensos ha permanecido estable desde finales de la década de 1980. Esta estabilidad, observada a nivel agregado, oculta el radical desplazamiento geográfico en la demanda que tuvo lugar a mediados de la década de 1990. La demanda en los países en transición registró una fuerte caída, compensada con los incrementos en la demanda en los países en desarrollo asiáticos

Gráfico 2.3 Tasas de crecimiento comparativo de la producción de los productos de origen animal analizados y del uso de cereales forrajeros en los países en desarrollo



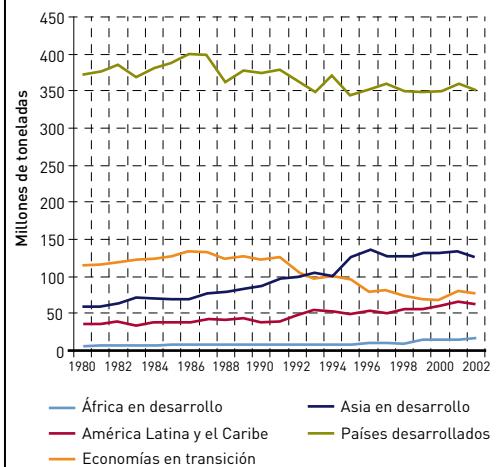
Fuente: FAO (2006b).

(Gráfico 2.4). Al mismo tiempo, aunque de manera más progresiva, la demanda disminuyó en los países industrializados y aumentó en el conjunto de los países en desarrollo.

Como porcentaje de la producción total de cereales, el volumen de cereales usados como piensos se incrementó de manera sustancial durante la década de 1960, permaneciendo después bastante estable hasta finales de la década de 1990, momento en que experimentó un descenso.

Entre los cereales, el maíz y la avena se usan principalmente como piensos, con un porcentaje superior a más del 60 por ciento de la producción total en el período comprendido entre 1961 y 2001. No obstante, la demanda de cereales para la alimentación animal muestra variaciones regionales importantes. El maíz es el cereal predominante en el Brasil y los Estados Unidos de América, mientras que el trigo y la avena dominan en el Canadá y Europa. En Asia sudoriental registra porcentajes similares del trigo hasta principios de la década de 1990, para efectuar después un cambio gradual hacia el maíz. Estas

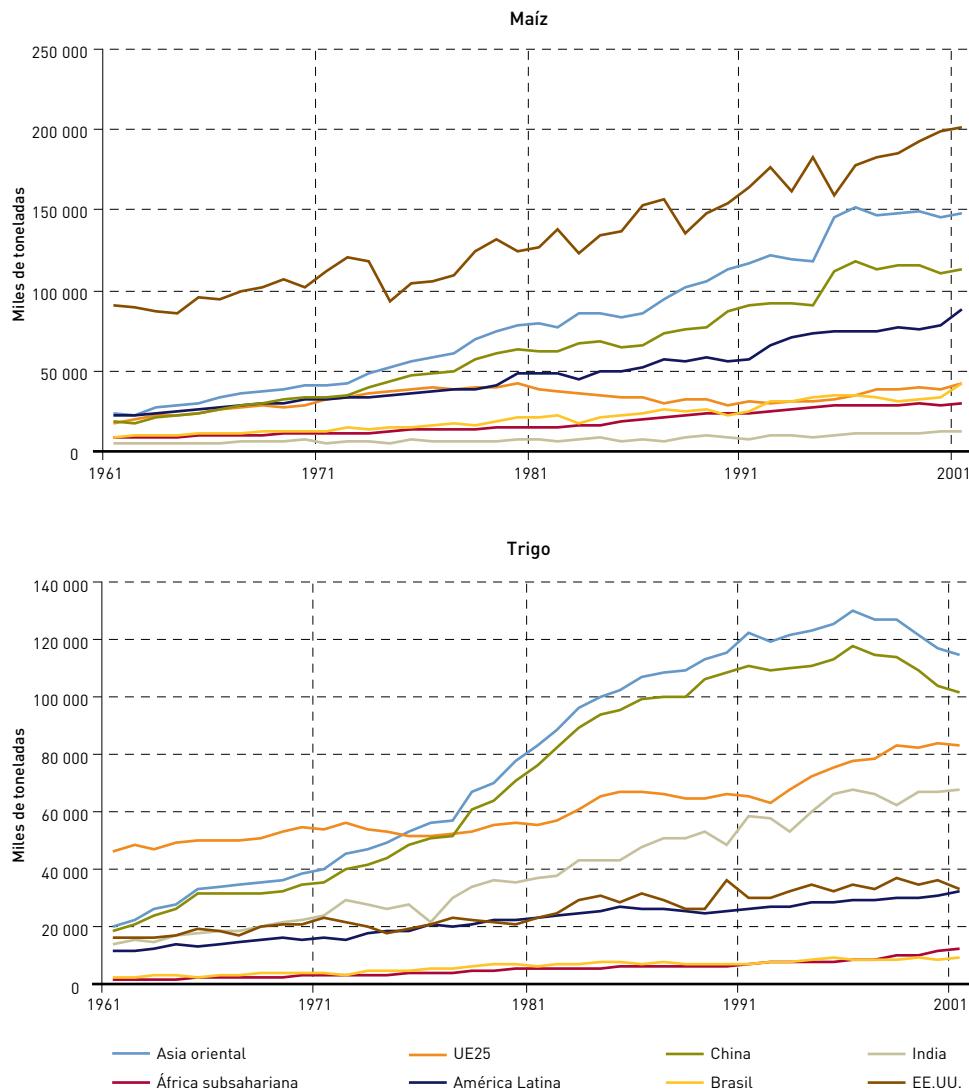
Gráfico 2.4 Tendencias regionales del uso de cereales forrajeros



Fuente: FAO (2006b).

tendencias reflejan la aptitud para la producción de determinados cultivos en estas regiones: el trigo y la avena se adaptan mejor a los climas templados o fríos que el maíz (Mapa 5, Mapa 6 y Mapa 7, Anexo 1).

Gráfico 2.5 Demanda de trigo y maíz para la alimentación animal en las regiones y países analizados (1961–2002)

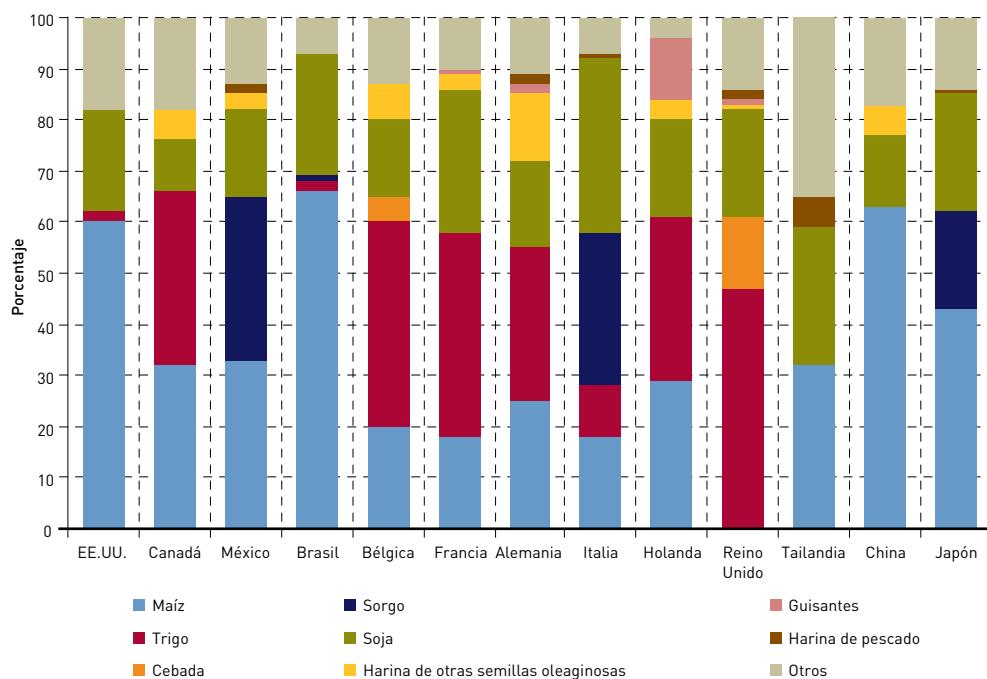


Fuente: FAO (2006b).

Las diferentes ventajas comparativas en la producción de cereales para piensos, junto con las condiciones para su comercialización, dan como resultado diferentes raciones para piensos a nivel de la producción pecuaria. Hay una homogeneidad notable en el porcentaje total de cereales de

las raciones de pienso en los países analizados. Este es el caso de los piensos usados en la avicultura, donde el peso de los cereales equivale al 60 por ciento del total (Gráfico 2.6). Sin embargo, los países difieren en las mezclas de cereales usados. Así, el maíz es el cereal predominante

Gráfico 2.6 Composición relativa de la ración de pienso para pollos en los países analizados (por peso)



Nota: para Tailandia, en la categoría "otros" se incluye una elevada cantidad de arroz.

Fuente: cálculos de los autores.

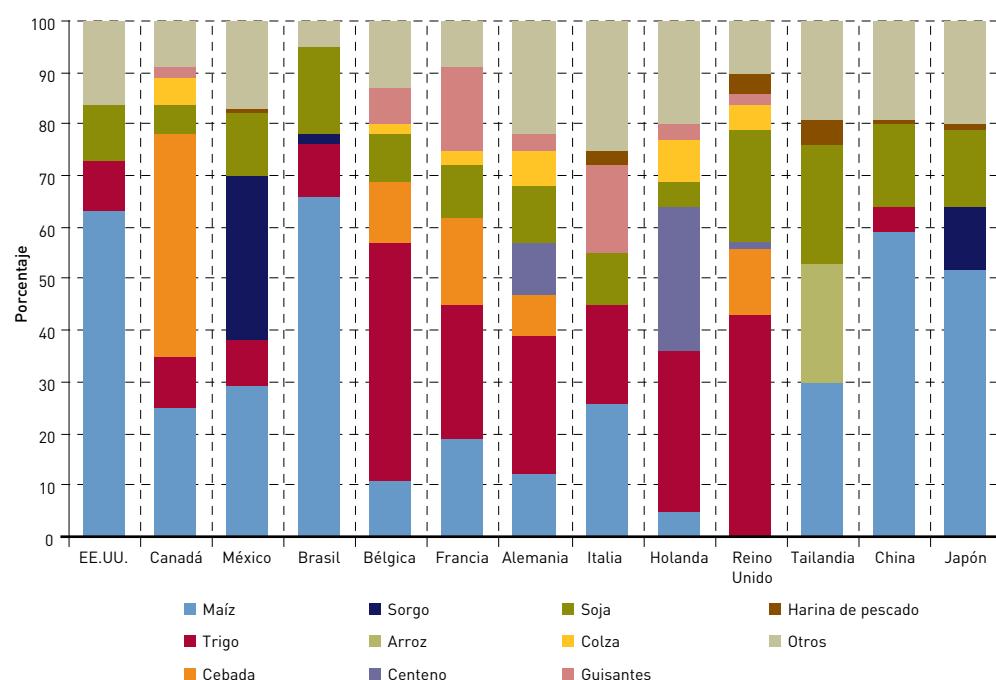
en los piensos para pollos en el Brasil, China y los Estados Unidos de América, mientras que en la Unión Europea hay un predominio del trigo. En los países analizados se observan tendencias similares para la porcicultura, si bien el contenido de cereales es más variable situándose entre un 60 y un 80 por ciento (Gráfico 2.7).

Residuos de cultivos

Un valioso recurso cada vez más desaprovechado

Los residuos de cultivos son un subproducto de los cultivos agrícolas. Generalmente tienen un alto contenido de fibra, un bajo contenido de otros componentes y una digestibilidad muy reducida, de ahí que su función sea la de servir como suplemento de calorías básicas y la de cubrir las necesidades de fibra, especialmente en las dietas de los rumiantes. El uso de residuos como pajás

y rastrojos en la alimentación animal reviste aún mucha importancia en los sistemas de producción agropecuarios mixtos, en los que el ganado (particularmente los rumiantes) transforma los residuos en alimentos valiosos y en bienes y servicios no alimenticios. Los residuos de cultivos representan un porcentaje elevado de la composición de los piensos, en particular en los ambientes tropicales semiáridos y subhúmedos donde viven la mayoría de los pobres del mundo (Lenné, Fernández-Rivera y Bümmel, 2003). Los residuos de cultivos y los subproductos agroindustriales suelen desempeñar una función muy importante durante los períodos en que la oferta de pastos es baja (Rihani, 2005). Devendra y Sevilla (2002) estimaron que en Asia el volumen de pajás de cereales potencialmente disponible para la alimentación animal era de 672 millones de to-

Gráfico 2.7 Composición relativa de la ración de pienso para cerdos en los países analizados (por peso)

Nota: para Italia, en la categoría "otros" se incluye una importante cantidad de avena.

Fuente: cálculos de los autores.

neladas y el de otros residuos de cultivos alcanza- ba los 67 millones de toneladas. El uso actual de paja de arroz presenta una fuerte variación que va de más del 70 por ciento del total disponible en Bangladesh y en Tailandia, a sólo un 15 por ciento en Corea del Sur, mientras que en otros países de Asia sudoriental y en China el porcentaje estimado se sitúa entre un 25 y un 30 por ciento.

A pesar de la importancia que a nivel local tie- nen en los sistemas agrícolas mixtos a pequeña escala, el uso de los residuos de cultivos como pienso está disminuyendo. Esta tendencia está determinada por numerosos factores, todos ellos relacionados con la intensificación de la agricultura. En primer lugar, hay un menor volumen de residuos por unidad de cultivo disponibles debido al uso de cosechadoras más eficaces y a la selección genética encaminada a reducir los

residuos, como en el caso de los cereales enanos . En segundo lugar, la selección genética basada en las características productivas de las fracciones alimenticias del producto tiende a reducir la calidad de los residuos agrícolas (Lenné, Fernández-Rivera y Bümmel, 2003). Por último, la producción animal intensiva requiere piensos de alta calidad que no pueden obtenerse a partir de residuos. Asimismo, cabe señalar que los residuos de cultivos han cobrado una importancia creciente como fuente de energía y en la producción de muebles.

Otros cultivos forrajeros

Después de los cereales, la segunda gran cate- goría de cultivos forrajeros está formada por raíces y hortalizas. En el año 2001 se destinaron a la alimentación animal alrededor de 45 millones de toneladas de estos cultivos, en particular yuca,

papa, batata, col y plátano. Además se usaron en la alimentación animal alrededor de 17 millones de toneladas de leguminosas (principalmente frijoles y guisantes), que en algunos países como Italia, Francia y Holanda representaron un porcentaje significativo de la ingesta de proteínas. Se estima que la superficie destinada a cultivos forrajeros de leguminosas, raíces y hortalizas se acerca a los 22 millones de hectáreas. Las semillas oleaginosas también pueden utilizarse directamente en la alimentación animal, si bien en su gran mayoría se someten a procesos de elaboración aprovechándose como pienso sólo los subproductos. La demanda de semillas oleaginosas para piensos ascendió a cerca de 14 millones de toneladas en el año 2001, lo que equivale a una superficie cultivada de 6,4 millones de hectáreas. Las semillas oleaginosas usadas con mayor frecuencia son la soja, las semillas de algodón, las semillas de colza y las semillas de girasol.

2.3.3 Subproductos agroindustriales

El desarrollo de cadenas alimentarias cada vez más sofisticadas ha generado un crecimiento de la agroindustria que aumenta la disponibilidad de subproductos con un alto potencial de uso en la alimentación animal. Una parte creciente de los productos para la alimentación humana se somete a procesos de elaboración y el número de etapas de dichos procesos, así como el de establecimientos agroindustriales, está aumentando. Este crecimiento conlleva un aumento en la oferta de subproductos de alta calidad que, una vez transformados en piensos, resultan muy rentables.

Soja

La demanda de piensos impulsa la producción

La harina de soja, un subproducto de la industria del aceite de soja, constituye un buen ejemplo al respecto. En el proceso de extracción de aceite, las semillas de soja producen entre un 18 y un 19 por ciento de aceite y de un 73 a un 74 por ciento de harina de soja (Schnittker, 1997); el resto es desperdicio. Solo una pequeña proporción de los granos cosechados se suministra directamente

a los animales (alrededor del 3 por ciento del total). Sin embargo, más del 97 por ciento de la producción mundial de harina de soja se destina a la elaboración de piensos para la alimentación de las especies monogástricas, en especial de las aves de corral y, en menor medida, de los cerdos. El Gráfico 2.8 muestra el alto porcentaje de soja elaborada por la industria aceitera, así como la relación estable entre el grano elaborado y la torta producida durante las últimas cuatro décadas. En este mismo período la demanda mundial de harina de soja se ha disparado llegando a alcanzar los 130 millones de toneladas en el año 2002 (véase el Gráfico 2.8). Esta cifra supera ampliamente la segunda producción más grande de tortas oleaginosas, elaborada a partir de semillas de mostaza y colza, con una producción de 20,4 millones de toneladas en el año 2002.

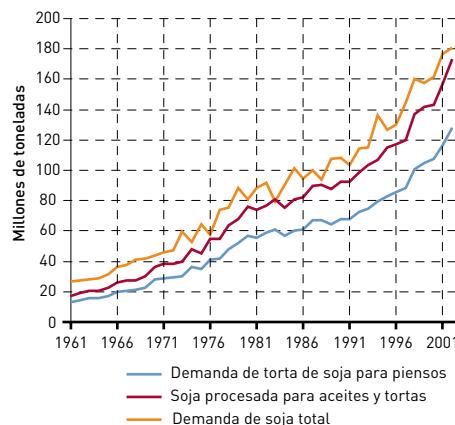
El crecimiento del empleo de harina de soja para la elaboración de piensos despegó a mediados de los años setenta y se aceleró en los inicios de los noventa, en respuesta al rápido crecimiento de la demanda en los países en desarrollo. Sin embargo el uso de harina de soja por persona es mucho más alto en los países desarrollados: 50 kg per cápita, frente a los 9 kg de los países en desarrollo. A lo largo de las últimas cuatro décadas la demanda de harina de soja se ha incrementado más rápido que la producción total de carne, lo que significa un incremento neto en el uso de harina de soja por unidad de carne producida. Esto es cierto tanto para rumiantes como para especies monogástricas. Una parte del incremento del uso de la harina de soja en la alimentación animal es consecuencia del creciente aumento de la demanda de harina de pescado en un sector de rápida expansión como la acuicultura, el cual, con un consumo más bien inflexible de harina de pescado, obligó al sector pecuario a buscar sustitutos del componente proteico de los piensos. La acuicultura depende de la harina de pescado (y aceite de pescado) en mayor medida que los animales terrestres. El porcentaje de harina de pescado usada en la acuicultura creció de un 8 por ciento en el año 1988 a un 35 por ciento en el

año 2000 (Delgado *et al.*, 2003) y a un 45 por ciento en 2005 (Banco Mundial, 2005a). Estos incrementos se registraron a pesar de los esfuerzos para reducir el porcentaje de estas materias primas en la composición de los piensos para peces. La prohibición del uso de despojos animales en la alimentación animal con el fin de reducir el riesgo de la encefalopatía espongiforme bovina o enfermedad de las vacas locas (EEB) fue otro factor que contribuyó a impulsar la producción de proteína vegetal como materia prima para la elaboración de piensos (véase la Subsección 2.3.4).

La producción mundial de soja se triplicó entre 1984 y 2004. La mitad de este incremento tuvo lugar en los últimos cinco años. La producción tiene una alta concentración geográfica y el 97 por ciento de la producción mundial proviene de sólo ocho países. Los tres principales productores (Argentina, Brasil y Estados Unidos de América) dan cuenta del 39 por ciento, 26 por ciento y 17 por ciento, respectivamente. Estos tres países alcanzaron también el más alto crecimiento absoluto de la producción durante las últimas cuatro décadas.

El Mapa 9 (Anexo 1) muestra las áreas destinadas al cultivo de soja para la producción de aceite y harina. La fuerte concentración geográfica es claramente visible. La elaboración y la comercialización de la soja tienen un alto nivel de concentración geográfica, especialización, integración vertical y economías de escala. Para los pequeños productores, especialmente en los países en desarrollo, es extremadamente difícil competir, debido a los requisitos de un mercado internacional altamente eficiente y en rápida expansión. Sin embargo, recientemente nuevos países han comenzado a producir semilla de soja para la exportación, llegándose a alcanzar un importante crecimiento de la producción durante el período comprendido entre 1999 y 2004. Estos países pertenecen a América Latina, (Bolivia, Ecuador y Uruguay), al antiguo bloque soviético (República Checa, Kirguistán, la Federación de Rusia y Ucrania) y a África (Uganda). Entre los mayores productores, los Estados Unidos de América han obtenido el rendimiento medio más alto: 2,6 toneladas por hectárea.

Gráfico 2.8 Tendencias mundiales en la demanda de soja y torta de soja (1961–2002)



Fuente: FAO (2006b).

Algunos de los productores más pequeños también han conseguido buenos resultados. El rendimiento medio en la Argentina y el Brasil se acerca a 2,4 t/ha, mientras que en China es solamente de 1,65 t/ha. La India presenta rendimientos mucho menores con una media de 0,90 t/ha (Schnittker, 1997). Durante la última década, se ha registrado un sustancial incremento del rendimiento, si bien la mayor parte del extraordinario crecimiento de la oferta fue resultado de la expansión de la superficie cultivada (véase el Gráfico 2.2). Aunque inicialmente la industria del aceite de soja fue la principal impulsora de la producción de soja, actualmente la expansión obedece fundamentalmente al abastecimiento de la demanda de piensos. De hecho, en los últimos años casi las dos terceras partes de la producción de soja se destinaron a la producción de harina y el tercio restante fue a la industria aceitera. Esta situación ha experimentado un ulterior desarrollo durante los últimos 30 o 40 años, a medida que la demanda de proteínas para la alimentación de animales terrestres y acuáticos se iba incrementando rápidamente y la producción de aceite a partir de otros vegetales como la palma aceitera,

la nabina, y el girasol debilitaron la demanda de aceite de soja (Schnittker, 1997). Estos datos quedan confirmados por el análisis de la composición de la ración del pienso (gráficos 2.6 y 2.7) según el cual la torta de soja es la principal fuente de proteínas en todos los países analizados. La contribución de otras fuentes de proteínas de origen vegetal producidas localmente como el guisante y otras tortas oleaginosas es generalmente limitada. El creciente incremento de la demanda de semillas oleaginosas para la producción de biocombustibles podría invertir estas tendencias (véase la Subsección 2.3.4).

Otros subproductos agroindustriales

Otros subproductos industriales se comercializan en menor medida y su uso se limita a sus regiones de origen. Se usan frecuentemente en caso de sequía o durante períodos de escasez de pastos o residuos de cultivos (Rihani, 2005). En África del Norte, su contribución a la alimentación de pequeños rumiantes se sitúa entre un 10 por ciento en años con buenas condiciones climáticas y un 23 por ciento en años con sequías, cuando disminuye el suministro de pastos y residuos de cultivos (Rihani, 2005). En esta región los subproductos industriales usados como piensos incluyen los desechos de cervecería, cítricos, tomate y pulpa de dátiles, tortas de oliva, y melaza y pulpa de remolacha dulce. En el Japón el 30 por ciento de los subproductos agroindustriales se reciclan como pienso una vez deshidratados (Kawashima, 2006).

En contraste, los residuos alimenticios originados durante la comercialización o provenientes del sector minorista se reciclan como pienso en un porcentaje mucho menor (del 5 al 9 por ciento, dependiendo de la fuente) debido a la fuerte variación de su contenido y calidad y a los elevados costos de recolección derivados de su dispersión geográfica. La inocuidad de estos residuos resulta además muy cuestionable.

Residuos domésticos

El uso de residuos domésticos en la alimentación animal es predominante entre las familias rurales de los países en desarrollo, mientras que en los países de la OCDE su uso es muy esporádico. En los centros urbanos es frecuente la recolección de los residuos provenientes de las industrias de alimentos. Los residuos domésticos de los hogares han sido tradicionalmente una fuente de alimento animal muy importante, sobre todo en la producción de leche y de monogástricos a pequeña escala. De hecho, esta manera de reciclar los residuos domésticos explica la estrecha correlación espacial entre las poblaciones humanas y las de cerdos y aves de corral antes de la era industrial y durante las primeras fases de la industrialización. Sin embargo, las exigencias ambientales y de salud pública suelen poner fin a este tipo de producción de corral y traspatio en áreas urbanas y periurbanas, que deja de ser prioritaria cuando las áreas rurales poseen conexiones con los centros urbanos lo suficientemente adecuadas como para abastecerlos de manera suficiente y fiable.

Cuadro 2.8

Suministro y reciclaje de subproductos alimentarios en el Japón

	Suministro de subproductos anual (miles de toneladas)	Porcentaje reciclado como pienso (%)	Porcentaje reciclado de otras maneras (%)
Industria manufacturera de alimentos	4 870	30	48
Mayoristas/ minoristas de alimentos	3 360	9	26
Industria de los servicios alimentarios	3 120	5	14
Total	11 350	17	32

Fuente: Kawashima (2006).

2.3.4 Tendencias para el futuro

Incremento de la demanda de piensos

Se estima que la superficie terrestre libre de agua destinada en la actualidad a la producción de piensos es de aproximadamente un 30 por ciento. Según los datos estadísticos a disposición, la superficie de pastos asciende globalmente a 34,8 millones de km², es decir, el 26 por ciento de la superficie terrestre, y estimamos que hoy en día se destinan a la producción de piensos unos 4,7 millones de km² de tierras de cultivo, lo que equivale al 4 por ciento de la superficie terrestre o el 33 por ciento de la tierra cultivable. Esta última estimación no incluye residuos de cosechas pero sí la mayor parte de los subproductos agroindustriales (véase la nota metodológica en el Anexo 3). En términos comparativos, los porcentajes de la producción total de carne proveniente de sistemas de pastoreo, mixtos e intensivos sin tierra se estiman en un 8, un 46 y un 45 por ciento, respectivamente (véase la Sección 2.4). La yuxtaposición de estas cifras da una idea del fuerte gradiente de intensidad con que el sector pecuario hace uso de la tierra.

Las proyecciones indican un crecimiento de la producción pecuaria y un consiguiente aumento de la demanda de piensos. La FAO (2003a) estima que la demanda de cereales para piensos tendrá un incremento aproximado de 1 000 millones de toneladas en el período de 1997/99 a 2030, con tasas de crecimiento de un 1,9 por ciento anual entre 1997/99 y 2015 y de un 1,6 por ciento anual posteriormente. La mayor parte de este crecimiento será impulsado por los países en desarrollo, donde se prevé que el uso de piensos concentrados crezca a un ritmo más rápido que la producción de carne. Se estima que la fabricación de piensos seguirá siendo la mayor fuerza catalizadora de la economía de los cereales a escala mundial, con un crecimiento en el porcentaje de la demanda agregada. Se prevé un incremento del uso del maíz como pienso de 625 a 964 millones de toneladas durante el período 2002-2030, registrándose las mayores tasas de crecimiento en los países en desarrollo (265 millones de toneladas),

en particular en Asia sudoriental (133 millones de toneladas), en América Latina (56 millones de toneladas) y, en menor medida, en el África subsahariana (33 millones de toneladas). Se prevé que las tasas estimadas de crecimiento de los cultivos forrajeros sean más altas que las registradas en los últimos 15 años. La proyección del incremento de la demanda de cereales para la elaboración de piensos es el resultado de una serie de tendencias que interactúan entre sí.

En primer lugar, la recuperación de la recesión económica en curso en las economías en transición será sostenida e implicará una demanda creciente de productos de origen animal. Esto a su vez estimulará la producción y conllevará un aumento de la demanda de piensos, que alcanzarán unos niveles al menos similares a los observados a principios de la década de 1990. Se prevé también un incremento de la demanda de cereales para piensos en la UE, en respuesta a la disminución de los precios en el marco del proceso de reforma de la política agrícola común. Las reformas propuestas en 1992 e implementadas en 1994 (reforma Ray MacSharry), que redujeron en un 30 por ciento el precio de referencia de los cereales, fueron introducidas progresivamente a lo largo de tres años. En marzo de 1999, en el marco de la Agenda 2000, se acordó una reducción adicional de los precios garantizados para los cereales. Simultáneamente, se prevé que los factores que ocasionan reducciones en la demanda se debiliten; en particular se registrará una reducción del incremento de la eficiencia alimenticia.

En las últimas décadas, se ha asistido a un desplazamiento hacia especies monogástricas, especialmente aves de corral, las cuales tienen un índice de conversión de piensos más alto que los rumiantes (generalmente, 2 a 4 contra 7 kg de cereales por kilogramo de carne) (Rosegrant, Leach y Gerpacio, 1999). Los incrementos adicionales en el índice de conversión de piensos, producidos gracias al uso de métodos de mejoramiento genético y de alimentación avanzados (alimentación por fases múltiples), han contribuido a hacer frente a la subida vertiginosa de la

demandas de piensos. No obstante, se prevé que el cambio hacia especies monogástricas continúe a un ritmo más lento que el de los últimos 20 años (FAO, 2003a) y el espacio para ulteriores mejoramientos de los sistemas de alimentación y de cría parece ser limitado.

La función que desempeñará la acuicultura en este proceso es incierta. Productos de la pesca alimentados con piensos similares a los utilizados en la alimentación del ganado, tales como la tilapia, podrían ir sustituyendo progresivamente a los productos pecuarios. Debido a su índice de conversión de piensos considerablemente mejor que los del ganado⁵ (típicamente 1,6 a 1,8 para la tilapia), la acuicultura podría desempeñar la función que tuvieron las aves de corral en el pasado, con la consiguiente depresión de la demanda de cereales para la elaboración de piensos. Aunque es posible, un viraje significativo hacia los productos pesqueros requeriría la organización de cadenas productivas y cambios en las preferencias de los consumidores, por lo que podría darse únicamente en un período de tiempo bastante largo.

Si bien a un ritmo más lento, el número de animales en pastoreo también aumentará, por lo que se necesitará una mayor disponibilidad de forraje. Tilman *et al.* (2001) calculan un incremento neto del área de pastos de 2 millones de km² para 2020 y de 5,4 millones de km² para 2050. Aunque se acepta que la expansión de los pastizales tendrá lugar probablemente en América Latina y, en menor medida, en el África subsahariana, los autores del presente estudio consideran que estas cifras podrían estar sobreestimadas.

El potencial y la producción real de las plantas forrajeras presenta variaciones sustanciales en las diferentes regiones del mundo, de la misma manera que son diversos los contextos ecológicos, económicos, técnicos y políticos. La cuestión

de cómo la oferta de piensos puede satisfacer la floreciente demanda del sector pecuario es de una relevancia que trasciende los límites nacionales. A continuación, se tratarán pormenorizadamente algunos aspectos relacionados con esta problemática.

Pastizales: entre la espada y la pared

En una exploración de las opciones para la expansión de los pastizales, Asner *et al.* (2004) sugieren que la expansión de los sistemas de pastoreo hacia las áreas marginales ha alcanzado, en mayor o menor medida, los límites impuestos por factores relacionados con el clima y el suelo. En consecuencia, cualquier aumento significativo de la superficie de pastos podría producirse únicamente en áreas con un alto potencial agroecológico.

Para examinar cuáles son los cambios en el uso de la tierra que podrían derivarse de la expansión de la superficie de los pastos, se ha identificado el uso dominante en tierras con un alto índice de aptitud para pastos que, sin embargo, tienen en la actualidad otros usos (Mapa 10, Anexo 1). A nivel mundial, la mayor parte de estas áreas corresponden a las tierras de bosques (cerca del 70 por ciento). El porcentaje es mayor en el África subsahariana (88 por ciento) y en América Latina (87 por ciento). La tierra de cultivo es el tipo de tierra actualmente más extendido en Asia occidental y meridional, África del Norte y Europa oriental. La urbanización tiene relevancia sólo a nivel local, excepto en Europa occidental, donde las áreas urbanas ocupan el 11 por ciento de las tierras susceptibles de convertirse en pastizales.

Según estos datos, la expansión de las tierras de pastos en áreas con alto potencial agroecológico sólo puede producirse a expensas de las tierras de cultivo, lo que es muy poco probable, o mediante la conversión de bosques en pastos, como está aconteciendo actualmente en los trópicos húmedos.

En realidad, lo más probable es que los pastos continúen cediendo superficie a las tierras de cultivo. Esta tendencia se observa ya en varias regiones, en particular en Asia y el África subsahariana, y obedece al aumento de la demanda de cereales.

⁵ Generalmente los peces son animales de sangre fría, usan menos energía para ejecutar sus funciones vitales y no necesitan una estructura ósea pesada ni energía para moverse en la tierra. El catabolismo y la reproducción de los peces es también más eficiente.



© FAO/5748/P. VAUGHAN-WHITEHEAD

Ganado vacuno mixto pastando en una finca de Obala (Camerún, 1969)

Para su expansión, las áreas urbanizadas también harán uso de las tierras de pastos, sobre todo en zonas con alto crecimiento demográfico como el África subsahariana y América Latina. Esta pérdida de superficie a favor de las tierras urbanas y de cultivo tiene repercusiones especialmente graves en los sistemas basados en el pastoreo, ya que la ampliación suele efectuarse a expensas de las tierras más productivas. De esta manera resulta comprometido el acceso a la biomasa durante la estación seca, período durante el cual la tierra menos productiva no puede sostener los rebaños. El resultado de esta situación es con frecuencia el sobrepastoreo, el incremento de la mortalidad durante la sequía y los conflictos entre los pastores y los agricultores.

La superficie de pastos está experimentando un incremento en aquellas regiones de África y América Latina en donde aún existen procesos de colonización en marcha. El ritmo de la expansión de los pastos a expensas de los bosques dependerá principalmente de las políticas a nivel macro y

micro en las áreas afectadas. En los países de la OCDE, la superficie total de pastos se estabilizará o se reducirá a medida que los pastizales se conviertan en tierras de cultivo, áreas urbanas y ecosistemas naturales o áreas de recreación. Puesto que la perspectiva de expansión de las tierras de pastos es limitada, lo más probable es que continúe la intensificación de la producción de pastos en las tierras más adecuadas y se abandonen los pastizales en las áreas marginales (Asner *et al.*, 2004). De hecho se estima que existe un espacio muy significativo para el incremento de la producción de los pastizales por la vía de la mejora de los pastos y de un mejor manejo de los mismos. En las áreas subhúmedas de África, y en particular en África occidental, Sumberg (2003) sugiere que en los suelos fértiles y con buen acceso, los cultivos y el ganado se integrarán, mientras que las áreas más remotas quedarán progresivamente marginadas o incluso abandonadas.

También es posible que el cambio climático altere los sistemas basados en pastizales. El impacto

en los pastos naturales será mayor que en las tierras de cultivo, donde las condiciones de crecimiento se pueden manejar con mayor facilidad, por ejemplo, a través de la irrigación o de la protección contra los vientos. Se prevé que el impacto será drástico en las tierras secas. Los resultados de un estudio de caso realizado en Malí por Butt *et al.* (2004) indican que el cambio climático podría reducir los rendimientos del forraje entre un 16 y un 25 por ciento para 2030, mientras que el rendimiento de los cultivos resultaría menos afectado, con una reducción máxima para el sorgo de entre el 9 y el 17 por ciento. En contraste, se espera que los pastos localizados en las zonas frías se beneficien con el aumento de la temperatura (FAO, 2006c). En los países en transición existe una oportunidad para la expansión de las tierras de pastos porque extensas superficies de pastizales que fueron abandonadas estarán disponibles para una nueva colonización a unos costos ambientales relativamente limitados.

Tierras de cultivo

La perspectiva de los rendimientos y la expansión de la tierra amenazados por la degradación y el cambio climático

Para obtener una mayor producción de piensos será necesario incrementar la productividad, aumentar la superficie cultivada o bien una combinación de ambas medidas. Hay un amplio consenso en cuanto a que el potencial para un aumento adicional de los rendimientos de los cereales y las semillas oleaginosas es generalmente grande, si bien en algunas zonas como, por ejemplo, la cuenca del Ganges, los rendimientos podrían haber alcanzado su nivel máximo (Pingali y Heisey, 1999; FAO, 2003a). En el caso de los cereales principales, el tope de rendimiento del maíz se podrá incrementar con mayor facilidad gracias a la transferencia tecnológica desde los países industrializados. Pingali y Heisey (1999) consideran que esta transferencia tiene mayores probabilidades de darse en China y otros países asiáticos, donde la elevada demanda de maíz para su uso como piensos aumentará la rentabilidad

del cultivo y donde el sector está en condiciones de asumir las inversiones necesarias. En contrate, el incremento en la producción de soja podría ser más lento (Purdue University, 2006). Asimismo, hay un potencial remanente para la ampliación de la tierra de cultivos. Se estima que en la actualidad las tierras cultivables y las tierras en cultivo permanente representan algo más de un tercio de la tierra apta para la producción de cultivos (FAO, 2003a), por lo que se prevé que la expansión de la tierra continuará contribuyendo al crecimiento de la producción agrícola primaria.

Las perspectivas varían considerablemente de una región a otra. La posibilidad de expansión de las tierras de cultivo de cereales y soja es limitada en Asia meridional y sudoriental (Pingali y Heisey, 1999), mientras que es más prometedora en otros continentes, en especial en América Latina y África. La contribución de la tierra cultivable a la expansión de la producción de cultivos durante el período 1997/1999-2030 se estima en un 33 por ciento en América Latina y el Caribe, un 27 por ciento en el África subsahariana, un 6 por ciento en Asia meridional y un 5 por ciento en Asia oriental (FAO, 2003a). Estas cifras reflejan la extensión de las superficies con alto potencial para la producción de cereales (Mapa 11, Anexo 1), y la producción de soja (Mapa 12, Anexo 1).

Dos cuestiones importantes amenazan este panorama global positivo. La primera de ellas es la degradación de las tierras asociada a la intensificación y a la expansión de la producción de cultivos, junto con sus consecuencias en términos de daños ecológicos y disminución de la productividad. Últimamente se observa una tendencia a la baja en la productividad en Asia meridional que puede estar directamente asociada con las consecuencias de la intensificación de los cultivos, entre las que cabe destacar el aumento de la salinidad, el anegamiento, la disminución de la fertilidad del suelo, el incremento en la toxicidad del suelo y el aumento de las plagas (Pingali y Heisey, 1999). La expansión de las tierras de cultivo a expensas de los ecosistemas naturales también tiene dramáticas repercusiones ecológicas, que comprenden la

pérdida de la biodiversidad y de servicios propios del ecosistema tales como la regulación del agua y el control de la erosión. Los temas relacionados con la degradación de la tierra asociados con la agricultura intensiva serán analizados con mayor profundidad en la Sección 2.5.

La segunda cuestión importante es que, aunque parece haber un potencial de producción suficiente a nivel global, existen sin embargo variaciones locales considerables. Debido a la escasez de tierras y a la pobre aptitud de las tierras para los cultivos, es probable que a nivel local se produzca una insuficiencia de tierras (FAO, 2003a). El impacto del cambio climático también tendrá variaciones regionales notables. El cambio climático alterará los rendimientos de los recursos vegetales para la producción pecuaria debido principalmente a los cambios en la temperatura, las precipitaciones, la concentración de CO₂, las radiaciones ultravioleta y la distribución de las plagas. Asimismo, podrían presentarse efectos indirectos debido a la alteración de las propiedades químicas y biológicas del suelo. Algunos de estos cambios podrían producir daños, como la reducción de los rendimientos en muchas áreas, mientras que otros podrían ser beneficiosos, como el "efecto fertilizante" de las elevadas concentraciones de CO₂. La literatura tiende a admitir que podría presentarse una reducción neta de los rendimientos agregados a nivel mundial. Sin embargo, entre las regiones en las que el cambio climático podría traer como consecuencia un aumento en los rendimientos, suelen citarse América del Norte, América del Sur, Europa occidental y Oceanía (Parry *et al.*, 2004).

Competencias y complementariedades en la búsqueda de biomasa forrajera

El sector pecuario no es el único que utiliza los cultivos, los desechos de cultivos y los subproductos. Otros sectores como los cultivos para la alimentación humana, la acuicultura, la producción forestal y la energía también hacen uso de estos recursos y, por tanto, compiten indirectamente con el ganado por el uso de los recursos de la tierra. Se considera que la competencia directa entre

la demanda de cereales para la alimentación humana y la alimentación animal es en promedio baja. La elasticidad de la demanda de cereales y semillas oleaginosas para el ganado es mucho más alta que la elasticidad de la demanda para los humanos. Así, cuando hay un aumento en el precio de los cultivos, la demanda de carne, leche y huevos tiende a disminuir rápidamente liberando una mayor cantidad de cereales para el consumo humano. Puede argumentarse, por tanto, que el uso de cereales en la alimentación animal representa una forma de amortiguamiento, que actúa para proteger la demanda de alimentos de las fluctuaciones en la producción (Speedy, 2003). Este efecto de amortiguamiento también se produce, a menor escala, por ejemplo con el engorde de ovejas en el Sahel. En un buen año, los excedentes de cereales se usan para el engorde de ovejas domésticas, mientras que en un mal año, los cereales se destinan exclusivamente al consumo humano. Sin embargo, el poder disponer de cereales para la alimentación de animales en años buenos induce a los agricultores a cultivar más de lo estrictamente necesario, asegurando así la seguridad alimentaria en un año de escasez.

Las proyecciones de la FAO sugieren que, a pesar de los contrastes en las tendencias regionales, es probable que se produzca a escala mundial un aumento del porcentaje de los cereales destinados a la alimentación animal para el año 2030, con un crecimiento de la producción de cereales situado entre 1 800 y 2 600 millones de toneladas de cereales en el período 1999/2001-2030. Un porcentaje creciente de los cereales para piensos se destinará a la industria de la acuicultura, de la que se espera un crecimiento del 4 al 6 por ciento anual hasta el año 2015 y del 2 al 4 por ciento anual durante los siguientes 15 años (FAO, 1997).

En efecto, con un mayor índice de conversión de piensos que las otras especies, la acuicultura se convertirá en un importante competidor de los monogástricos en regiones como Asia sudoriental y el África subsahariana.

El sector energético es otro competidor importante. Con el paulatino agotamiento de los recur-

sos energéticos fósiles y los crecientes esfuerzos para mitigar el cambio climático, las fuentes de energía verdes basadas en biomasa vegetal están cobrando impulso. Actualmente el 40 por ciento del combustible que se comercializa en el Brasil deriva del etanol obtenido de la caña de azúcar. A nivel mundial, la producción de combustible de etanol experimentó un incremento de 20 mil millones de litros en el año 2000 a 40 mil millones de litros en 2005, y se espera que alcance los 65 mil millones de litros en 2010 (Berg, 2004.). En 2005, en la Unión Europea la superficie total de la producción cultivos con destino a los biocombustibles se situó en torno a los 1,8 millones de hectáreas (UE, 2006). El rendimiento medio del etanol varía entre 3 000 litros/ha (basado en el maíz) y 7 000 litros/ha (remolacha) (Berg, 2004). A mediano y largo plazo este uso de la tierra competirá con la producción de piensos. Se prevé que una “segunda generación” de biocombustibles se obtendrá a partir de recursos de biomasa diferentes, produciéndose un cambio hacia la fermentación de materiales lignocelulósicos. Si esta perspectiva se materializa, el sector de los biocombustibles tendrá que acceder a más biomasa y se convertirá en un fuerte competidor de la producción ganadera basada en pastos.

Asimismo, existen complementariedades, algunas de ellas muy bien conocidas, como las que se establecen entre la producción para la alimentación humana y animal a nivel de los residuos de cultivos y los subproductos industriales. Un buen ejemplo es el de la harina de semillas de oleaginosas. La expansión adicional de los subproductos agroindustriales y de los recursos forrajeros no convencionales podría representar un importante potencial para el incremento de la producción de piensos a partir de la producción de cultivos primaria.

En contraste, los desechos de los alimentos raramente se reciclan como pienso. El Japón, país con un bajo nivel de autosuficiencia de piensos (24 por ciento), está explorando mecanismos para aumentar el reciclaje de desechos en piensos. Además de reducir la importación de piensos, la

meta es reducir los impactos ambientales asociados a la incineración y a los rellenos sanitarios. Kawashima (2006) propone una serie de opciones técnicas para el saneamiento y homogenización de los desechos de los alimentos basadas en la deshidratación, el tratamiento térmico y el ensilaje.

En varios contextos, los desechos de los alimentos y los subproductos agroindustriales podrían contribuir sustancialmente al abastecimiento de piensos y, por la misma razón, podrían disminuir la presión ejercida sobre la tierra. Además, un reciclaje más eficiente contribuiría a una mayor autosuficiencia en el abastecimiento de piensos, así como a incrementar la productividad animal mejorando el suplemento dietético. También resulta de interés ecológico el hecho de reciclar los nutrientes y la energía acumulados en los desechos de los alimentos y los subproductos en vez de deshacerse de ellos de forma perjudicial para el medio ambiente. No obstante, el potencial de estas prácticas resulta limitado por cuestiones éticas y relacionadas con la inocuidad de los alimentos, las cuales tendrán que afrontarse de manera más adecuada.

Incidencia de la inocuidad de los alimentos y las preferencias de los consumidores en las necesidades de pienso

Los temores desencadenados por la encefalopatía espongiforme bovina (EEB) han mostrado las consecuencias dramáticas de una enfermedad provocada por un reciclaje mal entendido de subproductos agroindustriales (en este caso, harina de carne y huesos) como piensos. El tema y su seguimiento mediático también han llamado la atención del público en general acerca de las nuevas prácticas de alimentación del ganado. Este y otros eventos similares, como la contaminación de pollo asadero con dioxinas en algunos países de la UE, han originado una amplia desconfianza de los consumidores hacia el sector pecuario industrial. De conformidad con el principio de cautela (ONU, 1992), la UE prohibió el uso de harinas de carne y huesos en la alimentación de todos los animales de granja a partir del primero de enero del año 2001.

La adopción del principio de cautela con el fin de garantizar la inocuidad de los alimentos de origen animal puede haber tenido un impacto significativo en el abastecimiento de piensos. La prohibición de la harina de carne y de huesos de la UE es un drástico ejemplo. Antes de la prohibición, la cantidad de harina de carne y huesos que se consumía en la UE se situaba en torno a los 2,5 millones de toneladas al año. En términos de equivalencia proteica, esta cantidad es equivalente a 2,9 millones de toneladas de harina de soja o 3,7 millones de toneladas de soja (USDA/FAS, 2000). Principalmente debido a la prohibición, las importaciones de harina de soja se incrementaron en casi 3 millones de toneladas entre 2001 y 2003, un 50 por ciento por encima de las importaciones realizadas en los tres años anteriores a este período. La expansión de la soja y su transporte genera impactos ambientales relacionados con la erosión de la biodiversidad, la contaminación y la emisión de gases de efecto invernadero (véase el Capítulo 3). Aunque la harina de soja es el principal beneficiario de la prohibición de la harina de carne y de huesos, existen otros sustitutos potenciales como el gluten de maíz, el guisante forrajero, la harina de colza y la torta de semillas de girasol. Este ejemplo proyecta una perspectiva dramática sobre los objetivos contrastantes de la producción pecuaria.

Probablemente, la necesidad de afrontar este contraste se agudizará y las decisiones de política en la materia serán críticas para la sostenibilidad social y ambiental del sector. Otro factor que afecta al sector de la producción de piensos y, en particular, al mercado de la soja es la preocupación de los consumidores por los organismos modificados genéticamente (OMG). En respuesta a estas preocupaciones, la UE ha exigido que los productos que contengan OMG sean etiquetados de manera que los consumidores puedan identificarlos. Además la UE ha propuesto que la soja transgénica sea separada de las otras variedades, de manera que quienes la compran para la alimentación animal o como ingrediente puedan elegir. Si esta tendencia se mantiene, tendrá repercusiones en

la competitividad relativa de los productores, así como en las prácticas de producción. En términos más generales, el uso o la prohibición de OMG en los piensos para animales tendrá un impacto en las especies de cultivo utilizadas, las prácticas de producción, la competitividad de los pequeños productores, los rendimientos y la futura distribución geográfica de las zonas de producción.

2.4 Sistemas de producción: los determinantes de la localización económica

Los sistemas de producción y de elaboración se moldean por las necesidades de poner en relación la demanda con los recursos (piensos, mano de obra, agua, etc.) sobre la base del capital y de las tecnologías disponibles. Esto ha dado como resultado las diversas tendencias geográficas actuales de los sistemas de producción pecuaria. La pauta ha cambiado con el tiempo, adaptándose a dinámicas de la población humana tales como el crecimiento demográfico y los desplazamientos de la población, a cambios técnicos como la domesticación, los sistemas de cultivo o el transporte, y a preferencias culturales

El proceso de cambio geográfico está aún en curso, quizás incluso a un ritmo más acelerado, como resultado de la rápida evolución impulsada por la demanda, la escasez de recursos, la tecnología y el comercio mundial (véase el Capítulo 1). Los principales cambios en la demanda de productos animales, los cuales se analizaron con detenimiento en la Sección 2.2 *supra*, tuvieron como resultado una redistribución geográfica de la demanda, con los centros urbanos de las economías en rápido crecimiento que emergen como centros de consumo.

La disponibilidad de recursos, principalmente agua y tierra, influye sobre los costos de la producción pecuaria. En las secciones anteriores se ha señalado que en diversas regiones del mundo hay una creciente competencia por la tierra y limitadas opciones para expandir la base de piensos, mientras que en otras regiones todavía hay potencial para su expansión. En esta sección, se

examinará en primer lugar la actual distribución geográfica de la producción pecuaria y de sus sistemas de producción teniendo en cuenta los desarrollos históricos del sector. Posteriormente, se analizarán las actuales tendencias espaciales de los sistemas de producción basados en la tierra y de los sistemas de producción sin tierra.

2.4.1 Tendencias históricas y pautas de distribución

Históricamente, el transporte y las infraestructuras para la comunicación no tenían los niveles de desarrollo actuales. No había facilidades para el transporte de las mercancías y las tecnologías no se propagaban con rapidez. Como consecuencia, la demanda y los recursos tenían que conectarse localmente, la mayoría de las veces dependiendo del capital disponible y de una combinación de tecnologías. Tradicionalmente la producción animal se ha basado en los recursos para piensos disponibles a nivel local, en particular recursos con un valor muy limitado o sin un valor alternativo, como los pastos naturales y los residuos de cultivos. En un contexto en que el desarrollo de las comunicaciones aún no había alcanzado las dimensiones actuales, las culturas y las religiones no tenían una difusión tan amplia y conservaban su especificidad en zonas limitadas. Este fue un factor determinante de preferencias de consumo y opciones de producción mucho más diversificadas.

Sistemas de producción ganadera

Los entornos, la intensidad y los objetivos de la producción presentan una gran variación entre los países y dentro de ellos. Los sistemas agropecuarios se corresponden con las oportunidades agroecológicas y con la demanda de productos animales. En términos generales, los sistemas se ajustan a los entornos socioculturales y biofísicos dominantes y, tradicionalmente, se han mantenido en equilibrio con estos entornos al no hacer uso de insumos externos.

En muchos de estos sistemas, el ganado está asociado a la producción de cultivos, como en los

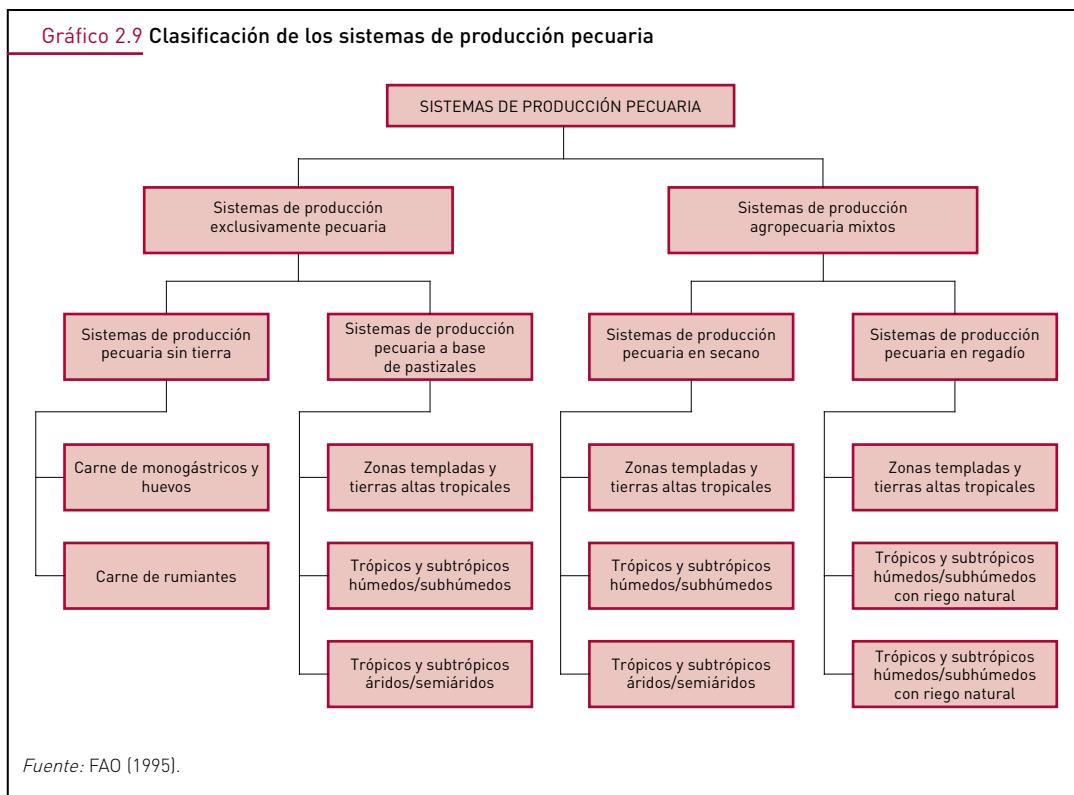
sistemas asiáticos de arroz/búfalo o cereal/bovino. El estiércol animal es con frecuencia esencial para el mantenimiento de la fertilidad del suelo y la función que los animales prestan en el ciclo de nutrientes es a menudo una motivación importante para su cría, especialmente donde hay una transferencia de nutrientes desde recursos de propiedad comunal a tierras privadas. En otros casos, se han desarrollado formas móviles de producción ganadera con el fin de aprovechar la oferta de pastos que están disponibles de manera temporal o sujetos a cambios estacionales en zonas montañosas o semiáridas. Aunque muchos de estos sistemas son el resultado de una larga evolución histórica, actualmente están bajo presión para ajustarse a la rápida evolución de las condiciones socioeconómicas. Durante las últimas décadas, grandes unidades de producción ganadera intensiva, especialmente para la producción de cerdos y aves de corral, han emergido en muchas regiones en desarrollo en respuesta al rápido crecimiento de la demanda de productos de origen animal.

En aras de una mayor claridad en el análisis, resulta útil clasificar la vasta variedad de situaciones individuales en un número limitado de sistemas de producción ganadera diferentes. Idealmente se deben considerar los siguientes criterios:

- grado de integración con cultivos;
- relación con la tierra;
- zona agroecológica;
- intensidad de producción;
- regadío o secano;
- tipo de producto.

La FAO (1995) ha propuesto una clasificación en 11 categorías de los sistemas de producción pecuaria según los diferentes tipos de sistemas de producción agropecuaria, la relación con la tierra y la zona agroecológica (véase el Gráfico 2.9). Pueden identificarse dos grupos principales de sistemas:

- Sistemas basados exclusivamente en la producción de animales, donde más del 90 por ciento de la materia seca que alimenta al ganado

Gráfico 2.9 Clasificación de los sistemas de producción pecuaria

proviene de pastizales, pastos, forrajes anuales y pienso comprado, y menos del 10 por ciento del valor total de la producción proviene de actividades agrícolas no ganaderas.

- Sistemas donde la cría de animales y los cultivos se asocian en sistemas de producción agropecuaria mixtos, en los cuales más del 10 por ciento de la materia seca con que se alimenta el ganado proviene de subproductos de cosechas o rastrojos, o más del 10 por ciento del valor total de la producción proviene de actividades agrícolas no ganaderas.

La clasificación en sistemas de producción exclusivamente pecuaria y sistemas agropecuarios mixtos se puede subdividir a su vez en cuatro amplios grupos. El Mapa 13 (Anexo 1) muestra el predominio relativo de estos cuatro amplios grupos de sistemas de producción ganadera en el mundo (Steinfeld, Wassenaar y Jutzi, 2006), mientras que los cuadros 2.9 y 2.10 muestran el

dominio relativo por lo que se refiere a la población ganadera y a las cifras de producción. Dos de estos amplios grupos pertenecen a los sistemas de producción exclusivamente pecuarios: los sistemas de producción pecuaria sin tierra y los sistemas de producción pecuaria a base de pastizales.

Los **sistemas de producción pecuaria sin tierra** en su mayor parte son sistemas intensivos que adquieren los piensos a otras empresas. Están ubicados principalmente en la parte oriental de América del Norte, en Europa y en Asia oriental y sudoriental. Se definen como los sistemas en que menos del 10 por ciento de la materia seca que sirve para alimentar a los animales se produce en la granja, y en los cuales las tasas poblacionales medias anuales se sitúan por encima de las 10 unidades ganaderas por hectárea (en promedio a nivel de la unidad censal). La categoría de sistemas de producción pecuaria sin tierra definida por

Cuadro 2.9

Población y producción pecuaria en diferentes sistemas de producción a nivel mundial

Parámetro	Sistema de producción pecuaria			
	Pastoreo	Mixto en secano	Mixto en regadío	Industrial/sin tierra
Población (millones de cabezas)				
Ganado bovino y búfalos	406,0	641,0	450,0	29,0
Cabras y ovejas	590,0	632,0	546,0	9,0
Producción (millones de toneladas)				
Carne de vacuno	14,6	29,3	12,9	3,9
Carne de oveja	3,8	4,0	4,0	0,1
Carne de cerdo	0,8	12,5	29,1	52,8
Carne de aves de corral	1,2	8,0	11,7	52,8
Leche	71,5	319,2	203,7	-
Huevos	0,5	5,6	17,1	35,7

Nota: promedios mundiales de 2001 a 2003.

Fuente: cálculos de los autores.

la FAO (1995) se subdivide a su vez en sistemas de monogástricos y de rumiantes. La presencia de sistemas de producción ganadera sin tierra o “industriales” está asociada tanto a los factores de la demanda como a los determinantes de la oferta. Estos sistemas son dominantes en las áreas con alta densidad de población y un elevado poder adquisitivo, en particular en las zonas costeras de Asia meridional, Europa y América del Norte, que además están conectadas con puertos marítimos para la importación de piensos. En contraste, hay zonas con una amplia oferta de piensos, como la región centro-occidental de los Estados Unidos de América y zonas internas del Brasil y la Argentina, donde se han desarrollado sistemas industriales usando los excedentes locales de la producción de piensos. Entre las regiones en desarrollo, Asia oriental y sudoriental ostentan la primacía en la producción de monogástricos. El sur del Brasil es otro epicentro de producción industrial de importancia mundial. Hay también centros de producción industrial de importancia regional, por ejemplo, en Chile, Colombia, México y la República Bolivariana de Venezuela, así como, para aves de corral, en el Cercano Oriente, Nigeria y Sudáfrica.

Las tres principales categorías restantes se basan en la tierra y se subdividen a su vez en tres zonas agroecológicas: zonas templadas y tierras altas tropicales, trópicos y subtrópicos húmedos/subhúmedos, y trópicos y subtrópicos áridos/semiáridos.

Los **sistemas de producción pecuaria a base de pastizales (o pastoreo)** son sistemas de producción exclusivamente ganaderos, con frecuencia basados en el pastoreo migratorio, en pastizales estacionales o en pastos de altura. Suelen estar ubicados en las zonas más marginales, que no resultan aptas para los cultivos, bien sea por las bajas temperaturas, las escasas precipitaciones o las condiciones topográficas. Son los sistemas dominantes en zonas áridas y semiáridas. Se definen como sistemas en los que más del 10 por ciento de la materia seca que sirve de alimento para los animales se produce en la granja, y en los cuales las tasas poblacionales medias anuales se sitúan por debajo de 10 unidades ganaderas por hectárea de tierra cultivada. Estos son los sistemas que ocupan una mayor superficie de tierras, estimada actualmente en el 26 por ciento de la superficie total del planeta libre de hielo. Aquí

Cuadro 2.10**Población y producción pecuaria en diferentes sistemas de producción en los países en desarrollo**

Parámetro	Sistema de producción pecuaria			
	Pastoreo	Mixto en secano	Mixto en regadío	Industrial/sin tierra
Población (millones de cabezas)				
Ganado bovino y búfalos	342,0	444,0	416,0	1,0
Cabras y ovejas	405,0	500,0	474,0	9,0
Producción (millones de toneladas)				
Carne de vacuno	9,8	11,5	9,4	0,2
Carne de oveja	2,3	2,7	3,4	0,1
Carne de cerdo	0,6	3,2	26,6	26,6
Carne de aves de corral	0,8	3,6	9,7	25,2
Leche	43,8	69,2	130,8	0,0
Huevos	0,4	2,4	15,6	21,6

Fuente: cálculos de los autores.

se incluyen una gran variedad de contextos agroecológicos con niveles de producción de biomasa muy diferentes.

Los otros dos tipos de sistemas basados en la tierra asocian la producción de cultivos y la crianza de ganado. Estos sistemas mixtos se encuentran en ecosistemas con mejores condiciones bioclimáticas.

Los **sistemas de producción pecuaria en secano** son sistemas mixtos en los que más del 90 por ciento del valor de la producción agrícola no ganadera proviene de tierras no irrigadas. La mayoría de los sistemas de producción pecuaria mixtos son de secano y se localizan especialmente en las zonas semiáridas y subhúmedas de los trópicos y de las zonas templadas.

Los **sistemas de producción pecuaria en regadío** son sistemas mixtos que se encuentran en muchos lugares del mundo, pero generalmente con una extensión espacial muy limitada. Las excepciones son el oriente de China y el norte de la India y el Pakistán, donde estos sistemas están presentes en amplias zonas. Se definen como sistemas mixtos en los cuales más del 10 por ciento del valor de la producción no ganadera proviene del uso de tierras en regadío.

Los cuadros 2.9 y 2.10 muestran la distribución de la producción (rumiantes y monogástricos) y la población animal (solamente rumiantes) en los cuatro grupos de sistemas de producción, tanto a nivel mundial como en las regiones en desarrollo. Los 1 500 millones de cabezas de bovinos y búfalos y los 1 700 millones de cabras y ovejas están uniformemente distribuidas entre los sistemas basados en la tierra. Sin embargo, la densidad media es mucho mayor en los sistemas en regadío que en los sistemas de pastoreo, debido a que los primeros tienen una capacidad de carga por unidad de área mucho más elevada.

La producción de especies monogástricas se desplaza hacia sistemas industriales sin tierra, la producción de rumiantes sigue basada en la tierra

Hasta ahora solo una pequeña fracción de la población de **rumiantes** del mundo se cría en corrales de engorde industriales y usualmente, incluso en estos sistemas de producción intensivos, los corrales se utilizan solo en las últimas fases del ciclo productivo. La mayor parte de la población de grandes y pequeños rumiantes se encuentra en regiones en desarrollo. La productividad de los rumiantes varía considerablemente en cada

sistema pero, en términos generales, la productividad de los sistemas mixtos y de pastoreo en los países en desarrollo es más baja que en los países desarrollados. A nivel mundial, la producción de carne por animal en los sistemas de pastoreo es de 36 kg/cabeza al año, mientras que el promedio para los países en desarrollo es de 29 kg/cabeza al año. Sin embargo, la variación más grande en cuanto a la intensidad de producción se presenta en el sistema mixto de secano, que produce los mayores volúmenes de productos provenientes de rumiantes. A pesar de que las regiones en desarrollo albergan la gran mayoría de los animales de esta categoría, apenas dan cuenta de menos de la mitad de la producción global de la categoría. Así, la productividad media de la carne en estas regiones es de 26 kg/cabeza, comparada con un nivel mundial de 46 kg/cabeza, y su producción de leche corresponde sólo al 22 por ciento de la producción mundial. Si se tiene en cuenta la producción conjunta de las cuatro categorías, las regiones en desarrollo producen la mitad de la carne bovina del total mundial, cerca del 70 por ciento de la carne de cordero y alrededor de un 40 por ciento de la producción de leche.

Las especies **monogástricas** presentan una situación de fuerte contraste. Actualmente más de la mitad de la producción mundial de carne porcina proviene de los sistemas industriales, porcentaje que asciende a más del 70 por ciento en el caso de las aves de corral. Cerca de la mitad de la producción industrial se origina en los países en desarrollo y, aunque no se dispone de cifras fiables sobre la población, la variación de la productividad entre regiones es probablemente mucho más baja que para el caso de los rumiantes. No obstante, existen grandes diferencias en la producción total entre las diversas regiones en desarrollo. La mayor parte de la producción mundial de huevos y carne de aves de corral y cerdo procedente de los sistemas mixtos en regadío se localiza en las regiones en desarrollo. A pesar de tener una importancia sustancial, la producción en América Latina es sólo una décima parte de la asiática, mientras que la producción es casi

inexistente en África y Asia occidental. En conjunto, los países desarrollados y Asia dan cuenta de más del 95 por ciento de la producción porcina industrial a nivel mundial.

Distribución geográfica de las principales especies de ganado

La distribución de las especies también puede analizarse en función de las zonas agroecológicas (Cuadro 2.11). El fuerte crecimiento de la producción industrial de especies monogástricas que recientemente se ha registrado en los trópicos y subtrópicos, ha dado lugar a unos niveles de producción similares a los de las regiones templadas. La situación de la producción de rumiantes es, sin embargo, muy diferente, en parte porque es una producción basada en el medio natural. La producción y la productividad son mucho más altos en los climas más fríos. La producción de pequeños rumiantes en los (sub)trópicos (semi)áridos es una excepción notable, que puede explicarse por el elevado número de cabezas de ganado y la productividad relativamente alta de estas especies, resultado de su adaptabilidad a las condiciones adversas en áreas marginales. La baja productividad relativa del sector lechero en los trópicos más húmedos se relaciona con el fuerte dominio de los sistemas mixtos en estas regiones, donde el uso de animales para la tracción y otros usos como el transporte reviste aún una gran importancia.

De todas las especies de ganado, las aves de corral muestran la pauta de distribución más cercana a las poblaciones humanas (véase el Mapa 16, Anexo 1). Esto puede resultar, en principio, sorprendente ya que las aves de corral se crían principalmente en sistemas intensivos, pero se explica por la amplia difusión de estos sistemas. A nivel mundial, hay un promedio de 3 aves por hectárea de tierra agrícola, con las concentraciones más altas en Europa occidental (7,5 aves/ha), Asia oriental y sudoriental (4,4 aves/ha) y América del Norte (4,3 aves/ha). En China la media es de 6,9 aves por hectárea de tierra agrícola. En relación con la población humana, la tasa aves de corral/persona más alta se registra en

Cuadro 2.11

Población y producción pecuaria en diferentes zonas agroecológicas

Parámetro	Zonas agroecológicas		
	Trópicos y subtrópicos áridos y semiáridos	Trópicos y subtrópicos húmedos y subhúmedos	Zonas templadas y tierras altas tropicales
Población (millones de cabezas)			
Ganado bovino y búfalos	515	603	381
Cabras y ovejas	810	405	552
Producción (millones de toneladas)			
Carne de vacuno	11,7	18,1	27,1
Carne de oveja	4,5	2,3	5,1
Carne de cerdo	4,7	19,4	18,4
Carne de aves de corral	4,2	8,1	8,6
Leche	177,2	73,6	343,5
Huevos	4,65	10,2	8,3

Nota: promedios mundiales de 2001 a 2003.

Fuente: cálculos de los autores.

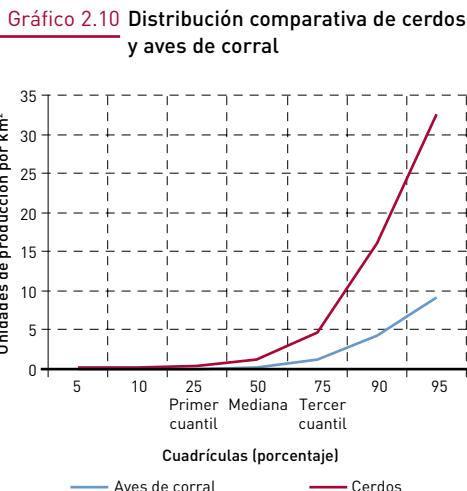
América del Norte (6,7 aves por persona), seguida de América Latina con 4,5 aves por persona. Estas cifras son consistentes con los altos volúmenes de exportación de productos avícolas de estas dos regiones (véase el Cuadro 14, Anexo 2).

Históricamente la distribución de la población de cerdos estuvo más cercana a la población humana. La fuerte concentración de la industria porcina en regiones especializadas ha conducido a intensas concentraciones subnacionales (véase el Mapa 17, Anexo 1). La tendencia a una mayor concentración de cerdos que de aves de corral en áreas con mayores densidades de animales se ilustra en el Gráfico 2.10. Esta tendencia puede ser resultado del alto impacto ambiental de la producción de cerdos. Otra característica destacada de la distribución de la población porcina es su ausencia relativa en tres regiones (Asia occidental y África del Norte, África subsahariana y Asia meridional) por razones culturales (véase el Cuadro 7, Anexo 2). Por otro lado, las densidades más altas de cerdos en relación con la tierra agrícola y la población humana se presentan en Europa y Asia sudoriental.

Las principales densidades de **bovinos** se registran en la India (con una media de más de una

cabeza de ganado por hectárea de tierra agrícola), el nordeste de China (en particular, ganado de leche), el norte de Europa, el sur del Brasil y las tierras altas de África oriental (véase el Mapa 18, Anexo 1, y el Cuadro 8, Anexo 2). Concentraciones más reducidas se registran en los Estados Unidos de América, América Central y China meridional. Aunque no se registran grandes concentraciones en Oceanía, la región tiene más cabezas de vacuno que habitantes, sobre todo en Australia donde la cabaña de bovinos es aproximadamente un 50 por ciento más alta que la población humana. Sin embargo, el promedio de la cabaña de bovinos por unidad de tierra agrícola está entre los más bajos, en línea con el carácter extensivo de la producción de vacunos.

Los **pequeños rumiantes** no son comunes en América, excepto en el Uruguay y, en menor medida en México y el norte del Brasil (véanse el Mapa 19 del Anexo 1 y el Cuadro 9 del Anexo 2). En contraste, se registran elevadas densidades en Asia meridional y Europa occidental (1,3 y 0,8 cabezas por hectárea de tierra agrícola, respectivamente) y hay concentraciones locales en Australia, China, África del Norte y en las tierras secas africanas. Como en el caso de los bovinos, el África



Fuente: cálculos basados en los mapas 16 y 17 (Anexo 1).

subsahariana tiene una proporción de animales en relación con la población humana mayor que la media mundial, lo que se explica por la fuerte dependencia de los rumiantes y la baja productividad de los animales.

El Mapa 20 (Anexo 1) muestra las tendencias geográficas mundiales de la distribución agregada de las especies pecuarias expresada en términos de unidades de ganado. Se observan seis zonas principales de concentración: zona central y oriental de los Estados Unidos de América, América Central, sur del Brasil, norte de Argentina, Europa central y occidental, la India y China. Cuatro zonas presentan áreas densamente concentradas de menor extensión: África oriental, Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda.

Tendencias recientes de la distribución

Los monogástricos se expanden a un ritmo más rápido que los rumiantes

La comparación entre dos cuantificaciones de los sistemas de producción ganadera mundial realizadas por la FAO (1995) (promedios para 1991-1993 y para 2001-2003) muestran que una serie de cambios significativos en la dotación de recursos han provocado cambios en el tipo y extensión de los sistemas de producción. La cabaña bovina

ha registrado un ligero aumento a nivel mundial (5 por ciento), con un considerable incremento en el África subsahariana, Asia y América Latina. Una fuerte caída en el número de animales de casi un 50 por ciento se registró en Europa oriental y en casi todos los países de la CEI como consecuencia de los cambios geopolíticos y el colapso de la Unión Soviética.

La producción mundial creció en un 10 por ciento en el período estudiado, con diferencias muy marcadas a nivel regional. La producción de carne bovina casi se duplicó en Asia y se incrementó en un 30 por ciento en el África subsahariana, en un 40 por ciento en América Latina, y en cerca del 20 por ciento en Asia occidental y África del Norte, aunque a partir de un nivel absoluto más bajo. El aumento más alto de la producción bovina se presentó en los sistemas mixtos de las zonas húmedas. Con niveles de producción en su conjunto más bajos (véase el Cuadro 2.9 y el Cuadro 2.10), la producción total de carne de pequeños rumiantes se incrementó en un 10 por ciento aproximadamente, si bien la población animal permaneció muy constante en los dos períodos de referencia. Se observaron cambios interregionales en la distribución. El número de ejemplares de la cabaña ganadera experimentó un notable incremento en el África subsahariana y Asia y una fuerte disminución en América Latina, los países de la OCDE, y especialmente en Europa oriental y la CEI. Estos incrementos se dieron principalmente en los sistemas húmedos mixtos. Los cambios en la producción de monogástricos son más notables. El total de la producción de carne porcina (la más alta producción de carne por especies en 2002) aumentó en un 30 por ciento a nivel mundial, un incremento registrado casi en su totalidad en Asia. En la mayoría de las regiones se observó un aumento de la producción de carne porcina, si bien en Europa oriental y la CEI hubo una caída del 30 por ciento. La producción industrial de carne de cerdo creció casi un 3 por ciento anual. Se presentaron asimismo fuertes incrementos en los sistemas irrigados mixtos de las zonas húmedas y templadas.

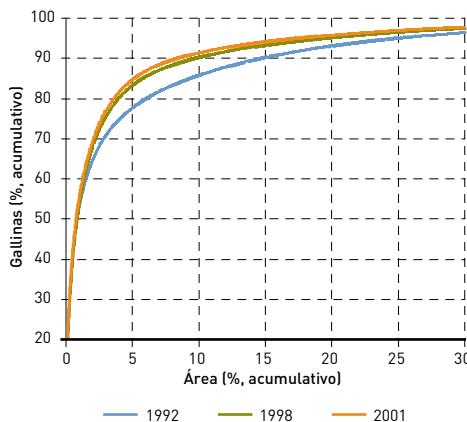
La producción total de carne de aves de corral creció casi un 75 por ciento, la expansión más fuerte de todos los productos de origen animal. Las diferencias regionales fueron pronunciadas, con una altísima expansión en Asia (incremento del 150 por ciento, con tasas de crecimiento anual por encima del 9 por ciento). Las tasas de crecimiento generalmente fueron positivas, situándose entre un 2 y un 10 por ciento en las diferentes regiones, en su mayor parte debido al desarrollo de los sistemas industriales. La producción mundial de huevos creció en un 40 por ciento. En Asia la producción de huevos creció más del doble, para alcanzar un porcentaje de casi el 50 por ciento de la producción mundial. Los sistemas de producción sin tierra registraron un crecimiento de cerca del 4 por ciento anual.

2.4.2 Concentración geográfica

La industrialización de la producción pecuaria se produce en los lugares donde hay crecimiento económico (véase el Capítulo 1). De esta manera, los nuevos sistemas de producción se convierten en los sistemas dominantes en los países industrializados y en los países con rápido crecimiento económico. Una característica de estos sistemas es la segmentación de las fases de producción (producción del alimento, cría de los animales, sacrificio y elaboración) y la ubicación de cada segmento donde los costos de operación sean inferiores. En este proceso, las granjas tienden a concentrarse y agruparse geográficamente.

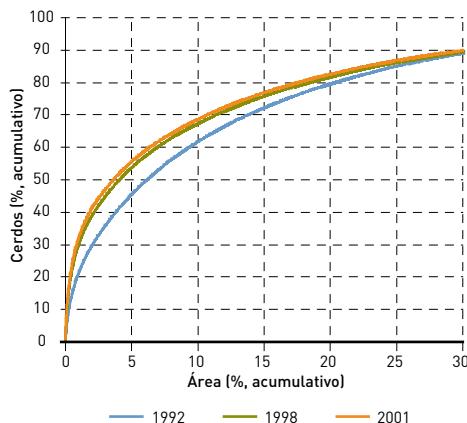
La tendencia de los sistemas de producción sin tierra a la agrupación es una tendencia en curso tanto en los países desarrollados como en los países en desarrollo. Una serie de análisis de las poblaciones porcina y avícola realizados a nivel de municipio en el Brasil indican una concentración geográfica más acentuada de las gallinas que de los cerdos, y una concentración en aumento para las dos especies durante el período 1992-2001 (véanse el Gráfico 2.11 y el Gráfico 2.12). En 1992, un 5 por ciento de la superficie total del país albergaba el 78 por cien-

Gráfico 2.11 Cambios en la concentración geográfica de gallinas en el Brasil (1992-2001)



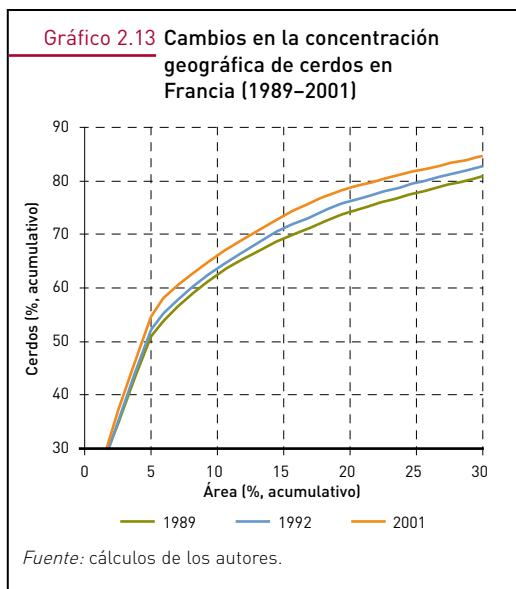
Fuente: cálculos de los autores.

Gráfico 2.12 Cambios en la concentración geográfica de cerdos en el Brasil (1992-2001)



Fuente: cálculos de los autores.

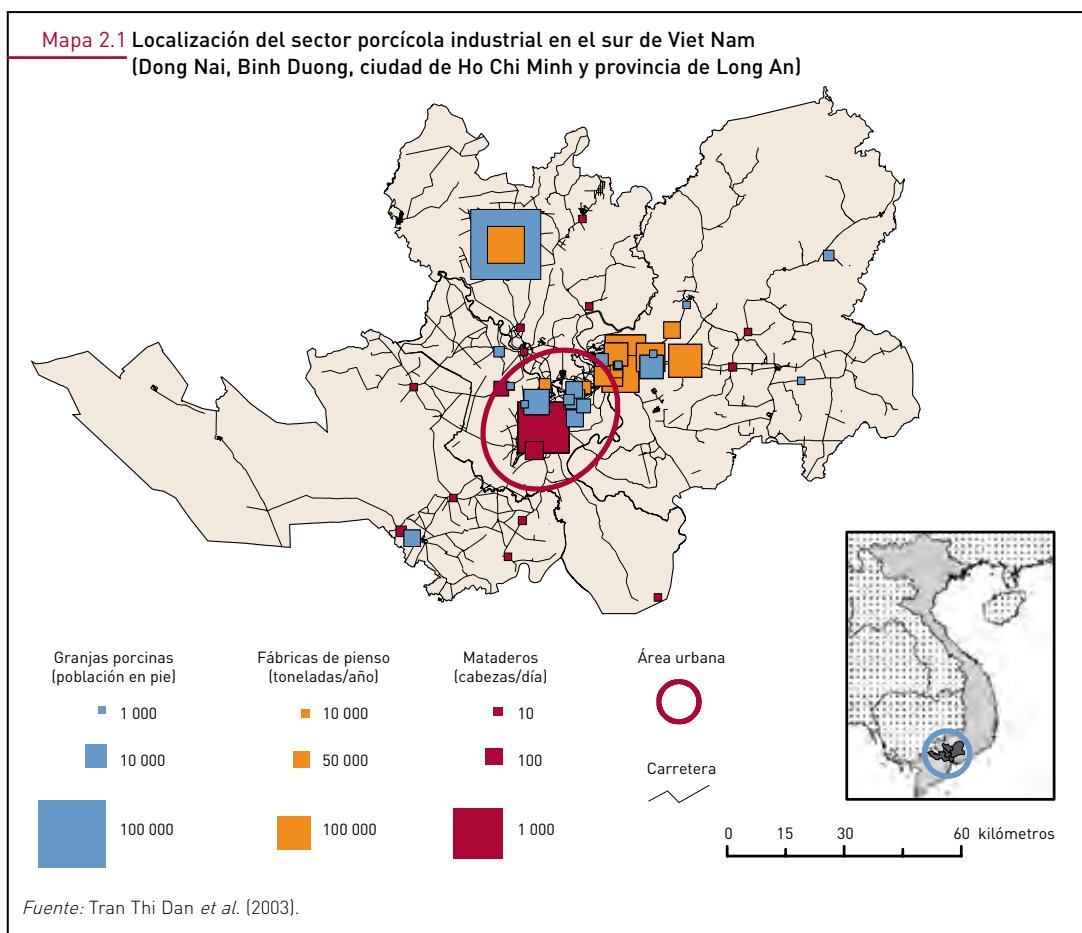
to de la población de gallinas, que se incrementó hasta alcanzar el 85 por ciento de la población en el año 2001. Las cifras correspondientes para cerdos durante el mismo período son del 45 y el 56 por ciento, respectivamente. Un análisis similar realizado en Francia y en Tailandia mostró resultados similares (véanse el Gráfico 2.13 y el Gráfico 2.14).



Sistemas de producción sin tierra

Un movimiento con dos pasos: de lo rural a lo urbano, de lo urbano a las fuentes de suministro de alimento

Cuando los países en desarrollo se industrializan, la producción pecuaria suele reubicarse en dos etapas (Gerber y Steinfeld, 2006). Tan pronto como la urbanización y el crecimiento económico traducen el aumento de la población en una demanda “al por mayor” de productos de origen animal, surgen los operadores a gran escala. En una etapa inicial, estos operadores se ubican en las cercanías de los centros rurales y urbanos, debido a que los productos pecuarios figuran entre los productos más perecederos y a que su conservación y transporte sin enfriamiento y elaboración plantea serios problemas. En consecuencia, mientras la infraestructura



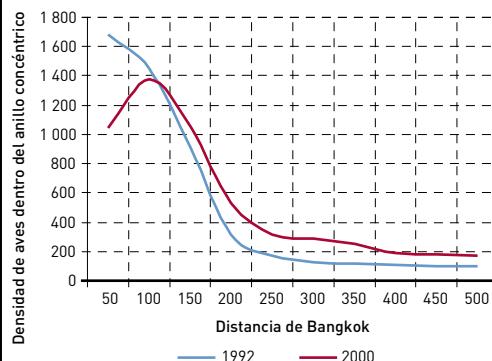
de transportes sea inadecuada, la producción de alimentos de origen animal tendrá que ubicarse en las inmediaciones de la demanda. El Mapa 2.1 muestra cómo la producción porcina intensiva se ha ubicado en la periferia de la ciudad de Ho Chi Minh, en Viet Nam. La mayor parte de las fábricas de piensos, granjas y mataderos se encuentran en un radio de 40 km del centro de la ciudad.

En una segunda etapa, la infraestructura y la tecnología de transportes tienen un desarrollo suficiente, que posibilita desde el punto de vista técnico y financiero mantener retiradas las explotaciones de los centros de consumo. De esta manera, la producción pecuaria se aleja de las áreas urbanas, debido a una serie de factores, tales como los costos inferiores de la tierra y la mano de obra, el mejor acceso a los piensos, los estándares ambientales menos estrictos, los incentivos fiscales y la menor presencia de enfermedades. Siguiendo una tendencia similar, la densidad de las explotaciones de aves de corral en áreas situadas a menos de 100 km de Bangkok disminuyó entre los años 1992 y 2000, con la mayor disminución (40 por ciento) en las áreas más cercanas a la ciudad (menos de 50 km). Por el contrario, la densidad se incrementó en todas las áreas situadas a más de 100 km (véase el Gráfico 2.14). En este caso particular el cambio geográfico se aceleró también gracias a los incentivos fiscales.

Cuando se abandonan las áreas periurbanas, los sistemas de producción sin tierra tienden a reubicarse en lugares más cercanos a las fuentes de recursos para piensos a fin de minimizar los costos del transporte de insumos, dado que el pienso usado por cabeza tiene un volumen mayor que el producto pecuario obtenido. El desplazamiento se efectúa hacia las zonas de producción de piensos (por ejemplo, la zona de producción de maíz en los Estados Unidos de América, el Mato Grosso en el Brasil, El Bajío en México) o hacia las zonas de importación y elaboración (por ejemplo, la provincia Chachoengsao en Tailandia o Jeddah en Arabia Saudita).

En los países de la OCDE, donde la industrialización del sector pecuario comenzó en 1950, los polos industriales se establecieron en zonas rurales con excedentes en la oferta de cereales. Aquí,

Gráfico 2.14 Cambios en la concentración periurbana de aves de corral en Tailandia (1992–2000)



Fuente: cálculos de los autores.

en una primera etapa, los animales se criaban como un medio de diversificación y de agregación de valor. En Europa este tipo de agrupación de la producción de cerdos y de aves de corral se dio en Bretaña, el valle del Po en Italia, el occidente de Dinamarca y Flandes. La distribución geográfica de estos polos resultó afectada por el aumento de piensos importados. Así, las agrupaciones que contaban con buenas conexiones con los puertos se fortalecieron (por ejemplo, los de Bretaña, occidente de Dinamarca y Flandes), y surgieron nuevas zonas de producción en las inmediaciones de los puertos principales (Baja Sajonia, Países Bajos, Cataluña). Por último, hay que señalar también que un tipo más reciente de polo productivo relacionado con los piensos es el que ha surgido en las cercanías de las plantas de elaboración de piensos de nueva creación, lo que ha ampliado la cadena de producción animal. Una serie de análisis sobre el número de cerdos y producción de cultivos forrajeros realizados a nivel municipal puso de relieve la existencia de este tipo de concentración cercana a los establecimientos de elaboración de piensos en el Brasil. De 1992 a 2001, parte de la población de cerdos se alejó de las áreas tradicionales de producción de alimentos para animales y se concentró en torno a las principales fábricas de piensos en el Mato Grosso.

Sin embargo, las estrategias para el control de las enfermedades podrían diseminar los polos de producción. Para limitar la propagación de enfermedades, las grandes explotaciones agropecuarias tienden a apartarse de otras explotaciones similares o de las unidades a pequeña escala. Una distancia de unos cuantos kilómetros es suficiente para evitar la difusión de enfermedades. En consecuencia, es probable que esta tendencia evite la concentración de explotaciones agropecuarias a pequeña y gran escala, especialmente en asentamientos periurbanos, pero es también probable que no altere la tendencia hacia el establecimiento de polos especializados, con presencia de fábricas de piensos, mataderos y servicios de salud animal.

Sistemas basados en la tierra: hacia los sistemas intensivos

El forraje es voluminoso y su transporte resulta costoso. De ahí que la cría de ganado en los sistemas basados en la tierra esté estrechamente ligada a las zonas de producción de recursos forrajeros. Sin embargo, tal y como se ha expuesto en las secciones anteriores, se prevé una limitada

expansión de la superficie de pastos, obstaculizada, por un lado, por la falta de tierras aptas y, por otro, por la competencia de tierras para otros usos con costos de oportunidad más bajos (por ejemplo, agricultura, silvicultura, conservación).

En consecuencia, y estimulados por la creciente demanda de carne y leche, parte de los sistemas de producción basados en la tierra están transformándose en sistemas intensivos como corrales de engorde y centrales lecheras (véase el Capítulo 1), siguiendo la misma tendencia de la producción intensiva de monogástricos.

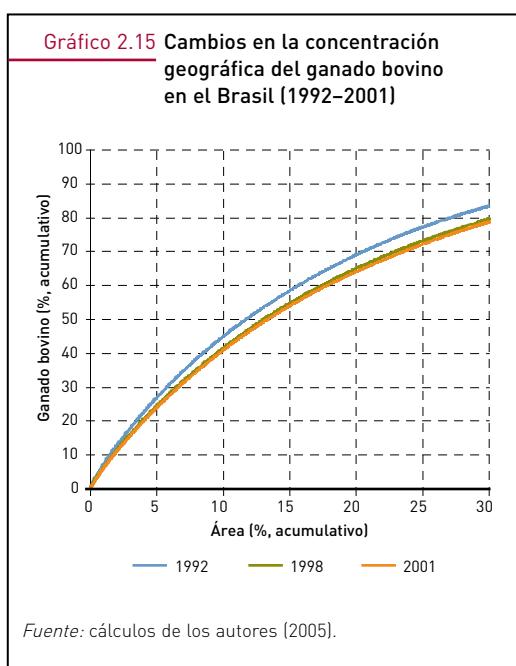
Los sistemas basados en la tierra tienden también a expandirse hacia las áreas remanentes con buen potencial para pastos o hacia las áreas donde no existen fuertes competidores por el uso de la tierra. Esto ocurre fundamentalmente en Oceanía y América del Sur. Entre 1983 y 2003, la producción de carne y leche creció en un 136 y un 196 por ciento, respectivamente, en Oceanía y en un 163 y un 184 por ciento, respectivamente, en América del Sur. En comparación, la producción mundial en su conjunto se incrementó en un 124 por ciento para los dos productos en el mismo período (FAO, 2006b).

Estas tendencias generales quedan confirmadas por los análisis locales. En el Brasil, en los sistemas basados en la tierra, las cifras de bovinos por municipio muestran una dispersión geográfica aún más uniforme del ganado (véase el Gráfico 2.15) que la observada para la misma población en sistemas intensivos sin tierra. En la sección dedicada a los lugares críticos de degradación de la tierra (Sección 2.5 *infra*) se realizará una descripción pormenorizada de la expansión de los pastizales hacia la Amazonia.

2.4.3 Aumento del nivel de dependencia del transporte

La mejora de los sistemas de transporte y comercialización aumenta el transporte de productos pecuarios

El transporte de productos del sector pecuario ha experimentado grandes progresos técnicos y sus costos son cada vez más accesibles. Los avances técnicos en el sector del transporte, como los rela-



© USDA/JOSEPH VALBUENA



Transporte de pollos a una central avícola cerca de Magee (Estados Unidos de América)

cionados con el desarrollo de la infraestructura, el transporte a gran escala de productos agrícolas o la consolidación de una cadena de frío para largas distancias, han desempeñado una función decisiva en la configuración de la transformación del sector pecuario.

Los avances en el sector del transporte han hecho posible colmar el vacío geográfico entre la demanda urbana de productos de origen animal y la oferta de tierras para su producción. El incremento en el comercio y transporte de productos animales y piensos ha sido un factor fundamental en la industrialización del sector pecuario. Los sistemas industriales sin tierra operan a gran escala, con volúmenes considerables de insumos y productos y, como consecuencia, dependen de manera intrínseca del transporte para el abastecimiento de insumos (fundamentalmente piensos) y la entrega de productos. Además cabe señalar que los bajos costos del transporte privado (un factor que casi nunca se tiene en cuenta en los costos ambientales y sociales) han ejercido una notable influencia en la economía de la ubicación de diversos segmentos de la cadena productiva del sector pecuario, desde la producción y las fábricas de piensos, a la producción animal, los mataderos y la elaboración. Dado que los costos de transportar cada segmento son limitados, otros costos de producción tienen mayor relevancia en la determinación de la ubicación. Entre estos parámetros figuran el costo de la tierra, la mano

de obra, los servicios, el control de enfermedades, el régimen de impuestos y el rigor de las normas ambientales. Aunque en menor extensión que los sistemas industriales sin tierra, los sistemas de producción basados en la tierra dependen también cada vez más del transporte, en la medida en que las tierras disponibles se alejan de los centros de consumo.

A nivel mundial, la mayor parte de la producción pecuaria se destina al consumo nacional. Sin embargo, hay un paulatino aumento del comercio de productos de origen animal y el porcentaje de la producción mundial que se comercializa es mayor actualmente que en los años ochenta. La tendencia ha sido especialmente dinámica para la carne de pollo, donde el porcentaje comercializado internacionalmente ascendió del 6,5 por ciento registrado en el período 1981-1983 al 13,1 por ciento de 2001-2003. En este último período también se comercializó más del 12 por ciento de la producción mundial de carne bovina, carne de aves de corral y leche, mientras que para la carne de cerdo el porcentaje se situó en el 8,2 por ciento. Todos estos porcentajes estuvieron por encima de los valores medios del período 1981-1983. Por lo que se refiere a los piensos, el comercio de harina de soja fue el que registró un mayor porcentaje (entre un 24 y un 25 por ciento de la producción), si bien su incremento fue muy reducido (véase el Cuadro 2.12). En cuanto a los cereales para piensos, el porcentaje de la producción comercializado perma-

Cuadro 2.12

Comercio como porcentaje de la producción total para los productos seleccionados

Producto	1981-1983 promedios	2001-2003 promedios
	(.....)	%)
Carne de vacuno	9,4	13,0
Carne de cerdo	5,2	8,2
Carne de aves de corral	6,5	13,1
Equivalente de leche	8,9	12,3
Harina de soja ¹	24,3	25,4

¹ Comercio de harina de soja sobre la producción total de soja.
Fuente: FAO (2006b).

neció muy estable. Entre los factores catalizadores del incremento del comercio destaca el número de medidas normativas y acuerdos orientados a facilitar el comercio internacional, que incluyen los acuerdos regionales, la armonización de estándares y la inclusión de la agricultura en el mandato de la Organización Mundial del Comercio (OMC).

El comercio de piensos: América domina las exportaciones, China y la Unión Europea dominan las importaciones

A medida que la producción pecuaria crece y se intensifica, depende en menor medida de los recursos alimenticios disponibles localmente y más de los piensos comercializados tanto a nivel local como internacional. En los mapas 21 y 22 (Anexo 1) se muestran las tendencias espaciales estimadas del superávit/déficit de piensos para cerdos y aves de corral, que pone en evidencia la alta dependencia del sector del comercio. El comercio de piensos y la relativa transferencia virtual de agua, nutrientes y energía es un factor determinante de los impactos asociados al sector. Generalmente las estadísticas sobre el comercio de los cereales destinados a la alimentación animal no están separadas de las del conjunto de los cereales comercializados. Sin embargo, es posible inferir las principales tendencias a partir de los flujos comerciales a nivel regional, tal y como muestra el Cuadro 10 del Anexo 2 para el maíz. América del Norte y América del Sur son las dos regiones con niveles de exportaciones interregionales más significativas. El maíz que desde estas regiones se exporta a África se destina principalmente al consumo humano, mientras que un alto porcentaje de las exportaciones dirigidas a Asia, la UE y América se destinan al abastecimiento de la demanda de piensos (Ke, 2004). La demanda asiática de maíz, impulsada por el sector de alimentos para animales, queda satisfecha en su mayor parte por América del Norte, si bien las importaciones procedentes de América del Sur se han incrementado drásticamente durante el período. América del Norte también exportó grandes volúmenes de maíz a América del Sur y

América Central (respectivamente, un promedio de 2,8 y 9,2 millones de toneladas entre 2001 y 2003). Ambos flujos han registrado un fuerte incremento durante los últimos 15 años. Por su parte, América del Sur domina el mercado de la UE. Esta tendencia se explica por el contraste en el perfil de los países y en las estrategias. Las exportaciones desde América del Norte y América del Sur son impulsadas por países como la Argentina, el Canadá y los Estados Unidos de América, con abundantes tierras y fuertes políticas para la exportación de cereales. Por otro lado, China, uno de los principales catalizadores de las importaciones asiáticas, compensa su escasez de tierras mediante las importaciones.

La comparación entre los recursos de cereales y la demanda de los mismos a nivel local permite hacer estimaciones del comercio doméstico (véase el Mapa 21, Anexo 1), si bien lo más probable es que las importaciones internacionales abastecan parte de la demanda en las zonas deficitarias.

Cerca de un tercio de la producción mundial de soja, aceite de soja y harina de soja se comercializa (29,3, 34,4 y 37,4 por ciento, respectivamente). Este porcentaje está muy por encima del registrado para otros productos agrícolas. La harina de soja y las semillas de soja representan el 35 y el 50 por ciento, respectivamente, del valor total del comercio de la soja (FAO, 2004a). Un reducido número de países que son grandes productores abastece el amplio consumo de muchos países importadores (véase el Cuadro 11 y el Cuadro 12 del Anexo 2 y el Mapa 22 del Anexo 1). Los Estados Unidos de América es el mayor exportador de soja (29 millones de toneladas), seguido del Brasil (17 millones de toneladas). Entre los siete principales productores, China es el único en el que han disminuido las exportaciones durante el período analizado (véase el Cuadro 11, Anexo 2). De hecho, en las últimas dos décadas China ha pasado de ser un exportador de soja a ser el mayor importador mundial. Este país también es un gran importador de harina de soja (una tercera parte del consumo se cubre con importaciones).

Los países importan soja bruta o transformada en aceite y/o harina de soja en función de la demanda doméstica, que está también determinada por la estructura de la industria de elaboración local. Los Estados Unidos de América exportan cerca del 35 por ciento de su soja cruda, sin elaborar. En contraste, la Argentina y el Brasil agregan valor a la mayor parte de su cosecha, elaborando entre el 80 y el 85 por ciento de la soja antes de exportarla (Schnittker, 1997). El mercado interregional de harina de soja está dominado por América del Sur, con la UE como primer cliente y Asia como el segundo (18,9 y 6,3 millones de toneladas, respectivamente, en 2002). Los Estados Unidos de América tienen una menor participación en el comercio interregional de harina de soja. En los últimos años, un número importante de países importadores, especialmente en la UE, ha sustituido la importación de harina de soja por la importación de la semilla, lo que refleja los esfuerzos por promover la elaboración a nivel local. Como consecuencia, seis millones de toneladas de harina de soja producida en la UE se comercializaron, principalmente a nivel intraregional, pero también hacia Europa oriental. También existe un mercado internacional para otros productos forrajeros como la alfalfa elaborada y el heno prensado. Los principales países exportadores son el Canadá y los Estados Unidos de América. El Japón es, con gran diferencia, el mayor importador, seguido de la República de Corea y Taiwan Provincia de China.

Aumento mundial del comercio de animales y productos derivados

Los animales vivos y productos derivados se comercializan en volúmenes más reducidos que los piensos, porque los volúmenes de la demanda son menores y los costos privados de transporte por unidad son más altos. Sin embargo, el comercio de productos pecuarios está creciendo a un ritmo mayor que el de los piensos y el de la producción animal. Este rápido crecimiento se ve facilitado por el debilitamiento de las barreras arancelarias en el contexto del Acuerdo general sobre aranceles aduaneros y comercio (GATT), y la

redacción de normas y códigos para la regulación del comercio mundial. En paralelo, la tendencia al aumento en la demanda de productos elaborados por parte de los hogares y los servicios de comidas ha contribuido a impulsar la expansión del transporte de productos animales.

Durante los últimos 15 años, el comercio de la carne de aves de corral ha sobrepasado el comercio de carne vacuna, con un volumen que ha ascendido de 2 millones de toneladas en 1987 a 9 millones de toneladas en 2002, frente a un aumento de la carne vacuna de 4,8 a 7,5 millones de toneladas durante el mismo período. Con la excepción de Europa oriental, todas las regiones analizadas han aumentado paulatinamente su participación en el comercio (véase el Cuadro 14, Anexo 2). América del Norte abastece a cerca de la mitad del mercado interregional (un promedio de 2,8 millones de toneladas anuales entre 2001 y 2003), seguido de América del Sur (1,7 millones de toneladas) y de la UE (900 000 toneladas). El Brasil es el mayor exportador. Con unos costos de los cereales y la mano de obra relativamente bajos y economías de escala cada vez más grandes, los costos estimados de producción en el Brasil para los pollos eviscerados son los más bajos entre los principales abastecedores (USDA/FAS, 2004). Por lo que se refiere a los importadores, el cuadro es más diversificado que para la carne vacuna, con varias regiones importadoras. Asia es el principal importador seguido de los Estados bálticos y la CEI, la UE, el África subsahariana y América Central. Un fuerte y rápido crecimiento a nivel regional se está registrando en Asia y la UE, dos regiones con ventajas competitivas locales.

A fin de realizar una evaluación más detallada del transporte de carne, hemos calculado el balance entre la producción primaria y la demanda de productos pecuarios a nivel local. Los resultados obtenidos para la carne de aves de corral se muestran en el Mapa 23 (Anexo 1). La producción es similar al consumo en la mayoría de las cuadrículas. Una situación de equilibrio (establecida como +/-100 kg de carne por km²) se documenta en los sistemas basados en la tierra,

tal y como podemos observar comparando este mapa con el Mapa 13 del Anexo 1. Las áreas con balances positivos altos (superávit) están asociadas a sistemas industriales sin tierra (Mapa 14, Anexo 1), mientras que los balances negativos (déficit) generalmente coinciden con densidades de población altas y áreas urbanas. La posición exportadora de aves de América del Norte y América del Sur aparece reflejada aquí en el dominio de píxeles rojos (superávit) en estas dos regiones. El mismo análisis elaborado para la carne de cerdo (Mapa 24, Anexo 1) muestra una coincidencia similar de balances positivos en las zonas de producción industrial. Sin embargo, la carne de cerdo y ave difieren en la extensión geográfica de las áreas con balances positivos y negativos. Las zonas de producción generalmente están más dispersas entre las zonas de consumo en las aves de corral que en los cerdos. Los tres mapas muestran también la importancia del comercio interno.

Las exportaciones de carne bovina provienen en su mayor parte de Oceanía y América del Sur, regiones que aprovechan las ventajas de los sistemas de producción ganadera basados en la tierra (Cuadro 13, Anexo 2). América del Norte es el principal mercado de Oceanía (un promedio de 903 000 toneladas anuales entre 2001 y 2003), si bien las importaciones asiáticas procedentes de Oceanía han aumentado drásticamente en los últimos años (un promedio de 686 000 toneladas anuales entre 2001 y 2003, lo que equivale a un aumento del 173 por ciento en 15 años). La mayoría de las exportaciones de América del Sur tiene como destino la UE (un promedio de 390 000 toneladas anuales entre 2001 y 2003) y Asia (270 000 toneladas). Estos dos volúmenes se han prácticamente duplicado en los últimos 15 años. La UE y América del Norte también contribuyen en amplia medida al abastecimiento mundial de carne bovina, con una producción basada en sistemas de producción más intensivos, sobre todo en los Estados Unidos de América. La mayor parte del comercio de la UE se efectúa dentro de la misma región, si bien la UE también abasteció a los Estados bálticos y los países de la CEI en 2002. América del Norte abas-

tece predominantemente a Asia, que es, con gran diferencia, el mayor importador de carne de las 10 regiones analizadas, con unas importaciones que se cifraron en torno a los 1,8 millones de toneladas de carne bovina anuales entre 2001 y 2003 (véase el Cuadro 13, Anexo 2). Las importaciones asiáticas, impulsadas por China, son también las más dinámicas, con un aumento del 114 por ciento durante el período comprendido entre 1987 y 2002. Asia intenta satisfacer su elevada demanda mediante el comercio interregional, pero también recurriendo a un floreciente mercado intrarregional. El mercado interregional también está experimentando un desarrollo en el África subsahariana. Por último, en el Cuadro 13 (Anexo 2) se ilustra el colapso de Europa oriental en el período analizado, con importaciones procedentes de América del Norte, el África subsahariana y los Estados bálticos y la CEI cercanas a cero. Los balances estimados para carne bovina (Mapa 25, Anexo 1) muestran la necesidad tanto de un mercado internacional como de un mercado interno.

2.5 Lugares críticos de la degradación de la tierra

El sector pecuario es un gran usuario de tierras y tiene una considerable influencia en los mecanismos de degradación de las tierras en el contexto de una creciente presión sobre este recurso. (Recuadro 2.3). En los sistemas basados en la tierra, dos regiones presentan los problemas más graves. Se puede observar un proceso de degradación de los pastizales, en particular en las zonas áridas y semiáridas de África y Asia, que está presente también en las zonas subhúmedas de América Latina. Asimismo, hay un problema con la expansión de los pastos y la transformación de bosques en pastizales, que afecta sobre todo a América Latina.

Los sistemas industriales sin tierra no están conectados con la base del recurso en que se basan. Esta separación de la producción y los recursos crea con frecuencia problemas de degradación del suelo y de contaminación, tanto en las fases de la producción de los piensos como de

la gestión de los animales. Al mismo tiempo, la expansión de los cultivos forrajeros a expensas de los ecosistemas naturales es otra de las causas de degradación de la tierra.

En las secciones sucesivas se examinarán los cuatro principales mecanismos de degradación de la tierra relacionados con el sector pecuario, a saber:

- expansión a expensas de los ecosistemas naturales;
- degradación de praderas;
- contaminación en los entornos periurbanos;
- contaminación, degradación del suelo y pérdidas de productividad en las áreas de producción de cultivos forrajeros.

Se realizará una valoración de la extensión geográfica de estos problemas, así como de los procesos biofísicos subyacentes. Se hará aquí un simple listado de los impactos sobre el medio ambiente global. Las repercusiones de estos problemas en el cambio climático, el agotamiento del agua y la erosión de la biodiversidad, se describirán de manera detallada en los capítulos sucesivos.

2.5.1 La superficie de tierra destinada a pastos y cultivos forrajeros sigue creciendo a expensas de los ecosistemas naturales

La expansión de los pastos y los cultivos dentro de los ecosistemas naturales ha contribuido al crecimiento de la producción pecuaria y es probable que esta tendencia continúe si no se presentan modificaciones sustanciales de este escenario. Independientemente del propósito, la destrucción de los hábitats naturales para su conversión en tierra agrícola implica una pérdida directa y considerable de biodiversidad. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) retiene que los cambios en el uso de la tierra son la principal causa de pérdida de biodiversidad (EM, 2005a). La destrucción de la cubierta vegetal, también origina la liberación de carbono, contribuyendo así al cambio climático. Además, la deforestación afecta el ciclo del agua, reduciendo la infiltración y el almacenamiento y aumentando la escorrentía por la remoción de la cubierta forestal y la hojarasca, así como por la reducción de la capacidad de infiltración del suelo provocada por la disminución en el contenido de humus (Ward y Robinson, 2000).



Deforestación ilegal para la producción de soja en Novo Progresso, Estado del Pará (Brasil, 2004)

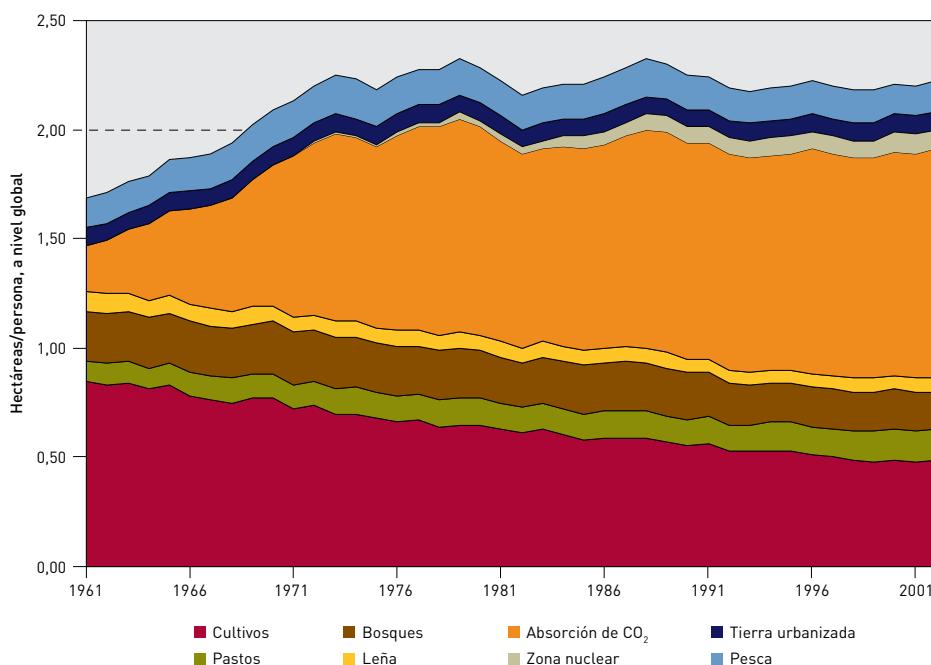
Recuadro 2.3 La huella ecológica

Para medir la presión humana sobre la tierra y la creciente competencia por los escasos recursos, la Red de la huella global definió un indicador denominado “huella ecológica”. La huella ecológica mide el área de tierra y agua que una determinada población humana necesita para producir los recursos que consume y absorber sus desechos, teniendo en cuenta la tecnología predominante (Red de la huella global). Este indicador nos permite comparar el uso de los recursos con su disponibilidad. La Red de la huella global estima que la demanda global de tierra sobrepasó la oferta global a finales de la década de 1980. Asimismo, se estima que en la actualidad la huella ecológica de la huma-

nidad ha excedido en un 20 por ciento la capacidad del planeta para sostenerla. En otras palabras, la tierra necesitaría un año y dos meses para regenerar los recursos utilizados por la humanidad en el lapso de un año.

Las actividades relacionadas con el sector pecuario contribuyen considerablemente a la huella ecológica, directamente a través del uso de la tierra para pastos y cultivos, e indirectamente a través del área de tierra necesaria para absorber las emisiones de CO₂ (procedentes de los combustibles fósiles usados en la producción pecuaria) y la pesca oceánica (relacionada con la producción de harina de pescado para la producción de piensos).

Gráfico 2.16 La huella ecológica por persona y por componentes



Fuente: Red de la huella global [disponible en <http://www.footprintnetwork.org>].

En los países de la OCDE, la decisión de plantar soja o cereales generalmente no implica el desmonte de los hábitats naturales. Los productores simplemente realizan una selección entre un cierto número de cultivos, dentro de una superficie agrícola que permanece más o menos estable. Sin embargo, en muchos países tropicales la producción de cultivos es un proceso que con frecuencia conduce a la conversión de extensas áreas de hábitats naturales en tierras agrícolas. Este es el caso de muchas zonas tropicales de América Latina, el África subsahariana y Asia sudoriental. La soja, en particular, es uno de los principales causantes de esta situación. Entre 1994 y 2004, la superficie de tierra destinada al cultivo de soja en América Latina creció más del doble, hasta llegar a alcanzar los 39 millones de hectáreas, lo que la convierte en la mayor superficie destinada a un solo cultivo, muy por encima del maíz que ocupa el segundo lugar con 28 millones de hectáreas (FAO, 2006b). En Rondônia, localidad situada al occidente de la Amazonia, solo había 1 800 hectáreas de soja en 1996, pero la superficie plantada en 1999 era ya de 14 000 hectáreas. En el estado de Maranhão, al este de la Amazonia, la superficie plantada de soja aumentó de 89 100 a 140 000 hectáreas entre 1996 y 1999 (Fearnside, 2001). La demanda de piensos, combinada con otros factores, ha disparado la producción y las exportaciones de países como el Brasil, donde la tierra es relativamente abundante.

La superficie de tierra usada para el pastoreo extensivo en los geotrópicos ha experimentado un continuo crecimiento durante las últimas décadas; la mayor parte de este aumento se ha producido a expensas de los bosques. La deforestación con fines ganaderos es una de las principales causas de la liberación de carbono en la atmósfera, así como de la pérdida de especies únicas de animales y plantas en los bosques tropicales de América Central y América del Sur. Las proyecciones indican que la producción pecuaria será el principal uso de la tierra después de que los bosques neotropicales sean talados. En Wassenaar *et al.* (2006) se estima que la expansión de los pastos a expen-

sas de los bosques es mayor que la de los cultivos. El Mapa 33B (Anexo 1) muestra los lugares críticos de la deforestación en América del Sur y en las áreas con pautas de deforestación más difundidas. Aún no se ha conseguido comprender plenamente las consecuencias ecológicas y ambientales de estos procesos de deforestación, que merecen una mayor atención por parte de la comunidad científica. Este es un problema que reviste una especial gravedad, puesto que el mayor potencial para la expansión de los pastos reside actualmente en las áreas de bosques húmedos y subhúmedos. Hay poca evidencia de que el sector pecuario sea un factor clave de deforestación en el África tropical. Las principales causas de deforestación en esta región parecen ser la explotación maderera y el fuego. En los casos en que el bosque es reemplazado por explotaciones agrícolas, estas se destinan fundamentalmente a la producción de cultivos a pequeña escala o al aprovechamiento de la madera presente en los bosques secundarios y los matorrales.

Las principales cuestiones ambientales globales asociadas a la expansión de pastizales y cultivos forrajeros en los ecosistemas naturales incluyen el cambio climático, a través de la oxidación de la biomasa y la liberación de carbono en la atmósfera, el agotamiento de los recursos hídricos a través de la ruptura de los ciclos del agua, y la erosión de la biodiversidad a través de la destrucción de los hábitats. Estos temas serán objeto de estudio en los capítulos 3, 4 y 5, respectivamente.

2.5.2 Degradación de pastizales: cambios en la vegetación y desertificación

La degradación de los pastizales asociada al sobrepastoreo es un problema frecuente ampliamente estudiado. Esta degradación puede darse en todos los sistemas de producción y en todos los climas, y generalmente está asociada a un desfase entre la densidad de los animales y la capacidad de los pastizales para servir de alimento y para resistir al pisoteo. El problema se asocia con frecuencia a la mala ordenación de los

pastizales. La tasa tierra/ganado óptima debería ajustarse continuamente a las condiciones de los pastizales, especialmente en los climas secos, donde la producción de biomasa es errática, pero este ajuste casi nunca se realiza. Este es el caso, en particular, de las áreas de pastoreo comunal semiáridas y áridas en el Sahel y en Asia central. En estas áreas, el incremento de la población y el avance de la tierra cultivable hacia las tierras de pastoreo han restringido fuertemente la movilidad y la flexibilidad de los rebaños, que es lo que posibilita estos ajustes. La degradación de los pastos genera una serie de problemas ambientales tales como la erosión del suelo, la degradación de la vegetación, la liberación de carbono procedente de la materia orgánica en descomposición, la pérdida de biodiversidad debida a la transformación de los hábitats y la alteración de los ciclos del agua.

En áreas como los márgenes fluviales, los senderos, los abrevaderos o los lugares para el suministro de sal y piensos, la continua “acción de las pezuñas” del ganado provoca la compactación de los suelos húmedos (expuestos o con vegetación protectora) y su acción mecánica altera los suelos secos y expuestos. Los efectos del pisoteo dependen de la estructura del suelo. Así los suelos con una mayor proporción de limo y arcilla se compactan más fácilmente que los suelos arenosos. Los suelos compactados y/o impermeables pueden presentar una disminución en la tasa de infiltración y, por consiguiente, incrementar el volumen y la velocidad de las escorrentías. Los suelos sueltos por la acción del ganado durante la estación seca son una fuente de sedimento al inicio de la estación de lluvias. En las áreas de ribera la desestabilización de los márgenes fluviales contribuye localmente a la alta descarga de material erosionado. Además el ganado puede sobrepastorear la vegetación, alterando su función de retener y estabilizar el suelo, y agravando la erosión y la contaminación. Los rumiantes tienen hábitos de pastoreo diferentes y, por lo tanto, el efecto del sobrepastoreo tiene manifestaciones diversas. Así, por ejemplo, las cabras pueden pas-

tar en la biomasa residual y consumir especies leñosas, pero tienen también mayor capacidad para minar la resiliencia de los pastizales (Mwendera y Mohamed Saleem, 1997; Sundquist, 2003; Redmon, 1999; Engels, 2001; Folliott, 2001; Bellows, 2001; Mosley *et al.*, 1997; Clark Conservation District, 2004).

Asner *et al.* (2004) sugiere tres tipos de síndrome de degradación de los ecosistemas relacionado con el pastoreo:

- desertificación (en climas áridos);
- aumento de la cobertura de plantas leñosas en praderas subtropicales y semiáridas;
- deforestación (en climas húmedos).

La función del ganado en el proceso de deforestación se ha analizado en la Sección 2.1 *supra*. En el estudio de Asner *et al.* (2004) se describen tres elementos de desertificación principales, a saber: incremento del área con la superficie de suelo desnuda, disminución de la cubierta de especies herbáceas, y aumento de la cubierta de arbustos leñosos y agrupaciones de arbustos.

La pauta general es la de un aumento de la heterogeneidad espacial de la cubierta vegetal y de las condiciones del suelo (por ejemplo, materia orgánica, nutrientes, humedad del suelo).

La invasión de plantas leñosas ha sido bien documentada en las praderas semiáridas y subtropicales del mundo. Hay lugares críticos en América del Norte y América del Sur, África, Australia y otras regiones, donde la cubierta de vegetación leñosa ha registrado un considerable aumento durante las últimas décadas. Entre las causas de esta invasión cabe destacar el sobrepastoreo de especies herbáceas, la supresión de los incendios, el enriquecimiento atmosférico con CO₂ y el depósito de nitrógeno (Asner *et al.*, 2004; van Auken, 2000; Archer, Schimel y Holland, 1995).

La extensión de la degradación de los pastizales en los climas semiáridos y áridos es motivo de preocupación y objeto de importantes debates debido a la complejidad de su cuantificación. No hay indicadores fiables y de fácil medición sobre

la calidad de la tierra, los ecosistemas también fluctúan, y la vegetación anual de estas zonas áridas ha demostrado una gran resiliencia. Así, por ejemplo, después de una década de desertización en el Sahel, se documentó un aumento en el veredor estacional de vastas áreas para el período comprendido entre 1982 y 2003. Aunque las precipitaciones emergen como la principal causa del aumento del veredor de la vegetación, existe evidencia de otro factor determinante, hipotéticamente un cambio de naturaleza antropogénica superpuesto a la tendencia climática. Se pone en duda así la idea de una degradación irreversible de origen antrópico de los pastizales del Sahel (Herrmann, Anyamba y Tucker, 2005). Por otro lado, el desierto está avanzando sobre los pastizales en el noroeste de China (Yang *et al.*, 2005). Existen diversas estimaciones sobre la extensión de la desertificación. Según la metodología de la evaluación mundial de la degradación del suelo inducida por el hombre, la superficie de tierra afectada por la desertificación es de 1 100 millones de hectáreas, cifra similar a las estimaciones

del PNUMA (PNUMA, 1997). Según esta misma fuente (PNUMA, 1991), si se añadieran las praderas con vegetación degradada (2 600 millones de ha), el porcentaje de tierras secas degradadas ascendería al 69,5 por ciento. Según Oldeman y Van Lynden (1998), las tierras con degradación leve, moderada e intensa abarcan una superficie de 4 900, 5 000 y 1 400 millones de hectáreas, respectivamente. Sin embargo, estos estudios no tienen en cuenta la degradación de la vegetación. El Mapa 26 (Anexo 1) muestra la localización de las praderas situadas en suelos frágiles y en condiciones climáticas adversas que corren un riesgo considerable de degradación si no se gestionan adecuadamente.

En los pastizales de los climas templados y húmedos existe también riesgo de degradación. Cuando la carga animal es demasiado alta, la extracción de nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) mediante los productos del ganado y los procesos de degradación del suelo puede ser superior a los aportes, dando como resultado un “agotamiento” de los suelos. A largo plazo, esto



© FAO/6077H NULL

Erosión del suelo en la cuenca del río Solo (Indonesia, 1971)

conduce a la degradación de los pastizales, que se pone de manifiesto en un descenso de la productividad [Bouman, Plant y Nieuwenhuyse, 1999]. Al reducirse la fertilidad del suelo, las malezas y especies herbáceas no deseadas compiten con mayor intensidad por la luz y los nutrientes. Para controlarlas, se precisan más herbicidas y mano de obra, lo que genera un impacto negativo sobre la biodiversidad y los ingresos de los productores (Myers y Robbins, 1991). La degradación de los pastizales es un problema muy difundido: se estima, por ejemplo, que la mitad de los 9 millones de hectáreas de pastizales de América Central están degradadas (Szott, Ibrahim y Beer, 2000). La degradación de los pastizales puede ser incluso más pronunciada localmente. Como ejemplo puede citarse el estudio de Jansen *et al.* (1997), que estima que más del 70 por ciento de los pastizales de la zona del Atlántico Norte de Costa Rica presenta un estado avanzado de degradación que tiene como principales causas el sobrepastoreo y la falta de aportes de N suficientes.

Las principales cuestiones ambientales globales asociadas con la degradación de pastizales incluyen el cambio climático a través de la oxidación de la materia orgánica del suelo y la liberación de carbono en la atmósfera, el agotamiento de los recursos hídricos a través de la reducción de la recarga de los acuíferos, y la erosión de la biodiversidad a través de la destrucción de los hábitats. Estos temas se tratarán con detalle en los capítulos 3, 4, y 5, respectivamente.

2.5.3 Contaminación de entornos periurbanos

En los apartados anteriores, se ha descrito el proceso de concentración geográfica de los sistemas de producción pecuaria, en primer lugar, en las áreas periurbanas y, después, en las cercanías de los lugares de producción y elaboración de piensos. De manera similar, la elaboración de los alimentos de origen animal se localiza también en las áreas periurbanas, donde es posible disminuir los costos de transporte, agua, energía y servicios.

La concentración geográfica de los animales en áreas con poca o ninguna tierra agrícola genera elevados impactos sobre el medio ambiente (agua, suelo, aire y biodiversidad), que generalmente se asocian al manejo inadecuado del estiércol y las aguas residuales. La sobrecarga de nutrientes puede ser el resultado de varias formas de manejo errado del proceso productivo, entre las que se incluyen la fertilización excesiva de los cultivos o el suministro excesivo de alimento en los estanques de peces y la disposición inadecuada de residuos agrícolas (del ganado) o agroindustriales. La sobrecarga de nutrientes proveniente de los sistemas agropecuarios mixtos suele ocurrir cuando los nutrientes presentes en el estiércol no se reciclan o eliminan adecuadamente. Los principales efectos de la mala gestión de los desechos animales en el ambiente han sido sintetizados por Menzi (2001) como sigue:

- **Eutrofización de las fuentes de agua** (deteriorando su calidad, estimulando el crecimiento de algas, causando daños a la población piscícola, etc.) debido a los aportes de sustancias orgánicas y nutrientes cuando los excrementos animales o las aguas residuales de las unidades de explotación alcanzan las corrientes de agua a través de las descargas, la escorrentía o el desbordamiento de lagunas de oxidación. La contaminación de las aguas superficiales amenaza los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua potable que se extrae de los cursos de agua. El nitrógeno y el fósforo se asocian usualmente con la eutrofización acelerada de las aguas superficiales (Correll, 1999; Zhang *et al.*, 2003). Sin embargo, el fósforo a menudo es el factor limitante para el desarrollo de algas verde-azuladas, que son capaces de utilizar el N₂ atmosférico. De esta forma, el manejo del fósforo se considera una estrategia clave en la limitación de la eutrofización de las aguas superficiales proveniente de fuentes agrícolas (Mainstone y Parr, 2002; Daniel *et al.*, 1994).
- **Lixiviación de nitratos y posibles transferencias de patógenos a las aguas subterráneas** procedentes de los sitios donde se almacena el

estiércol o en los que se han hecho aplicaciones abundantes del mismo. Tanto la lixiviación de nitratos como la transferencia de patógenos constituyen una amenaza para la calidad del agua potable.

- **Acumulación excesiva de nutrientes en el suelo** cuando se aplican altas dosis de estiércol. Esto puede ser una amenaza para la fertilidad del suelo debido al desequilibrio de los nutrientes o incluso a concentraciones nocivas de los mismos.
- **La contaminación del agua tiene un impacto directo en áreas naturales como los humedales o los manglares**, lo que conduce con frecuencia a la pérdida de biodiversidad.

Los resultados de una serie de estudios realizados por LEAD muestran que en la mayor parte de los contextos asiáticos el reciclaje del estiércol animal en los cultivos o en los estanques piscícolas es una opción menos costosa (incluidos los costos sanitarios) que el tratamiento de los nutrientes, ya que estos se eliminan por medio de procesos bioquímicos (Proyecto de gestión de los desechos pecuarios en Asia oriental) (véase el Recuadro 2.4). Cuando la producción o la elaboración se localizan en áreas periurbanas, alejadas de los cultivos y de los estanques piscícolas (véase el Gráfico 2.17), los altos costos de transporte determinan la falta de rentabilidad financiera de las prácticas de reciclaje. Las unidades productivas con frecuencia tienen que hacer frente a los altos precios de la tierra y, en consecuencia, tienden a ahorrar en la construcción de instalaciones de tratamiento del tamaño adecuado. El resultado es, con frecuencia, la descarga directa de excretas animales en los desagües urbanos, con repercusiones dramáticas en los nutrientes, los residuos de drogas y hormonas y la carga de materia orgánica. Sin embargo, algunos tipos de estiércol con alto valor (por ejemplo, los excrementos avícolas o la boñiga bovina) se comercializan a menudo fuera de las áreas periurbanas.

Asimismo cabe destacar que existen diversas enfermedades animales asociadas con el

aumento de la intensidad de producción y la concentración de los animales en espacios limitados. Muchas de estas enfermedades zoonóticas representan una amenaza para la salud humana. Las formas de producción animal intensivas e industriales pueden ser un campo de cultivo de enfermedades emergentes (virus Nipah, EEB) con consecuencias para la salud pública. Los riesgos de contaminación intraespecies e interespecies son particularmente altos en entornos periurbanos donde coinciden las altas densidades de seres humanos y animales (véase el Gráfico 2.17).

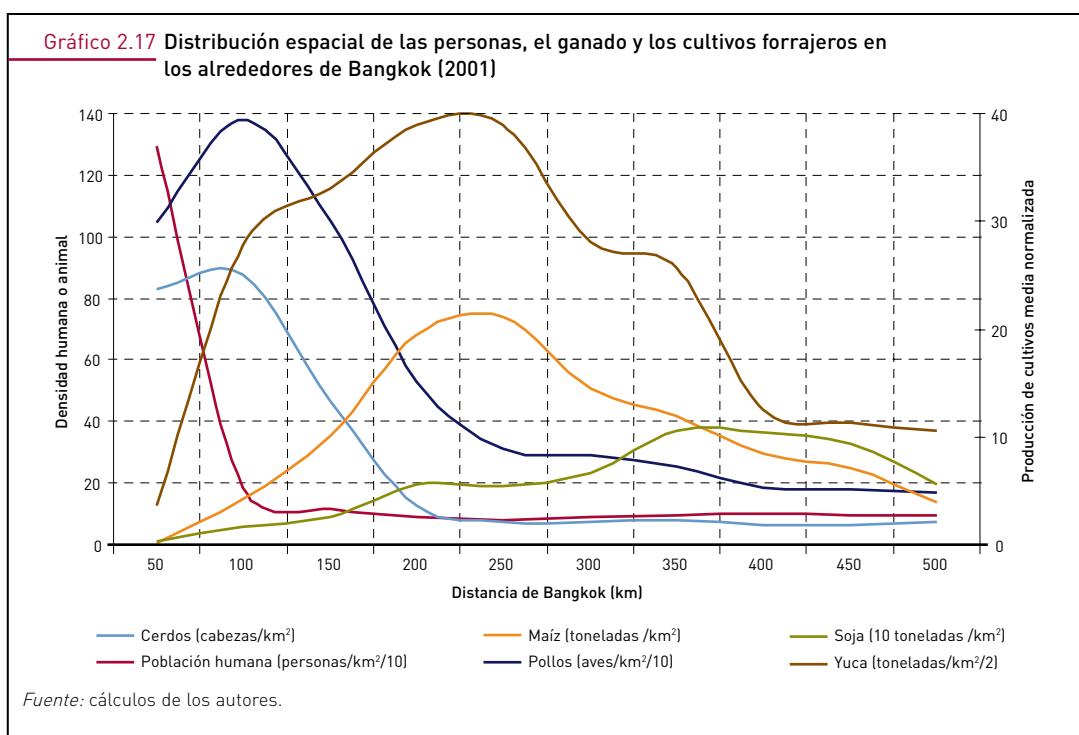
Como resultado de las economías de escala, la producción pecuaria industrial genera un ingreso por unidad de producto considerablemente menor que el de la producción a pequeña escala. Además, los rendimientos económicos y los beneficios indirectos, generalmente, van a las áreas urbanas. El viraje hacia este tipo de producción tiene así, una vez considerados todos los factores, un fuerte efecto negativo en el desarrollo rural (de Haan *et al.*, 2001).

Las principales cuestiones ambientales globales asociadas a la contaminación de los entornos periurbanos incluyen el cambio climático a través de emisiones gaseosas provenientes del manejo de los desechos animales, el agotamiento de los recursos hídricos por la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, y la erosión de la biodiversidad por la contaminación del suelo



© FAO

Fincas en Prune (India), situadas en la proximidad de edificios residenciales



y del agua. Estos temas se tratarán con detalle en los capítulos 3, 4 y 5, respectivamente.

2.5.4 La agricultura intensiva de los cultivos forrajeros

La mejora en el rendimiento de los cultivos resultante de la intensificación presenta con frecuencia costos ambientales considerables (Pingali y Heissey, 1999; Tilman *et al.*, 2001). La intensificación agrícola puede tener consecuencias negativas en varios niveles, a saber:

- nivel local: aumento de la erosión, reducción de la fertilidad del suelo, y disminución de la biodiversidad;
- nivel regional: contaminación de aguas subterráneas y eutrofización de ríos y lagos;
- nivel global: impacto en los constituyentes atmosféricos, clima y aguas oceánicas.

Consecuencias biológicas al nivel agroecosistema

Un aspecto fundamental de la agricultura intensiva es la alta especialización de la producción, orienta-

da a menudo al monocultivo con un estricto control de las especies de "malezas" indeseadas. La reducción de la diversidad de las comunidades vegetales afecta al complejo de plagas, lo mismo que a los invertebrados y microorganismos del suelo, lo que a su vez afecta al crecimiento de las plantas y la salud. La baja diversidad de los sistemas agrícolas de monocultivo suele tener como resultado una mayor pérdida de cosechas ocasionadas por las plagas de insectos, que son los menos diversos, pero los más numerosos (Tonhasca y Byrne, 1994; Matson *et al.*, 1997). La reacción inmediata es el aumento de la aplicación de plaguicidas. Esto resulta en una dispersión de los plaguicidas a lo largo de las cadenas alimenticias de la fauna y la flora silvestres, así como en un aumento de la resistencia a los plaguicidas, que se ha convertido en un problema grave en todo el mundo.

Los efectos del monocultivo en las comunidades bióticas del suelo son menos evidentes, lo mismo que el efecto de estos cambios en los agroecosistemas. Sin embargo, una serie de estudios de las principales instituciones indican que la reducción

Recuadro 2.4 La gestión de los desechos del ganado en Asia oriental

En ninguna otra parte del mundo ha sido tan evidente como en algunas regiones de Asia el acelerado crecimiento de la producción pecuaria y sus repercusiones en el medio ambiente. Tan sólo durante la década de 1990, la producción de cerdos y aves de corral casi se duplicó en China, Tailandia y Viet Nam. En el año 2001, estos tres países por sí solos sumaban más de la mitad de los cerdos y un tercio de las aves de corral que se producían en el mundo entero.

No es una sorpresa, por tanto, que estos mismos países hayan experimentado también un acelerado incremento de la contaminación asociada a las concentraciones de la producción pecuaria intensiva. Las plantas porcícolas y avícolas, concentradas en las zonas costeras de China, Tailandia y Viet Nam, están convirtiéndose en la fuente principal de contaminación por nutrientes del Mar del Sur de China. A lo largo de gran parte de esta costa, densamente poblada, la concentración de cerdos supera los 100 animales por km², y las tierras agrícolas están sobrecargadas de enormes excedentes de nutrientes (véase el Mapa 4.1, Capítulo 4). Las escorrentías están degradando gravemente el agua del mar y la calidad de los sedimentos en una de las zonas marinas poco profundas con mayor biodiversidad del mundo, produciendo mareas rojas y poniendo en peligro los frágiles hábitats marinos costeros, comprendidos los manglares, los arrecifes coralinos y las zosteras.

El rápido incremento de la producción, asociado al de la contaminación, ha propiciado la preparación de planes para llevar a cabo una de las actividades más completas destinadas a crear una intervención normativa eficaz: el Proyecto de gestión de los desechos pecuarios en Asia oriental, elaborado por la FAO en colaboración con los gobiernos de China, Tailandia y Viet Nam y la Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD) por conducto de una donación del Fondo para el Medio Ambiente Mundial. Este proyecto afrontará

los peligros ambientales mediante la elaboración de las políticas destinadas a equilibrar la ubicación de las operaciones de producción pecuaria con los recursos de tierras y a fomentar el uso de estiércol y otros nutrientes entre los agricultores. También se pondrán en marcha experiencias piloto en granjas como ejemplo de buenas prácticas de manejo de los desechos.

Los contaminantes producidos por los tres países citados constituyen un peligro para el Mar del Sur de China. Sin embargo, el tipo de explotaciones pecuarias de los tres países es muy diferente. En Tailandia, tres cuartas partes de la porcicultura se llevan a cabo en grandes unidades industriales, con más de 500 animales cada una. En Viet Nam, por su parte, el 95 por ciento de la producción está a cargo de productores muy pequeños. En Guangdong la mitad de la producción porcícola sigue concentrada en explotaciones con menos de 100 animales, pero las grandes explotaciones industriales están creciendo aceleradamente y casi una cuarta parte de los cerdos se producen en unidades con más de 3 000 animales. El Proyecto de gestión de los desechos del ganado en Asia oriental formula políticas nacionales y locales. En ámbito nacional, el proyecto hace hincapié en la necesidad de cooperación interinstitucional para elaborar reglamentos eficaces y realistas destinados a la protección del medio ambiente y al manejo del estiércol, así como para diseñar la planificación territorial para la ubicación de las futuras unidades pecuarias a fin de crear las condiciones para un mejor reciclado de los efluentes. El proyecto, como instrumento clave para formular y aplicar una política local, proporciona una base para la elaboración de códigos de buenas prácticas adaptados a las condiciones locales.

Fuente: FAO (2004d).

de la biota del suelo bajo prácticas agrícolas podría alterar sustancialmente el proceso de descomposición y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Matson *et al.*, 1999).

Cambios en los recursos naturales

La materia orgánica es un componente clave de los suelos. Este componente suministra el sustrato para la liberación de los nutrientes y es fundamental en la estructura del suelo, al incrementar la capacidad de retención de agua y reducir la erosión. En la agricultura intensiva de las zonas templadas las pérdidas de materia orgánica del suelo son más rápidas durante los primeros 25 años de cultivo, con pérdidas típicas del 50 por ciento del C original. En contraste, en los suelos tropicales estas pérdidas pueden ocurrir en los cinco primeros años de la conversión (Matson *et al.*, 1999). Además de los impactos producidos en ámbito local, la liberación de grandes cantidades de CO₂ por descomposición de la materia orgánica contribuye en gran medida al cambio climático.

El aumento de los rendimientos está supeditado al uso de mayores cantidades de agua. La superficie de tierra en regadío se expandió a un ritmo del 2 por ciento anual entre 1961 y 1991 y del 1 por ciento durante la última década (FAO, 2006b) (Cuadro 1, Anexo 2). Esta tendencia tiene consecuencias dramáticas sobre los recursos hídricos. El exceso de riego es un problema grave en muchas regiones, especialmente en las zonas donde se siembran especies de cultivos forrajeros en áreas agroecológicas que no son las más adecuadas para la especie (por ejemplo, el maíz en muchas partes de Europa) y donde el uso de recursos hídricos no renovables (aguas fósiles) es frecuente. El regadío se utiliza con frecuencia en entornos con escasez de agua y se prevé un empeoramiento de esta situación en la medida en que aumente la competencia por su extracción a raíz del crecimiento demográfico, el desarrollo y el cambio climático.

Deterioro del hábitat

La intensificación de la producción agrícola ha ido acompañada de fuertes aumentos de la fertiliza-

ción con nitrógeno (N) y fósforo (P) a nivel mundial. El consumo de fertilizantes químicos creció en un 4,6 por ciento anual a lo largo del período 1961-1991 para estabilizarse a partir de entonces (FAO, 2006b) (Cuadro 1, Anexo 2). La estabilización del consumo de fertilizantes a nivel mundial se debe al equilibrio del consumo, que registra un aumento en los países en desarrollo y una disminución en los países desarrollados.

Los cultivos absorben los nutrientes de los fertilizantes de manera limitada. Una parte importante del P se pierde por la escorrentía. Matson *et al.* (1999) estiman que alrededor del 40 al 60 por ciento del N que se aplica a los cultivos queda en los suelos o se pierde por lixiviación. La lixiviación de nitratos del suelo a los sistemas de abastecimiento de agua produce un aumento de su concentración en el agua potable y la contaminación de los sistemas de abastecimiento superficiales y subterráneos, lo cual se convierte en una amenaza para la salud humana y para los ecosistemas naturales. En particular, la eutrofización de los desagües y de las áreas costeras provoca la muerte de organismos acuáticos y, con el tiempo, produce pérdidas en la biodiversidad.

La fertilización nitrogenada, tanto química como orgánica, produce también un aumento en las emisiones de gases como los óxidos de nitrógeno (NO_x), el óxido nitroso (N₂O) y el amoníaco (NH₃). Klimont (2001) documentó que las emisiones de amoníaco en China ascendieron de 9,7 Tg en 1990 a 11,7 Tg en 1995 y, según las estimaciones, se situarán en 20 Tg NH₃ en 2030. La mayor fuente de emisiones la constituye la urea y el bicarbonato amónico, los fertilizantes más importantes en China.

El óxido de nitrógeno y el amoníaco pueden ser transportados y depositados en los ecosistemas según la dirección del viento. Esta deposición puede conducir a la acidificación del suelo, la eutrofización de los ecosistemas naturales y a cambios en la diversidad de las especies, con efectos en los sistemas de predadores y parásitos (Galloway *et al.*, 1995). Se prevé que la deposición de nitrógeno, en su mayor parte de origen agrícola, aumente considerablemente durante las

Recuadro 2.5 Sistemas de producción ganadera y erosión en los Estados Unidos de América

La erosión del suelo se considera uno de los problemas ambientales más importantes de los Estados Unidos de América. Es probable que en los últimos 200 años se haya perdido al menos una tercera parte de la capa arable en este país (Barrow, 1991). Aunque las tasas de erosión disminuyeron entre 1991 y 2000, la tasa media de erosión en 2001, de 12,5 toneladas por hectárea al año (véase el Cuadro 2.13), estuvo por encima de la tasa de pérdida del suelo sostenible estimada en 11 toneladas por hectárea al año (Barrow, 1991).

La tasa y la gravedad de la erosión dependen en gran medida de las condiciones locales y del tipo de suelo. No obstante, la relación con la producción ganadera es evidente. Cerca del 7 por ciento de las tierras agrícolas (2001) de los Estados Unidos de América se destina al cultivo de alimentos para animales. Es posible afirmar que la producción pecuaria es directa o indirectamente responsable de una parte importante de la erosión del suelo en este país. Una evaluación pormenorizada de la erosión en tierras de cultivo y pastos sugiere que el ganado es el mayor responsable de la erosión del suelo de las tierras agrícolas y da cuenta del 55 por ciento de la masa erosionada cada año (Cuadro 2.13). Se calcula que un 40 por ciento de esta masa será arrastrada hasta los recursos hídricos. El resto será depositado en otros lugares de la tierra.

Sin embargo, si se considera la gran importancia del papel de la tierra agrícola en la contaminación del agua por sedimentos en los Estados Unidos de América es razonable asumir que los sistemas de producción ganadera son la principal fuente de contaminación por sedimentos de los recursos de agua dulce.

próximas décadas. La emisión de óxido nitroso también tiene impactos sobre el cambio climático, contribuyendo al calentamiento global. De hecho, el potencial de calentamiento global del N₂O es 310 veces mayor que el del CO₂.

Finalmente, el uso de la tierra para la agricultura intensiva tiene impactos en el hábitat de la vida silvestre. Las zonas en monocultivo ofrecen

Cuadro 2.13

Contribución del ganado a la erosión del suelo en las tierras agrícolas de los Estados Unidos de América

Erosión de tierras cultivadas

Erosión total en tierras cultivadas (millones de toneladas/año)	1 620,8
--	---------

Tasa promedio de erosión hídrica y eólica acumuladas (toneladas/ha/año)	12,5
--	------

Total de tierras cultivables para la producción de piensos (millones de hectáreas)	51,6
---	------

Erosión total asociada con la producción de piensos en tierras cultivadas (millones de toneladas/año)	648,3
--	-------

Como porcentaje de la erosión total en tierras cultivadas	40
---	----

Erosión de tierras de pasto

Tasa promedio de erosión hídrica y eólica acumuladas (toneladas/ha/año)	2
--	---

Total de superficie de pastos (millones de hectáreas)	234
---	-----

Erosión total en tierras de pasto (millones de toneladas/año)	524,2
--	-------

Erosión de tierras agrícolas (cultivos y pastos)

Erosión total en tierras agrícolas (millones de toneladas/año)	2 145,0
---	---------

Erosión total asociada con la producción pecuaria (millones de toneladas/año)	1 172,5
--	---------

Como porcentaje de la erosión total en tierras agrícolas	55
---	----

Fuente: USDA/NASS (2001), FAO (2006b).

poco alimento o abrigo a la fauna silvestre que, de hecho, en su mayor parte está ausente de las tierras de cultivo intensivo. Asimismo hay que señalar que las parcelas cultivadas intensivamente con frecuencia constituyen una barrera para el movimiento de la fauna silvestre y comportan la fragmentación de los ecosistemas. En consecuencia, Pingali y Heisey (1999) sugieren que para satisfacer

cer la demanda de alimentos en el largo plazo, en particular de cereales, será necesario más que un cambio en el tope de los rendimientos. También serán necesarios cambios fundamentales en el modo de uso de los pesticidas y fertilizantes, así como en el manejo del suelo. Para sostener el crecimiento de la productividad de los cereales conservando la base del recurso será necesario que los incrementos de la producción se alcancen con incrementos de los insumos químicos menores que los proporcionales. Los recientes avances en las fórmulas de los fertilizantes y los pesticidas, así como en las tecnologías y técnicas para su uso eficiente, pueden contribuir al cumplimiento de estos objetivos (Pingali y Heisey, 1999).

Erosión del suelo

Las tasas de erosión presentan una fuerte variación en función de las condiciones locales, de manera que, con mucha frecuencia, resulta difícil comparar datos locales. En las tasas de erosión influyen varios factores, tales como la estructura del suelo, la morfología del paisaje, la cubierta vegetal, las precipitaciones y los vientos, y el uso y manejo de la tierra, que comprende el método, el momento y la frecuencia de cultivo (Stoate *et al.*, 2001) (véase el Recuadro 2.5). Dado que la erosión más intensa es la causada por la escorrentía, la erosión tiende a aumentar cuando disminuye la infiltración. Cualquier actividad que modifique significativamente el proceso de infiltración tiene un impacto en el proceso erosivo.

Las tierras de cultivo, en especial las destinadas a la agricultura intensiva, suelen ser más propensas a la erosión que las tierras destinadas a otros usos. Entre los principales factores que contribuyen al aumento de las tasas de erosión en las tierras de cultivo cabe destacar los siguientes:

- la remoción de la vegetación natural que retiene el suelo, lo protege del viento y mejora la infiltración;
- las prácticas de cultivo inapropiadas;
- el impacto mecánico de la maquinaria agrícola pesada;
- el agotamiento de la fertilidad natural del suelo.

Barrow (1991) estudió la magnitud de la erosión en las tierras de cultivo de varios países. Dado que las metodologías utilizadas para la evaluación de la erosión no han sido estandarizadas, resulta difícil efectuar una comparación entre mediciones diferentes. Este autor observó que los niveles de erosión pueden llegar a ser extremadamente graves en algunos casos causando la pérdida de más de 500 toneladas de suelo por hectárea al año (documentada en el Ecuador y Côte d'Ivoire). Como referencia, una pérdida de 50 toneladas por hectárea al año equivale a una pérdida del perfil del suelo de aproximadamente 3 mm/año. Si la capa arable es poco profunda esto sería suficiente para afectar a la agricultura en muy poco tiempo. En la literatura hay un escaso consenso acerca de las tasas de erosión permisibles, si bien niveles de erosión entre 0,1 y 0,2 mm anuales se consideran aceptables (Barrow, 1991).

Las principales cuestiones ambientales globales asociadas con la producción agrícola intensiva de cultivos forrajeros incluyen el cambio climático, por las emisiones gaseosas resultantes de la aplicación de fertilizantes y la descomposición de la materia orgánica del suelo, el agotamiento de los recursos hídricos, por la contaminación y la extracción, y la erosión de la biodiversidad, por la destrucción del hábitat y la contaminación de aguas y suelos. Estos temas se tratarán con detalle en los capítulos 3, 4, y 5, respectivamente.

2.6 Conclusiones

Actualmente el sector pecuario es uno de los principales usuarios de tierras. Ocupa una superficie de más de 3 900 millones de hectáreas, es decir, cerca del 30 por ciento de la superficie de las tierras del planeta. La intensidad con la que el sector hace uso de la tierra es extremadamente variable. De los 3 900 millones de hectáreas, 500 millones de hectáreas se destinan a cultivos intensivos (Sección 2.3), 1 400 millones corresponden a pastos con una productividad relativamente alta y los 2 000 millones de hectáreas restantes son pastizales extensivos con una productividad relativamente baja (Cuadro 4,

Anexo 2). El sector es el principal usuario de tierra agrícola. Se destina a este uso el 78 por ciento de la tierra agrícola y el 33 por ciento de la tierra de cultivo. A pesar de que los sistemas intensivos sin tierra han sido los responsables de la mayor parte del crecimiento del sector, la influencia del sector en las tierras de cultivo es aún considerable y las cuestiones ambientales asociadas a la producción pecuaria no pueden comprenderse plenamente sin la inclusión del sector de los cultivos en el análisis.

A medida que el sector pecuario se desarrolla, sus necesidades de tierra aumentan, lo que ha generado una transición geográfica que comprende cambios en la intensidad en el uso de la tierra y en las pautas de distribución geográfica.

La intensificación reduce el ritmo de expansión del uso de tierras para el sector pecuario

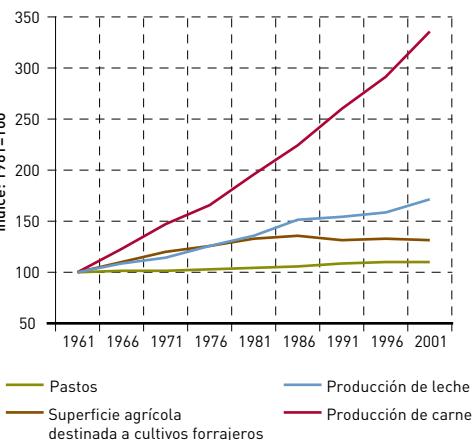
El primer factor que caracteriza esta transición geográfica es la intensificación del uso de la tierra. Este aspecto tiene una estrecha relación con el abastecimiento de piensos, que es el propósito fundamental de la explotación de la tierra por el sector, ya sea directamente a través de los pastizales o indirectamente a través de los cultivos forrajeros. La producción intensiva de cultivos forrajeros y pastos cultivados se concentra en áreas con una infraestructura de transporte desarrollada, instituciones sólidas y un índice de aptitud agroecológica alto. El Gráfico 2.18 muestra la marcada diferencia de las tasas de crecimiento de la superficie mundial destinada a pastos y a la producción de piensos en comparación con las de la producción de leche y carne. Este incremento de la productividad es consecuencia de la fuerte intensificación del sector a escala mundial. El cambio de especies rumiantes a monogástricas, fomentado por el mejoramiento de las dietas, ha desempeñado una función clave en este proceso.

Se prevé que el crecimiento de la demanda de productos de origen animal seguirá siendo importante durante las próximas décadas y conducirá a un incremento neto de la superficie destinada a la producción pecuaria, a pesar de la tendencia a la intensificación. Los pastos extensivos y la produc-

ción de forrajes se expandirán a expensas de los hábitats naturales con bajos costos de oportunidad. Sin embargo, es probable que la expansión más alta de los pastos y los cultivos forrajeros se haya producido ya y que, gracias al proceso de intensificación, la tendencia a ocupar mayores áreas de tierra llegue a su fin y conduzca a una disminución neta de la superficie de pastos y cultivos forrajeros.

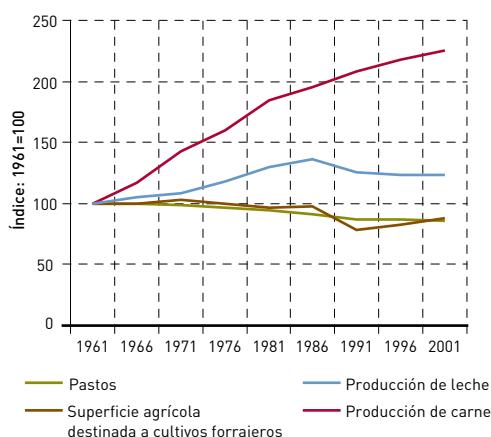
Dentro de estas tendencias mundiales hay variaciones regionales. En la UE (Gráfico 2.19), y de manera más general en los países de la OCDE, el crecimiento de la producción de carne y leche ocurrió al mismo tiempo que la reducción en el área dedicada a los pastos y los cultivos forrajeros. Esto se consiguió fundamentalmente por la vía del mejoramiento de los índices de conversión de piensos, si bien parte de la reducción de la superficie local destinada a los cultivos forrajeros fue también posible gracias a la importación de piensos, procedentes en su mayor parte de América del Sur. De hecho, las tendencias comparables en América del Sur (Gráfico 2.20) muestran un crecimiento relativo más fuerte de la superficie de cultivos forrajeros. El desarrollo acelerado de la

Gráfico 2.18 Tendencias mundiales de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para la producción total de carne y leche



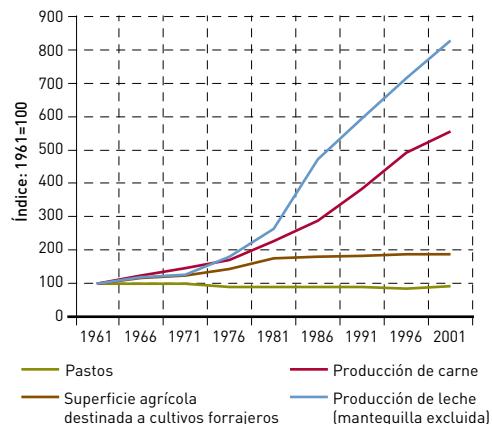
Fuente: FAO (2006b).

Gráfico 2.19 Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – UE 15



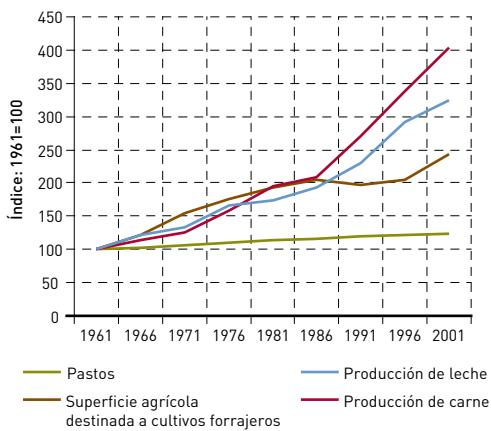
Fuente: FAO (2006b).

Gráfico 2.21 Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – Asia oriental y sudoriental (China excluida)



Fuente: FAO (2006b).

Gráfico 2.20 Tendencias de la superficie de tierras utilizadas para la producción pecuaria y para el abastecimiento local de carne y leche – América del Sur



Fuente: FAO (2006b).

la década de 1970 y a finales de los años noventa, cuando los países desarrollados, primero, y los países en desarrollo, más tarde, industrializaron la producción pecuaria y comenzaron a importar fuentes proteicas para los piensos.

Este mismo proceso está actualmente en curso en Asia oriental y sudoriental (Gráfico 2.21), donde la producción ha crecido a un ritmo extremadamente más rápido que el área destinada a cultivos forrajeros y pastos, que ha permanecido estable. Estas diferencias en las tasas de crecimiento son el resultado de la importación de piensos, así como de la intensificación acelerada de la producción pecuaria, que incluyó el mejoramiento de las razas, los sistemas de cría y el cambio hacia la avicultura. La metodología desarrollada para estimar el uso de la tierra por el sector pecuario y otros resultados complementarios se presentan en la Sección 3.1 del Anexo 3.

La producción se traslada a las áreas con recursos de piensos o con costos más reducidos

El segundo factor que caracteriza la transición geográfica del sector pecuario es el desplazamiento en la distribución espacial de la produc-

producción pecuaria intensiva regional dinamizó la industria de la producción de piensos, pero las exportaciones fueron las responsables de un crecimiento adicional. Los cultivos forrajeros crecieron a un ritmo especialmente rápido durante

ción. Las áreas de producción y consumo ya no se superponen, puesto que la mayor parte del consumo se concentra en centros urbanos, muy distantes de los recursos de piensos. El sector pecuario se ha adaptado a esta nueva configuración separando la cadena de productos y localizando cada segmento específico de la producción o de la elaboración allí donde los costos de producción son más reducidos. Con el desarrollo de la infraestructura de transportes, el transporte de productos animales supone un costo relativo cada vez menor si se compara con otros costos de producción. La tendencia hacia alimentos más elaborados contribuye también a la disminución de los costos de transporte. La producción pecuaria, en consecuencia, se establece en puntos cada vez más cercanos a las áreas con recursos de piensos o a lugares donde el contexto normativo (régimen de impuestos, normas laborales, normas ambientales), el acceso a los servicios o las condiciones sanitarias minimicen los costos de producción. En esencia, el ganado se mueve de una estrategia de "usuario pasivo de la tierra" (como el único medio de aprovechar la biomasa de tierras marginales, residuos y zonas intersticiales) a una estrategia de "usuario activo de la tierra" (compite con otros sectores para el establecimiento de cultivos forrajeros, pastos intensivos y unidades de producción).

El pago de los costos ambientales

Este proceso genera un aumento de eficiencia en el uso de los recursos, pero usualmente se desarrolla en un contexto de externalidades ambientales y sociales que resultan, en general, ignoradas, y de una fijación inadecuada del precio de los recursos basada en los costos privados más que en los costos sociales. Como resultado, los cambios en la geografía del sector pecuario están asociados a impactos ambientales considerables. Así, por ejemplo, los costos privados del transporte son bajos debido a distorsiones y no reflejan los costos sociales. La expansión y la intensificación de los cultivos agrícolas comportan graves problemas de degradación de la tierra. La expansión

permanente de la agricultura en los ecosistemas naturales es uno de los factores causantes del cambio climático y de la pérdida de biodiversidad. La desconexión de la producción animal de su base de alimentos crea condiciones inadecuadas para las buenas prácticas de manejo de los desechos, lo que a menudo causa contaminación del agua y del suelo, así como emisiones de gases de efecto invernadero.

De continuar las tendencias actuales, la huella ecológica del sector pecuario aumentará debido a la expansión del uso de la tierra y a su degradación. Para hacer frente a los desafíos ambientales globales, será necesario evaluar y gestionar la disyuntiva entre la satisfacción de la actual demanda de alimentos de origen animal y el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas para el suministro de bienes y servicios en el futuro (Foley *et al.*, 2005). Finalmente, para alcanzar un equilibrio sostenible se necesitará una adecuada fijación de los precios de los recursos naturales, la internalización de las externalidades y la conservación de los ecosistemas estratégicos.

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

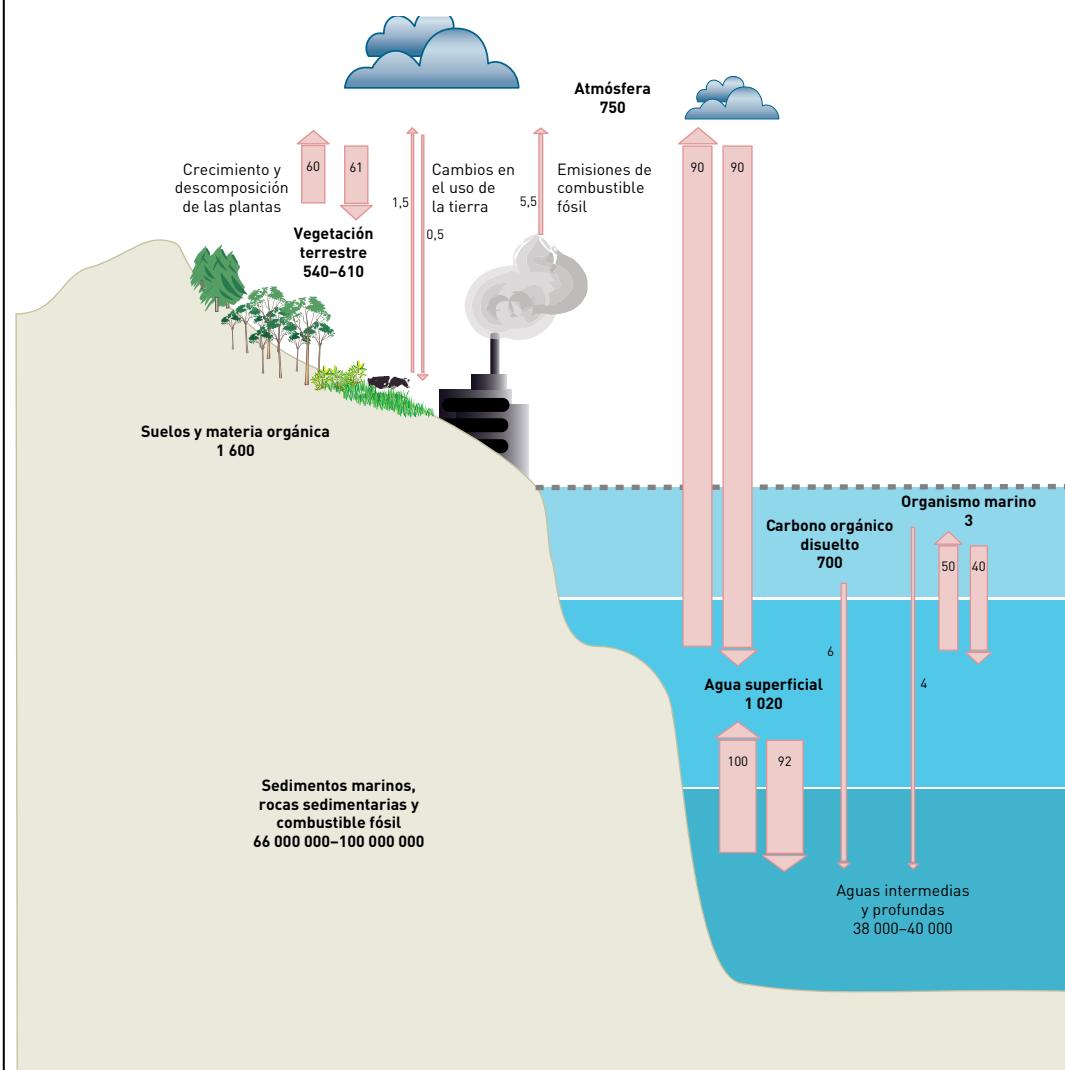
El carbono es un elemento que constituye la base de la vida. Se almacena en los principales sumideros, tal y como se indica en el Gráfico 3.1, en el que también se muestra la importancia

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

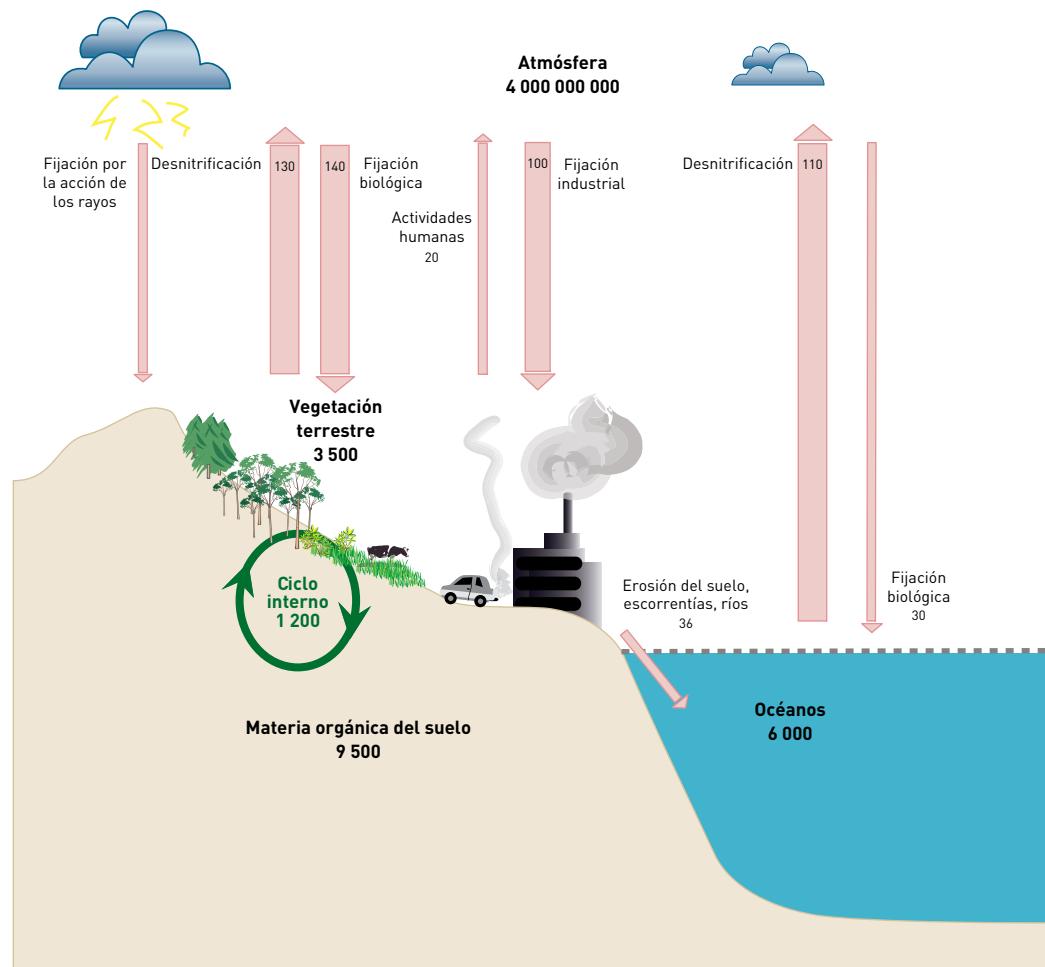
El nitrógeno es un elemento esencial para la vida y desempeña un papel central en la organización y el funcionamiento de los ecosistemas del mundo. En muchos ecosistemas terrestres y acuáticos, la disponibilidad de nitrógeno es un factor clave que determina la naturaleza y la diversidad de la vida vegetal, 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-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-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-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 amoniaco *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.

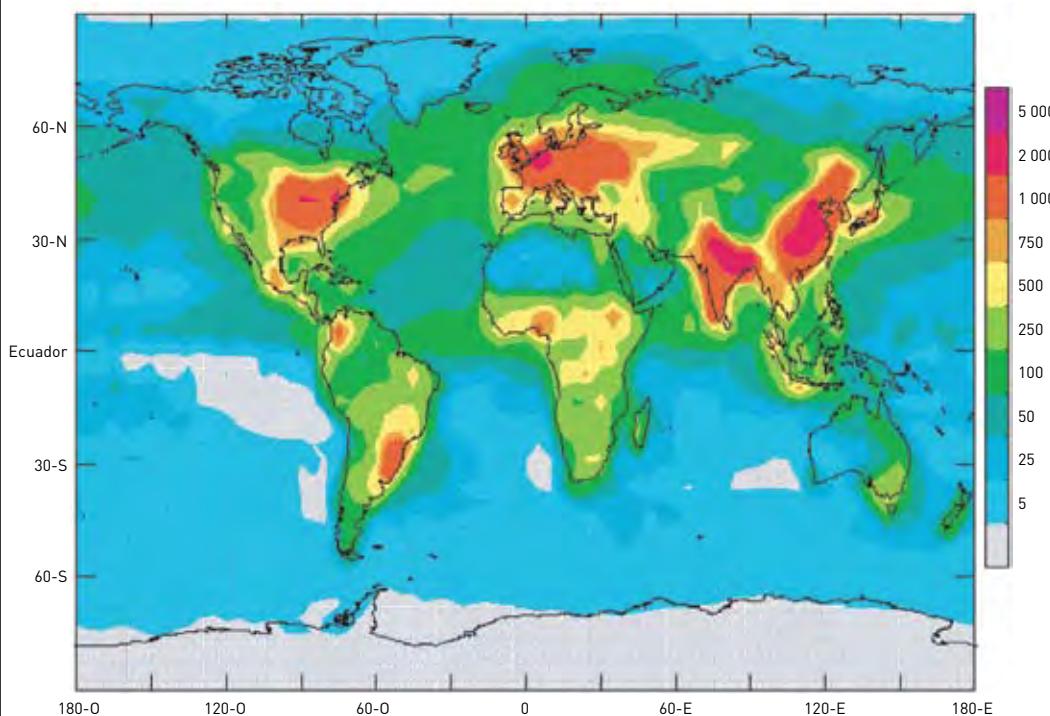
La contaminación atmosférica y ambiental (principalmente eutrofización y malos olores) derivada de estas emisiones es más un problema ambiental de alcance local o regional que mundial. De hecho, niveles similares de descargas de N pueden tener efectos ambientales sustancialmente diferentes en función 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 (compárese 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 km^2 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 CH_4 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.

04





El papel del ganado en la contaminación y el agotamiento del agua

4.1 Temas y tendencias

El agua constituye al menos el 50 por ciento de la mayoría de los organismos vivos y tiene un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas. Es un recurso natural fundamental que se emplea en casi todas las actividades humanas.

La recarga hídrica se produce a través del ciclo natural del agua. El proceso de evaporación, en particular desde los océanos, es el mecanismo primario de la fase "de la superficie a la atmósfera" del ciclo. El agua evaporada vuelve al océano y a las masas de agua por vía de las precipitaciones (US Geological Survey, 2005a; Xercavins y Valls, 1999).

Los recursos de agua dulce suministran una amplia gama de bienes, tales como agua pota-

ble y agua para la irrigación o para propósitos industriales, y de servicios como la energía para la generación hidroeléctrica. Los recursos de agua dulce son además la base para realizar actividades recreativas destinadas a un número muy diverso de grupos de usuarios, sostener el desarrollo, mantener la seguridad alimentaria, los medios de vida, el crecimiento industrial, y la sostenibilidad ambiental en todo el mundo (Turner *et al.*, 2004).

No obstante, los recursos de agua dulce son escasos. Sólo el 2,5 por ciento de todos los recursos hídricos son recursos de agua dulce, mientras que los océanos representan el 96,5 por ciento y el agua salobre el 1 por ciento. Además, el 70 por ciento de todos los recursos de agua dulce

están atrapados en glaciales y nieves perpetuas (como los cascos polares) y en la atmósfera (Dom-pka, Krchnak y Thorne, 2002; UNESCO, 2005). Cada año caen a la tierra 110 000 km³ de agua dulce en forma de precipitaciones, de los cuales 70 000 km³ vuelven a evaporarse a la atmósfera inmediatamente después. De los 40 000 km³ restantes solamente 12 500 km³ son accesibles para el uso humano (Postel, 1996).

Los recursos de agua dulce se distribuyen de manera desigual en el mundo. Más de 2 300 millones de personas en 21 países viven en cuencas con estrés hídrico, es decir, con una disponibilidad de 1 000 a 1 700 m³ por persona al año. Unos 1 700 millones de personas habitan en cuencas bajo condiciones de escasez, con menos de 1 000 m³ por persona al año (Mapa 28, Anexo 1; Rosegrant, Cai y Cline, 2002; Kinje, 2001; Bernstein, 2002; Brown, 2002). Más de 1 000 millones de personas carecen de acceso al agua limpia. Gran parte del crecimiento demográfico mundial y de la expansión de la agricultura se está registrando en regiones con estrés hídrico.

La disponibilidad de agua siempre ha sido un factor limitante para las actividades humanas, en particular para la agricultura, y el aumento del nivel de la demanda de agua es un factor cada vez más preocupante. La extracción excesiva y las deficiencias en la gestión del agua han dado como resultado una disminución de los niveles freáticos, ocasionado daños en los suelos y reduciendo la calidad del agua en todo el mundo.

El volumen de agua dulce extraída de los ríos y de los acuíferos en el año 1995 se estimó en 3 906 km³ (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Aunque una parte de este volumen vuelve a los ecosistemas, la contaminación de los recursos hídricos, sin embargo, se está acelerando debido al incremento de las descargas de aguas residuales en los cursos de agua. De hecho, en los países en desarrollo, entre un 90 y un 95 por ciento de las aguas residuales públicas y un 70 por ciento de las aguas residuales industriales se descargan en las masas de agua sin ningún tipo de tratamiento (Bernstein, 2002).

Cuadro 4.1

Uso y agotamiento del agua por sector

Sector	Uso del agua	Agotamiento de agua
(...porcentaje del total....)		
Agricultura	70	93
Doméstico	10	3
Industrial	20	4

Fuente: Brown (2002); FAO-AQUASTAT (2004).

El sector agrícola es el principal consumidor de agua dulce. En el año 2000, la agricultura dio cuenta del 70 por ciento del uso mundial de agua y fue responsable de un 93 por ciento de su agotamiento (véase el Cuadro 4.1) (Turner *et al.*, 2004). Durante el último siglo la superficie de regadío se ha multiplicado casi cinco veces y en el año 2003 ascendía a 277 millones de hectáreas (FAO, 2006b). No obstante, en las últimas décadas el consumo de los recursos hídricos ha crecido más rápidamente en los usos industriales y domésticos que en la agricultura. Así, entre 1950 y 1995 los usos industriales y domésticos se cuadruplicaron mientras que el uso agrícola solamente se duplicó (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Actualmente el consumo humano es de 30-300 litros por persona al día en los usos domésticos, aunque son necesarios 3 000 litros de agua al día para cultivar los alimentos que cada persona consume diariamente (Turner *et al.*, 2004).

Uno de los principales desafíos a los que actualmente ha de hacer frente la promoción del desarrollo agrícola es mantener la seguridad alimentaria y reducir la pobreza sin aumentar el deterioro de los ecosistemas y el agotamiento de los recursos hídricos (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

La amenaza de una creciente escasez

Las proyecciones sugieren que la situación empeorará en las próximas décadas, y podría llegar a generar conflictos entre usos y usuarios del recurso. Si se mantiene la tendencia actual, se prevé que la extracción mundial de agua se incrementará en un 22 por ciento, alcanzando

los 4 772 km³ en 2005 (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Este incremento tendrá su origen principalmente en los usos doméstico, industrial y pecuario; este último experimentará un crecimiento de más del 50 por ciento. Se prevé también un aumento en el consumo de agua para usos no agrícolas del 62 por ciento en el período 1995-2005, mientras que el uso de agua para el regadío registrará un incremento de tan sólo un 4 por ciento en ese mismo período. Se espera que el mayor incremento en la demanda de agua para riego se produzca en el África subsahariana y América Latina, con un 27 y un 21 por ciento, respectivamente. Actualmente el uso del riego en estas dos regiones es muy limitado (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

Como consecuencia directa de este aumento previsto de la demanda de agua, Rosegrant, Cai y Cline estimaron que hacia el año 2025, el 64 por ciento de la población mundial vivirá en cuencas con estrés hídrico, frente al 38 por ciento actual. En una evaluación reciente el Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI) ha estimado que para el año 2023 el 33 por ciento de la población mundial, es decir, 1 800 millones de personas, vivirán en áreas con absoluta escasez de agua en países como el Pakistán, Sudáfrica, y extensas zonas de la India y China (IWMI, 2000).

Es probable que el aumento de la escasez del recurso hídrico comprometa la producción de alimentos, puesto que el agua tendrá que destinarse a otros usos como los industriales, domésticos y ambientales (IWMI, 2000). Tal y como se ha mencionado anteriormente, si el escenario actual no sufre modificaciones, la escasez de agua puede causar una pérdida de la producción potencial de 350 millones de toneladas de alimentos, una cantidad prácticamente igual a la producción actual de cereales de los Estados Unidos de América (364 millones de toneladas en el año 2005) (Rosegrant, Cai y Cline, 2002; FAO, 2006b). Los países con escasez absoluta de agua tendrán que importar una considerable cantidad de cereales para el consumo, mientras que otros, sin recursos financieros para efectuar

estas importaciones, correrán el riesgo de hambrunas y malnutrición (IWMI, 2000).

Incluso los países con suficientes recursos hídricos tendrán que ampliar sus sistemas de suministro de agua con el fin de atender la creciente demanda. Se piensa que muchos países, en especial en el África subsahariana, no dispondrán de los recursos financieros ni de la capacidad técnica necesarios, lo que despierta gran preocupación (IWMI, 2000).

Existen otro tipo de amenazas para los recursos hídricos. El uso inapropiado de la tierra puede disminuir la oferta hídrica cuando se reduce la infiltración, se aumenta la escorrentía y se limita la recarga natural de los recursos acuíferos subterráneos y el mantenimiento adecuado de los caudales especialmente durante la estación seca. El uso incorrecto de la tierra puede restringir gravemente el acceso futuro a los recursos hídricos y puede amenazar el funcionamiento adecuado de los ecosistemas. El ciclo del agua se ve aún más afectado con la deforestación, un proceso que avanza a un ritmo de 9,4 millones de hectáreas al año, según la última evaluación de la FAO (FAO, 2005a).

El agua también tiene una función clave en el funcionamiento de los ecosistemas al actuar como medio y/o catalizador de una serie de procesos bioquímicos. Así, su agotamiento afectará a los ecosistemas ya que el agua disponible para las especies animales y vegetales experimentará una disminución, lo que causará a su vez una transformación en ecosistemas más secos. La contaminación, por su parte, afectará también a los ecosistemas en tanto que el agua es el vehículo de numerosos agentes contaminantes. De ahí que el impacto de los contaminantes trascienda el ámbito local para extenderse a varios ecosistemas en función del ciclo del agua, llegando a veces hasta lugares muy lejanos de la fuente de origen.

Los humedales son ecosistemas especialmente amenazados por la tendencia al agotamiento del agua. Estos ecosistemas son el hábitat con mayor diversidad de especies del planeta, entre ellas lagos, planicies inundables, pantanos y deltas. Los ecosistemas suministran una amplia oferta de ser-

vicios y bienes ambientales, valorados globalmente en 33 billones de USD, de los cuales los humedales aportan 14,9 billones de USD (Ramsar, 2005). Estos incluyen el control de las inundaciones, la recarga de las aguas subterráneas, la estabilización de las orillas y la protección contra las tormentas, la regulación de los sedimentos y de los nutrientes, la mitigación del cambio climático, la purificación del agua, la conservación de la biodiversidad, las actividades recreativas y turísticas y las oportunidades culturales. No obstante, los humedales están seriamente amenazados y se ven amenazados por el exceso de extracción, la contaminación y el desvío de las aguas. Se calcula que en el último siglo un 50 por ciento de los humedales mundiales han desaparecido (IUCN, 2005; Ramsar, 2005).

Los impactos del sector pecuario en los recursos hídricos con frecuencia no son bien entendidos por los responsables del diseño de las políticas. La atención se ha focalizado fundamentalmente en el segmento más obvio de la cadena de producción pecuaria: la producción a nivel de finca. Sin embargo, a menudo se ignora el uso total de agua¹, directo o indirecto, del sector pecuario. Igualmente, la responsabilidad del sector en el agotamiento² del agua suele centrarse casi exclusivamente a la contaminación del recurso por el estiércol y los desechos.

Este capítulo pretende proporcionar un panorama completo de la contribución del sector al agotamiento de los recursos hídricos. Para ello,

más específicamente, se suministrarán estimaciones cuantitativas sobre el uso y contaminación del agua relacionados con los principales segmentos de la cadena de productos de origen animal para pasar a analizar después la contribución del ganado a la contaminación del agua y el fenómeno de la evapotranspiración, así como su impacto en el proceso de recarga de los recursos hídricos a través del uso inadecuado de la tierra. En la última sección se presentan una serie de opciones técnicas para lograr revertir estas tendencias de agotamiento del recurso.

4.2 Uso del agua

El uso del agua por el ganado, así como la contribución del sector pecuario a las tendencias de agotamiento del recurso, se sitúan a un nivel elevado y en creciente aumento. Se necesitan cada vez mayores volúmenes de agua para satisfacer las necesidades del proceso de producción ganadera considerado en su conjunto: desde la producción de los piensos hasta el suministro del producto.

4.2.1 El agua destinada al consumo y a los servicios de mantenimiento de los animales

El uso de agua para el consumo y el mantenimiento de los animales representa la demanda de recursos hídricos más directa asociada a la producción pecuaria. El agua constituye entre el 60 y el 70 por ciento del peso corporal y es esencial para que los animales mantengan sus funcio-

¹ Con la denominación "uso del agua" (o también "retirada de agua") se hace referencia al agua extraída de una fuente que se utiliza para las necesidades humanas. Una parte de esta puede ser devuelta a la fuente para su utilización aguas abajo con cambios en la cantidad y la calidad. La "demanda de agua" hace referencia al uso potencial del agua (adaptado de Gleick, 2000).

² Por "agotamiento del agua" (o también "consumo de agua") entendemos el agua utilizada o extraída de una cuenca hidrográfica que no puede volver a ser utilizada. Esto incluye cuatro procesos genéricos: evapotranspiración, flujo a los sumideros, contaminación, e incorporación en productos agrícolas o industriales (adaptado de Roost *et al.*, 2003, Gleick, 2000). A pesar de estar contenido en el concepto de "agotamiento", hemos decidido utilizar de manera independiente el término "contaminación" en el título de este capítulo con el fin de realzar su importancia.



© FAO/9286/H.D. NAM

Un trabajador dando agua a cerdos criados cerca de jaulas de pollos en una granja de la provincia de Long An (Vietnam, 2005)

Cuadro 4.2

Necesidad de agua potable para el ganado

Especies	Condición fisiológica	Peso medio	Temperatura del aire (°C)			
			15	25	35	
Necesidad de agua						
		(kg)	(.....litros/animal/día.....)			
Bovinos	Sistema pastoral africano – lactancia – 2 litros leche/día	200	21,8	25	28,7	
	Razas grandes – Vacas secas – 279 días de gestación	680	44,1	73,2	102,3	
	Razas grandes – Mitad lactancia – 35 litros leche/día	680	102,8	114,8	126,8	
Cabras	Lactantes – 0,2 litros leche/día	27	7,6	9,6	11,9	
Ovejas	Lactantes – 0,4 litros leche/día	36	8,7	12,9	20,1	
Camellos	Mitad lactancia – 4,5 litros leche/día	350	31,5	41,8	52,2	
Aves	Pollo de asar adulto (100 animales)		17,7	33,1	62	
	Ponedoras (100 animales)		13,2	25,8	50,5	
Cerdos	Lactantes – ganancia de peso diaria del cerdo 200g	175	17,2	28,3	46,7	

Fuentes: Luke (1987); National Research Council (1985; 1987; 1994; 1998; 2000); Pallas (1986); Ranjan (1998).

nes fisiológicas. El ganado satisface sus necesidades de agua por medio del consumo directo de agua potable, del agua contenida en las sustancias alimenticias y del agua metabólica producida por la absorción de nutrientes. El cuerpo pierde agua a través de la respiración (pulmones), evaporación (piel), defecación (intestinos) y orina (riñones). Las pérdidas de agua aumentan con las temperaturas altas y la humedad baja (Pallas, 1986; National Research Council, 1981, 1994). Como consecuencia de la reducción del consumo de agua disminuye también la producción de carne, leche y huevos. La falta de agua causa una pérdida del apetito y del peso, y la muerte se presenta a los pocos días, cuando el animal ha perdido entre el 15 y el 30 por ciento de su peso.

En los sistemas de pastoreo extensivos, el agua presente en los forrajes contribuye significativamente a satisfacer las necesidades de agua. En los climas secos, el contenido de agua de los forrajes decrece del 90 por ciento durante el período vegetativo a cerca del 10-15 por ciento durante la estación seca (Pallas, 1986). Los forrajes deshidratados, los granos y los concentrados que suelen utilizarse en los sistemas de producción industrial contienen cantidades de agua mucho menores: entre el 5 y el 12 por ciento del peso del alimento (National Research Council, 1981, 2000). El agua

metabólica puede cubrir hasta el 15 por ciento de las necesidades de agua.

Una amplia variedad de factores interrelacionados determinan las necesidades de agua, entre ellos la especie animal, la condición fisiológica del animal, el nivel de ingestión de materia seca; la forma física de la dieta, la disponibilidad y calidad del agua, la temperatura del agua, la temperatura ambiental y el sistema de producción (National Research Council, 1981; Luke, 1987). Las necesidades de agua por animal pueden ser altas, especialmente en animales con elevados niveles de producción en condiciones cálidas y secas (véase el Cuadro 4.2).

La producción pecuaria, especialmente en las granjas industrializadas, también requiere agua para los servicios: limpieza de las unidades de producción, lavado de los animales, instalaciones de enfriamiento de los animales y sus productos (leche) y eliminación de los desechos (Hutson *et al.*, 2004; Chapagain y Hoekstra, 2003). En particular, la cría de cerdos precisa una gran cantidad de agua cuando se utilizan sistemas de lavado a chorro³; en este caso las

³ En un sistema de lavado a chorro, el estiércol se arrastra hasta un canal utilizando una gran cantidad de agua, que por gravedad conduce el contenido a lagunas o depósitos de almacenamiento (Field *et al.*, 2001).

necesidades de agua de servicio pueden ser 7 veces superiores a las necesidades de agua para el consumo. Aunque los datos son escasos, el Cuadro 4.3 presenta algunas indicaciones de esas necesidades de agua. En las estimaciones no se consideran las necesidades de agua para el enfriamiento, que pueden ser, sin embargo, significativas.

Usualmente los sistemas de producción presentan grandes diferencias tanto en el uso de agua por animal como en la manera de suplir la demanda. En los sistemas extensivos, los animales deben hacer un esfuerzo en la búsqueda de alimento y agua, lo que determina un aumento de sus necesidades de consumo, a diferencia de los animales en los sistemas industriales donde el movimiento es muy restringido. En contraste, la producción intensiva requiere mayores cantidades de agua de servicios para el enfriamiento y la limpieza de las instalaciones. También han de tenerse en cuenta las diferencias entre los sistemas intensivos y extensivos por lo que se refiere a las fuentes de abastecimiento. En los sistemas extensivos, el 25 por ciento de las necesidades de agua (incluida el agua de servicios) proviene de la alimentación, frente al 10 por ciento de los sistemas intensivos (National Research Council, 1981).

En algunos lugares el agua utilizada para el consumo y los servicios del ganado reviste una notable importancia en comparación con otros sectores. Es el caso de Botswana, donde el agua usada por el ganado representa el 23 por ciento del uso total de agua en el país y es el segundo principal usuario de recursos hídricos. Debido a que la recarga de las aguas subterráneas se produce muy lentamente, en Kalahari se ha registrado una fuerte disminución del nivel freático desde el siglo XIX. En el futuro habrá una demanda de agua adicional en otros sectores y la escasez de agua podría ser dramática (Recuadro 4.1; Els y Rowntree, 2003; Thomas, 2002). Sin embargo, en la mayoría de los países el uso de agua destinada al consumo y los servicios de los animales es de poca intensidad comparado con el de otros

Cuadro 4.3

Necesidad de agua de servicios para diferentes tipos de ganado

Animal	Grupo de edad	Agua de servicios (litros/animal/día)	
		Industrial	Pastoreo
Ganado vacuno de carne	Terneros jóvenes	2	0
	Adultos	11	5
Ganado vacuno de leche	Terneras	0	0
	Vaquillas	11	4
	Vacas de leche	22	5
Cerdos	Lechones	5	0
	Adultos	50	25
	En lactación	125	25
Ovejas	Corderos	2	0
	Adultos	5	5
Cabras	Cabritos	0	0
	Adultos	5	5
Pollos de asar	Pollitos x 100	1	1
	Adultos x 100	9	9
Gallinas ponedoras	Pollitas x 100	1	1
	Gallinas en postura x 100	15	15
Caballos	Potros	0	5
	Caballos adultos	5	5

Fuente: Chapagain y Hoekstra (2003).

sectores. Así, por ejemplo, en los Estados Unidos de América, aunque es de importancia local en algunos estados, el uso de agua para el consumo de los animales y de agua de servicios fue inferior al 1 por ciento del total del uso de agua dulce en el año 2000 (Hutson *et al.*, 2004).

A partir de las necesidades metabólicas y de las estimaciones del uso de agua en diferentes sistemas de producción, se ha calculado el uso mundial de agua para satisfacer las necesidades de agua de bebida del ganado en 16,2 km³, y las necesidades de agua de servicios en 6,5 km³ (sin incluir las necesidades de agua de servicios de los pequeños rumiantes) (véase el Cuadro 4.4 y el Cuadro 4.5). A nivel regional la demanda más alta de agua potable y de servicios se registra en América del Sur (con un total de 5,3 km³/año), Asia meridional (4,1 km³/año) y el África subsahariana (3,1 km³/año). Estas zonas representan

Recuadro 4.1 Uso del agua en Botswana

Botswana, un país predominantemente seco, está experimentando ya una situación de estrés hídrico, es decir, la disponibilidad de agua dulce varía entre 1 000 y 1 700 m³ por persona al año. El ganado es uno de los principales usuarios de los recursos de agua dulce en Botswana. En el año 1997 el agua utilizada por el ganado representó el 23 por ciento del consumo total de agua en el país y fue el segundo mayor consumidor de recursos hídricos (la irrigación y la silvicultura representaron sólo el 15 por ciento de la demanda).

Las aguas subterráneas dan cuenta del 65 por ciento del total de agua disponible en Botswana, pero son limitadas. La recarga de los acuíferos varía de los 40 mm/año en el extremo septentrional a virtualmente cero en las zonas centrales y occidentales del país. El volumen recargable de agua subterránea en Botswana es inferior al 0,4 por ciento del total de los recursos renovables de este país.

El abastecimiento de agua se realiza a través de pozos entubados para el uso doméstico y del ganado. Se calcula que hay unos 15 000 pozos disemi-

nados por todo el país. En el año 1990 se extrajeron de ellos 76 millones de m³, un 760 por ciento más que la tasa de recarga.

En muchas fincas de Kalahari se han instalado más pozos de los permitidos a fin de suministrar agua a un hato en pastoreo en aumento. El incremento en el uso de los pozos ha determinado una disminución de las aguas subterráneas y también, con probabilidad, una disminución de los flujos naturales de las aguas permanentes. Como consecuencia directa, el nivel freático en Kalahari ha descendido sustancialmente desde el siglo XIX.

Si se mantiene la tasa actual de toma de agua, los recursos hídricos subterráneos y superficiales se agotarán dentro de pocas décadas. Mientras tanto se espera un rápido aumento del consumo de agua para uso doméstico, que pasará del 29 por ciento de 1990 a aproximadamente el 52 por ciento de la demanda total en el año 2020. La presión sobre los recursos hídricos se incrementará, lo que supone un riesgo para la sostenibilidad de la producción pecuaria.

Fuente: Els y Rowntree (2003); Thomas (2002).

Cuadro 4.4

Uso de agua para cubrir las necesidades de agua potable

Región	Consumo total anual de agua [km ³]						
	Bovinos	Búfalos	Cabras	Ovejas	Cerdos	Aves (100)	Total
América del Norte	1,077	0,000	0,002	0,006	0,127	0,136	1,350
América Latina	3,524	0,014	0,037	0,077	0,124	0,184	3,960
Europa occidental	0,903	0,002	0,013	0,087	0,174	0,055	1,230
Europa oriental	0,182	0,000	0,003	0,028	0,055	0,013	0,280
Comunidad de Estados Independientes	0,589	0,003	0,009	0,036	0,040	0,029	0,710
Asia occidental y África del Norte	0,732	0,073	0,140	0,365	0,000	0,118	1,430
África subsahariana	1,760	0,000	0,251	0,281	0,035	0,104	2,430
Asia meridional	1,836	1,165	0,279	0,102	0,017	0,096	3,490
Asia oriental y sudoriental	0,404	0,106	0,037	0,023	0,112	0,180	0,860
Oceanía	0,390	0,000	0,001	0,107	0,010	0,009	0,520
Total	11,400	1,360	0,770	1,110	0,690	0,930	16,260

Fuentes: FAO (2006b); Luke (2003); National Research Council (1985;1987;1994;1998; 2000a); Pallas (1986); Ranjhan (1998).

Cuadro 4.5

Uso de agua para cubrir las necesidades de agua de servicios

Región	Agua de servicios (km ³)			
	Bovinos	Cerdos	Aves (100)	Total
América del Norte	0,202	0,682	0,008	0,892
América Latina	0,695	0,647	0,009	1,351
Europa occidental	0,149	1,139	0,004	1,292
Europa oriental	0,028	0,365	0,001	0,394
Comunidad de Estados Independientes	0,101	0,255	0,002	0,359
Asia occidental y África del Norte	0,145	0,005	0,006	0,156
África subsahariana	0,415	0,208	0,003	0,626
Asia meridional	0,445	0,139	0,003	0,586
Asia oriental y sudoriental	0,083	0,673	0,009	0,765
Oceanía	0,070	0,051	0,000	0,121
Total	2,333	4,163	0,046	6,542

Nota: cálculos basados en Chapagain y Hoekstra (2003).

el 55 por ciento de las necesidades mundiales de agua del sector pecuario.

A nivel global las necesidades de agua potable y de servicios para el ganado representan solamente el 0,6 por ciento del total del agua dulce utilizada (véase el Cuadro 4.4 y el Cuadro 4.5). Esta cifra que representa el uso directo es la única que los responsables de la elaboración de políticas toman en consideración y, en consecuencia, el sector pecuario no suele incluirse entre los principales responsables del agotamiento de los recursos hídricos. Sin embargo, esta cifra tiene un alto grado de subestimación, pues no tiene en cuenta otras necesidades, directas e indirectas, que están implicadas en el proceso de producción pecuaria. A continuación se revisan las repercusiones sobre el recurso generadas a lo largo de todo el proceso de producción.

4.2.2 La elaboración de productos

El sector pecuario suministra una amplia gama de productos, desde leche y carne, hasta productos con un alto valor agregado como cuero o platos precocinados. La revisión completa de toda la cadena del producto y la identificación del porcentaje del uso del agua atribuible al sector pecuario es un ejercicio que reviste una gran complejidad.

Aquí nos concentraremos en las primeras etapas de la cadena de elaboración del producto, que comprenden el sacrificio, la elaboración de carne y leche y las actividades de curtido.

Los mataderos y la industria agroalimentaria

Los productos animales primarios, como los animales vivos o la leche, usualmente se someten a un proceso de elaboración antes del consumo a fin de obtener diferentes productos cárnicos o lácteos. La elaboración de la carne incluye varias actividades, desde el sacrificio hasta las complejas actividades de agregación de valor. El Gráfico 4.1 describe el proceso general de elaboración de la carne, aunque los pasos pueden variar dependiendo de la especie animal. Además de estos procesos generales, las operaciones de elaboración de la carne también pueden incorporar la elaboración y transformación de despojos. La transformación convierte subproductos en productos con valor agregado como sebo y harinas de carne y sangre.

Como muchas otras actividades de elaboración de alimentos, las necesidades de calidad e higiene de la elaboración de la carne generan un mayor uso de agua y, por consiguiente, un mayor volumen de aguas residuales. El agua es un insu-

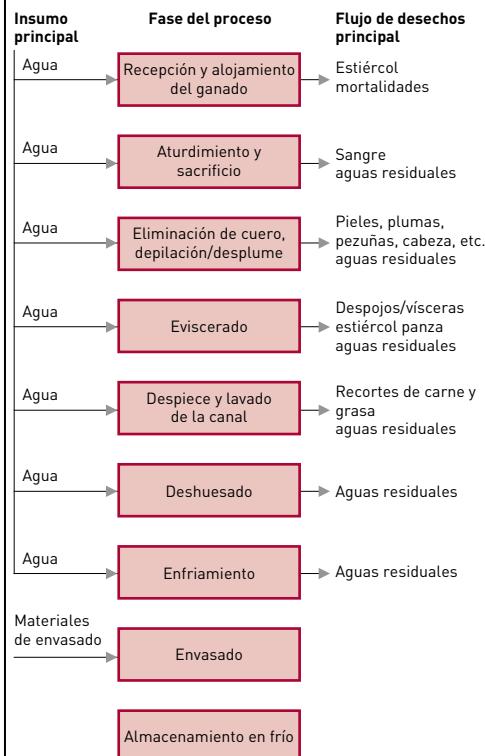
mo fundamental en cada uno de los pasos del proceso excepto en las fases finales de envasado y almacenamiento (véase el Gráfico 4.1).

En los mataderos de animales de carne roja (vacunos y búfalos), el agua se usa fundamentalmente para el lavado de los canales en las diversas etapas del proceso, así como para la limpieza. Las áreas de sacrificio, eviscerado y deshuesado consumen entre el 44 y el 60 por ciento del agua utilizada en la elaboración (Meat Research Corporation, 1995). La tasa de uso de agua varía de 6 a 15 litros por kilo de canal. Puesto que la producción mundial de carne vacuna y de búfalo fue de 63 millones de toneladas en el año 2005, una estimación prudente del uso de agua en estas fases podría estar comprendida entre 0,4 y 0,95 km³, es decir, entre el 0,010 por ciento y 0,024 por ciento del uso de agua a escala mundial (FAO, 2005f).

En las plantas de elaboración de carne de aves de corral, el agua se usa en el lavado de los canales y la limpieza, el escaldado de las aves previo al desplumado, los canales para el transporte de plumas, cabezas, patas y vísceras, y el enfriamiento de las aves. La elaboración de la carne de aves de corral muestra una tendencia a un uso más intensivo de agua por unidad de peso que la elaboración de carnes rojas (Wardrop Engineering, 1998). El uso del agua varía entre 1,5 y 9,0 litros por ave procesada (Hrudey, 1984). En el año 2005 se sacrificaron un total de 48 000 millones de aves en todo el mundo. Una estimación prudente del total de agua usada rondaría los 1,9 km³, que equivalen al 0,05 por ciento del uso mundial de agua.

Los productos lácteos también requieren cantidades significativas de agua. Las prácticas más idóneas del uso del agua en la elaboración comercial de la leche consumen de 0,8 a 1 litro de agua por kg de leche (PNUMA, 1997a). De estas estimaciones prudentes se obtiene un uso mundial de agua en la elaboración de leche de más de 0,6 km³ (0,015 por ciento del uso mundial de agua), sin incluir el agua utilizada para los productos derivados, especialmente el queso.

Gráfico 4.1 Diagrama de flujo del proceso de elaboración de la carne



Fuente: PNUMA (2004a).

Curtiembres

Entre 1994 y 1996 se elaboraron aproximadamente 5,5 millones de toneladas de cuero fresco al año para alcanzar una producción de 0,46 millones de toneladas de cuero grueso y cerca de 940 millones de m² de cuero ligero. Un volumen adicional de 0,62 millones de toneladas de cuero fresco se transformó en casi 385 millones de m² de cuero de oveño y caprino.

El proceso de curtiembre consta de cuatro etapas principales: almacenamiento, curtido, recortido y acabado. Hay una gran variación en la cantidad de agua necesaria para la elaboración de las pieles en función de la tecnología utilizada, con un volumen que va de los 37-59 m³ por tonelada de cuero fresco en el caso de las tecnologías convencionales, a los 14 m³ en el

caso de las tecnologías avanzadas (véase el Cuadro 4.6). De ahí se obtiene un total mundial de 0,2 a 0,3 km³ anuales (0,008 por ciento del uso de agua a escala mundial).

En algunas zonas el consumo de agua para la elaboración de productos animales puede tener un impacto ambiental significativo. No obstante, el principal problema ambiental es el nivel de contaminantes que se descargan localmente en las unidades de elaboración.

4.2.3 Producción de piensos

Como se ha descrito en las secciones anteriores, el sector pecuario es el uso antropogénico de la tierra más extendido. La mayor parte de esta tierra, y una gran parte del agua que contiene y recibe, se destina a la producción de piensos.

La evapotranspiración es el principal mecanismo mediante el cual los cultivos y los pastos agotan los recursos hídricos. Si se atribuyen las pérdidas por evapotranspiración de los cultivos forrajeros a la producción de ganado, la cantidad de agua consumida sería muy superior a los usos del agua descritos anteriormente. Zimmer y Renault (2003), por ejemplo, muestran en un esfuerzo de contabilidad aproximado que el sector pecuario representa un 45 por ciento del presupuesto global del agua usada en la producción de alimentos. No obstante, un gran porcentaje de



© FOTO CORTESÍA DE USDA NRCS/CHARMA CONFER

Sistema de irrigación con rociadores (Estados Unidos de América, 2000)

este uso del agua no tiene impactos ambientales significativos. La evapotranspiración producida por las tierras de pastos cultivados y naturales usados para el pastoreo representa una gran proporción. Esta agua generalmente tiene un costo de oportunidad muy reducido o no tiene ningún costo, y de hecho es posible que la cantidad de agua que se pierde en ausencia de pastoreo no sea más baja. Las tierras de pastoreo manejadas más intensivamente con frecuencia tienen potencial para la agricultura, pero están localizadas en su mayoría en zonas con abundante agua, es decir, aquí es la tierra y no el agua la que tiene un costo de oportunidad.

Se prevé que el agua usada para la producción de piensos en los sistemas extensivos de producción ganadera basados en la tierra no experimentará incrementos significativos. Como se ha mencionado anteriormente, los sistemas de pastoreo están perdiendo importancia relativa en casi todas las regiones del mundo. Una razón fundamental es que la mayoría de las áreas de pastoreo están localizadas en zonas áridas y semiáridas donde la escasez de agua constituye un límite para la expansión o la intensificación de la producción pecuaria. La producción de los sistemas agropecuarios mixtos se encuentra aún en rápida expansión y el agua no es un factor limitante en la mayoría de los casos. Aquí el aumento de la productividad será resultado de un incremento en el nivel de integración de la producción de cultivos

Cuadro 4.6

Uso y agotamiento de agua en las operaciones de curtiembre

Operación	Descarga (m ³ /tonelada de cuero fresco)	
	Tecnología convencional	Tecnología avanzada
Remojo	7-9	2
Calero	9-15	4,5
Desenculado, purga	7-11	2
Curtido	3-5	0,5
Recurtido	7-13	3
Acabado	1-3	0
Total	34-56	12

Fuente: Gate Information Services – GTZ (2002).

y ganado, con animales que consumen cantidades considerables de residuos de cultivos.

En contraste, los sistemas agropecuarios mixtos manejados más intensivamente y los sistemas industriales se caracterizan por un alto nivel de insumos externos, es decir, piensos concentrados y aditivos que, con frecuencia, han sido transportados a través de largas distancias. La demanda de estos productos y, por lo tanto, de las correspondientes materias primas (cultivos oleaginosos y de cereales), está aumentando rápidamente⁴. Además, los cultivos oleaginosos y los cereales ocupan tierras cultivables donde el agua generalmente tiene un costo de oportunidad considerable. Se producen volúmenes importantes recurriendo al riego en zonas donde el agua es relativamente escasa⁵. En estas zonas, en función de la fuente utilizada para el riego, el sector pecuario puede ser directamente responsable de una intensa degradación ambiental originada por el agotamiento del agua. En las áreas de secano, incluso la creciente apropiación por parte del sector pecuario de tierra cultivable, es responsable, de manera más indirecta, de la pérdida de agua disponible ya que reduce la oferta de agua para otros usos, en particular para la producción de cultivos alimentarios para el consumo humano.

En vista del aumento del uso “costoso” del agua por parte del sector pecuario, es importante realizar una evaluación de su alcance actual. En la Sección 3.4 del Anexo 3 se presenta una metodología para la cuantificación y evaluación de esta forma de uso del agua en las actividades del sector. Esta evaluación se basa en detallados

cálculos espaciales del balance hídrico, así como en la información disponible para los cuatro principales cultivos destinados a la alimentación animal: cebada, maíz, trigo y soja (CMTS). Por esta razón, los resultados del Cuadro 4.7 no representan el uso total de agua para los cultivos forrajeros. Estos cuatro cultivos dan cuenta aproximadamente de las tres cuartas partes del total de alimentos utilizados en la producción intensiva de monogástricos. Para otros usuarios de cantidades significativas de insumos externos, tales como el sector lechero intensivo, la proporción se sitúa en el mismo orden de magnitud.

En el mencionado anexo se describen dos enfoques diferentes diseñados para resolver la incertidumbre en las estimaciones del agua usada en los cultivos forrajeros. Dicha incertidumbre tiene su origen en el escaso conocimiento de la ubicación de los lugares dedicados exclusivamente a la producción de estos cultivos. Como puede observarse en el Cuadro 4.7, estos dos enfoques producen resultados muy similares, lo que sugiere que, a pesar de un cierto número de supuestos no

⁴ Un creciente porcentaje del incremento en la producción de cereales, sobre todo cereales secundarios, se destinará a la alimentación del ganado. Por consiguiente, se prevé un crecimiento de la producción de maíz en los países en desarrollo del 2,2 por ciento anual, frente a un porcentaje de “sólo” el 1,3 por ciento para el trigo y del 1 por ciento para el arroz (FAO, 2003a). Estos contrastes son particularmente acentuados en China donde, en el período considerado en el informe de la FAO (2003a), se prevé que la producción de trigo y arroz crecerá sólo marginalmente, mientras que la producción de maíz prácticamente se duplicará.

⁵ En FAO (2003a) se estima que cerca del 80 por ciento del crecimiento previsto de la producción de cultivos en los países en desarrollo derivará de la intensificación en forma de aumentos en los rendimientos (67 por ciento) y de una intensidad de cultivo más alta (12 por ciento). El porcentaje atribuible a la intensificación ascenderá a un 90 por ciento o más en aquellas regiones con escasez de tierras como Asia occidental, África del Norte y Asia meridional. Se estima que actualmente en los países en desarrollo, la agricultura de regadío, con cerca de una quinta parte del total de tierra cultivable, representa el 40 por ciento del total de la producción de cultivos y casi el 60 por ciento de la producción de cereales. Se prevé que el área con infraestructura de riego aumentará en 40 millones de hectáreas (20 por ciento) durante el período considerado. Esto pone de relieve la importancia de la participación del sector pecuario en el uso de agua para riego: la producción de piensos puede intensificarse en muchos lugares, pero determinados lugares críticos de producción como la región central de China, la zona centro-occidental de los Estados Unidos de América y, en América Latina, el área formada por el oriente de Paraguay, el sur del Brasil y el norte de Argentina pueden desarrollarse cada vez más y llegar a convertirse en centros globales de suministro, incrementando su expansión e intensificación. Como resultado, los suministros de agua, hasta hoy suficientes, podrían convertirse en un factor limitante para la producción.

Cuadro 4.7

Evapotranspiración (ET) de agua para la producción de cebada, maíz, trigo y soja (CMTS) para piensos

Región/País	Piensos CMTS en regadío			Piensos CMTS en secano		ET del agua de irrigación de piensos CMTS como porcentaje de la ET total de agua de piensos CMTS
	Agua de irrigación evapotranspirada en km ³	Porcentaje del total de agua de irrigación evapotranspirada	Porcentaje del total de agua evapotranspirada en zonas de regadío ¹	Aqua evapotranspirada en km ³	Porcentaje del total de agua evapotranspirada en cultivos de secano	
América del Norte	14,1 – 20,0	9 – 13	11 – 15	321 – 336	21 – 22	4 – 6
América Latina y el Caribe	3,0 – 3,8	6 – 8	7 – 9	220 – 282	12 – 15	1
Europa occidental	8,5 – 9,5	25 – 28	25 – 29	65 – 99	14 – 22	7 – 10
Europa oriental	1,8 – 2,4	17 – 22	19 – 23	30 – 46	12 – 18	4 – 5
Comunidad de Estados Independientes	2,3 – 6,0	3 – 7	3 – 7	19 – 77	2 – 8	7 – 9
Asia occidental y África del Norte	11,2 – 13,1	9 – 10	13 – 14	30 – 36	9 – 11	17 – 19
África subsahariana	0,2	1	1	20 – 27	1 – 2	1
Asia meridional	9,1 – 11,7	2 – 3	2 – 3	36 – 39	3	16 – 18
Asia oriental y sudoriental	20,3 – 30,1	14 – 20	13 – 18	226 – 332	11 – 16	6 – 7
Oceanía	0,3 – 0,6	3 – 5	3 – 5	1,7 – 12	1 – 4	5 – 12
Australia	0,3 – 0,6	3 – 5	4 – 6	1,4 – 11	1 – 5	5 – 14
China	15,3 – 19,3	14 – 18	15 – 16	141 – 166	14 – 16	7 – 8
India	7,3 – 10,0	3	2 – 3	30 – 36	3	17 – 18
Brasil	0,2 – 0,4	6 – 10	9 – 14	123 – 148	14 – 16	0
Mundo	81 – 87	8 – 9	10	1 103 – 1 150	10 – 11	6

Nota: las cifras en negrita representan los resultados del enfoque de concentración espacial. Las cifras restantes se basan en el enfoque de integración amplia de áreas (véase la Sección 3.4 del Anexo 3 para detalles sobre la metodología). Todas las cifras son estimaciones de la evapotranspiración (ET) real, basadas en la ET para irrigación y condiciones naturales suministradas por J. Hoogveen, FAO (estimadas según la metodología descrita en FAO, 2003a).

¹ La evapotranspiración de las zonas de regadío es la suma de la evapotranspiración del agua de irrigación y la evapotranspiración de las precipitaciones en las áreas irrigadas.

Fuente: cálculos de los autores.

verificados, las cantidades agregadas resultantes pueden suministrar estimaciones muy fiables.

Los cultivos CMTS destinados a la alimentación del ganado representan cerca del 9 por ciento de toda el agua de irrigación evapotranspirada globalmente. Si se incluye la evapotranspiración del agua proveniente de las precipitaciones caídas sobre las áreas irrigadas, el porcentaje asciende a cerca del 10 por ciento del agua evapotranspirada en las zonas de regadío. En vista de que el material alimenticio CMTS no elaborado representa sólo unas tres cuartas partes del pienso suministrado al ganado criado en condiciones intensivas, es posi-

ble atribuir al ganado cerca de un 15 por ciento del agua evapotranspirada en las áreas en regadío.

Las diferencias regionales son pronunciadas. En el África subsahariana y en Oceanía la irrigación destinada a los cultivos CMTS es muy escasa, tanto en términos absolutos como relativos. En Asia meridional/India la cantidad de agua de riego evapotranspirada por los cultivos CMTS, aunque considerable, representa sólo un reducido porcentaje del total del agua evapotranspirada a través del regadío. Cantidadas absolutas similares se registran en Asia occidental y África del Norte, regiones con mayor déficit hídrico, donde equivalen a un

15 por ciento del total de agua evapotranspirada en las áreas en regadío. El porcentaje más alto de agua evapotranspirada a través de la irrigación corresponde, con gran diferencia, a Europa occidental (por encima del 25 por ciento), seguido por Europa oriental (20 por ciento). El riego no está muy extendido en Europa, región que generalmente no presenta déficit hídrico y, de hecho, el uso del agua correspondiente a los cultivos CMTS forrajeros es inferior en términos absolutos al de las regiones de Asia occidental y África del Norte. No obstante, en el sur de Europa occidental hay regularmente sequías durante el verano. Así, por ejemplo, en el suroeste de Francia se atribuye a la irrigación del maíz (para piensos) la intensa disminución del caudal de los principales ríos y de los pastizales improductivos para los rumiantes, además de daños a la acuicultura costera durante estos períodos de sequía (Le Monde, 31-07-05). Las cantidades absolutas más altas de agua evapotranspirada en la irrigación de CMTS forrajeros se registran en los Estados Unidos de América y en Asia oriental y sudoriental, que en ambos casos representan un alto porcentaje del total (cerca del 15 por ciento). En los Estados Unidos de América, una considerable porción del agua de irrigación proviene de aguas subterráneas fósiles (US Geological Survey, 2005). En Asia oriental y sudoriental, a raíz de los cambios que está experimentando el sector pecuario, el agotamiento del agua y los conflictos sobre su uso podrían ser el foco de serios problemas durante las próximas décadas.

A pesar de su relevancia para el medio ambiente, el agua de riego representa sólo una pequeña parte del total del agua evapotranspirada de CMTS forrajeros (6 por ciento globalmente). Con relación a otros cultivos, los CMTS forrajeros en América del Norte y América Latina se ubican sobre todo en zonas de secano: su participación en la evapotranspiración de secano es mucho mayor que la evapotranspiración en regadío. Por el contrario, en Europa los CMTS forrajeros son generalmente de regadío, mientras que en una región con déficit hídrico crítico como Asia occidental y África del Norte, el porcentaje de evapotranspiración de CMTS

proveniente de tierras de regadío excede el de las tierras cultivables de secano. Resulta evidente que la producción de piensos consume grandes cantidades de recursos hídricos de importancia clave y compite con otros usos y usuarios.

4.3 La contaminación del agua

La mayor parte del agua usada por el ganado vuelve al ambiente. Una parte puede volver a utilizarse en la misma cuenca, mientras que otra se agota, bien por la contaminación⁶, bien por la evapotranspiración. El agua contaminada por la producción pecuaria, la producción de piensos y la elaboración de productos de origen animal provoca una pérdida del valor del agua para el suministro y contribuye al agotamiento del recurso.

Los mecanismos de contaminación pueden dividirse en fuentes puntuales y fuentes no puntuales. La contaminación procedente de fuentes puntuales consiste en una descarga de contaminantes observable, específica y localizada en una masa de agua. Aplicada a los sistemas de producción ganadera, la contaminación de fuentes puntuales está relacionada con los corrales de engorde, las plantas de elaboración de alimentos y las plantas de elaboración de agroquímicos. La contaminación de fuentes no puntuales se caracteriza por una descarga difusa de contaminantes, generalmente en áreas extensas como los pastizales.

4.3.1 Desechos del ganado

La mayor parte del agua potable y del agua de servicios del ganado retorna al ambiente en forma de estiércol o de aguas residuales. Las excretas del ganado contienen cantidades considerables de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio), residuos de medicamentos, metales pesados y patógenos. Si estos llegan al agua o se acumulan en el suelo pueden constituir una grave amenaza para el medio ambiente (Gerber y Menzi, 2005). En

⁶ La contaminación del agua es la alteración de la calidad del agua por residuos hasta un nivel tal que afecta a su uso potencial y provoca modificaciones en sus propiedades físico-químicas y microbiológicas (Melvin, 1995).

la contaminación del agua dulce con estiércol y aguas residuales pueden estar implicados diversos mecanismos. Así, la contaminación del agua puede originarse de manera directa por el escurreimiento proveniente de los establos, por pérdidas originadas en filtraciones de las instalaciones de almacenamiento, por la deposición de material fecal en las fuentes de agua dulce y por percolación profunda y transporte a través de las capas del suelo mediante las aguas de drenaje. La contaminación también puede ser indirecta, a través de la contaminación de fuentes no puntuales de las escorrentías y flujos superficiales procedentes de zonas de pastoreo y tierras de cultivo.

Los contaminantes principales

El exceso de nutrientes estimula la eutrofización y puede representar un peligro para la salud

Los animales pueden tener una ingestión de nutrientes extremadamente alta (véase el Cuadro 4.8). Por ejemplo, una vaca lechera en producción puede llegar a consumir hasta 163,7 kg de N y 22,6 kg de P al año. Algunos de los

nutrientes ingeridos son retenidos en el animal, pero la gran mayoría es devuelta al ambiente y puede representar una amenaza para la calidad del agua. En el Cuadro 4.8 se presentan los datos sobre la excreción anual de nutrientes de diferentes animales. En el caso de una vaca lechera en producción la excreción anual es de 129,6 kg de N (79 por ciento del total ingerido) y 16,7 kg de P (73 por ciento) (de Wit *et al.*, 1997). La carga de fósforo excretada por una vaca es equivalente a la de 18-20 seres humanos (Novotny *et al.*, 1989). La concentración de nitrógeno es más alta en el estiércol de cerdo (76,2 g/N/kg peso seco), seguido de pavos (59,6 g/kg), gallinas ponedoras (49,0), ovejas (44,4), pollos de asar (40,0), ganado lechero (39,6) y ganado vacuno de carne (32,5). El contenido de fósforo es más alto en las gallinas ponedoras (20,8 g/P/kg peso seco), seguido de cerdos (17,6), pavos (16,5), pollos de asar (16,9), ovejas (10,3) bovinos de carne (9,6) y ganado lechero (6,7) (Sharpley *et al.*, 1998 en Miller, 2001). En áreas de producción intensiva estas cifras dan como resultado una excesiva concen-

Cuadro 4.8

Ingesta y excreciones de nutrientes por especie animal

Animal	Ingesta (kg/año)		Retención (kg/año)		Excreción (kg/año)		Porcentaje de N excretado en forma mineral ¹
	N	P	N	P	N	P	
Vaca de leche ²	163,7	22,6	34,1	5,9	129,6	16,7	69
Vaca de leche ³	39,1	6,7	3,2	0,6	35,8	6,1	50
Cerda ²	46,0	11,0	14,0	3,0	32,0	8,0	73
Cerda ³	18,3	5,4	3,2	0,7	15,1	4,7	64
Cerdos en crecimiento ²	20,0	3,9	6,0	1,3	14,0	2,5	78
Cerdos en crecimiento ³	9,8	2,9	2,7	0,6	7,1	2,3	59
Gallina ponedora ²	1,2	0,3	0,4	0,0	0,9	0,2	82
Gallina ponedora ³	0,6	0,2	0,1	0,0	0,5	0,1	70
Pollo de asar ²	1,1	0,2	0,5	0,1	0,6	0,1	83
Pollo de asar ³	0,4	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	60

¹ Equivalente asumido como excreción de nitrógeno en la orina. Puesto que el N mineral puede volatilizarse, con frecuencia el porcentaje es más bajo en el estiércol aplicado en la tierra.

² Situaciones de alta productividad.

³ Situaciones menos productivas.

Nota: debido a las variaciones en la ingesta y el contenido de nutrientes de los piensos, estos valores representan ejemplos, no promedios, en situaciones de alta y baja productividad.

Fuente: de Wit *et al.* (1997).

tracción de nutrientes que puede superar la capacidad de absorción de los ecosistemas locales y degradar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (Hooda *et al.*, 2000).

En esta evaluación hemos calculado que, a nivel global, la excreta del ganado en el año 2004 contenía 135 millones de toneladas de N y 58 millones de toneladas de P. En el año 2004 el ganado bovino fue el principal responsable de la excreción de nutrientes, con un 58 por ciento de N; el porcentaje correspondiente a los cerdos fue del 12 por ciento y el de las aves de corral del 7 por ciento.

Los sistemas de producción mixtos contribuyen con la mayor carga de nutrientes, con un porcentaje del 70,5 por ciento de la excreción de N y P, seguidos de los sistemas en pastoreo, con un 22,5 por ciento de la excreción anual de N y P. Desde el punto de vista geográfico, la región con mayores contribuciones es Asia, que representa el 35,5 por ciento de la excreción anual de N y P a nivel global.

Las altas concentraciones de nutrientes en los recursos hídricos pueden dar lugar a una hiperestimulación del crecimiento de las plantas acuáticas y las algas, lo que produce eutrofización, mal sabor y olor del agua, y excesivo crecimiento bacteriano en los sistemas de distribución. Pueden también proteger los microorganismos de los efectos de la temperatura y la salinidad y pueden constituir un riesgo para la salud pública. La eutrofización es un proceso natural en los lagos que envejecen y en los estuarios, pero la ganadería y otras actividades relacionadas con la agricultura pueden acelerar en gran medida la eutrofización incrementando la tasa de entrada de nutrientes y sustancias orgánicas a los ecosistemas acuáticos que son arrastrados por las cuencas circundantes (Carney, Carty y Colwell, 1975; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996). Globalmente, la deposición de nutrientes (especialmente N) excede la carga crítica de eutrofización de un 7-18 por ciento del área de ecosistemas naturales y seminaturales (Bouwman y van Vuuren, 1999).

Si el crecimiento de las plantas estimulado por la eutrofización es moderado, el resultado puede

ser una base alimenticia para las comunidades acuáticas. Sin embargo, si es excesivo, la proliferación de algas y de la actividad microbiana puede causar un aumento en el consumo del oxígeno disuelto y alterar el normal funcionamiento de los ecosistemas. Otros efectos adversos de la eutrofización son:

- transformaciones de las características del hábitat debido a un cambio en la composición de las comunidades de plantas acuáticas;
- reemplazo de las especies de peces deseables por otras menos deseables, con las consiguientes pérdidas económicas;
- producción de toxinas por ciertas algas;
- aumento de los gastos de operación del suministro público de agua;
- invasión y taponamiento de los canales de irrigación con malezas acuáticas;
- pérdida de oportunidades de uso recreativo;
- impedimentos a la navegación debido al crecimiento denso de malezas.

Estos impactos se presentan tanto en ecosistemas de agua dulce como marítimos, donde la proliferación de algas es causa de problemas de amplia difusión al liberar toxinas y causar anoxia ("zonas muertas"), con impactos negativos sobre la acuicultura y la pesca (EPA, 2005; Belsky, Matze y Uselman, 1999; Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998).

El fósforo se considera a menudo el principal nutriente limitante en la mayor parte de los ecosistemas acuáticos. En los ecosistemas en condiciones normales de funcionamiento, la capacidad de retención de P de los humedales y arroyos es crucial para la calidad del agua aguas abajo. Sin embargo, cada vez un mayor número de estudios ha identificado el N como el principal nutriente limitante. En términos generales, el P suele ser más un problema relacionado con la calidad de las aguas superficiales, mientras que el N tiende a ser una amenaza para la calidad de las aguas subterráneas por la lixiviación de nitrato a través de las capas del suelo (Mosley *et al.*, 1997; Melvin, 1995; Reddy *et al.*, 1999; Miller, 2001; Carney, Carty y Colwell, 1975; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996).

Nitrógeno. El nitrógeno está presente en el ambiente en diferentes formas, algunas inocuas, otras extremadamente nocivas. Dependiendo de su forma, el N puede ser almacenado e inmovilizado dentro del suelo, o puede lixiviarse a las aguas subterráneas o volatilizarse. En comparación con el N orgánico, el N inorgánico tiene una gran movilidad a través de las capas del suelo.

El nitrógeno viene excretado por el ganado tanto en forma de compuestos orgánicos como inorgánicos. La fracción inorgánica es equivalente al N emitido en la orina y generalmente es mayor que la orgánica. Las pérdidas directas de N procedentes de las deyecciones y el estiércol tienen cuatro formas principales: amoníaco (NH_3), dinitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O) o nitrato (NO_3^-) [Milchunas y Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000]. Una parte del N inorgánico se volatiliza y se libera en forma de amoníaco desde los establos, durante la deposición y almacenamiento del estiércol, después de la aplicación del estiércol o en los pastos.

Las condiciones de almacenamiento y aplicación del estiércol influyen en gran medida en la transformación biológica de los compuestos nitrogenados y los compuestos resultantes constituyen amenazas diferentes para el medio ambiente. En condiciones anaeróbicas los nitratos se transforman en N_2 inocuo (desnitrificación). Sin embargo, cuando el carbono orgánico es deficiente con relación al nitrato, la producción del subproducto N_2O nocivo se incrementa. Esta nitrificación por debajo del óptimo se presenta cuando el amoníaco viene lavado directamente del suelo hacia los recursos hídricos (Whitmore, 2000; Carpenter *et al.*, 1998).

La lixiviación es otro mecanismo a través del cual se producen pérdidas de N en el agua. En su forma de nitrato (NO_3-N inorgánico), el nitrógeno tiene una gran movilidad en la solución del suelo y su lixiviación se produce fácilmente por debajo de la zona radicular al agua subterránea o puede entrar en el flujo subsuperficial. El nitrógeno también puede llegar al agua por medio de la escorrentía (especialmente las formas orgánicas). Los altos niveles de nitrato observados en los cursos de agua próximos a las áreas de pastoreo

son fundamentalmente el resultado de descargas procedentes de las aguas subterráneas y de los flujos subsuperficiales. Cuando se usa el estiércol como fertilizante orgánico, una parte significativa de las pérdidas de nitrógeno después de su aplicación está relacionada con la mineralización de la materia orgánica del suelo en un momento en el que no hay cultivo de cobertura (Gerber y Menzi, 2005; Stoate *et al.*, 2001; Hooda *et al.*, 2000).

Un nivel elevado de nitratos en los recursos hídricos puede ser un peligro para la salud. Niveles excesivos en el agua potable pueden causar metahemoglobinemia ("síndrome del bebé azul") y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos, la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estómago. El valor de referencia de la OMS para la concentración de nitrato en el agua potable es de 45 mg/litro (10 mg/litro para $\text{N}-\text{NO}_3$) (Osterberg y Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). El nitrito (NO_2^-) es tan susceptible a la lixiviación como el nitrato y es mucho más tóxico.

El grave riesgo de contaminación de las aguas que comportan los sistemas industriales de producción pecuaria ha sido ampliamente estudiado. A título de ejemplo, puede citarse el caso de los Estados Unidos de América, donde Ritter y Chirnside (1987) analizaron la concentración de $\text{N}-\text{NO}_3$ en 200 pozos subterráneos de Delaware (citado en Hooda *et al.*, 2000). Los resultados mostraron el alto riesgo que generan a nivel local los sistemas de producción ganadera industrial: en las áreas de producción de aves de corral, la tasa de concentración media fue de 21,9 mg/litro frente a una tasa de 6,2 en las áreas de producción de maíz y 0,58 en las áreas forestales. En un estudio realizado en Southwest Wales (Reino Unido), Schofield, Seager y Merriman (1990) señalaron que un río que drenaba áreas exclusivamente dedicadas a la producción ganadera tenía una fuerte contaminación con unos niveles de fondo de 3-5 mg/litro de $\text{N}-\text{NH}_3$ y picos de hasta 20 mg/litro. Los picos altos pueden producirse después de las lluvias, cuando se presenta un escurreimiento de los desperdicios de los

corrales y de los campos donde se ha aplicado estiércol (Hooda *et al.*, 2000).

De manera similar, en Asia sudoriental la iniciativa LEAD analizó las fuentes de contaminación terrestre del Mar de China meridional, prestando una particular atención a la contribución de la industria porcina en expansión en China, Tailandia, Viet Nam y la provincia china de Guangdong. Se considera que en los tres países los desechos porcinos contribuyen a la contaminación en mayor medida que las descargas domésticas humanas. El porcentaje de emisión de nutrientes proveniente de los desechos porcinos varía desde un 14 por ciento para el N y un 61 por ciento para el P en Tailandia a un 72 por ciento para el N y un 94 por ciento para el P en la provincia china de Guandong (véase el Cuadro 4.9) (Gerber y Menzi, 2005).

Fósforo. El fósforo en el agua no se considera directamente tóxico ni para los humanos ni para los animales y, por esta razón, no se han fijado sus estándares en el agua potable. El fósforo contamina los recursos hídricos cuando se vierte o se descarga directamente en las corrientes o cuando se aplica en dosis excesivas en el suelo. A diferencia del nitrógeno, el fósforo es retenido por las partículas del suelo y es menos propenso a la lixiviación, a menos que su concentración sea excesiva. De hecho la principal vía de pérdida de fósforo es la erosión. La escorrentía superficial

arrastra el fósforo en forma de partículas o en forma soluble. En áreas con alta densidad de ganado los niveles de fósforo pueden acumularse en el suelo y alcanzar los cursos de agua con la escorrentía. En los sistemas en pastoreo la acción de pisoteo del ganado sobre el suelo tiene efectos sobre la infiltración y la macroporosidad y causa pérdidas de sedimento y de fósforo a través del flujo superficial procedente de los suelos cultivados y los pastos (Carpenter *et al.*, 1998; Bellows, 2001; Stoate *et al.*, 2001; McDowell *et al.*, 2003).

El carbono orgánico total reduce los niveles de oxígeno en el agua

Los desechos orgánicos generalmente contienen una gran proporción de sólidos con compuestos orgánicos que pueden poner en peligro la calidad del agua. La contaminación orgánica puede estimular la proliferación de algas, lo que aumenta su demanda de oxígeno y disminuye la disponibilidad de oxígeno para otras especies. La demanda biológica de oxígeno (DBO) es el indicador que suele utilizarse para medir la contaminación del agua por materia orgánica. En una revisión de fuentes bibliográficas realizada por Khaleel y Shearer, (1998) se encontró una correlación muy estrecha entre la DBO y una elevada cantidad de animales o las descargas directas de los efluentes de las fincas. La lluvia tiene un papel fundamental en la variación de los niveles de la DBO en la corrientes

Cuadro 4.9

Contribución estimada relativa de los desechos porcinos, las aguas residuales domésticas y las fuentes no puntuales a la descarga de nitrógeno y fósforo en los sistemas hídricos

País/Provincia	Nutriente	Carga potencial (toneladas)	Porcentaje de la contribución a la descarga de nutrientes en los sistemas hídricos		
			Desechos porcinos	Aguas residuales domésticas	Fuentes no puntuales
China-Guangdong	N	530 434	72	9	19
	P	219 824	94	1	5
Tailandia	N	491 262	14	9	77
	P	52 795	61	16	23
Viet Nam	N	442 022	38	12	50
	P	212 120	92	5	3

Fuente: FAO (2004d).

de agua que drenan las áreas destinadas a la cría de ganado, a menos que los efluentes de las fincas no descarguen directamente en las corrientes (Hooda *et al.*, 2000). El Cuadro 4.10 muestra los niveles de la DBO para varios tipos de desechos en Inglaterra. Los desechos provenientes de las explotaciones pecuarias aparecen entre aquellos que tienen una DBO más alta. Los impactos del carbono orgánico total y de los correspondientes niveles de la DBO en la calidad del agua han sido evaluados a nivel local pero no hay datos que permitan su extrapolación a mayor escala.

La contaminación biológica representa un peligro para la salud pública

El ganado excreta muchos microorganismos zoonóticos y parásitos multicelulares de relevancia para la salud humana (Muirhead *et al.*, 2004). Los microorganismos patógenos pueden ser trasmitidos por el agua o por los alimentos, especialmente cuando los cultivos alimenticios se han irrigado con aguas contaminadas (Atwill, 1995). Para que se produzca un proceso de transmisión efectiva es necesaria una descarga directa de grandes cantidades de patógenos. Muchos contaminantes biológicos pueden sobrevivir días, y algunas veces semanas, en las deyecciones esparsas en el campo y después, a través de la escorrentía, pueden alcanzar los recursos hídricos.

Los principales **patógenos bacterianos y víricos**, de importancia fundamental para la salud pública humana y veterinaria, que se transmiten por el agua son:

Campylobacter spp. Muchas especies de *Campylobacter* tienen una importante función en las infecciones gastrointestinales humanas. A nivel mundial la campylobacteriosis es responsable de aproximadamente el 5-14 por ciento de todos los casos de diarrea (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2005). Se han documentado diversos casos clínicos cuyo origen es el agua contaminada por el ganado (Lind, 1996; Atwill, 1995).

Escherichia coli O157: H7. *E. coli* O157:H7 es un patógeno humano que puede causar diarrea y, en

Cuadro 4.10

Variaciones de la concentración de la DBO para diferentes desechos y productos animales

Fuente	DBO (mg/litro)
Leche	140 000
Efluentes de ensilaje	30 000-80 000
Estiércol líquido de cerdo	20 000-30 000
Estiércol líquido de bovino	10 000-20 000
Efluentes líquidos drenados desde el almacenamiento de estiércol líquido	1 000-12 000
Lavado de las salas de ordeño (agua sucia)	1 000-5 000
Aguas residuales domésticas sin tratar	300
Aguas residuales domésticas tratadas	20-60
Aqua limpia de río	5

Fuente: MAFF (1998).

algunos casos, síndrome de uremia hemolítica. El ganado es una fuente importante de contaminación en el caso de focos e infecciones esporádicos de *E. coli* O157:H7 transmitida por el agua o por los alimentos. Las complicaciones y las muertes son más frecuentes en los niños de corta edad y en los ancianos, así como en personas con enfermedades debilitantes. En los Estados Unidos de América, se producen aproximadamente 73 000 casos de infección al año (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2004; Renter *et al.*, 2003; Shere *et al.*, 2002; Shere, Bartless y Kasper, 1998).

Salmonella spp. El ganado es una fuente importante de diversos tipos de infección por *Salmonella spp.* en los humanos. La *Salmonella dublin*, uno de los serotipos aislados en el ganado con mayor frecuencia, es un microorganismo de alta patogenicidad transmitido a los humanos por los alimentos. Las superficies de aguas contaminadas con *S. dublin* o los alimentos lavados con aguas contaminadas pueden ser los vehículos de transmisión de la enfermedad a los humanos. La *Salmonella spp.* ha sido aislada en el 41 por ciento de los pavos analizados en California (Estados Unidos de América) y en el 50 por ciento de los pollos examinados en Massachusetts (Estados Unidos

de América) (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2005; Atwill, 1995).

Clostridium botulinum. El *C. botulinum* (el organismo causante del botulismo) produce potentes neurotoxinas. Sus esporas son resistentes al calor y pueden sobrevivir en los alimentos elaborados de manera incorrecta. Entre los siete serotipos, los tipos A, B, E, y F causan botulismo en los humanos, mientras que los serotipos C y D son causa de la mayor parte de los casos de botulismo en los animales. El *C. botulinum* puede ser arrastrado desde los campos por la escorrentía (Carney, Carty y Colwell, 1975; Notermans, Dufreime y Oosterom, 1981).

Enfermedades virales. Hay diversas enfermedades virales que pueden revestir importancia veterinaria y pueden estar asociadas con el agua potable, tales como las infecciones causadas por picornavirus (fiebre aftosa, enfermedad de Teschen o enfermedad de Talfan, encefalomielitis aviar, enfermedad vesicular porcina, encefalomiocarditis), infecciones causadas por parvovirus, infecciones causadas por adenovirus, virus de la peste bovina, o peste porcina.

Enfermedades parasitarias del ganado. Se transmiten ya sea por la ingestión de estadios transmisibles que resisten en el ambiente (esporas, quistes, ooquistas, huevos, larvas y estadios enquistados), o mediante el uso de aguas contaminadas en la elaboración o preparación de alimentos, o por vía del contacto directo con los estadios parasitarios infecciosos. El ganado es una fuente de infección para los seres humanos y para muchas especies silvestres (Olson *et al.*, 2004; Slifko, Smith y Rose, 2000). La excreción de formas transmisibles puede ser alta y el peligro para la salud pública veterinaria puede extenderse a lugares muy distantes de las áreas contaminadas (Slifko, Smith y Rose, 2000; Atwill, 1995). Entre los parásitos, los que tienen mayor relevancia en la esfera de la salud pública y el agua son: *Giardia spp.*, *Cryptosporidium spp.*, *Microsporidia spp.* y *Fasciola spp.*

Giardia lamblia y Cryptosporidium parvum. Ambos son microbios protozoarios que pueden

causar enfermedades gastrointestinales en los humanos (Buret., 1990; Ong, 1996). *G. lamblia* y *C. parvum* se han convertido en importantes patógenos transmitidos por el agua que son parte de la flora normal de muchas especies animales. Sus ooquistes son tan pequeños que pueden contaminar las aguas subterráneas, y los ooquistes de *C. parvum* no son eliminados por los tratamientos del agua más comunes (Slifko, Smith y Rose, 2000; East Bay Municipal Utility District, 2001; Olson *et al.*, 2004). A nivel mundial la prevalencia en la población humana es del 1 al 4,5 por ciento en los países desarrollados y del 3 al 20 por ciento en los países en desarrollo (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, 2004).

Microsporidia spp. *Microsporidia spp.* son protozoarios intracelulares formadores de esporas. Se han identificado 14 especies oportunistas o patógenas emergentes para los seres humanos. En los países en desarrollo, las especies de *Microsporidia* representan un riesgo para la salud pública aún mayor, ya que las infecciones se encontraron predominantemente en individuos con compromiso del sistema inmunitario. Generalmente esta es una enfermedad transmisible, pero también tiene el potencial deemerger como zoonosis transmisible por el consumo de carne y de peces y crustáceos crudos o poco cocidos. La presencia de *Microsporidia* patógena para los humanos en el ganado y en los animales de compañía ha sido ampliamente documentada. La *Enterocytozoon bieneusi* (la especie diagnosticada con mayor frecuencia en los humanos) se ha encontrado en cerdos, bovinos, gatos, perros, llamas y gallinas (Slifko, Smith y Rose, 2000; Fayer *et al.*, 2002).

Fasciola spp. Fasciolosis (*Fasciola hepatica* y *Fasciola gigantica*) es una enfermedad parasitaria importante de los herbívoros y una zoonosis transmitida por los alimentos. La ruta de transmisión más común es la ingestión de agua contaminada. Alimentos, como las ensaladas, contaminados con agua de irrigación contaminada con metacercarias también pueden ser una vía de transmisión (Slifko, Smith y Rose, 2000; Conceição *et al.*, 2004; Velusamy, Singh y Raina, 2004).

Los residuos de medicamentos contaminan los ambientes acuáticos

En el sector pecuario se usan grandes cantidades de fármacos, principalmente antimicrobianos y hormonas. Los antimicrobianos tienen usos variados. Se suministran a los animales con propósitos terapéuticos, pero también se dan a grupos de animales sanos de manera profiláctica, fundamentalmente durante situaciones estresantes con alto riesgo de infección como el momento del destete o el transporte. Estos compuestos también se suministran de manera rutinaria en la alimentación y el agua durante largos períodos de tiempo con la finalidad de mejorar los índices de crecimiento y de conversión de piensos. Los científicos denominan usos “subterapeúticos” o “no terapéuticos” a la agregación de antimicrobianos al alimento o al agua a dosis más bajas que las terapéuticas (Morse y Jackson, 2003; Wallinga, 2002).

Las hormonas se utilizan para incrementar la eficiencia de la conversión alimenticia, en especial en el sector de bovinos de carne y porcinos. Su uso no está permitido en muchos países, sobre todo de Europa (FAO, 2003a).

En los países desarrollados, los medicamentos usados en la producción animal representan un alto porcentaje del uso total. Se calcula que aproximadamente la mitad de los 22,7 millones de kilos de antibióticos que se producen anualmente en los Estados Unidos de América se destinan a los animales (Harrison y Lederberg, 1998). El Instituto de Medicina de los Estados Unidos de América estima que cerca del 80 por ciento de los antibióticos administrados al ganado en este país se suministran por razones no terapéuticas, es decir, en la profilaxis de enfermedades y como promotores del crecimiento (Wallinga, 2002). En Europa, a partir de 1997 la cantidad de antibióticos disminuyó como resultado de la prohibición de algunas sustancias y el debate público sobre su uso. En 1997, se usaron 5 093 toneladas, incluidas 1 599 toneladas como promotores del crecimiento (principalmente antibióticos polyether). En 1999, en la UE-15 (más Suiza) se usaron 4 688 tone-

ladas de antibióticos en la producción pecuaria. De estos, 3 902 toneladas (83 por ciento) fueron usadas con propósitos terapéuticos (las tetraciclinas fueron el grupo más usado), mientras que solamente se emplearon 786 toneladas como promotores del crecimiento. Los cuatro aditivos para piensos que pueden aún utilizarse en la UE (monensina, avilamicina, flavomicina y salinomicina) quedarán prohibidos en estos países en el año 2006 (Thorsten *et al.*, 2003). Recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha hecho un llamamiento para prohibir el uso de antibióticos en animales sanos con el fin de mejorar la productividad (FAO, 2003a).

No se cuenta con datos disponibles sobre la cantidad de hormonas usadas en los diferentes países. Las alteraciones endocrinas interfieren con el funcionamiento normal de las hormonas corporales que controlan el crecimiento, el metabolismo y las funciones corporales. Se usan en los corrales de engorde implantadas en las orejas o como aditivo en los alimentos (Miller, 2001). Las hormonas naturales comúnmente usadas son estradiol (estrógeno), progesterona y testosterona, mientras que las sintéticas son zeranol, acetato de melengestrol y acetato de trembolona. Cerca de 34 países han aprobado el uso de hormonas en la producción de carne bovina. Entre ellos figuran Australia, el Canadá, Chile, el Japón, México, Nueva Zelanda, Sudáfrica y los Estados Unidos de América. Gracias al uso de hormonas los animales presentan un aumento en la ganancia de peso diario del 8 al 25 por ciento, con un aumento del índice de conversión de piensos de hasta el 15 por ciento (Canadian Animal Health Institute, 2004). A pesar de que no se han demostrado científicamente impactos negativos directos en la salud humana derivados del uso correcto de hormonas, en la UE, en parte como respuesta a la presión de los consumidores, se ha adoptado una postura muy estricta en cuanto al uso de hormonas en la producción pecuaria (FAO, 2003a).

Una porción importante de los medicamentos utilizados no se degrada en el cuerpo del animal y termina en el ambiente. Se han identificado

residuos de medicamentos, incluidos antibióticos y hormonas, en varios ambientes acuáticos como las aguas subterráneas, las aguas superficiales, y el agua de grifo (Morse y Jackson, 2003). El servicio de levantamientos geográficos de los Estados Unidos de América (US Geological Survey) encontró residuos antimicrobianos en el 48 por ciento de las 139 corrientes de agua analizadas en todo el país y consideró a los animales potencialmente responsables, en particular en los lugares donde se esparce estiércol en la tierra agrícola (Wallinga, 2002). En cuanto a las hormonas, Estergreen *et al.* (1977) señalaron que el 50 por ciento de la progesterona administrada al ganado fue excretada en las heces y el 2 por ciento en la orina. Shore *et al.* (1993) encontraron que si bien la progesterona era fácilmente lixiviada del suelo, no sucedía lo mismo con el estradiol y la estrona.

Puesto que incluso bajas concentraciones de antimicrobianos ejercen una presión selectiva en el agua dulce, las bacterias están desarrollando una resistencia a los antibióticos. La resistencia puede transmitirse por medio del intercambio de material genético entre microorganismos y desde organismos no patógenos a organismos patógenos. Dado que estos genes pueden conferir una ventaja evolutiva, se diseminan con facilidad en el ecosistema bacteriano: las bacterias que adquieren resistencia genética pueden superar y propagarse más rápidamente que las bacterias no resistentes (FAO, 2003a; Harrison y Lederberg, 1998; Wallinga, 2002). Además del potencial para diseminar la resistencia a los antibióticos, este hecho es un importante motivo de preocupación ambiental.

Con respecto a las hormonas, las preocupaciones están relacionadas con sus efectos potenciales en los cultivos y con los posibles desórdenes endocrinos que pueden causar en los humanos y en la naturaleza (Miller, 2001). El acetato de trembolona puede permanecer en las pilas de estiércol durante más de 270 días, por lo que cabe suponer que a través de la escorrentía los agentes activos hormonales podrían contaminar las aguas. Los nexos entre el uso de hormonas en el

ganado y sus impactos ambientales no son fácilmente demostrables. Sin embargo, esta podría ser la explicación de las alteraciones endocrinas o neurológicas que pueden observarse en la fauna silvestre incluso después de la prohibición de plaguicidas con efectos estrogénicos. Este supuesto se basa en el aumento del número de casos documentados de masculinización y feminización de peces, así como en el incremento en los mamíferos de la incidencia de cáncer testicular y de pecho y de las alteraciones en el tracto genital masculino (Soto *et al.*, 2004).

Los antimicrobianos y las hormonas no son los únicos medicamentos con potencial de generación de impactos negativos. En la producción de leche se usan grandes cantidades de detergentes y desinfectantes. El mayor porcentaje de agentes químicos utilizados en las operaciones de producción de leche está constituido por los detergentes. En los sistemas de producción pecuaria también se usan altos niveles de antiparasitarios (Miller, 2002; Tremblay y Wratten, 2002).

Los metales pesados usados en la alimentación retornan al ambiente

Los metales pesados se usan en la alimentación del ganado, a concentraciones muy bajas, por motivos de salud o como promotores del crecimiento. Entre los metales que se añaden a las raciones alimenticias del ganado figuran los siguientes: cobre, zinc, selenio, cobalto, arsénico, hierro y manganeso. En la industria porcina, el cobre (Cu) se usa para aumentar los rendimientos, ya que actúa como antibacteriano en el intestino. El zinc (Zn) se usa en las dietas de los lechones destetados con el fin de controlar la diarrea postdestete. En la industria aviar, se usan el Zn y el Cu como cofactores enzimáticos. El cadmio y el selenio también se han utilizado como promotores del crecimiento a dosis muy bajas. Otras fuentes potenciales de metales pesados en las dietas del ganado son el agua potable, la caliza y la corrosión de los metales usados en las instalaciones para el alojamiento de los animales (Nicholson, 2003; Miller, 2001; Sustainable Table, 2005).

Los animales sólo pueden absorber entre el 5 y el 15 por ciento de los metales ingeridos. De ahí que la mayor parte de los metales vengan excretados y vuelvan al ambiente. Los recursos hídricos también pueden resultar afectados cuando se preparan baños con Cu y Zn como desinfectantes de las pezuñas de las ovejas y los bovinos (Nicholson, 2003; Schultheiß *et al.*, 2003; Sustainable Table, 2005).

La carga de metales pesados originada en las actividades pecuarias se ha analizado localmente. En Suiza, en el año 1995, se observó que la carga total de metales pesados en el estiércol ascendía a 94 toneladas de cobre, 453 toneladas de zinc, 0,375 toneladas de cadmio y 7,43 toneladas de plomo procedentes de un hato de 1,64 millones de cabezas de bovinos y 1,49 millones de porcinos (FAO, 2006b). De esta carga, de un 64 por ciento (del zinc) a un 87 por ciento (del plomo) se encontró en el estiércol bovino (Menzi y Kessler, 1998), mientras que la concentración más alta de cobre y zinc se encontró en el estiércol de cerdo.

Vías de contaminación

1. Contaminación de fuentes puntuales causada por los sistemas de producción intensiva

Tal y como se describió en el Capítulo 1, los principales cambios estructurales que se producen actualmente en el sector pecuario están relacionados con los sistemas de producción pecuaria intensivos e industriales. Con frecuencia en estos sistemas hay grandes cantidades de animales concentrados en áreas relativamente pequeñas y en un número relativamente pequeño de unidades de explotación. Así, por ejemplo, en los Estados Unidos de América el 4 por ciento de los establecimientos dedicados al engorde de bovinos representa el 84 por ciento de la producción de este tipo de ganado. Semejantes concentraciones de animales generan enormes volúmenes de desechos que hay que manejar de manera adecuada a fin de evitar la contaminación hídrica (Carpenter *et al.*, 1998). El manejo de desechos se realiza de maneras muy diversas y los impactos sobre los recursos hídricos están en función del método empleado.

Los países desarrollados cuentan con marcos reglamentarios, pero es frecuente que las reglas resulten ignoradas o se incumplan. Es el caso, por ejemplo, del estado de Iowa (Estados Unidos de América), donde el 6 por ciento de los 307 principales derrames de estiércol habían sido producidos por acciones deliberadas tales como el bombeo de estiércol en el campo o rupturas deliberadas de las lagunas de oxidación, mientras que el 24 por ciento fueron causados por fallas o rebosamiento de las estructuras de almacenamiento del estiércol (Osterberg y Wallinga, 2004). En el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, el número de incidentes de contaminación documentados que están relacionados con los desechos de las unidades de explotación aumentó en Escocia de 310 en 1984 a 539 en 1993, y en Inglaterra e Irlanda del Norte de 2 367 en 1981 a 4 141 en 1988. La escorrentía procedente de las plantas de producción intensivas es otra de las principales fuentes de contaminación en los países con sistemas intensivos de producción pecuaria.

De la misma manera, en los países en desarrollo, y en particular en Asia, los cambios estructurales producidos en el sector, así como los cambios subsiguientes en las prácticas de manejo del estiércol, han causado impactos ambientales negativos. El crecimiento de la escala y la concentración geográfica en las cercanías de las áreas urbanas están causando una serie de desequilibrios en la relación tierra/ganado



© LEAD/HARALD MENZI

Laguna para los desechos animales en una granja porcina (Tailandia central, 2000)

que dificultan la puesta en práctica de opciones para reciclar el estiércol tales como su uso en la fertilización de cultivos. En estas condiciones los costos de transporte del estiércol al campo son con frecuencia prohibitivos. Además, la tierra periurbana es demasiado costosa como para permitir el uso de sistemas de tratamiento como las lagunas, por lo que la mayor parte del estiércol líquido de las unidades de producción se vierte directamente en los cursos de agua. Esta contaminación se produce en áreas con alta densidad de población humana y aumenta el impacto potencialmente negativo sobre su bienestar. El tratamiento del estiércol se practica sólo en un número reducido de granjas y es en gran medida insuficiente para alcanzar unos estándares de descarga aceptables. En los países en desarrollo existen reglamentos al respecto pero raramente se aplican. Incluso cuando se procede a recoger los desechos (como en una laguna) se producen pérdidas considerables por lixiviación o por derrames durante la estación de lluvias, con la consecuente contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Gerber y Menzi, 2005).

Puesto que la mayor parte de la contaminación no se registra, carecemos de datos suficientes para realizar una evaluación exhaustiva del nivel de contaminación generada en fuentes puntuales relacionadas con el ganado. Si se observa la distribución global de los sistemas pecuarios intensivos (véanse los mapas 14 y 15 del Anexo 1) y se toman como base los estudios elaborados a nivel local, donde se pone de relieve la existencia de contaminación directa de los recursos hídricos por las actividades pecuarias intensivas, resulta claro que una gran parte del problema de la contaminación se concentra en áreas con una alta densidad de actividades pecuarias intensivas. Estas áreas están localizadas principalmente en los Estados Unidos de América (costas occidental y oriental), en Europa (este de Francia y de España, Inglaterra, Alemania, Bélgica, Holanda, norte de Italia, e Irlanda), en el Japón, China y Asia sudoriental (Indonesia, Malasia, Filipinas, Taiwan

Provincia de China, Tailandia, Viet Nam), en el Brasil, Ecuador, México, la República Bolivariana de Venezuela, y en Arabia Saudita.

2. Contaminación de fuentes no puntuales proveniente de los pastizales y de las tierras cultivables

El sector pecuario puede establecer nexos con tres mecanismos principales de fuentes no puntuales.

Primeramente, una parte de los desechos del ganado y, en especial, el estiércol se aplican sobre la tierra como fertilizantes para la producción de piensos y alimentos.

Segundo, en los sistemas pecuarios extensivos la contaminación de las aguas superficiales por los desechos puede originarse directamente a partir de la deposición del material fecal en los cursos de agua o por la escorrentía y el flujo subsuperficial, cuando la deposición se hace en el suelo.

Tercero, los sistemas de producción animal se caracterizan por una alta demanda de alimentos y forrajes que, con frecuencia, requieren una gran cantidad de insumos, como plaguicidas o fertilizantes minerales, que pueden contaminar los recursos hídricos después de ser aplicados en el suelo. Este aspecto se describirá más detalladamente en la Sección 4.3.4.

Los agentes contaminantes depositados en las praderas y en las tierras agrícolas pueden contaminar los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Nutrientes, residuos de medicamentos, metales pesados o contaminantes biológicos aplicados en la tierra pueden lixiviarse a través de las capas del suelo o pueden ser lavados con la escorrentía. La medida en que esto sucede depende de las características del suelo y del clima, la intensidad, frecuencia y período de pastoreo y la tasa a la que se aplica el estiércol. En condiciones secas, los anegamientos no son muy frecuentes, por lo que la mayor parte de la contaminación fecal se produce cuando los animales defecan directamente en el agua (Melvin, 1995; East Bay Municipal Utility District, 2001; Collins



Esparcimiento de estiércol en un campo de Wisconsin (Estados Unidos de América)

y Rutherford, 2004; Miner, Buckhouse y Moore, 1995; Larsen, 1995; Milchunas y Lauenroth, 1993; Bellows, 2001; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000; Sheldrick, Syers y Lingard, 2003; Carpenter *et al.*, 1998).

La intensidad de la degradación de la tierra tiene repercusiones en los mecanismos y en el grado de contaminación. Cuando se reduce la cobertura vegetal y el suelo se desprende, se produce también en consecuencia un aumento de la erosión y de la escorrentía, así como un incremento del transporte de nutrientes, contaminantes biológicos, sedimentos y otros contaminantes de los cursos de agua. El impacto del sector pecuario es complejo, en tanto que constituye una fuente directa e indirecta de contaminación y tiene influencia directa, a través de la degradación de la tierra, sobre los mecanismos naturales que controlan y mitigan las cargas contaminantes.

La aplicación de estiércol en las tierras agrícolas está motivada por dos razones compatibles. En primer lugar, desde un punto de vista ambiental y/o económico, es un fertilizante orgánico efectivo y disminuye la necesidad de adquirir insumos químicos. En segundo lugar, resulta más barato que tratar el estiércol para cumplir con los estándares fijados para las descargas.

Los nutrientes recuperados en el estiércol y aplicados en tierras agrícolas se estimaron globalmente en 34 millones de toneladas de N

y 8,8 millones de toneladas de P en el año 1996 [Sheldrick, Syers y Lingard, 2003]. La contribución del estiércol al total de fertilizantes está experimentando una disminución. Entre 1961 y 1995, el porcentaje relativo de N descendió del 60 al 30 por ciento y el de P del 50 al 38 por ciento [Sheldrick, Syers y Lingard, 2003]. Sin embargo, en muchos países en desarrollo el estiércol sigue siendo la principal fuente de nutrientes de las tierras agrícolas (véase el Cuadro 4.11) Las mayores tasas de estiércol en la fertilización se registran en Europa oriental y la CEI (56 por ciento) y en el África subsahariana (49 por ciento). Estas altas tasas reflejan, especialmente en el África subsahariana, la abundancia de tierras y el alto valor del estiércol como fertilizante en comparación con los fertilizantes minerales, no siempre asequibles y, en algunos lugares, no disponibles.

El uso del estiércol como fertilizante no debería considerarse un riesgo potencial de contaminación hídrica sino un medio para reducirla. Cuando se usa apropiadamente, el estiércol del ganado reciclado disminuye la necesidad de fertilizantes minerales. En países donde la tasa de reciclaje y la contribución relativa del estiércol a la aplicación de N es baja hay una necesidad obvia de mejorar el manejo del estiércol.

El uso de estiércol como fuente de fertilizante orgánico tiene otras ventajas con respecto a la contaminación del agua con nutrientes. El hecho de que una elevada proporción del N contenido en el estiércol esté presente en forma orgánica determina que pase a los cultivos de manera gradual. Además, la materia orgánica del estiércol mejora la estructura del suelo y aumenta la retención de agua y la capacidad de intercambio de cationes (de Wit *et al.*, 1997). Sin embargo, el N orgánico también es mineralizado en los períodos en que la absorción de N por los cultivos es baja. En estos períodos el N liberado es más susceptible a la lixiviación. En Europa una gran parte de la contaminación del agua con nitratos es resultado de la mineralización del N orgánico durante el otoño y la primavera.

Cuadro 4.11

Aplicación mundial en cultivos y pastos de N y P presentes en los fertilizantes minerales y el estiércol animal

Región/País	Cultivos				Pastos				Contribución del estiércol a la fertilización nitrogenada	
	Fertilizante mineral		Estiércol		Fertilizante mineral		Estiércol			
	Área	N	N	P	Área	N	N	P		
	millones de ha	(.....miles de toneladas.....)			millones de ha	(.....miles de toneladas.....)			porcentaje	
América del Norte										
Canadá	46,0	1 576,0	207,0	115,3	20,0	0,0	207,0	115,3	22	
Estados Unidos	190,0	11 150,0	1 583,0	881,7	84,0	0,0	1 583,0	881,7		
América Central	40,0	1 424,0	351,0	192,4	22,0	25,0	351,0	192,4	43	
América del Sur	111,0	2 283,0	1 052,0	576,8	59,0	12,0	1 051,0	576,2		
África del Norte	22,0	1 203,0	36,0	18,5	10,0	0,0	34,0	17,4	10	
Asia occidental	58,0	2 376,0	180,0	92,3	48,0	0,0	137,0	70,2		
África occidental	75,0	156,0	140,0	71,9	26,0	0,0	148,0	76,0		
África oriental	41,0	109,0	148,0	76,0	24,0	31,0	78,0	40,0	49	
África meridional	42,0	480,0	79,0	40,6	50,0	3 074,0	3 085,0	1 583,8		
Europa OCDE	90,0	6 416,0	3 408,0	1 896,7	18,0	210,0	737,0	410,2	38	
Europa oriental	48,0	1 834,0	757,0	413,4	177,0	760,0	2 389,0	1 304,5	56	
ex Unión Soviética	230,0	1 870,0	2 392,0	1 306,2	13,0	17,0	167,0	91,2		
Asia meridional	206,0	12 941,0	3 816,0	1 920,9	10,0	0,0	425,0	213,9		
Asia oriental	95,0	24 345,0	5 150,0	3 358,3	29,0	0,0	1 404,0	915,5	10	
Asia sudoriental	87,0	4 216,0	941,0	512,0	15,0	0,0	477,0	259,5		
Oceanía	49,0	651,0	63,0	38,9	20,0	175,0	52,0	32,1	29	
Japón	4,0	436,0	361,0	223,0	0,0	27,0	59,0	36,4		
Mundo	1 436,0	73 467,0	20 664,0	11 734,7	625,0	4 331,0	12 384,0	6 816,6	30	

Nota: los datos se refieren al año 1995.

Fuente: FAO/IFA (2001).

Cuando el propósito principal de la aplicación del estiércol es servir como fertilizante orgánico rentable, generalmente se busca un suministro a los cultivos de N más que de P. Sin embargo, al tener los cultivos una tasa de extracción de N y de P diferente de la relación N/P presente en los excrementos del ganado, el resultado ha sido a menudo un aumento de los niveles de P en los suelos estercolados con el paso del tiempo. Puesto que el suelo no es un sumidero infinito de P, la situación resultante es un proceso de lixiviación de P (Miller, 2001). Además, cuando el estiércol se usa como acondicionador del suelo las dosis de P aplicadas en la tierra exceden la demanda

agrícola y los niveles de P se acumulan en los suelos (Bellows, 2001; Gerber y Menzi, 2005).

Cuando el propósito principal de la aplicación del estiércol es, sin embargo, llevar a cabo una práctica rentable de manejo de los desechos, los productores de cultivos tienden a aplicar el estiércol a tasas que resultan excesivas en intensidad y frecuencia, realizadas a destiempo y excediendo las demandas de la vegetación. Las causas de la aplicación excesiva son los altos costos del transporte y la mano de obra, que con frecuencia limitan el uso del estiércol como fertilizante orgánico en las áreas vecinas a los sistemas industriales de producción animal.

Como consecuencia, se aplica estiércol en exceso, dando lugar a su acumulación en el suelo y a la contaminación del agua a través de la escorrentía y la lixiviación.

La acumulación de nutrientes en el suelo es un problema que se puede observar en todo el mundo. En el caso de los Estados Unidos de América y de Europa, solamente el 30 por ciento del P contenido en los fertilizantes se extrae de la producción agrícola y se estima que la tasa media de acumulación es de 22 kg de P/ha/año (Carpenter *et al.*, 1998). El impacto de la intensificación de la producción animal en el balance de nutrientes en Asia fue analizado por Gerber *et al.* (2005) (ver el Recuadro 4.2).

Se ha estimado que las pérdidas de P en los cursos de agua generalmente están comprendi-

das en un intervalo que va del 3 al 20 por ciento del P aplicado (Carpenter *et al.*, 1998; Hooda *et al.*, 1998). Las pérdidas de N en la escorrentía están usualmente por debajo del 5 por ciento de la tasa de fertilizante aplicada (ver el Cuadro 4.12), si bien esta cifra no refleja el nivel de contaminación real porque no incluye la infiltración ni la lixiviación. De hecho la cantidad total de N que los ecosistemas agrícolas exportan al agua, como porcentaje de los fertilizantes aplicados, va desde un 10-40 por ciento en los suelos fracos y arcillosos hasta un 25-80 por ciento en los suelos arenosos (Carpenter *et al.*, 1998). Estas estimaciones son consistentes con las cifras suministradas por Galloway *et al.* (2004), quienes estimaron que un 25 por ciento del N aplicado escapa y contamina los recursos hídricos.

Cuadro 4.12

Descargas estimadas de N y P procedentes de las tierras agrícolas estercoladas a los ecosistemas de agua dulce

Región/País	N del estiércol animal		Descargas de N a los cursos de agua dulce	P del estiércol animal		Descargas de P a los cursos de agua dulce		
	Cultivos	Pastos		Cultivos	Pastos			
(.....miles de toneladas.....)								
América del Norte								
Canadá	207,0	207,0	104,0	115,3	20,0	16,2		
Estados Unidos	1 583,0	1 583,0	792,0	881,7	84,0	115,9		
América Central	351,0	351,0	176,0	192,4	22,0	25,7		
América del Sur	1 052,0	1 051,0	526,0	576,8	59,0	76,3		
África del Norte	36,0	34,0	18,0	18,5	10,0	3,4		
Asia occidental	180,0	137,0	79,0	92,3	48,0	16,8		
África occidental	140,0	148,0	72,0	71,9	26,0	11,7		
África oriental	148,0	78,0	57,0	76,0	24,0	12,0		
África meridional	79,0	3 085,0	791,0	40,6	50,0	10,9		
Europa OCDE	3 408,0	737,0	1 036,0	1 896,7	18,0	229,8		
Europa oriental	757,0	2 389,0	787,0	413,4	177,0	70,8		
ex Unión Soviética	2 392,0	167,0	640,0	1 306,2	13,0	158,3		
Asia meridional	3 816,0	425,0	1 060,0	1 920,9	10,0	231,7		
Asia oriental	5 150,0	1 404,0	1 639,0	3 358,3	29,0	406,5		
Asia sudoriental	941,0	477,0	355,0	512,0	15,0	63,2		
Oceanía	63,0	52,0	29,0	38,9	20,0	7,1		
Japón	361,0	59,0	105,0	223,0	0,0	26,8		
Mundo	20 664,0	12 384,0	8 262,0	11 734,7	625,0	1 483,2		

Fuente: FAO/IFA (2001); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (1998); Galloway *et al.* (2004).

Cuadro 4.13

Descargas de metales pesados en las tierras agrícolas de Inglaterra y Gales en el año 2000

Fuente	Descargas anuales (toneladas)							
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg
Depósito atmosférico	2 457	631	178	604	21	863	35	11
Estiércol animal	1 858	643	53	48	4,2	36	16	0,3
Lodos de aguas residuales domésticas	385	271	28	106	1,6	78	2,9	1,1
Residuos industriales	45	13	3	3	0,9	3,9	n.d.	0,1
Fertilizante inorgánico	Nitrógeno	19	13	2	6	1,2	4	1,2
		213	30	21	3	10	104	7,2
		3	2	<1	1	0,2	1	0,2
		32	7	15	6	0,9	17	n.d.
	Total	266	53	37	16	12	126	8,5
Agroquímicos	21	8	0	0	0	0	0	0
Agua de irrigación	5	2	<1	<1	<0,1	<1	0,1	n.d.
Compostajes	<1	<1	<1	<1	<0,1	<1	n.d.	<0,1
Total	5 038	1 621	299	778	40	327	62	13

Nota: n.d. = no hay datos disponibles.

Fuente: Nicholson *et al.* (2003).

Las pérdidas de nutrientes procedentes de las tierras estercoladas y su potencial impacto ambiental son considerables. Tomando como base las cifras anteriormente mencionadas, podemos estimar que cada año 8,3 millones de toneladas de N y 1,5 millones de toneladas de P procedentes del estiércol terminan contaminando los recursos hídricos. Asia es la región que más contribuye a estas cifras, con 2 millones de toneladas de N y 0,7 millones de toneladas de P [24 y 47 por ciento respectivamente de las pérdidas globales de las tierras estercoladas].

El estiércol del ganado también puede contribuir significativamente a la carga de metales pesados en los cultivos. En Inglaterra y Gales, Nicholson *et al.* (2003) calcularon que en el año 2000 se aplicaron en las tierras agrícolas aproximadamente 1 900 toneladas de Zn y 650 toneladas de Cu en el estiércol del ganado, lo que representa un 38 por ciento de los aportes anuales de Zn (véase el Cuadro 4.13). En Inglaterra y Gales, los bovinos son los principales responsables de la deposición de metales pesados en el estiércol, debido más a las grandes cantidades de estiércol producidas

que al elevado contenido de metales (Nicholson *et al.*, 2003). En Suiza el estiércol es responsable de aproximadamente las dos terceras partes de la carga de Cu y Zn en los fertilizantes y de cerca del 20 por ciento de la carga de Cd y Pb (Menzi y Kessler, 1998).

Existe cada vez una mayor sensibilización acerca del incremento de los niveles de metales pesados en el suelo, que podrían alcanzar en muchos lugares niveles críticos en un futuro próximo (Menzi y Kessler, 1998; Miller, 2001; Schultheiß *et al.*, 2003).

En los pastizales, el ganado descarga P y N en el suelo a través de la orina y los excrementos. Los animales generalmente no pastan de manera uniforme en el campo. El impacto de los nutrientes se concentra fundamentalmente en los lugares de reunión de los animales y presenta variaciones en función de los hábitos de pastoreo y de los patrones de búsqueda de agua, desplazamiento y reposo. Si los nutrientes no vienen absorbidos por las plantas o no se volatilizan en la atmósfera, pueden contaminar los recursos hídricos. Las altas tasas de aplicación localizada e instantánea de nutrien-

Recuadro 4.2 El impacto de la intensificación de la producción animal en el balance de nutrientes en Asia

La distribución del ganado en Asia sigue dos pautas principales. Los rumiantes predominan en Asia meridional y en el occidente de China. En estas áreas los sistemas de producción son mixtos o extensivos, en su mayor parte tradicionales, y las densidades de ganado se ajustan a las pautas del clima y a las condiciones agroecológicas. En la India, los rumiantes dan cuenta de más del 94 por ciento de la excreción de P₂O₅. Esta preponderancia de la contribución de los rumiantes a la excreción de P₂O₅ también se registra en Bangladesh, Bhután, Camboya, la República Democrática Popular Lao, Myanmar y Nepal, donde los rumiantes contribuyen con más del 75 por ciento del P₂O₅ excretado.

Por otro lado, en Asia oriental y sudoriental hay un predominio de la industria porcina y aviar. Los monogástricos (cerdos y aves) dan cuenta de más del 75 por ciento del fósforo excretado (P₂O₅) en extensas zonas de China, Indonesia, Malasia y Viet Nam en torno a los centros urbanos.

En el área estudiada existe una fuerte heterogeneidad con respecto al balance de P₂O₅, ya que

pueden observarse desde áreas con balance negativo (un balance de masa por debajo de los 10 kg/ha) hasta áreas con altos excedentes (balance de masa por encima de los 10 kg/ha). En toda el área de estudio se calcula que el 39,1 por ciento de la tierra agrícola está en una situación de balance con respecto al P₂O₅ (BALANCE DE MASA de -10 a +10 kg de P₂O₅), mientras que el 23,6 por ciento se clasifica como sobrecargada, en particular en China oriental, la cuenca del Ganges y en torno a centros urbanos como Bangkok, la ciudad de Ho Chi Minh y Manila, con concentraciones particularmente altas en la periferia de los centros urbanos.

Se estima que en promedio el estiércol del ganado representa el 39,4 por ciento del suministro agrícola de P₂O₅. El ganado es la fuente agrícola predominante de P₂O₅ en los alrededores de los centros urbanos y en las áreas especializadas de producción pecuaria (sur y nordeste de China), mientras que los fertilizantes minerales son predominantes en las áreas de cultivos intensivos (arroz). Los fertilizantes minerales representan la

tes generalmente exceden la capacidad de las plantas para movilizar nutrientes. De hecho, en sistemas mejorados de pastoreo de bovinos, cada excreción de orina diaria de una vaca es del orden de los 2 litros aplicados a un área de cerca de 0,4 m². Esto equivale a una aplicación instantánea de 400-1 200 kg de N por hectárea, lo que excede la capacidad de movilización anual de las gramíneas en 400 kg de N/ha⁻¹ en los climas templados. Estas pautas con frecuencia dan lugar a la redistribución de los nutrientes en el paisaje, generando fuentes puntuales de contaminación local. Además, estas elevadas aplicaciones instantáneas de nutrientes pueden quemar la vegetación (alta toxicidad de las raíces de las plantas que afectan al proceso de reciclaje natural durante meses (Milchunas y Lauenroth; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000).

A escala global, en los sistemas de pastoreo el ganado deposita anualmente 30,4 millones de toneladas de N y 12 millones de toneladas de P. La deposición directa de estiércol en los pastos es de suma importancia en América Central y América del Sur, donde representa un 33 por ciento de la deposición directa global de N y P. No obstante, esta cifra es una subestimación dado que sólo incluye los sistemas de pastoreo. Los sistemas agropecuarios mixtos también contribuyen a la deposición directa de N y P en los pastizales. A esto hay que añadir los fertilizantes minerales y orgánicos que se aplican en los pastizales e incrementan el riesgo de deterioro de la calidad del agua.

Los efectos de la intensidad de pastoreo sobre las aguas superficiales presentan variaciones. Las intensidades moderadas no suelen incrementar

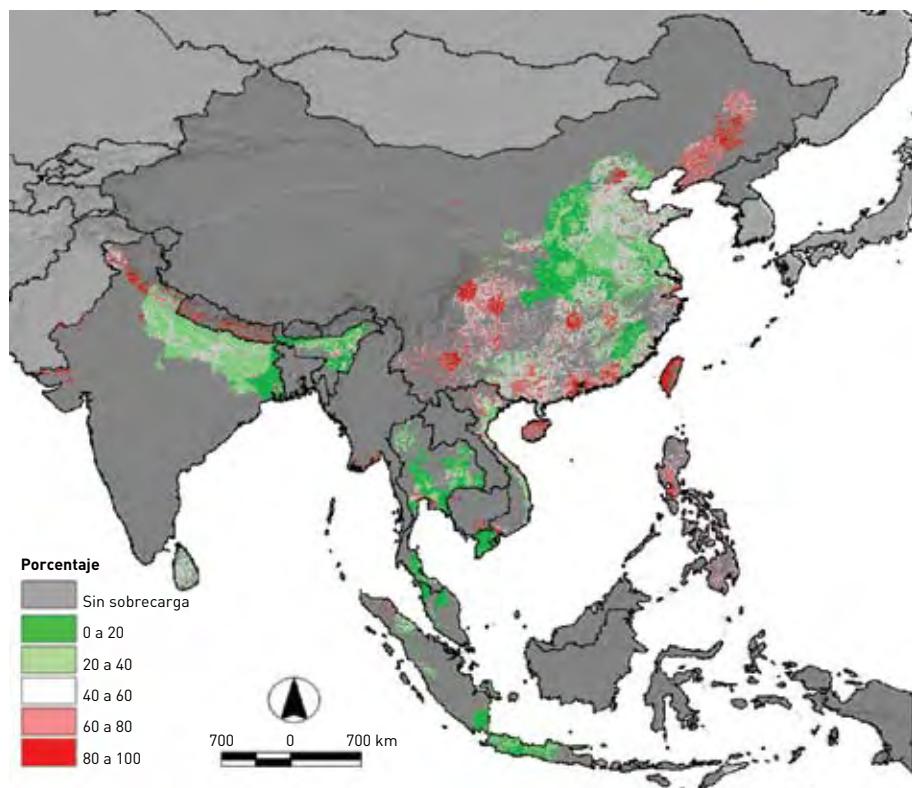
Recuadro 4.2 (continuación)

mayor parte de la carga de P₂O₅ en las tierras bajas, donde el arroz es el cultivo dominante: la cuenca del Ganges, el este y el sur de Tailandia, el delta del Mekong y el este de China (las provincias de Jiangsu, Anhui y Henan). Por otro lado, el estiércol representa más de la mitad del exceso de fosfato en el noreste y sudeste de China, en Taiwan Provincia de China y en la periferia de centros urbanos como Hanoi, Ho Chi Minh, Bangkok y Manila.

Estas observaciones sugieren que hay un alto potencial para una mejor integración de las acti-

vidades relacionadas con la producción de cultivos y ganado. En las áreas con sobrecarga, una parte de los fertilizantes minerales podría ser sustituida por estiércol a fin de obtener una paulatina disminución de los impactos ambientales sobre la tierra y el agua. Aunque el potencial para la sustitución parezca obvio, su implementación en el campo ha de afrontar toda una serie de problemas y limitaciones (Gerber *et al.*, 2005).

Mapa 4.1 Contribución estimada del ganado al suministro total de P₂O₅ en las tierras agrícolas, en un área con un balance de masa de P₂O₅ de más de 10 kg por hectárea.
Países asiáticos estudiados (1998–2000).



Fuente: Gerber *et al.* (2005).

las pérdidas de P y de N a través de la escorrentía procedente de los pastos y, por consiguiente, no afectan a los recursos hídricos de manera significativa [Mosley *et al.*, 1997]. Sin embargo, un pastoreo intensivo generalmente aumenta las pérdidas de N y P a través de la escorrentía y aumenta la lixiviación de N a las aguas superficiales [Scherpers, Hackes y Francis, 1982; Nelson, Cotsaris y Oades, 1996; Scrimgeour y Kendall, 2002; Hooda *et al.*, 2000].

4.3.2 Desechos de la elaboración de los productos pecuarios

Los mataderos, las plantas de elaboración de carne y leche y las curtumbres tienen un alto potencial de contaminación a nivel local. Los dos mecanismos de contaminación que despiertan mayor preocupación son la descarga directa de aguas residuales en los cursos de agua dulce y la escorrentía superficial que se origina en las áreas de elaboración. Las aguas residuales suelen tener altos niveles de carbono orgánico total (COT) que producen una alta DBO, lo que da lugar a una reducción de los niveles de oxígeno en el agua y a la eliminación de muchas especies acuáticas. Los compuestos contaminantes también incluyen el N, el P y agentes químicos de las curtumbres, entre ellos compuestos tóxicos como el cromo (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

Mataderos

Un alto potencial de contaminación a nivel local

En los países en desarrollo es frecuente que la falta de sistemas de refrigeración motive el establecimiento de los mataderos en áreas residenciales con el fin de facilitar el suministro de carne fresca. Existe una amplia variedad de centros de sacrificio y de niveles tecnológicos. En principio, la elaboración industrial a gran escala facilita una mayor utilización de subproductos como la sangre y favorece la instalación de sistemas de tratamiento de las aguas residuales y el cumplimiento de las normas ambientales [Schiere y van der Hoek, 2000; LEAD, 1999]. Sin embargo, en la práctica, es frecuente que los mataderos

a gran escala importen tecnología de los países desarrollados sin los correspondientes sistemas de tratamiento de las grasas y los desechos. Por otro lado, si los mataderos locales no disponen de sistemas adecuados para la gestión de las aguas residuales, pueden suponer una seria amenaza para la calidad del agua a nivel local.

En los países en desarrollo es común la práctica de descargar directamente las aguas residuales de los mataderos. Estas aguas están contaminadas con compuestos orgánicos como sangre, grasas, contenido del rumen y desechos sólidos como intestinos, pelos y cuernos [Schiere y van der Hoek, 2000]. En términos generales, se producen unos desechos de 100 kg de contenido intestinal y 6 kg de grasa por tonelada de producto. El contaminante que genera mayor preocupación es la sangre debido a su alta DBO (de 150 000 a 200 000 mg/litro). En el Cuadro 4.14 se presentan las características contaminantes por cada tonelada de peso vivo sacrificado, que, como puede observarse, son relativamente similares tanto en los mataderos de carnes rojas como en los de aves de corral (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

En términos comparativos, si atendemos a los valores fijados en Europa para las descargas de aguas residuales urbanas (esto es, 25 mg de DBO, 10-15 mg de N y 12 mg de P por litro), puede apreciarse que las aguas residuales de los mataderos tienen un alto potencial de contaminación del agua, incluso cuando las descargas se producen a niveles muy bajos. De hecho, si las descargas se hacen directamente en los cursos de agua, las aguas residuales originadas de la elaboración de una tonelada de carne roja contienen 5 kg de DBO, que necesitarían ser diluidas en 200 000 litros de agua con el fin de cumplir con los estándares de la UE (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997).

Curtiembres

Fuente de una amplia gama de contaminantes orgánicos y químicos

El proceso de curtiembre es una fuente potencial de alta contaminación local en la medida en que puede producir efluentes contaminados con compuestos

Cuadro 4.14

Características típicas de las aguas residuales procedentes de las industrias de elaboración pecuaria

Operación	DBO	SS	N-Nkj	P
<i>(..... kg</i>)				
Mataderos de carnes rojas (por t de PVS)	5	5,6	0,68	0,05
Plantas de envasado de carnes rojas (por t de PVS)	11	9,6	0,84	0,33
Mataderos de aves de corral (por t de PVS)	6,8	3,5		
Plantas de elaboración de leche (por t de leche)	4,2	0,5	<0,1	0,02

Nota: PVS – Peso vivo sacrificado; DBO – Demanda biológica de oxígeno; SS – Sólidos en suspensión; N-Nkj – el nitrógeno Kjeldahl es la suma total del nitrógeno orgánico y amoniacal.

Fuente: de Haan, Steinfeld y Blackburn (1997).

orgánicos y químicos. En el Cuadro 4.15 se resumen los valores de la carga contaminante en los efluentes procedentes de las distintas operaciones del proceso. Las operaciones previas a la curtiembre (incluidas la limpieza y acondicionamiento de cueros y pieles) produce el mayor porcentaje de la carga contaminante en los efluentes. El agua se contamina con suciedad, estiércol, sangre, preservativos químicos y agentes químicos usados para disolver los pelos y la epidermis. En este proceso de preparación de la piel para el curtido se usan de manera intensiva sales de ácido amónico, enzimas, fungicidas, bactericidas y disolventes orgánicos.

Actualmente, entre el 80 y el 90 por ciento de las curtumbres del mundo emplean sales de cromo (Cr III) en el proceso de curtido. En industrias con tecnologías modernas convencionales, se usan de 3 a 7 kg de Cr, de 137 a 202 kg de Cl^- , de 4 a 9 kg de S_2^- , y de 52 a 100 kg de SO_4^{2-} por tonelada de cuero fresco. Esto representa un alto riesgo de contaminación de los recursos hídricos a nivel local en caso de que no se establezcan sistemas de tratamiento de las aguas residuales, situación muy frecuente en los países en desarrollo. De hecho, en la mayoría de los países en desarrollo los efluentes de las curtumbres se vierten a las alcantarillas o se descargan directamente en los cursos de agua y/o en la superficie de los campos [Gate Information Services - GTZ, 2002; de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997].

Las aguas residuales de las curtumbres, con sus altas concentraciones de cromo y de sulfuro

de hidrógeno, tienen un fuerte impacto sobre la calidad del agua y los ecosistemas locales, incluidos los peces y otras formas de vida acuática. Las sales de Cr (III) y Cr (VI) son compuestos cancerígenos (este último mucho más tóxico). De conformidad con los estándares de la OMS, la concentración máxima de cromo permitida en el agua potable es de 0,05 mg/l. En las áreas con alta actividad de esta industria el nivel de cromo en las aguas puede estar muy por encima de este límite. Cuando el agua servida de las curtumbres se aplica en las tierras agrícolas, la productividad del suelo puede verse afectada negativamente, y los compuestos químicos utilizados en el proceso de curtido pueden lixiviarse y contaminar las aguas subterráneas [Gate Information Services - GTZ, 2002; de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997; Schiere y van der Hoek, 2000].

Las estructuras de curtiembre tradicionales, entre un 10 y un 20 por ciento de las estructuras existentes, usan taninos vegetales de cortezas y vainas durante todo el proceso de curtido. Aunque los taninos vegetales son biodegradables, pueden representar un riesgo para la calidad del agua cuando se usan en grandes cantidades. La materia orgánica en suspensión que se origina durante el tratamiento de las pieles (como los residuos de pelos, carne y sangre) junto con los taninos vegetales pueden enturbiar el agua y suponen una serie amenaza para la calidad de la misma.

Las tecnologías avanzadas pueden reducir enormemente la carga contaminante, especialmente la

Cuadro 4.15

Contenido de cargas contaminantes en los efluentes procedentes de las distintas operaciones del proceso de curtiembre

Operación	Tecnología	Cargas contaminantes (kg/tonelada cuero fresco)							
		SS	DQO	DBO	Cr	S ₂₋	NH _{3-N}	NKT	CL ⁻
Remojo	Convencional	11-17	22-33	7-11	-	-	0,1-0,2	1-2	85-113
	Avanzada	11-17	20-25	7-9	-	-	0,1-0,2	0,1-0,2	5-10
Calero	Convencional	53-97	79-122	28-45	-	3,9-8,7	0,4-0,5	6-8	5-15
	Avanzada	14-26	46-65	16-24	-	0,4-0,7	0,1-0,2	3-4	1-2
Desencalado, purga	Convencional	8-12	13-20	5-9	-	0,1-0,3	2,6-3,9	3-5	2-4
Curtido	Avanzada	8-12	13-20	5-9	-	0-0,1	0,2-0,4	0,6-1,5	1-2
	Convencional	5-10	7-11	2-4	2-5	-	0,6-0,9	0,6-0,9	40-60
Recurtidio	Avanzada	1-2	7-11	2-4	0,05-0,1	-	0,1-0,2	0,1-0,2	20-35
	Convencional	6-11	24-40	8-15	1-2	-	0,3-0,5	1-2	5-10
Acabado	Avanzada	1-2	10-12	3-5	0,1-0,4	-	0,1-0,2	0,2-0,5	3-6
	Convencional	0-2	0-5	2	-	-	-	-	-
Total	Avanzada	0-2	0	0	-	-	-	-	-
	Convencional	83-149	145-231	50-86	3-7	4-9	4-6	12-18	137-202
	Avanzada	35-61	96-133	33-51	0,15-0,5	0,4-0,8	0,6-0,12	5-8	30-55
									52-110
									17-37

Nota: DQO – Demanda química de oxígeno; DBO – Demanda biológica de oxígeno [en 5 días]; SS – Sólidos en suspensión; NKT – Nitrógeno Kjeldahl total.

Fuente: Gate Information services – GTZ (2002).

relacionada con el cromo, el sulfuro y el nitrógeno amoniacal (véase el Cuadro 4.15).

4.3.3 Contaminación proveniente de la producción de piensos y cultivos forrajeros

Durante los dos últimos siglos, el aumento de la presión sobre las tierras agrícolas y unas prácticas inadecuadas de manejo de la tierra han generado un incremento de las tasas de la erosión y una disminución de la fertilidad de los suelos en áreas muy extensas. Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario ha tenido una significativa contribución en este proceso.

Se calcula que un 33 por ciento de las tierras de cultivos agrícolas se destinan a la producción de piensos (Capítulo 2). El aumento en la demanda de alimentos para los humanos y los animales combinada con la disminución de la fertilidad natural de los suelos y la consiguiente erosión han dado lugar a un aumento del uso de insumos químicos y orgánicos, tales como fertilizantes y plaguicidas, a fin de mantener los altos rendimientos agrícolas.

Este aumento, a su vez, ha contribuido a la diseminación de la contaminación de los recursos hídricos. Como veremos en esta sección, en la mayor parte de las regiones el sector pecuario es uno de los principales responsables de esta tendencia de aumento de la contaminación del agua.

1. Nutrientes

Como se ha expuesto en la Sección 4.3.1, el estiércol aplicado a los cultivos (incluidos los cultivos de piensos) puede causar la contaminación del agua. Esta sección se centrará en la fertilización de los cultivos para piensos con fertilizantes minerales. A pesar de que las dos prácticas son complementarias, y con frecuencia se combinan, se presentan por separado con el fin de facilitar el análisis. Su integración y el concepto de planes de manejo de nutrientes se examinarán en la sección dedicada a las opciones de mitigación.

El uso de fertilizantes minerales en la producción de alimentos para el consumo humano y animal se ha incrementado significativamente desde

la década de 1950. Entre 1961 y 1980 el consumo de fertilizantes nitrogenados se multiplicó por 2,8 en UE-15 (de 3,5 a 9,9 millones de toneladas anuales) y por 3,5 en los Estados Unidos de América (de 3,0 a 10,8 toneladas anuales). De igual manera, el consumo de fertilizantes fosfatados se multiplicó por 1,5 (de 3,8 a 5,7 millones de toneladas anuales) y 1,9 (de 2,5 a 4,9 millones de toneladas anuales) respectivamente en estas mismas regiones. Actualmente, la liberación antropogénica anual de N y P en los ecosistemas terrestres es equivalente a la liberada por todas las fuentes naturales combinadas. Entre 1980 y 2000, el consumo mundial de N aumentó en un 33 por ciento y el de P en un 38 por ciento. Tilman *et al.* (2001) han estimado que, de continuar las actuales tendencias tanto de fertilización con N y P e irrigación, como de su correlación con el crecimiento demográfico y del PIB, en el año 2020 el nivel de fertilización con N global será 1,6 veces mayor que en el año 2000 y en el año 2050 será 2,7 veces mayor que en el mencionado año de referencia, mientras que la fertilización con P en 2020 será 1,4 veces superior a la de 2000 y en 2050 será 2,4 veces mayor que en ese mismo año de referencia.

A nivel regional se ha registrado una considerable diversidad de cambios en las dos últimas décadas [Cuadro 4.16]. Entre 1980 y 2000 el incremento

en el uso de fertilizantes minerales han sido particularmente significativos en Asia (+117 por ciento para el N y +154 por ciento para el P), América Latina (+80 por ciento para el N y +334 por ciento para el P), y Oceanía (+337 por ciento para el N y +38 por ciento para el P). En los países desarrollados, se asiste en la actualidad a un estancamiento (+2 por ciento para el uso del N en América del Norte) o una disminución real en el uso de fertilizantes minerales (-8 por ciento para el N y -46 por ciento para el P en Europa, -20 por ciento para el uso del P en América del Norte). Estas tendencias pueden explicarse por el hecho de que los precios de mercado de los cultivos de labranza han experimentado una caída, generando una presión económica para un uso más cuidadoso de los fertilizantes, con tasas de aplicación que respondan a las necesidades específicas de los cultivos. Además, en algunas áreas (por ejemplo, en Europa), debido al creciente interés por la protección ambiental, se han desarrollado estándares y normas para controlar las tasas de aplicación, así como los métodos y el momento en que se lleva a cabo la fertilización. Sin embargo, en vista de que las variedades de cultivos más modernas requieren cantidades relativamente altas de aplicación de fertilizantes, el uso de estas sustancias continúa siendo alto (Tilman *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2001).

Cuadro 4.16

Consumo de fertilizantes minerales en diferentes regiones del mundo (1980-2000)

Regiones	Consumo de fertilizantes nitrogenados (toneladas)		Porcentaje de cambio 1980-2000	Consumo de fertilizantes fosfatados (toneladas)		Porcentaje de cambio 1980-2000
	1980	2000		1980	2000	
Asia	21 540 789	46 723 317	117	6 971 541	17 703 104	154
Comunidad de Estados Independientes		2 404 253			544 600	
África al sur del Sáhara	528 785	629 588	19	260 942	389 966	49
Unión Europea (15)	9 993 725	9 164 633	-8	5 679 528	3 042 459	-46
América Latina y el Caribe	2 864 376	5 166 758	80	2 777 048	3 701 328	33
América Central	1 102 608	1 751 190	59	325 176	443 138	36
América del Norte	11 754 950	12 028 513	2	5 565 165	4 432 567	-20
Oceanía	273 253	1 192 868	337	1 139 807	1 571 016	38
Mundo	60 775 733	80 948 730	33	31 699 556	32 471 855	2

Fuente: FAO (2006b).

Asia lidera el uso de fertilizantes minerales, con un 57 por ciento y un 54,5 por ciento del consumo mundial de N y P, respectivamente. En contraste, el consumo de fertilizantes en el África subsahariana es todavía insignificante representando el 0,8 por ciento y el 1,2 por ciento del consumo global de N y P, respectivamente.

El aumento en el consumo de fertilizantes durante los últimos 50 años ha determinado que la agricultura sea una fuente de contaminación del agua en constante aumento (Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998).

El sector pecuario es el principal causante de este incremento. El Cuadro 4.17 presenta los datos sobre la contribución del ganado al consumo de N y P en 12 grandes países, tomando en consideración tanto el uso en la producción pecuaria como en los cultivos de alimentos para el ganado. En cinco de estos países, el ganado es directa o indirectamente responsable del N y P mineral aplicado en las tierras agrícolas (Canadá, Francia, Alemania, Reino Unido y los Estados Unidos

de América). El caso extremo es el Reino Unido, donde el ganado contribuye con un 70 por ciento y un 58 por ciento respectivamente a la cantidad de N y P que se aplican en las tierras agrícolas. En los cuatro países europeos podemos también observar la alta tasa de fertilizantes para pastizales. En el Reino Unido, por ejemplo, los pastos representan el 45,8 por ciento del N y el 31,2 por ciento del P utilizados en la agricultura. En estos países es razonable suponer que el sector pecuario es el principal causante de la contaminación del agua como consecuencia de los fertilizantes minerales empleados en las tierras agrícolas. En los restantes países examinados, esta contribución es también extremadamente significativa. En el Brasil y en España la contribución del ganado al uso de N y P en la agricultura se sitúa por encima del 40 por ciento. En Asia la contribución del ganado es relativamente menor, con un 16 por ciento de uso del N en China y el 3 por ciento de uso del P y el N en la India. Sin embargo, a pesar del valor relativamente bajo, el volumen de N y P utilizado

Cuadro 4.17

Contribución de la producción pecuaria al consumo agrícola de N y P en forma de fertilizantes minerales en los países seleccionados

Países	Consumo de N (fertilizante mineral) (miles de toneladas)					Consumo de P ₂ O ₅ (fertilizante mineral) (miles de toneladas)				
	Uso total en la agricultura	Uso en la producción de piensos	Uso en pastos y forrajes	Uso total	Contribución del ganado (%)	Uso total en la agricultura	Uso en la producción de piensos	Uso en pastos y forrajes	Uso total	Contribución del ganado (%)
Argentina	436,1	126,5	No significativo	126,5	29	336,3	133,7	No significativo	133,7	40
Brasil	1 689,2	678,1	No significativo	678,1	40	1 923,8	876,4	No significativo	876,4	46
China	18 804,7	2 998,6	No significativo	2 998,6	16	8 146,6	1 033,8	No significativo	1 033,8	13
India	10 901,9	286,0	No significativo	286,0	3	3 913,6	112,9	No significativo	112,9	3
México	1 341,0	261,1	1,6	262,7	20	418,9	73,8	0,6	74,4	18
Turquía	1 495,6	243,1	18,6	261,7	17	637,9	108,2	8,0	116,2	18
EE.UU.	9 231,3	4 696,9	No significativo	4 696,9	51	4 088,1	2 107,5	No significativo	2 107,5	52
Canadá	1 642,7	894,4	3,0	897,4	55	619,1	317,6	1,0	318,6	51
Francia	2 544,0	923,2	393,9	1 317,1	52	963,0	354,5	145,4	499,9	52
Alemania	1 999,0	690,2	557,0	1 247,2	62	417,0	159,7	51,0	210,7	51
España	1 161,0	463,3	28,0	491,3	42	611,0	255,0	30,0	285,0	47
Reino Unido	1 261,0	309,2	578,0	887,2	70	317,0	84,3	99,0	183,3	58

Nota: basado en datos de consumo de 2001.

Fuente: FAO (2006b).

en el sector pecuario es extremadamente alto en términos absolutos, puesto que Asia representa casi el 60 por ciento del consumo mundial de la fertilización mineral con N y P.

El nitrógeno y el fósforo aplicados a las tierras agrícolas puede llegar a los cursos de agua a través de la lixiviación, la escorrentía superficial, el flujo subsuperficial y la erosión del suelo (Stoate *et al.*, 2001). El transporte de N y P depende de la tasa y momento de aplicación del fertilizante, del manejo del uso de la tierra y de las características del terreno (textura y perfil del suelo, pendiente, cubierta vegetal) y del clima (características de las precipitaciones). Estas últimas influyen particularmente en el proceso de lixiviación (especialmente en el caso del N) y la contaminación de las aguas subterráneas (Singh y Sekhon, 1979; Hooda *et al.*, 2000).

En Europa, las concentraciones de NO₃ excedieron los estándares internacionales (NO₃: 45 mg/litro; NO₃-N: 10 mg/litro) en las aguas subterráneas del 22 por ciento de las tierras cultivadas (Jalali, 2005; Laegreid *et al.*, 1999). En los Estados

Unidos de América se calcula que unos 4,5 millones de personas toman agua de pozos con un nivel de nitratos por encima del límite (Osterberg y Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). En los países en desarrollo, una serie de evaluaciones han demostrado el nexo entre altas tasas de fertilización, irrigación y contaminación de aguas subterráneas con nitratos (Costa *et al.*, 2002; Jalali, 2005).

Para estimar la contaminación de los ecosistemas de agua dulce con fertilizantes minerales provenientes de la producción de forrajes y piensos (véase el Cuadro 4.18) se utilizaron los cálculos de las tasas de pérdida de N y P elaborados por Carpenter *et al.* (1998) y por Galloway *et al.* (2004) (véase la Sección 4.3.1). Se registran altas pérdidas especialmente en los Estados Unidos de América (con 1 174 000 toneladas de N y 253 000 toneladas de P), China (750 000 toneladas de N y 124 000 toneladas de P) y Europa.

No es posible efectuar una estimación precisa de la contribución relativa del sector pecuario a

Cuadro 4.18

Descargas estimadas de N y P procedentes de los fertilizantes minerales empleados en la producción de piensos y forrajes a los ecosistemas de agua dulce

	Consumo de N (fertilizante mineral) para la producción de piensos y forrajes	Descargas de N a los ecosistemas de agua dulce	Consumo de P (fertilizante mineral) para la producción de piensos y forrajes	Descargas de P a los ecosistemas de agua dulce
<i>(.....miles de toneladas.....)</i>				
Argentina	126,5	32	133,7	17
Brasil	678,1	170	876,4	105
China	2 998,6	750	1 033,8	124
India	286	72	112,9	13
México	262,7	66	74,4	9
Turquía	261,7	65	116,2	14
EE.UU.	4 696,9	1 174	2 107,5	253
Canadá	897,4	224	318,6	38
Francia	1 317,1	329	499,9	60
Alemania	1 247,2	312	210,7	25
España	491,3	123	285	34
Reino Unido	887,2	222	183,3	22

Nota: basado en datos de consumo de 2001.

Fuente: FAO (2006b); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (1998) y Galloway *et al.* (2004).

la contaminación del agua a escala global debido a la falta de datos. No obstante, esta contribución relativa puede calcularse para los Estados Unidos de América (véase el Cuadro 4.19) a partir del trabajo de Carpenter *et al.* (1998). La contribución del ganado, incluidas las pérdidas de N y P provenientes de los cultivos de alimento para el ganado, de los pastizales y de las praderas, representa una tercera parte de la descarga total de N y P en la superficie del agua.

Es posible asumir que el sector pecuario es probablemente el mayor contaminante de los recursos hídricos con N y P en los Estados Unidos de América.

Estos impactos suponen unos costos para la sociedad que podrían ser enormes, dependiendo del valor de oportunidad del recurso afectado. El sector pecuario es el principal responsable de estos costos en muchos países. En el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, el costo de la eliminación de los nitratos del agua potable se calcula en 10 USD/kg, lo que equivale a un total de 29,8 millones de USD al año (Pretty *et al.*, 2000). Los costos relacionados con la erosión y la contaminación con P fueron todavía más altos y se estima que alcanzaron 96,8 millones de USD. Estas cifras probablemente sean una subestimación puesto que no incluyen los costos relacionados con los impactos en los ecosistemas.

2. Los plaguicidas usados en la producción de piensos

La agricultura moderna depende de los plaguicidas⁷ para mantener los altos rendimientos. El uso de plaguicidas se ha reducido en muchos países de la OCDE, pero continúa en aumento en la mayoría de los países en desarrollo [Stoate *et al.*, 2001; Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996]. Los plaguicidas aplicados en las tierras agrícolas pueden contaminar el ambiente (suelo, agua y aire) y afectan a organismos vivos y microorganismos que

no son objeto de la aplicación alterando el normal funcionamiento de los ecosistemas. Asimismo, constituyen un riesgo para la salud humana los residuos de plaguicidas en el agua y en los alimentos (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

En la actualidad se usan varios centenares de plaguicidas en la agricultura mundial. Las dos clases más importantes son los compuestos organoclorados y los organofosforados (Golfiopoulos *et al.*, 2003). La contaminación de los recursos hídricos superficiales con plaguicidas se documenta en todo el mundo. Resulta difícil separar la función de los plaguicidas de la de los compuestos industriales que se liberan en el ambiente, pero hay evidencia de que su uso agrícola representa una seria amenaza para la calidad del agua (Ongley, 1996). En los Estados Unidos de América, la encuesta nacional de plaguicidas de la Agencia de Protección Ambiental encontró que el 10,4 por ciento de los pozos comunitarios y el 4,2 por ciento de los pozos rurales contenían niveles detectables de uno o más pesticidas (Ongley, 1996).

La forma principal de pérdida de pesticidas de los cultivos tratados es la volatilización, pero la escorrentía, el drenaje y la lixiviación también pueden dar lugar a contaminación indirecta de las aguas superficiales y subterráneas. La contaminación directa de los recursos hídricos puede aumentar durante la aplicación de plaguicidas puesto que estos pueden ser parcialmente transportados por el aire hacia las áreas no rociadas que se encuentran en la dirección del viento y causar daños a la fauna, la flora y los seres humanos (Siebers, Binner y Wittich, 2003; Cerejeira *et al.*, 2003; Ongley, 1996).

La persistencia de los plaguicidas en el suelo varía en función de los procesos de escorrentía, volatilización y lixiviación, así como de los procesos de degradación, que a su vez presentan variaciones según la estabilidad química de los compuestos (Dalla Villa *et al.*, 2006). Muchos plaguicidas, en especial los organofosforados, se disipan rápidamente en los suelos como resultado de la mineralización, mientras que otros,

⁷ Plaguicida es un término genérico que hace referencia a una sustancia química usada para destruir, controlar, repeler o mitigar una enfermedad o plaga. Incluye los herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematicidas y rodenticidas (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Cuadro 4.19

Contribución del ganado a las descargas de N y P procedentes de fuentes de contaminación puntuales y no puntuales a las aguas superficiales en los Estados Unidos de América

Fuente	Total		Contribución del ganado	
	N	P	pérdidas de N	pérdidas de P
	(.....miles de toneladas.....)			
Cultivos	3 204	615	1 634	320
Pastos	292	95	292	95
Pastizales	778	242	778	242
Bosques	1 035	495		
Otras tierras rurales	659	170		
Otras fuentes no puntuales	695	68		
Otras fuentes puntuales	1 495	330		
Total	158	2015		
Contribución del ganado		2 704		657
Porcentaje del total		33,1		32,6

Fuente: basado en Carpenter *et al.* (1998).

como los organoclorados, son muy resistentes y permanecen activos durante más tiempo en los ecosistemas. Además, al ser resistentes a la biodegradación, pueden ser reciclados a través de las cadenas alimentarias y alcanzar concentraciones más altas en los niveles superiores de la cadena (Golfinopoulos *et al.*, 2003; Ongley, 1996; Dalla Villa *et al.*, 2006).

La contaminación de las aguas superficiales puede tener efectos ecotoxicológicos en la flora y la fauna acuática, así como en la salud humana si las aguas se usan para el consumo público. Los impactos son el resultado de dos mecanismos distintos: la bioconcentración y la biomagnificación (Ongley, 1996). La bioconcentración se refiere a los mecanismos mediante los cuales los plaguicidas se concentran en el tejido graso durante la vida de un individuo. La biomagnificación se refiere al mecanismo mediante el cual las concentraciones del plaguicida aumentan a través de la cadena alimentaria, dando como resultado mayores concentraciones en los predadores y los humanos. Los plaguicidas pueden causar impactos negativos en la salud de la fauna salvaje (incluidos los peces,



© USDA/DOUG WILSON

Aspersión de plaguicidas sobre los cultivos (Estados Unidos de América)

mariscos, aves y mamíferos) y de la flora silvestre. Pueden causar cáncer, tumores y lesiones, alteraciones del sistema inmunitario y endocrino, modificaciones del comportamiento reproductivo y efectos teratogénicos (Ongley, 1996; Cerejeira *et al.*, 2003). Como consecuencia de estos impactos puede resultar afectada la totalidad de la cadena alimentaria.

En el Recuadro 4.3 se presenta la contribución del sector pecuario al uso de plaguicidas en los Estados Unidos de América. En el año 2001, el volumen de herbicidas usados en la producción de maíz y soja ascendió a 74 600 toneladas, un 70 por ciento del total del uso de herbicidas utilizados en el sector agrícola. Por lo que se refiere a los insecticidas, la contribución relativa del maíz y de la soja usados en la producción de piensos al uso agrícola total disminuyó del 26,3 por ciento al 7,3 por ciento entre los años 1991 y 2001, como consecuencia de los avances tecnológicos, la introducción de cultivos modificados genéticamente y el mejoramiento en la toxicidad de los plaguicidas (Ackerman *et al.*, 2003). Aunque la contribución relativa de la producción de piensos (en forma de soja y maíz) al uso de plaguicidas está disminuyendo en los Estados Unidos de América (del 47 por ciento en 1991 al 37 por ciento en 2001), los sistemas de producción pecuaria continúan siendo un importante consumidor de estas sustancias.

Recuadro 4.3 El uso de plaguicidas en la producción de piensos en los Estados Unidos de América

En los Estados Unidos de América, el sector agrícola hace uso de grandes cantidades de plaguicidas, entre el 70 y el 80 por ciento del uso total. Los herbicidas constituyen la categoría de plaguicidas más usada en el sector, mientras que los insecticidas suelen aplicarse de manera más selectiva y a tasas más bajas.

La soja y el maíz son los cultivos con mayor extensión, con un total cercano a los 62 millones de hectáreas en el año 2005 (FAO, 2006b). El maíz es el cultivo con mayores aplicaciones de herbicidas (USDA/ERA, 2002). En el año 2001, aproximadamente el 98 por ciento de los 28 millones de hectáreas cultivadas de maíz en los principales estados productores fueron tratadas con unas 70 000 toneladas de herbicidas. Sin embargo, sólo el 30 por ciento de la superficie cultivada se trató con insecticidas, de los que se emplearon cerca de 4 000 toneladas. La producción de soja en este país también utiliza cantidades considerables de herbicidas. Se calcula que en el año 2001 se aplicaron unas 22 000 toneladas de herbicidas a las 21 millones de hectáreas de soja (USDA/NASS, 2001).

La intensidad general de uso de los plaguicidas (definida como la cantidad media de sustancia química aplicada por hectárea de superficie plantada) se ha ido reduciendo con el paso de los años, disminución que puede explicarse por los avances tecnológicos, la introducción de cultivos modificados genéticamente y el aumento de la toxicidad de los plaguicidas (tasa de aplicación reducida) (Ackerman *et al.*, 2003). Sin embargo, los impactos ecológicos no han disminuido debido al incremento en la toxicidad de los compuestos utilizados.

En el año 2001, la producción de piensos en los Estados Unidos de América estaba constituida por maíz (43,6 por ciento), soja (33,8 por ciento), trigo (8,6 por ciento), sorgo (5,5 por ciento) y el resto por otras semillas oleaginosas y cereales. En ese mismo año el 60 por ciento de la producción de maíz y el 40 por ciento de la producción de soja se destinó a piensos (FAO, 2006b). El Cuadro 4.20 muestra los datos relativos a la cantidad total de herbicidas usados en la producción de maíz y soja, las intensidades de uso y el uso de herbicidas por el sector pecuario. El uso de herbicidas por

Es posible asumir que las tendencias del uso de plaguicidas en los sistemas de producción animal son de una importancia análoga en otros países con una fuerte producción de piensos como la Argentina, el Brasil, China, la India y el Paraguay.

3. Los sedimentos y el aumento de la turbidez como consecuencia de la erosión inducida por el ganado

La erosión del suelo es el resultado de factores bióticos, como la actividad humana o del ganado, y factores abióticos, como el viento y el agua (Jayasuriya, 2003). La erosión del suelo es un proceso natural y no constituye un problema allí donde la regeneración del suelo iguala o excede las pérdidas de suelo. Sin embargo, esta no es la situación en la mayor parte de las regiones del mundo. La

erosión del suelo ha aumentado drásticamente debido a las actividades humanas. Extensas zonas del mundo, entre ellas Europa, la India, el este y el sur de China, el sudeste asiático, el este de los Estados Unidos de América y el África saheliana, son zonas a alto riesgo de erosión hídrica inducida por la actividad humana (véase el Mapa 4.2).

Además de las pérdidas de suelo y de fertilidad del suelo, la erosión también origina sedimentos que son transportados a los cursos de agua. Los sedimentos se consideran la principal fuente de contaminación no puntual del agua relacionada con las prácticas agrícolas (Jayasuriya, 2003). Como resultado del proceso de erosión, 25 000 millones de toneladas de sedimentos son transportadas por los ríos anualmente. Con el aumento mundial de la demanda de alimentos

Recuadro 4.3 (continuación)

el sector pecuario disminuyó en un 20 por ciento entre 1991 y 2001. En el año 2001, el 70 por ciento del volumen de herbicidas usados en el sector agrícola se destinó a la producción de piensos, sobre todo a la producción de soja y maíz. El uso de insecticidas en la producción de maíz experimentó una disminución más acentuada durante el mismo período, de 8 200 toneladas (26 por ciento del volumen total de insecticidas utilizados en la agricultura) a 3 400 toneladas (7 por ciento). Aunque en los Estados Unidos de América la participación relativa

de los piensos (soja y maíz) en el uso de pesticidas está disminuyendo (del 47 por ciento en el año 1991 al 37 por ciento en el año 2001), los sistemas de producción pecuaria continúan siendo importantes consumidores de plaguicidas. A pesar de que no es posible aislar los impactos en los recursos hídricos o extraer conclusiones sobre su magnitud, en este país el uso de plaguicidas en la producción de cereales y de oleaginosas para piensos genera importantes impactos ambientales sobre la calidad del agua y sobre los ecosistemas acuáticos.

Cuadro 4.20

Plaguicidas usados para la producción de piensos en los Estados Unidos de América

	1991	1996	2001
Uso total de herbicidas en la agricultura (toneladas)	139 939	130 847	106 765
Uso total de insecticidas en la agricultura (toneladas)	32 185	16 280	51 038
Herbicidas usados en el maíz – 100% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de herbicidas (kg/ha)	3,1	3	2,5
Uso total de herbicidas en la producción de piensos (toneladas)	70 431	71 299	55 699
Uso de herbicidas en la producción de piensos como porcentaje del uso total de herbicidas en la agricultura (%)	50,3	54,5	52,2
Insecticidas usados en el maíz – 30% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de insecticidas (kg/ha)	1,2	0,8	0,5
Uso total de insecticidas en la producción de piensos (toneladas)	8 253	5 781	3 380
Uso de insecticidas en la producción de piensos como porcentaje del uso total de insecticidas en la agricultura (%)	26	36	7
Herbicidas usados en la soja – 100% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de herbicidas (kg/ha)	1,3	1,3	1,1
Uso total de herbicidas en la producción de piensos (toneladas)	18 591	19 496	18 882
Uso de herbicidas en la producción de piensos (soja) como porcentaje del uso total de herbicidas en la agricultura (%)	13,3	14,9	17,7
Insecticidas usados en la soja – 2% de la superficie cultivada viene tratada			
Tasa de aplicación de insecticidas (kg/ha)	0,4	0,3	0,3
Uso total de insecticidas en la producción de piensos (toneladas)	108	88	91
Uso de insecticidas en la producción de piensos (soja) como porcentaje del uso total de insecticidas en la agricultura (%)	0,3	0,5	0,3
Uso total de plaguicidas en la agricultura (toneladas)	207 382	199 991	211 148
Uso total de plaguicidas en la producción de piensos (soja y maíz) como porcentaje del uso total de plaguicidas en la agricultura (%)	47	48	37

Fuente: FAO (2006b); USDA/NASS (2001); USDA/ERA (2002).

para consumo humano y piensos, los costos económicos y ambientales de la erosión están experimentando un drástico incremento.

Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario es uno de los principales responsables del proceso de erosión. La producción pecuaria contribuye a la erosión del suelo y, por consiguiente, a la contaminación con sedimentos de los cursos de agua de dos formas diferentes:

- indirectamente, a nivel de la producción de piensos, cuando los cultivos no se manejan correctamente o como resultado de la conversión de la tierra;
- directamente, a través del impacto del pastoreo y de la acción mecánica de las pezuñas del ganado en los pastizales.

Las tierras de cultivo, especialmente las de agricultura intensiva, son más propensas a la erosión que las destinadas a otros usos. Los principales factores que contribuyen al aumento de las tasas de erosión en los cultivos se han presentado en el Capítulo 2. El Directorado Ambiental de la Unión Europea calcula que la pérdida media anual de suelo en el norte de Europa es superior a las 8 toneladas por hectárea. En la Europa meridional se pueden perder de 30 a 40 toneladas/ha⁻¹ por una sola tormenta (De la Rosa *et al.*, 2000 citado por Stoate *et al.*, 2001). En los Estados Unidos de América, cerca del 90 por ciento de las tierras de cultivo están presentando pérdidas de suelo que superan las tasas consideradas sostenibles y la agricultura se ha identificado como la principal causa de alteraciones en los recursos hídricos a consecuencia de los sedimentos (Uri y Lewis, 1998). Las tasas de erosión del suelo en Asia, África y América del Sur se estiman en cerca del doble de las de los Estados Unidos de América (National Park Service, 2004). No toda la cubierta erosionada del suelocontamina los recursos hídricos. Aproximadamente el 60 por ciento o más de los suelos erosionados se asienta fuera de la escorrentía antes de que ésta alcance un cuerpo de agua y puede incrementar la fertilidad del suelo localmente, en las áreas situadas pendiente abajo de donde se produjo la pérdida de suelo (Jayasuriya, 2003).

Por otro lado, la acción de las pezuñas de los animales concentrada en áreas como los márgenes de los cursos de agua, los senderos, los abrevaderos, los sitios de la sal y el alimento causan compactación de los suelos húmedos (con cubierta vegetal o desnudos) y alteraciones físicas en los suelos secos y desnudos. Los suelos compactados y/o impermeables pueden presentar tasas de infiltración más bajas y, por consiguiente, un aumento en el caudal y la velocidad de la escorrentía. Los suelos sueltos por la acción del ganado durante la estación seca son una fuente de sedimentos al inicio de la nueva estación de lluvias. En las áreas ribereñas, la desestabilización de los márgenes por la acción del ganado contribuye localmente a las altas descargas de material erosionado. Además, el ganado puede sobrepastorear la vegetación disminuyendo su capacidad de retener y estabilizar el suelo y agravando la erosión y la contaminación (Mwendera y Saleem, 1997; Sundquist, 2003; Redmon, 1999; Engels, 2001; Folliott, 2001; Bellows, 2001; Mosley *et al.*, 1997; Clark Conservation District, 2004; East Bay Municipal Utility District, 2001).

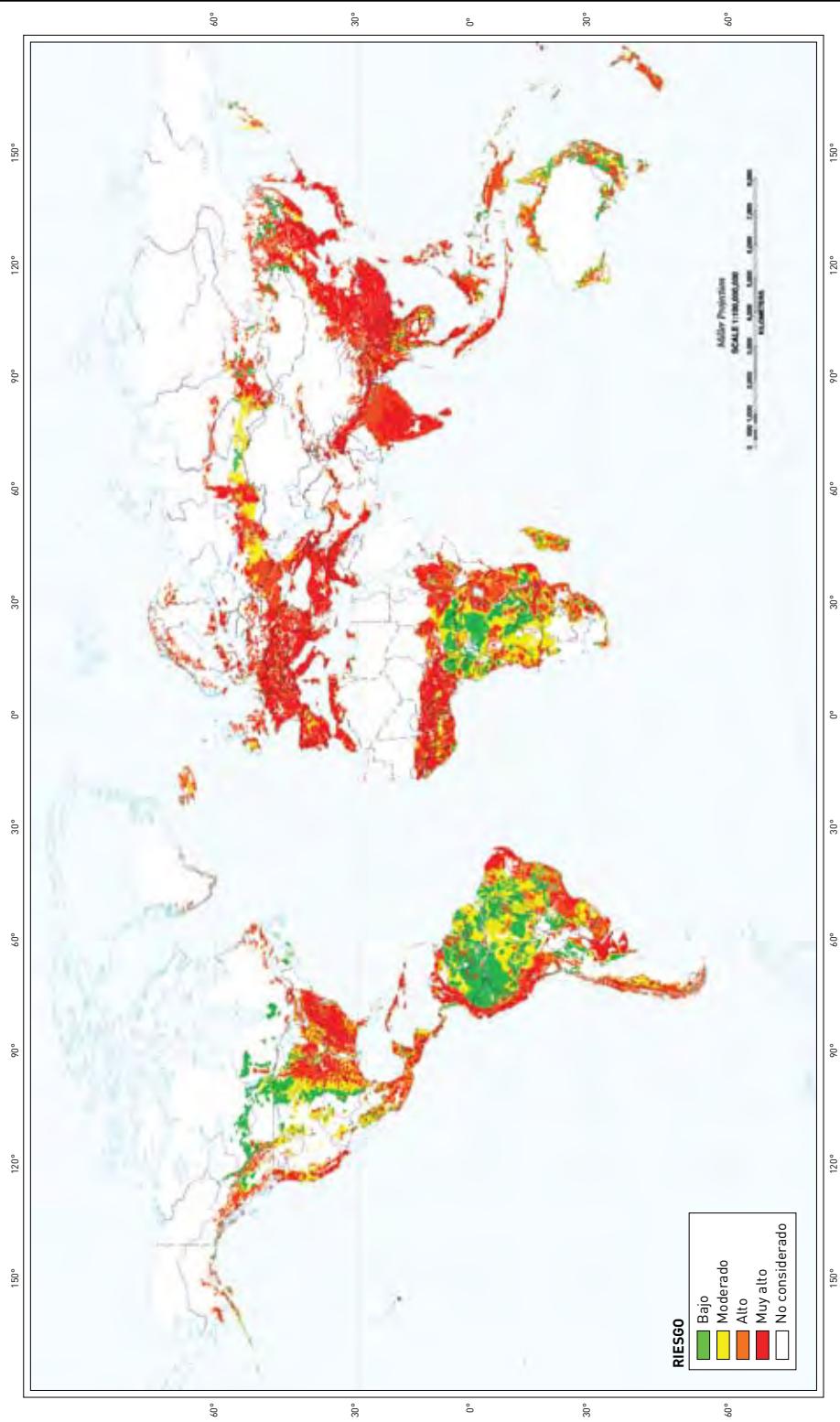
El proceso de erosión causa una disminución de la capacidad de retención de agua del suelo directamente en los lugares donde se produce. Entre los impactos relacionados con el deterioro



El desmoronamiento de los suelos de los márgenes fluviales por la acción de los búfalos de agua en Nanjing (China) causa sedimentación y turbidez

© FAO/21306/DON SPAULL

Mapa 4.2 Riesgo de erosión hídrica inducida por el hombre



Fuente: USDA/NRCS (1999).

de los recursos hídricos que se producen en otros lugares cabe destacar los siguientes:

- El aumento de la sedimentación en los reservorios, ríos y canales causa la obstrucción de los desagües y tapona los sistemas de irrigación y drenaje.
- Destrucción de los hábitats en ecosistemas acuáticos. Los sedimentos finos se depositan en el lecho de los ríos y los arrecifes de coral, cubriendo las fuentes de alimento y los lugares de anidación. El aumento en la turbidez del agua reduce la cantidad de luz disponible en la columna de agua para el crecimiento de las plantas y las algas, aumenta la temperatura superficial y afecta a la respiración y la digestión de los organismos acuáticos.
- Alteración de las características hidráulicas del cauce, lo que produce crecidas máximas más altas, dando lugar a pérdidas de infraestructura y vidas durante las inundaciones y a reducciones de la disponibilidad de agua durante la estación seca.
- Transporte de sustancias contaminantes y nutrientes adsorbidos por la agricultura, especialmente fósforo, plaguicidas clorados y la mayor parte de los metales, a los reservorios y los cursos de agua, dando lugar a un acelerado proceso de contaminación. La adsorción de sedimentos está influida por el tamaño de las partículas o la cantidad de carbono orgánico en partículas presente en el sedimento.
- Influencia sobre los microorganismos. Los sedimentos promueven el crecimiento de los microorganismos y los protegen de los procesos de desinfección.
- Eutrofización. La disminución de los niveles de oxígeno (como resultado final del deterioro en el funcionamiento de los ecosistemas) también puede aumentar el crecimiento de la microflora anaeróbica (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; Uri y Lewis, 1998).

La función de los sistemas de producción animal en la erosión y el aumento de los niveles de la turbidez se ilustra con un estudio de caso en

los Estados Unidos de América (véase el Recuadro 2.4, Capítulo 2), que identifica estos sistemas como los principales responsables de la erosión del suelo y la consiguiente contaminación del agua, con un 55 por ciento del total de la masa de suelo erosionado proveniente de las tierras agrícolas al año. A nivel global, es posible asumir que los sistemas de producción animal desempeñan un papel fundamental en la contaminación hídrica a través de los sedimentos en aquellos países con una producción de piensos importante o con extensas áreas de pastos.

El aumento de la erosión genera costos económicos en el sitio y fuera del sitio donde se produce. En el sitio, la pérdida de la capa arable implica pérdidas económicas para la agricultura, debido a la disminución de la productividad de la tierra, de sus nutrientes y de su materia orgánica. Para mantener la fertilidad, los productores tienen que usar fertilizantes, los cuales representan un costo considerable y pueden ser una fuente de contaminación de los recursos hídricos. Además, en los países en desarrollo muchos productores a pequeña escala no cuentan con los recursos necesarios para la compra de estos insumos y, por consiguiente, experimentan una disminución de los rendimientos (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; PNUMA, 2003). Fuera del sitio, los sólidos suspendidos generan costos de eliminación en las plantas de tratamiento de agua. La eliminación del lodo de los lechos fluviales supone un costo importante para las poblaciones locales. El costo de la erosión en los Estados Unidos de América se estimó en 29 700 millones de USD en el año 1997, lo que equivale a un 0,4 por ciento del PIB (Uri y Lewis, 1998). Los costos asociados con el incremento en la frecuencia de las inundaciones también son ingentes.

4.4 El uso de la tierra por el ganado y su impacto en el ciclo del agua

El sector pecuario, además de contribuir al uso y la contaminación de los recursos hídricos, también genera impactos directos en el proce-

so de recarga de los mismos. El ganado tiene influencia sobre el ciclo del agua a través de los mecanismos de infiltración y retención. Este impacto depende del tipo de uso de la tierra y, por consiguiente, sufre modificaciones derivadas de los cambios en el uso de la tierra.

4.4.1 El pastoreo extensivo modifica los flujos de agua

El 69,5 por ciento de los pastizales de tierras secas del mundo (5 200 millones de hectáreas) están degradados. La degradación de los pastizales ha sido ampliamente documentada en el centro y sur de Europa, Asia central, el África subsahariana, América del Sur, los Estados Unidos de América y Australia (véase el Capítulo 2). La mitad de los 9 millones de hectáreas de pastizales de América Central se consideran degradadas y más del 70 por ciento de los pastizales del norte de la región atlántica de Costa Rica presentan un avanzado estado de degradación.

La degradación de la tierra por la acción del ganado repercute en la recarga de los recursos hídricos. El pastoreo excesivo y la acción mecánica de las pezuñas sobre el suelo pueden producir grandes perturbaciones en la función de los pastizales y áreas de ribera en el ciclo del agua, ya que afectan a la infiltración y la retención de agua, así como a la morfología de la corriente.

Las cuencas altas, con los cursos superiores que drenan hacia las tierras bajas y las áreas de ribera⁸, constituyen una parte muy importante de las cuencas y tienen una función fundamental en la cantidad y el suministro de agua. En una cuenca con buenas condiciones de funcionamiento, la mayor parte de las precipitaciones vienen absorbidas por el suelo

en las tierras altas y se redistribuyen después a través de la cuenca por el movimiento subterráneo y la escorrentía superficial regulada. Cualquier actividad que afecte a las condiciones ecológicas de las tierras altas tendrá, por tanto, un impacto significativo en los recursos hídricos y en las áreas de ribera [Mwendera y Saleem, 1997; British Columbia Ministry of Forests, 1997; Grazing and Pasture Technology Program, 1997].

Los ecosistemas de ribera incrementan el almacenamiento de agua y la recarga de las aguas subterráneas. Los suelos ribereños son distintos a los de las tierras altas, ya que son ricos en nutrientes y en materia orgánica, lo que permite la retención de grandes cantidades de humedad. La presencia de vegetación disminuye la velocidad del agua de lluvia, facilitando su penetración en el suelo, la infiltración y la percolación, y la recarga de las aguas subterráneas. Las aguas se mueven cuesta abajo a través del subsuelo y alimentan los cauces permanentemente, contribuyendo a que las corrientes de agua sean perennes y no estacionales, lo que garantiza la disponibilidad de agua durante la estación seca (Schultz, Isenhart y Colletti, 1994; Patten *et al.*, 1995; English, Wilson y Pinkerton, 1999; Belsky, Matzke y Uselman, 1999). La vegetación retiene los sedimentos, refuerza las márgenes fluviales y contribuye a la reducción de la sedimentación en los cursos de agua y en los reservorios, aumentando así la disponibilidad de agua (McKergow *et al.*, 2003).

La infiltración separa el agua en dos componentes hidrológicos fundamentales: la escorrentía superficial y la recarga subsuperficial. El proceso de infiltración influye en la fuente, el momento, el volumen y el índice máximo de escorrentía. Cuando las precipitaciones logran penetrar en la superficie del suelo a niveles adecuados, el suelo queda protegido contra la erosión acelerada y mantiene su fertilidad. Cuando el agua no puede infiltrarse, forma un flujo superficial. Este flujo puede desplazarse cuesta abajo para infiltrarse en otra zona de la ladera o continuar su curso hasta entrar en una corriente de agua. Todo mecanismo que altere el proceso de infiltración en la cuenca alta tendrá,

⁸ Los ecosistemas de ribera son tierras húmedas adyacentes a los ríos y lagos, donde los altos niveles freáticos influyen en los suelos y la vegetación. En las cuencas altas o en los cursos de agua ocasionales, las zonas ribereñas generalmente son franjas de tierra muy estrechas. En los grandes ríos estas áreas pueden ser extensas planicies inundables. Las áreas ribereñas generalmente presentan una gran biodiversidad, con alta densidad de especies y alta productividad (Carlyle y Hill, 2001; Mosley *et al.*, 1997; McKergow *et al.*, 2003).

por tanto, consecuencias en áreas muy distantes (Bureau of Land Management, 2005; Pidwirny, 1999; Diamond y Shanley, 1998; Ward, 2004; Tate, 1995; Harris, Hoffman y Mazac, 2005).

El impacto directo del ganado en el proceso de infiltración es variable y depende de la intensidad, la frecuencia y la duración del pastoreo. En los ecosistemas de praderas, la capacidad de infiltración está determinada fundamentalmente por la estructura del suelo y por la densidad y composición de la vegetación. Cuando la cubierta vegetal se reduce tanto el contenido de materia orgánica del suelo, como la estabilidad de los agregados del suelo, disminuyen, con lo que se reduce también la capacidad de infiltración. La vegetación también influye sobre el proceso de infiltración al proteger el suelo de las gotas de lluvia, mientras su sistema radicular mejora la estabilidad y la porosidad del suelo. Cuando las capas del suelo se compactan por la acción del pisoteo, se reduce la porosidad, lo que provoca una drástica reducción de los niveles de infiltración. Por esta razón, cuando las prácticas de pastoreo no son adecuadas, se producen alteraciones en las propiedades físicas e hidráulicas de los suelos y de los ecosistemas, dando como resultado aumentos de la escorrentía, la erosión, la frecuencia de los eventos de caudal máximo, la velocidad del agua y una reducción del flujo en el otoño y disminución de los niveles freáticos (Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Mwendera y Saleem, 1997).

Generalmente se considera que la intensidad de pastoreo es el factor de mayor importancia. Un pastoreo moderado o ligero reduce la capacidad de infiltración en un 25 por ciento respecto a una condición sin pastoreo, mientras que un pastoreo intenso la reduce en un 50 por ciento (Gifford y Hawkings, 1978, citado por Trimble y Mendel, 1995). De hecho, el pastoreo influye en la composición de la vegetación y en la productividad. Ante una fuerte presión de pastoreo, las plantas no pueden reponer la fitomasa extraída por los animales. Cuando disminuyen la materia orgánica del suelo, la fertilidad y la estabilidad de los agregados, se altera el nivel de infiltración

natural (Douglas y Crawford, 1998; Engels, 2001). La presión del pastoreo produce un incremento de la cantidad de vegetación no deseada (arbustos, malezas), que puede extraer agua de los perfiles más profundos del suelo. La nueva composición de las especies vegetales podría no ser tan efectiva en la interceptación de las gotas de lluvia y en la disminución de la velocidad de la escorrentía (Trimble y Mendel, 1995; Tadesse y Peden, 2003; Integrated Resource Management, 2004; Redmon, 1999; Harper, George y Tate, 1996). El período del pastoreo también es importante ya que cuando los suelos están húmedos se compactan con mayor facilidad y los márgenes fluviales pueden ser desestabilizados y destruidos fácilmente.

Los animales en pastoreo también son importantes agentes de cambios geomorfológicos, ya que sus pezuñas reconfiguran físicamente la tierra. En el caso del ganado bovino, la fuerza se calcula como el peso del animal (500 kg, aproximadamente) dividido por el área basal de la pezuña (10 cm^2). Sin embargo, este método puede dar lugar a subestimaciones debido a que el animal en movimiento puede tener uno o varios miembros levantados del suelo y el peso suele concentrarse en el miembro posterior apoyado en el suelo. En ciertos puntos, los bovinos, ovinos y caprinos pueden ejercer una presión sobre el suelo similar a la de un tractor (Trimble y Mendel, 1995; Sharow, 2003).

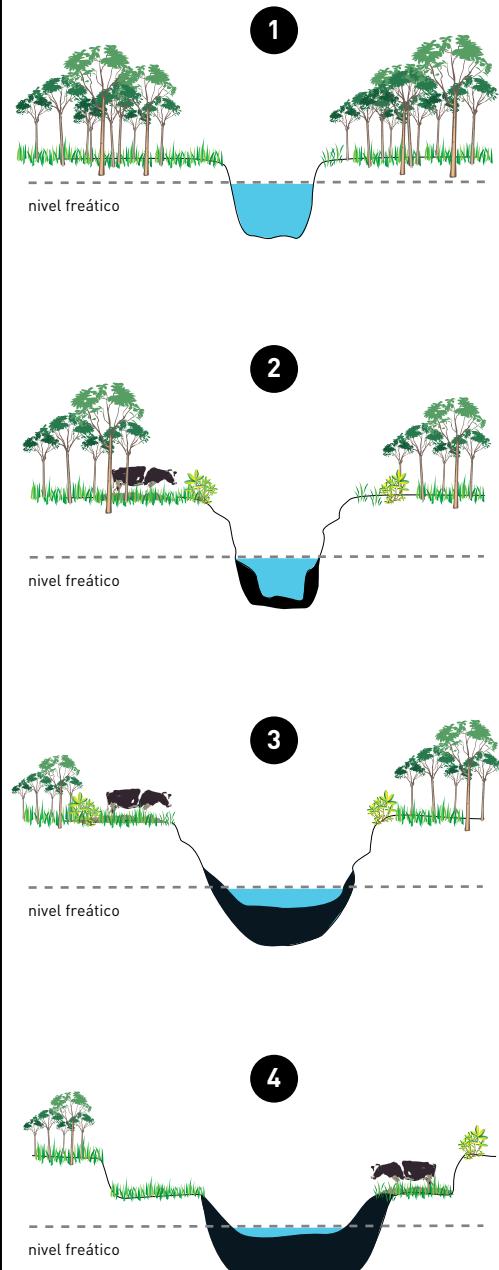
La formación de capas compactas dentro del suelo disminuye la infiltración y causa la saturación del suelo (Engels, 2001). La compactación tiene lugar especialmente en las áreas en las que los animales se concentran, como los abrevaderos, las puertas o los caminos. Los senderos pueden convertirse en conductos para la escorrentía superficial y pueden originar nuevos cursos de agua transitorios (Clark Conservation District, 2004; Belsky, Matzke y Uselman, 1999). El incremento de la escorrentía en la cuenca alta aumenta el caudal máximo y la velocidad del agua. Esta intensificación de la fuerza erosiva aumenta el nivel de sedimentos en suspensión y la profundidad del lecho del cauce. Cuando el lecho del cauce

se hace más profundo, se produce un drenaje de agua desde la zona de anegamiento hacia el cauce, originando la disminución del nivel freático a nivel local. Además, el ciclo biogeoquímico y las funciones de los sedimentos, los nutrientes y los contaminantes biológicos en los ecosistemas pueden verse gravemente alterados por la excesiva velocidad del agua (Rutherford y Nguyen, 2004; Wilcock *et al.*, 2004; Harvey, Conklin y Koelsch, 2003; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Nagle y Clifton, 2003).

En ecosistemas frágiles como las áreas de ribera, estos impactos pueden ser dramáticos. El ganado evita el calor y los ambientes secos y prefiere las zonas ribereñas, donde encuentra agua, sombra, refugio térmico y una oferta de forraje rica, fresca y variada. Un estudio realizado en los Estados Unidos de América (Oregón) mostró que las áreas de ribera representan sólo el 1,9 por ciento de la superficie de pastoreo, pero producen el 21 por ciento del forraje disponible y aportan el 81 por ciento del forraje consumido por el ganado vacuno (Mosley *et al.*, 1997; Patten *et al.*, 1995; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Nagle y Clifton, 2003). El hecho de que los animales tiendan a sobrepastorear estas áreas produce una desestabilización mecánica de los márgenes de los cursos de agua y disminuye la disponibilidad de agua a nivel local.

En el Gráfico 4.2 se puede apreciar la sucesión de cambios en los ambientes ribereños: los cambios en la hidrología de las riberas, como la disminución del nivel freático, la reducción de la frecuencia de las inundaciones y la desecación de la zona ribereña, son seguidos de cambios en la vegetación y en la actividad microbiológica (Micheli y Kirchner, 2002). Un nivel freático más bajo da como resultado un margen fluvial más alto. Como consecuencia, las raíces de las plantas ribereñas quedan suspendidas en suelos más secos y se produce un cambio de vegetación hacia especies xéricas, que no tienen la misma capacidad de proteger los márgenes fluviales y la calidad del curso de agua (Florinsky, McMahon y Burton, 2004). Los márgenes colapsan por la acción de la gravedad

Gráfico 4.2 Proceso de degradación de los cauces originado por el ganado



Fuente: según English, Wilson y Pinkerton (1999).

y el cauce comienza a ser ocupado por sedimentos. De esta manera comienza a desarrollarse un cauce de bajo caudal a una elevación más baja. Lo que fuera un área anegable se convierte en una terraza seca, lo que comporta, en consecuencia, una disminución de la disponibilidad de agua en la zona (véase el Gráfico 4.2) (Melvin, 1995; National Public Lands Grazing Campaign, 2004; Michel y Kirchner, 2002; Belsky, Matzke y Uselman, 1999; Bull, 1997; Melvin *et al.*, 2004; English, Wilson y Pinkerton, 1999; Waters, 1995).

El estudio del impacto potencial del pastoreo en el ciclo del agua tendrá que focalizar su atención especialmente en las regiones y países que han desarrollado sistemas de producción extensivos en Europa central y meridional, Asia central, el África subsahariana, América del Sur, los Estados Unidos de América y Australia.

4.4.2 Conversión del uso de la tierra

Tal y como se expuso en el Capítulo 2, el sector pecuario es un protagonista importante en la conversión del uso de la tierra. En los últimos siglos, una extensa superficie de pastos se ha destinado a la producción de cultivos forrajeros y grandes zonas forestales se han transformado en tierras de cultivo. El proceso continúa a un ritmo muy rápido en América del Sur y África central.

Un cambio en el uso de la tierra con frecuencia da lugar a cambios en el balance hídrico de las cuencas afectando el caudal⁹, la frecuencia y nivel del caudal máximo y el nivel de recarga de las aguas subterráneas. Los factores fundamentales en la determinación de los cambios hidrológicos derivados de los cambios en la vegetación o en el uso de la tierra incluyen: clima (principalmente, las precipitaciones), manejo de la vegetación, superficie de infiltración, tasa de evapotranspiración de la nueva vegetación y propiedades del área de captación (Brown *et al.*, 2005).

Los bosques tienen una función importante en el manejo del ciclo natural del agua. El dosel amortigua la caída de las gotas de agua de lluvia, mientras que la hojarasca mejora la capacidad de infiltración del suelo y aumenta la recarga subterránea. Además, los bosques y especialmente los bosques pluviales, tienen una demanda neta de los caudales que contribuye a moderar los eventos de caudal máximo de tormenta durante el año (Quinlan Consulting, 2005; Ward y Robinson, 2000, citado en Quinlan Consulting, 2005). Por consiguiente, cuando se extrae la biomasa forestal aumenta el rendimiento hidrológico total anual.

Siempre que la perturbación de la superficie sea limitada, la mayor parte del aumento anual permanecerá como un flujo base. Sin embargo, si los pastizales o bosques se convierten en tierras de cultivo, es frecuente que las oportunidades de infiltración de la lluvia se reduzcan, la intensidad y la frecuencia de los eventos de caudal máximo aumenten, las reservas de aguas subterráneas no se recarguen lo suficiente durante la estación de lluvias y los flujos de agua disminuyan drásticamente durante la estación seca (Brujinzeel, 2004). Se han documentado cambios considerables en la escorrentía del área de captación después de la conversión de bosques en pastos o de la deforestación de áreas de captación en pastos (Siriwardena, Finlayson y McMahon, 2006; Brown *et al.*, 2005).

Los efectos del cambio de la composición de la vegetación en el rendimiento hidrológico estacional dependen en gran medida de las condiciones locales. Brown *et al.* (2005) sintetizaron la respuesta estacional esperada en el rendimiento hidrológico en función del tipo de clima (véase el Cuadro 4.21). En las áreas de captación tropicales se observan dos tipos de respuesta: un cambio proporcional uniforme a lo largo del año, o un cambio estacional más intenso durante la estación seca. En las áreas donde la precipitación es predominante en el invierno se registra una pronunciada reducción de los cauces en el verano con respecto a los cauces de invierno. Esto es debido principalmente al hecho de que la precipitación y

⁹ El caudal está compuesto por las escorrentías rápidas (principalmente escorrentía superficial) y el flujo base (la descarga de las aguas subterráneas en la corriente (Zhang y Shilling, 2005).

Cuadro 4.21

Efectos estacionales de los cambios en la composición de la vegetación sobre el rendimiento de agua, por tipo de clima

Clima	Respuesta absoluta	Respuesta proporcional
Precipitaciones dominantes – tropical/verano	Grandes cambios en los meses de verano, cuando la lluvia es mayor que el promedio mensual	Dos modelos de respuesta observados: 1) Cambios similares en todos los meses 2) Cambios más intensos en los meses de invierno, cuando las precipitaciones son inferiores al promedio mensual
Captaciones afectadas – nieve	Cambios más intensos en los meses en los que la nieve se derrite	Cambio mayor en la estación de crecimiento del verano
Precipitaciones dominantes – invierno	Cambios más intensos en los meses de invierno, cuando las precipitaciones están por encima del promedio mensual	Cambios más grandes en los meses de verano, cuando las precipitaciones son inferiores al promedio mensual
Precipitaciones uniformes	Cambios uniformes a lo largo de las estaciones	Con vegetación caducifolia hay un cambio mayor durante los meses de primavera. Con vegetación perennifolia hay cambio uniforme durante todas las estaciones

Nota: Respuesta absoluta: cambio del volumen total durante un año. Respuesta proporcional: cambio con respecto a las estaciones.

Fuente: Brown *et al.* (2005).

la evapotranspiración están desfasadas: la vegetación tiene una mayor demanda de agua en el verano, cuando la disponibilidad de agua es baja (Brown *et al.*, 2005).

El caso de la cuenca del río Mississippi ilustra perfectamente la forma en que la conversión en el uso de la tierra relacionada con la producción pecuaria afecta a la disponibilidad estacional de agua a nivel de cuenca. En la cuenca del Mississippi, las plantas endógenas de la estación fría despiertan de su latencia en primavera, una vez que la nieve del suelo se derrite; en el calor del verano entran en latencia para activarse nuevamente en el otoño si no son cosechadas. En contraste, los cultivos exógenos de estación cálida, como el maíz y la soja (generalmente usados como piensos), tienen un período vegetativo que se extiende durante medio año. La máxima demanda de agua de estos cultivos se produce a mediados del verano. Los cambios en la vegetación de esta cuenca dieron lugar a un desajuste entre el pico de las precipitaciones, que tiene lugar en primavera y al inicio del verano, y la demanda de agua estacional de los cultivos anuales, que alcanza su pico en el verano. Esta insuficiencia de origen antrópico

entre el suministro de agua y su demanda por la vegetación ha influido en gran medida en el flujo base en esta región durante el año (Zhang y Schilling, 2005).

4.5 Resumen del impacto del ganado en los recursos hídricos

En términos generales, el sector pecuario tiene un impacto altamente significativo en el uso y calidad del agua, la hidrología y los ecosistemas acuáticos. Este impacto se origina en todos los segmentos de la cadena de producción.

El agua usada por el sector excede en un 8 por ciento el volumen de agua utilizada para las necesidades humanas. La mayor proporción de agua se destina a la producción de piensos y equivale al 7 por ciento del consumo mundial de agua. Si bien puede tener importancia relativa a nivel local en países como Botswana y la India, la proporción de agua utilizada para la elaboración de productos, agua potable y agua de servicios es insignificante a nivel global (por debajo del 0,1 por ciento del consumo mundial y menos del 12,5 por ciento del agua utilizada por el sector pecuario) [véase el Cuadro 4.22].

Evaluar la función del ganado en el agotamiento del agua es un proceso que reviste una mayor complejidad. El volumen de agua que se pierde definitivamente sólo puede calcularse para el agua evapotranspirada por los cultivos destinados a la producción forrajera. Este volumen asciende a un significativo 15 por ciento anual.

El agotamiento del agua atribuible a la contaminación no es cuantificable, pero la contribución del sector pecuario al proceso de contaminación ha quedado claramente demostrada en los análisis a nivel de país. En los Estados Unidos de América los sedimentos y los nutrientes se consideran los principales agentes contaminantes del agua. El sector pecuario es responsable de aproximadamente el 55 por ciento de la erosión

y del 32 y 33 por ciento, respectivamente, de la carga de N y P en los recursos de agua dulce. El sector también contribuye en gran medida a la contaminación con plaguicidas (37 por ciento de los plaguicidas aplicados en los Estados Unidos de América), antibióticos (50 por ciento del volumen de antibióticos consumidos en los Estados Unidos de América), y metales pesados (37 por ciento del Zn aplicado en las tierras agrícolas de Inglaterra y Gales).

El manejo y uso de la tierra para las actividades pecuarias son los principales mecanismos mediante los que el ganado contribuye al proceso de agotamiento del agua. La producción de materias primas para piensos y forrajes, la aplicación de estiércol en los cultivos y la ocupación de la tierra

Cuadro 4.22

Contribución estimada del sector pecuario a los procesos de uso y agotamiento del agua

USO DEL AGUA		
Agua potable y de servicios	Mundial	0,6 % del uso del agua
	EE.UU.	1% del uso del agua
	Botswana	23% del uso del agua
Elaboración de carne y leche, curtiembre	Mundial	0,1% del uso del agua
Producción de piensos en regadío (excluidos forrajes)	Mundial	7% del uso del agua
AGOTAMIENTO DEL AGUA		
Agua evapotranspirada por los cultivos de piensos (excluidos pastos y forrajes)	Mundial	15% del agua evapotranspirada en la agricultura
Contaminación con nutrientes	N	14% de carga de N
	Viet Nam (desechos porcinos)	38% de carga de N
	China - Guangdong (desechos porcinos)	72% de carga de N
	EE.UU.	33% de carga de N
	P	61% de carga de P
	Viet Nam (desechos porcinos)	92% de carga de P
	China - Guangdong (desechos porcinos)	94% de carga de P
	EE.UU.	32% de carga de P
Contaminación biológica	N.A.	
Consumo de antibióticos	EE.UU.	50% de los antibióticos consumidos
Plaguicidas aplicados (para maíz y soja destinados a piensos)	EE.UU.	37% de los plaguicidas aplicados
Erosión de las tierra agrícolas	EE.UU.	55% del proceso de erosión
Metales pesados aplicados	Zn	37% del Zn aplicado
	Cu	40% del Cu aplicado

por sistemas extensivos figuran entre las principales causas de cargas insostenibles de nutrientes, plaguicidas y sedimentos en los recursos hídricos mundiales. La contaminación es, con frecuencia, un proceso difuso y gradual, por lo que su impacto en los ecosistemas se hace visible solamente cuando ha alcanzado un elevado nivel de intensidad. Además, en vista de que es tan difuso, el proceso de contaminación es a menudo extremadamente difícil de controlar, especialmente cuando se da en áreas de pobreza generalizada.

La contaminación resultante de la producción pecuaria industrial (que consiste principalmente en altas cargas de nutrientes, alta DBO y contaminación biológica) es más aguda y más evidente que la resultante de otros sistemas de producción pecuaria, especialmente cuando ocurre cerca de las áreas urbanas. En la medida en que tiene un impacto directo sobre el bienestar humano y es más fácil de controlar, la mitigación de los efectos de la producción pecuaria industrial suele recibir una mayor atención por parte de los responsables de la elaboración de políticas.

La transferencia nacional e internacional de agua virtual y los costos ambientales

La producción pecuaria tiene impactos regionales diversos y complejos sobre el uso y el agotamiento del agua. Estos impactos pueden evaluarse por medio del concepto de “agua virtual”, definida como el volumen de agua requerida para producir un determinado producto o servicio (Allan, 2001). Así, por ejemplo, se necesita una media de 990 litros de agua para producir un litro de leche (Chapagain y Hoekstra, 2004). Es obvio que el “agua virtual” no es lo mismo que el volumen de agua contenido en un producto: en realidad sólo una porción muy reducida del agua virtual utilizada forma parte del producto (por ejemplo, en el caso de la leche, sólo 1 litro de los 990 litros empleados). El agua virtual usada en varios segmentos de la cadena productiva puede ser atribuida a regiones específicas. El agua virtual para la producción de piensos destinados a la producción pecuaria intensiva puede

utilizarse en un país o una región diferente de la región donde se usa el agua directamente en la producción animal.

Las diferencias en el uso de agua virtual para los diferentes segmentos de la producción pecuaria pueden estar relacionadas con las diferencias en la disponibilidad real de agua. Esto puede ayudar a explicar, al menos parcialmente, las tendencias del sector pecuario (Naylor *et al.*, 2005; Costales, Gerber y Steinfeld, 2006) hacia el aumento de la segmentación espacial a varias escalas de la cadena alimentaria animal, especialmente la separación de la producción de los animales y de los piensos. Esta última producción es claramente discernible tanto a nivel nacional como subnacional cuando el mapa de las principales áreas de producción de piensos a nivel mundial (mapas 5, 6, 7 y 8, Anexo 1) se compara con las distribuciones de las poblaciones de animales monogástricos (mapas 16 y 17, Anexo 1). Al mismo tiempo, el comercio internacional de productos animales finales ha experimentado un notable incremento. Estos dos cambios han fomentado el aumento del transporte y la conectividad mundial.

Estos cambios deben analizarse a la luz de una distribución mundial desigual de los recursos hídricos. En las regiones en desarrollo, los recursos hídricos renovables tienen variaciones que van desde el 18 por ciento de precipitaciones y flujos de ingreso en la mayoría de las zonas áridas (Asia occidental/Africa del Norte), donde las precipitaciones son de sólo 180 mm al año, hasta el 50 por ciento en el Asia oriental húmeda, donde las precipitaciones alcanzan los 1 250 mm al año. Los recursos hídricos renovables son más abundantes en América Latina. Las estimaciones a nivel nacional ocultan variaciones muy amplias a nivel subnacional, donde se presentan realmente los impactos ambientales. Por ejemplo, China tiene graves problemas de escasez de agua en el norte, mientras que en el sur los recursos son aún abundantes. Incluso en un país con abundancia de agua como el Brasil, hay problemas de escasez en algunas zonas.

La especialización regional y el aumento del comercio pueden favorecer la disponibilidad de agua en unos lugares y dificultarla en otros.

Teóricamente, la transferencia espacial de productos (en vez de agua) suministra una solución parcial a la escasez de agua, puesto que disminuye la presión sobre los recursos hídricos en las zonas receptoras. La importancia de estos flujos fue evaluada por primera vez en Oriente Medio, la región con mayores problemas de escasez de agua en el mundo, con muy poca agua dulce y con un insignificante volumen de agua en el suelo (Allen, 2003). El sector pecuario alivia esta escasez de agua mediante la gran cantidad de agua virtual contenida en el creciente flujo de productos animales importados (Chapagain y Hoekstra, 2004; Molden y de Fraiture, 2004). Otra estrategia para el ahorro local de agua a través del “agua virtual” procedente de otros lugares es la importación de alimentos para la producción de animales domésticos, como en el caso de Egipto, que importa cantidades cada vez mayores de maíz para piensos (Wichelns, 2003). En el futuro estos flujos virtuales pueden aumentar significativamente el impacto del sector pecuario en los recursos hídricos debido a que el rápido aumento de la demanda de productos de origen animal se satisface mediante la producción intensiva de monogástricos, la cual se basa en el uso de alimentos que requieren grandes cantidades de agua.

Sin embargo, los flujos globales de agua virtual también tienen desventajas ambientales. Incluso pueden dar lugar a un dumping ambientalmente nocivo si las externalidades ambientales no son internalizadas por el productor en el lugar de origen: en regiones con escasez de agua como Oriente Medio, la disponibilidad de agua virtual proveniente de otras regiones probablemente ha disminuido el ritmo de puesta en marcha de reformas que podrían mejorar la eficiencia del agua a nivel local.

Los impactos ambientales se están haciendo menos visibles para el amplio abanico de partes interesadas que comparten la responsabilidad de su generación. Al mismo tiempo hay una creciente

dificultad para identificar estas partes interesadas, lo que complica la solución de los problemas ambientales concretos. Para ilustrar esta situación, se puede citar el trabajo de Galloway *et al.* (2006), en el que se demuestra que el cultivo de piensos en otros países supone más del 90 por ciento del agua usada para la producción de productos animales consumidos en el Japón ($3,3 \text{ km}^3$ de un total de $3,6 \text{ km}^3$). El seguimiento del origen de estos flujos pone de relieve que en su mayor parte provienen de países de regiones productoras de piensos que no son particularmente ricas en agua como Australia, China, México y los Estados Unidos de América. Empleando el mismo método para el N, los autores muestran que los consumidores japoneses de carne también pueden tener parte de responsabilidad en la contaminación del agua en países muy lejanos.

4.6 Opciones de mitigación

Para el sector pecuario existen múltiples y efectivas opciones de mitigación que permitirían revertir las tendencias actuales del agotamiento del agua y trascender un escenario caracterizado por el permanente aumento de la extracción de agua y el incremento del estrés hídrico y la escasez de este recurso (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

Las opciones de mitigación suelen basarse en tres principios fundamentales: la reducción del uso del agua, la reducción del proceso de agotamiento y el mejoramiento de la recarga. A continuación se examinan varias opciones tecnológicas relacionadas con estos tres principios. Las políticas ambientales dirigidas a favorecer la aplicación de estas opciones se someterán a examen en el Capítulo 6.

4.6.1 Mejora de la eficiencia del uso del agua

Como se ha demostrado anteriormente, en el sector pecuario hay un predominio del uso del agua en los sistemas más intensivos debido a la producción de cultivos forrajeros, principalmente cereales secundarios y oleaginosas ricas en proteínas. Si bien las opciones que se presentan

son similares a las propuestas en la literatura más general sobre agua y agricultura, cabe sin embargo reiterarlas aquí, en vista de la magnitud y creciente incremento de la participación de los cultivos forrajeros en el consumo mundial de agua, con costos de oportunidad considerables.

Las dos áreas principales donde hay un margen de mejora son la eficiencia del riego¹⁰ y el fomento de la productividad del agua.

Mejora de la eficiencia del riego

Tomando como base el análisis de 93 países en desarrollo, en FAO (2003a) se calculó que la eficiencia del riego fue cercana al 38 por ciento en el período 1997-1999, con variaciones que oscilaron desde el 25 por ciento en áreas con abundantes recursos hídricos (América Latina) hasta el 40 por ciento en las regiones de Asia occidental y África del Norte o el 44 por ciento en Asia meridional, en donde la escasez de agua obliga a una mayor eficiencia.

En muchas cuencas, parte del agua que se considera desperdiciada contribuye a la recarga de las aguas subterráneas o retorna al caudal del río, de manera que puede ser usada en pozos o por los ecosistemas aguas abajo. No obstante, incluso en estas situaciones, la eficiencia en el mejoramiento del riego puede proporcionar otros beneficios ambientales. En algunos casos, puede ahorrar agua, por ejemplo, cuando el drenaje de la irrigación fluye hacia acuíferos salinos donde el agua no puede ser reutilizada. Asimismo puede evitar la contaminación con agroquímicos de ríos y aguas subterráneas y reducir el anegamiento y la salinización. Muchas de las acciones relacionadas con el mejoramiento de la eficacia de irrigación pueden comportar ventajas adicionales, entre ellas:

- El revestimiento de los canales proporciona a los administradores más control sobre el suministro de agua.

- Fijar precios para el agua permite la recuperación de los costos y fomenta el uso responsable del recurso.
- El riego de precisión puede aumentar los rendimientos y mejorar la productividad del agua (Molden y de Fraiture, 2004).

En muchas cuencas, especialmente en aquellas que ya experimentan estrés hídrico, hay poco o ningún desperdicio del agua utilizada para el regadío, puesto que la práctica de reciclar o reutilizar el agua está ampliamente difundida. El Nilo en Egipto (Keller, Keller y El-Kady, 1995), el Gediz en Turquía (GDRS, 2000), el Chao Phraya en Tailandia (Molle, 2003), el Bakhra en la India (Molden, Sakthivadivel y Habib, 2001) y el Imperial Valley en California (Keller y Keller 1995) son ejemplos bien documentados (Molden y de Fraiture, 2004).

Fomento de la productividad del agua

El mejoramiento de la productividad del agua es un factor clave para la liberación de agua para el ambiente natural y otros usuarios. En su sentido más amplio, el mejoramiento de la productividad del agua significa la obtención del mayor valor de cada gota de agua, ya sea en la agricultura, la industria o el medio ambiente. El mejoramiento de la productividad del agua en la agricultura de regadío o de secano generalmente hace referencia al aumento del rendimiento de los cultivos o del valor económico por unidad de agua utilizada o consumida. El concepto también puede aplicarse a la pesca y a la producción pecuaria. Es posible obtener importantes aumentos de productividad del agua cuando hay una mejor integración de cultivos y ganado en sistemas mixtos, en especial cuando se alimenta con residuos de cultivos al ganado, el cual proporcionará a su vez fertilizante orgánico. El potencial de este sistema quedó confirmado en África occidental por Jagtap y Amissah-Arthur (1999). El principio también puede aplicarse a los sistemas de producción industrial. Las zonas especializadas en la producción de maíz a gran escala para la alimentación de monogástricos en

¹⁰ La eficiencia del riego se define como la relación entre la cantidad de agua realmente utilizada para el crecimiento del cultivo y la cantidad de agua extraída (FAO, 2003a).

establecimientos con frecuencia muy distantes podrían suministrar con facilidad residuos de maíz para la producción local de rumiantes.

Aunque las explotaciones agrícolas de producción de piensos para los sistemas pecuarios industriales suelen operar con niveles de productividad del agua relativamente altos, puede haber un margen de mejora, por ejemplo, a través de la selección de cultivares y variedades adecuadas, mejores métodos de siembra (en camas elevadas, por ejemplo), labranza mínima, irrigación oportuna que sincronice la aplicación de agua con los períodos de crecimiento más sensibles, manejo de nutrientes, riego por goteo y mejoramiento del drenaje para el control del nivel freático. En las zonas secas, el riego deficitario, es decir, la aplicación de una cantidad limitada de agua pero en un momento crítico, puede aumentar la productividad del agua de riego escasa en un 10 o un 20 por ciento (Oweis y Hachum 2003).

4.6.2 Mejor manejo de los desechos

Uno de los problemas relacionados con el agua que los sistemas de producción industrial deben afrontar es el manejo y eliminación de los desechos. Hay a disposición una serie de opciones técnicas eficaces, elaboradas principalmente en los países desarrollados, pero necesitan una difusión más amplia y deben ser adaptadas a las condiciones locales de los países en desarrollo.

El manejo de los desechos puede dividirse en cinco fases: producción, recolección, almacenamiento, procesamiento y utilización. En cada fase deben implementarse opciones tecnológicas adecuadas con el fin de reducir el impacto que actualmente tiene el sector pecuario sobre el agua.

Fase de producción: un pienso más equilibrado

La fase de producción hace referencia a la cantidad y a las características de las heces y la orina generadas a nivel de granja, las cuales varían considerablemente en función de la composición de la dieta, las prácticas de gestión de la alimentación, las características de la especie y la fase de crecimiento de los animales.

La gestión de la alimentación ha experimentado una continua mejora durante las últimas décadas con el resultado de un aumento en los niveles de producción. El desafío para los productores y los nutricionistas es la formulación de raciones que continúen mejorando los niveles de producción y simultáneamente minimicen los impactos asociados a las excretas. Esto puede lograrse optimizando la disponibilidad de los nutrientes y mediante un mejor ajuste y sincronización de los nutrientes y los insumos minerales con las necesidades de los animales (raciones equilibradas y alimentación por fases), lo que reduce la cantidad de estiércol excretado por unidad de alimento y por unidad de producto. Un mejor índice de conversión alimenticia también puede lograrse por medio del mejoramiento genético de los animales (Sutton *et al.*, 2001; LEAD, 1999; LPES, 2005).

Las estrategias dietéticas para mejorar la eficiencia de los piensos se basan en cuatro principios fundamentales:

- satisfacer las necesidades nutricionales sin excederlas;
- seleccionar ingredientes que contengan nutrientes fácilmente absorbibles;
- suplementar las dietas con aditivos/enzimas/vitaminas que mejoren la disponibilidad de P y garanticen un suministro y retención óptimos de aminoácidos a reducidos niveles de proteína cruda;
- reducir el estrés (LPES, 2005).

El ajuste de la dieta a las necesidades reales tiene un impacto local significativo en la excreción de nutrientes en las heces, especialmente cuando se trata de grandes unidades de producción animal. Por ejemplo, los niveles de P en la dieta bovina de los sistemas intensivos generalmente exceden los niveles requeridos entre un 25 y un 40 por ciento. De hecho la práctica común de suplementar los bovinos con P no es necesaria en la mayoría de los casos. La adopción de una dieta con los niveles adecuados de P es la manera más simple de disminuir la cantidad de P excretado por los bovinos. Se ha demostrado que es posible reducir la excreción de P en la producción de bovi-

nos de carne entre un 40 y un 50 por ciento. No obstante, en la práctica, los productores alimentan los bovinos con subproductos de bajo costo que usualmente contienen altos niveles de P. De manera similar en los Estados Unidos de América el contenido de P en las dietas de las aves de corral, que suele ser de 450 mg, puede disminuirse a 250 mg por gallina al día (recomendaciones del National Research Council) sin ocasionar pérdidas en la producción y con valiosos ahorros de alimento (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

De manera análoga puede reducirse el contenido de metales pesados en el estiércol a través del suministro de una dieta adecuada. Experiencias exitosas han demostrado la eficiencia de esta medida. En Suiza el contenido promedio de Cu y Zn en el estiércol de cerdo disminuyó considerablemente entre 1990 y 1995 (un 28 por ciento el Cu y un 17 por ciento el Zn), lo que demuestra la eficiencia de limitar el suministro de metales pesados en las dietas de los animales a los niveles estrictamente necesarios (Menzi y Kessler, 1998).

La modificación en el balance de los componentes de la dieta y en la fuente de los nutrientes puede tener una considerable influencia en los niveles de excreción de nutrientes.

En los bovinos una dieta con un buen balance entre la proteína degradable y no degradable mejora la absorción de nutrientes y se ha demostrado que reduce la excreción de N entre un 15 y un 30 por ciento sin afectar los niveles de producción. Sin embargo, esto suele asociarse a un aumento en la proporción de concentrados en la ración, lo que en las unidades de producción basadas en pastos significa una disminución en el uso de forrajes que genera costos adicionales y un suministro de nutrientes excesivo. Igualmente, niveles adecuados de carbohidratos complejos, oligosacáridos y polisacáridos no almidonados (PNA) pueden tener influencia en la forma del N excretado. Generalmente este tipo de nutrientes favorece la producción de proteína bacteriana, que es menos perjudicial para el medio ambiente y tiene un mayor potencial de reciclaje. En el caso de los cerdos una cantidad más baja de

proteína cruda suplementada con aminoácidos sintéticos disminuye la excreción de N hasta en un 30 por ciento, dependiendo de la composición inicial de la dieta. De manera similar, en los sistemas de producción porcina, la calidad de los alimentos es fundamental. Se ha documentado que la eliminación de la fibra y el germen de maíz reduce el nivel de excreción de materia seca en un 56 por ciento y el nivel de N contenido en la orina y las heces en un 39 por ciento. El uso de formas orgánicas de Cu, Fe, Mn y Zn en las dietas de los cerdos disminuye el nivel de metales pesados adicionados a la ración y sus niveles de excreción se reducen considerablemente sin alterar el crecimiento o el índice de eficiencia de conversión de piensos (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Con el fin de mejorar la eficiencia alimenticia se han desarrollado nuevas fuentes de alimentos de alta digestibilidad utilizando técnicas de mejoramiento convencionales o la modificación genética. Los dos principales ejemplos son el desarrollo de maíz bajo en fitato, que reduce la excreción de P, y la soja de baja estaquiosa. La disponibilidad de P en la alimentación convencional (maíz y soja) de cerdos y aves de corral es baja porque el P usualmente está ligado a la molécula de fitato (el 90 por ciento del P en el maíz está presente en forma de fitato, y el 75 por ciento en la harina de soja). Esta baja disponibilidad de P se debe a que el sistema digestivo de estas especies no cuenta con la fitasa, molécula que degrada el fitato y vuelve disponible el P. El uso de genotipos con bajos niveles de fósforo-fitato reduce los niveles de P mineral que deben ser suplementados en la dieta y reduce la excreción de P en un 25-30 por ciento (FAO, 1999c; LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

La fitasa, xilanasa y betaglucanasa (que no son excretadas naturalmente por los cerdos) pueden ser adicionadas en el alimento con el fin de favorecer la degradación de los polisacáridos no almidonados disponibles en los cereales. Estos polisacáridos no almidonados usualmente se asocian con las proteínas y minerales. La ausencia de estas enzimas determina una baja eficiencia de los piensos y aumenta la excreción de minerales.

El uso de fitasa ha revelado una mejora de la digestibilidad del P del 30 al 50 por ciento. Boling *et al.* (2000) alcanzaron una reducción del 50 por ciento del contenido de P en las heces de gallinas ponedoras a las que se suministró una dieta baja en P suplementada con fitasa y se evidenció que las aves mantuvieron un nivel óptimo de postura. De igual manera, la adición de 1,25 dihidroxí vitamina D3 a la dieta de pollos de asar redujo la excreción de fósforo-fitato en un 35 por ciento (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Otros avances tecnológicos incluyen la reducción de las partículas, la peletización y la expansión. El tamaño de la partícula recomendado para obtener una mejor digestibilidad es de 700 micrones. La peletización mejora la eficiencia alimenticia en un 8,5 por ciento.

Finalmente, el mejoramiento de la genética animal y la reducción del estrés (mejores condiciones de cría, ventilación y medidas sanitarias) mejoran la ganancia de peso y, por lo tanto, la conversión alimenticia (FAO, 1999c; LPES, 2005).

Mejora del proceso de recolección de estiércol

La fase de recolección hace referencia a la recogida y acopio inicial del estiércol en el punto de origen (véase el Gráfico 4.3). El tipo de estiércol que se produce y sus características resultan muy afectados por los métodos de recolección empleados y la cantidad de agua agregada al estiércol.

En el diseño de las instalaciones de cría debe tenerse en cuenta la reducción de las pérdidas de estiércol y nutrientes por el escrurimiento. El tipo de superficie en que se crían los animales es uno de los elementos fundamentales que influyen en el proceso de recolección. Un piso de enrejado puede facilitar en gran medida la recolección inmediata del estiércol, pero implica que toda la excreta sea recolectada en forma líquida.

Los escrurimientos contaminados de las áreas de producción deben ser reconducidos a las instalaciones de almacenamiento del estiércol para su elaboración. La cantidad de agua usada en los galpones y el agua de lluvia (especialmente en las zonas cálidas y húmedas) que entra en contacto con

el estiércol deben reducirse al máximo con el fin de limitar el proceso de dilución y evitar el aumento en el volumen de desechos (LPES, 2005).

Mejorar el almacenamiento del estiércol

En esta fase el estiércol se almacena temporalmente. El almacenamiento facilita el manejo del estiércol puesto que concede al administrador el control sobre la programación de sus aplicaciones. Por ejemplo, permite realizar aplicaciones oportunas en el terreno en sincronía con las necesidades nutricionales de los cultivos.

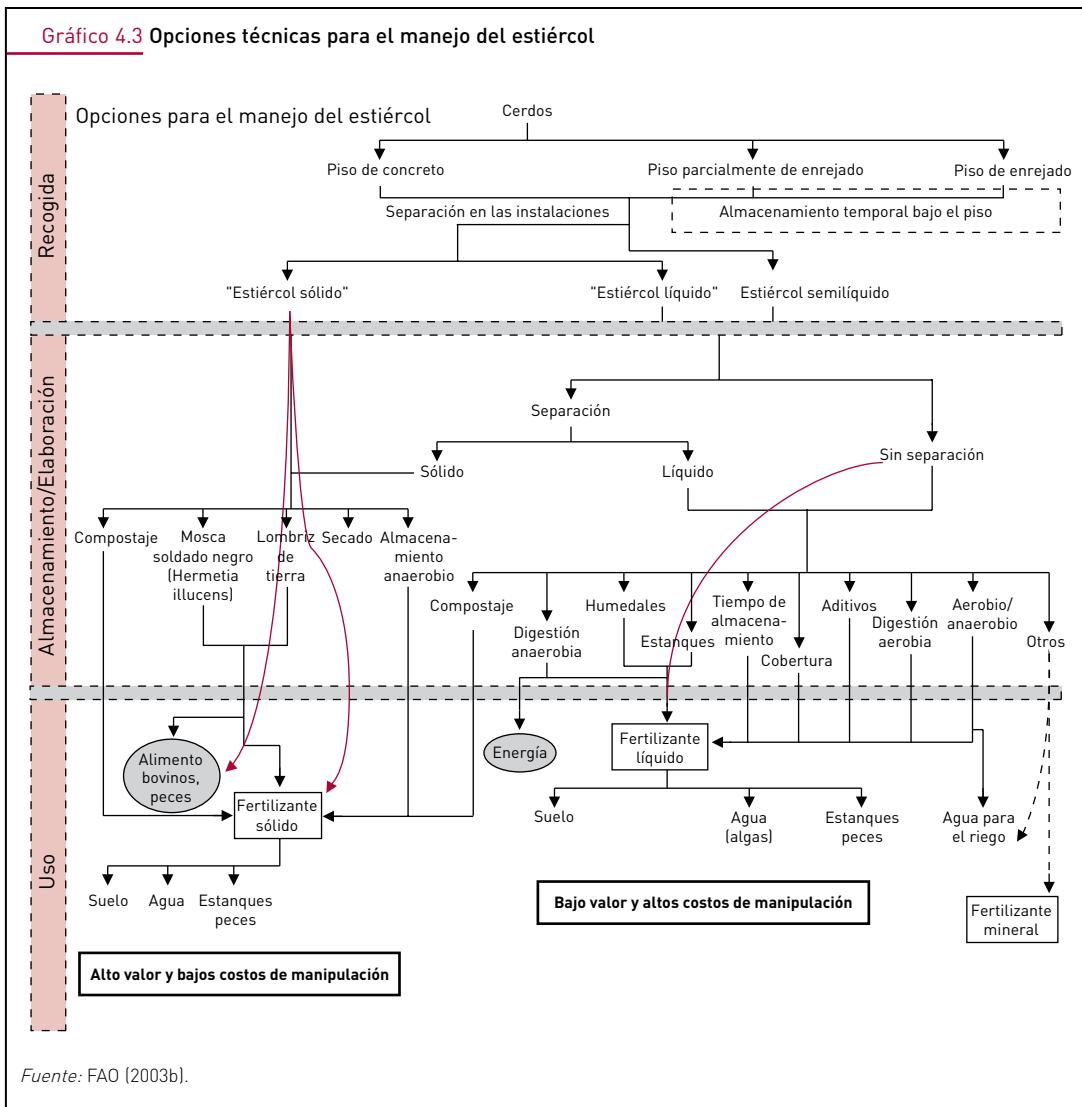
Una meta en el mejoramiento del almacenamiento del estiércol es evitar la fuga de nutrientes y minerales desde los galpones e instalaciones de almacenamiento a las aguas superficiales y subterráneas (FAO, 1999c). Una capacidad de almacenamiento adecuada es de importancia fundamental para evitar las pérdidas por derrames, especialmente durante la estación de lluvias en los climas tropicales.

Mejorar el procesamiento del estiércol

Existen opciones técnicas para el procesamiento del estiércol que pueden disminuir el potencial de contaminación, reducir los excesos de estiércol a nivel local y convertir el volumen excesivo en productos de valor más alto y/o productos que se pueden transportar con mayor facilidad, entre ellos biogás, fertilizantes y piensos para bovinos y peces. La mayor parte de las tecnologías se centran en la concentración de los nutrientes derivados de la separación de los sólidos, la biomasa o el lodo (LPES, 2005; FAO, 1999c).

La elaboración del estiércol comprende diferentes tecnologías que se pueden combinar entre sí y que comprenden tratamientos físicos, biológicos y químicos (Gráfico 4.3).

El transporte de excrementos sin procesar, o estiércol, a largas distancias no es práctico debido al peso, el costo y a las propiedades inestables del producto. El paso inicial en la elaboración del estiércol es generalmente la separación de sólidos y líquidos. Se pueden usar fosas para permitir el proceso de sedimentación y facilitar la elimi-



Fuente: FAO (2003b).

nación de los sólidos. Los sólidos más pequeños pueden eliminarse en un tanque donde la velocidad del agua es mucho más reducida. No obstante, los tanques de sedimentación no se usan con frecuencia para el estiércol animal debido a su costo. Otras tecnologías para la separación de los sólidos incluyen diversos procesos de tamizado y de centrifugado, así como filtros rápidos de arena. Estos procesos pueden reducir de manera significativa las cargas de C, N, y P en los flujos de agua posteriores (LPES, 2005).

La selección del paso inicial es de importancia fundamental en tanto que este determina el valor final del producto. Los desechos sólidos tienen costos de manejo bajos, un potencial de impacto ambiental más reducido y un mayor valor en el mercado, puesto que sus nutrientes son más concentrados. En contraste, los desechos líquidos tienen un valor de mercado más bajo, ya que sus costos de manejo y almacenamiento son altos y su valor nutricional es pobre y poco fiable (LPES, 2005). Además, los desechos

líquidos tienen un potencial mucho más alto de impactos negativos sobre el medio ambiente si las estructuras de almacenamiento no son impermeables o no tienen suficiente capacidad de almacenamiento.

Tal y como puede observarse en el Gráfico 4.3, la fase de separación puede ir seguida de una amplia variedad de procesos opcionales que influyen en la composición final del producto.

Entre las opciones técnicas convencionales de amplio uso cabe destacar las que se describen a continuación.

Aireación. Este tratamiento elimina la materia orgánica y reduce la demanda biológica y química de oxígeno. El 50 por ciento del C se convierte en lodos o biomasa que se recolecta por sedimentación. El P también se reduce por absorción biológica pero en menor cantidad. Existen diferentes tipos de tratamiento aeróbico, como los lodos activados¹¹, donde la biomasa vuelve a la porción afluente del depósito, o los lechos bacterianos, en los que la biomasa crece en un lecho de piedra. Dependiendo de la profundidad de la laguna, la aireación se puede aplicar a todo el volumen del sistema de lagunaje o limitarse a una sola porción para obtener beneficio simultáneo del proceso de digestión aeróbico y anaeróbico (LPES, 2005).

Digestión anaeróbica. Los beneficios principales del proceso de digestión anaeróbica son la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO), la DBO y los sólidos, y la producción de gas metano. Sin embargo, no reduce los contenidos de N y P (LPES, 2005).

Sedimentación de biosólidos. La biomasa generada viene tratada biológicamente en tanques de sedimentación o clarificadores, en los que la velocidad del agua es lo suficientemente lenta como para permitir que los sólidos que estén por encima de cierto tamaño o peso se depositen (LPES, 2005).

¹¹ El proceso de lodos activados usa la materia orgánica de las aguas residuales para producir una población de microorganismos mixta, en un ambiente aeróbico.

Floculación. La adición de químicos puede mejorar la eliminación de sólidos y elementos disueltos. Los químicos más comunes incluyen la cal, el aluminio y los polímeros.

Cuando se usa cal, el lodo resultante puede tener un mayor valor agronómico (LPES, 2005).

Compostaje. El compostaje es un proceso aeróbico natural que permite reciclar los nutrientes en el suelo. Generalmente, es necesaria la adición de un sustrato rico en fibra y carbono al material en tratamiento. En algunos sistemas se deben agregar enzimas e inoculantes para favorecer el proceso de compostaje. Se han popularizado muchos sistemas de compostaje muy sofisticados que convierten el estiércol en un producto comercializable con valor agregado. Los beneficios del compostaje son muy numerosos: la materia orgánica disponible queda estabilizada y no se vuelve a descomponer, los malos olores se reducen a niveles aceptables para la aplicación, el volumen se reduce entre el 25 y el 50 por ciento y los gérmenes y semillas se destruyen por el calor generado en la fase de formación aeróbica (alrededor de 60 °C). Si la relación C:N inicial está por encima de 30, la mayor parte del N se conserva durante el proceso (LPES, 2005).

La deshidratación del estiércol sólido es también una opción para reducir el volumen de estiércol para su transporte y para aumentar la concentración de los nutrientes. En climas cálidos, es posible la deshidratación natural fuera de la estación de lluvias a costos muy reducidos.

Una serie de procesos diferentes pueden ser integrados dentro de una sola estructura. En los **sistemas de lagunaje** el estiércol está altamente diluido, lo que favorece la actividad biológica natural y reduce la contaminación. Los efluentes se pueden utilizar en el riego de los cultivos, con lo que se recicla el exceso de nutrientes. Las lagunas anaeróbicas funcionan mejor en los climas cálidos, donde la actividad bacteriana se mantiene a lo largo de todo el año. Los digestores anaeróbicos con temperatura controlada pueden utilizarse para la producción de biogás y la reducción de los patógenos, pero precisan de elevadas inversiones

de capital y de una cierta habilidad para su gestión. No obstante, la mayor parte de los sistemas de lagunaje tienen una eficiencia muy pobre con respecto a la recuperación del P y el N. Hasta el 80 por ciento del N que entra en el sistema no es recuperable y se libera en la atmósfera en su mayor parte en forma del gas inocuo N_2 . La mayor parte del P se recuperará solamente a los 10 o 20 años, cuando el lodo deba ser eliminado. Como resultado, la recuperación del N y el P no están sincronizadas. El efluente de las lagunas, por tanto, debe utilizarse fundamentalmente como fertilizante nitrogenado. Para el manejo de los efluentes son necesarios equipos de riego muy costosos para lo que en la práctica son fertilizantes de muy baja calidad. El tamaño de la laguna debe ser proporcional al tamaño de la granja, factor que limita la adopción de la tecnología puesto que es necesaria una superficie muy grande para su implementación (Hamilton *et al.*, 2001; Lorimor *et al.*, 2001).

Las tecnologías alternativas necesitan más investigación y desarrollo para mejorar su eficiencia y efectividad: se incluyen las enmiendas químicas, tratamiento en humedales o la digestión con lombrices (Lorimor *et al.*, 2001). Los sistemas en humedales se basan en la capacidad natural para reciclar nutrientes presente en los ecosistemas de humedales o zonas ribereñas y tienen un alto potencial para la eliminación de niveles altos de N. El vermicompostaje es un proceso mediante el cual las lombrices de tierra y los microorganismos convierten el estiércol en humus con alto contenido de nutrientes, denominado vermicompost, en el que los nutrientes se encuentran en forma estable (LPES, 2005).

Para que la mayor parte de estos procesos tengan viabilidad económica y tecnológica, se requieren grandes cantidades de estiércol y generalmente su implementación no es técnicamente posible en la mayor parte de las granjas. La factibilidad del proceso a mediana y gran escala también depende de las condiciones locales (legislación local, precios de los fertilizantes) y los costos de elaboración. Algunos de

los productos finales tienen que ser producidos en grandes cantidades y tienen que ser de gran calidad antes de ser aceptados por la industria (FAO, 1999c).

Mejorar la utilización del estiércol

La fase de utilización hace referencia al reciclaje de los productos de desecho que son reutilizables o a la reintroducción de productos de desecho no reutilizables en el ambiente.

Lo más frecuente es que se use el estiércol como fertilizante de tierras agrícolas. Otros usos pueden ser la producción de alimento (para peces en acuicultura), energía (gas metano), o fertilizante para el crecimiento de las algas. En última instancia los nutrientes perdidos pueden ser reciclados y reutilizados como aditivos para piensos. Así, por ejemplo, se ha demostrado experimentalmente que la capa de estiércol que se forma en las lagunas puede elaborarse como fuente de calcio y fósforo para la alimentación de gallinas y pollos de asar sin que se registre una disminución de los niveles de producción (LPES, 2005).

Desde el punto de vista ambiental, la aplicación del estiércol a los cultivos o a los pastos reduce las aplicaciones de fertilizantes minerales. El estiércol también aumenta la materia orgánica del suelo, mejora la estructura, la fertilidad y la estabilidad del suelo, reduce la vulnerabilidad del suelo a la erosión y mejora la infiltración y la capacidad de retención hídrica del suelo (LPES, 2005; LEAD, 1999).

Sin embargo, debe prestarse especial atención a algunos aspectos de la aplicación de fertilizantes orgánicos, en particular a los niveles de escorrentía que puede contaminar los recursos de agua dulce o a la excesiva acumulación de nutrientes en el suelo. Además, el N orgánico algunas veces puede mineralizarse y no ser absorbido por los cultivos, lo que aumentaría la posibilidad de lixiviación. Los riesgos ambientales se reducen si las tierras se estercolan correctamente, con las tasas de aplicación apropiadas, en el momento oportuno, con la frecuencia estrictamente necesaria y teniendo en cuenta las características espaciales.

A continuación se mencionan algunas prácticas que limitan la erosión del suelo, la escorrentía, la lixiviación y la acumulación de nutrientes:

- Dosificar los fertilizantes y el estiércol en función de las necesidades de los cultivos.
- Evitar la compactación del suelo y otros daños que pueden producirse con el arado y que dificultan la capacidad de absorción de agua del suelo.
- Fitoremediación: especies de plantas que pueden bioacumular los nutrientes y los metales pesados presentes en el suelo. La bioacumulación mejora cuando los cultivos tienen raíces profundas que les permiten extraer los nitratos subsuperficiales. El cultivo de plantas con alta biomasa puede reducir los niveles de nutrientes en el suelo. La capacidad de bioconcentración de nutrientes y metales pesados depende de las especies y variedades de plantas.
- La aplicación de enmiendas a los suelos con sustancias químicas o subproductos de origen municipal a fin de inmovilizar el P y los metales pesados. La enmienda del suelo ha probado su efectividad para reducir hasta en un 70 por ciento la descarga de P con la escorrentía. La enmienda del suelo con polímeros floculantes (como los polímeros de poliacrilamida) es una tecnología muy prometedora para la reducción del transporte de sedimentos y de los nutrientes en partículas.
- Arado profundo para diluir la concentración de nutrientes en las capas cercanas a la superficie.
- Establecimiento de cultivos en fajas o bandas, terrazas, cursos de agua con vegetación, setos de gramíneas y fajas de contención a fin de disminuir la escorrentía y aumentar los niveles de filtración de nutrientes, sedimentos y metales pesados (Risse *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2001).

A pesar de las ventajas de los fertilizantes orgánicos, como el mantenimiento de la materia orgánica del suelo, por ejemplo, los agricultores a menudo prefieren utilizar los fertilizantes minerales, que garantizan la disponibilidad de nutrientes y son de fácil manipulación. En el caso de los ferti-

lizantes orgánicos, la disponibilidad de nutrientes varía con el clima, las prácticas agrícolas y de manejo de los desechos. Además, donde la producción animal se concentra geográficamente, no hay mucha tierra disponible para la aplicación del estiércol a tasas adecuadas. Los costos asociados con el almacenamiento, transporte, manipulación y elaboración del estiércol limitan la viabilidad económica de su exportación de zonas excedentarias a zonas deficitarias. La elaboración y transporte de estiércol tiene viabilidad económica sólo si se practica a gran escala. Tecnologías como la separación, el tamizado, la deshidratación y la condensación, que reducen los costos inherentes al proceso de reciclado (fundamentalmente almacenamiento y transporte) deben mejorarse. También deben diseñarse incentivos adecuados que favorezcan su adopción (Risse *et al.*, 2001).

4.6.3 Manejo de tierras

Los impactos que los sistemas extensivos de producción pecuaria tienen sobre las cuencas dependen en gran medida de la manera en que se gestione el pastoreo. Las decisiones de los productores determinan muchos de los parámetros que influyen en los cambios de la vegetación, como la presión del pastoreo (intensidad de carga) y el sistema de pastoreo (que influye en la distribución de los animales). El control adecuado de la estación de pastoreo, la intensidad, la frecuencia y la distribución pueden mejorar la cubierta vegetal, reducir la erosión y, por consiguiente, mantener o mejorar la calidad y la disponibilidad de agua (FAO, 1999c; Harper, George y Tate, 1996; Mosley *et al.*, 1997).

Sistemas de pastoreo adaptados, mejora de praderas e identificación de períodos críticos para el pastoreo

Los sistemas de pastoreo de rotación pueden mitigar los impactos sobre las zonas ribereñas gracias a la reducción del período de ocupación de estas zonas por el ganado (Mosley *et al.*, 1997). Los resultados de las investigaciones sobre los efectos y la eficiencia del pastoreo de rotación sobre las condiciones de las riberas son

controvertidos. Sin embargo, se ha demostrado que la estabilidad de los márgenes mejora cuando se reemplaza un sistema de pastoreo intenso y prolongado por un sistema de rotación (Mosley *et al.*, 1997; Myers y Swanson, 1995).

La resiliencia de los diferentes ecosistemas frente a la acción del ganado es diferente y depende de la humedad del suelo, la composición de las especies vegetales y las pautas de comportamiento de los animales. La identificación de los períodos críticos es de primordial importancia para el diseño de planes de pastoreo adaptados (Mosley *et al.*, 1997). Los márgenes fluviales se derrumban con más facilidad durante la estación de lluvias, cuando los suelos están húmedos y son susceptibles al pisoteo y a la escarcha de fondo, o cuando el ramoneo excesivo produce daños en la vegetación. Con frecuencia estos impactos pueden reducirse si se tiene en cuenta el comportamiento natural de los bovinos cuando pastan. Esta especie evita pastar en zonas excesivamente frías y húmedas y prefiere obtener el forraje en tierras altas, donde su palatabilidad es mejor que la del forraje de las áreas ribereñas (Mosley *et al.*, 1997).

Es posible construir caminos para facilitar el acceso a las granjas, fincas y lugares de pastoreo. Los caminos también tienen efectos positivos en la distribución del ganado (Harper, George y Tate, 1996). Con mejoras en el acceso se reduce el pisoteo del suelo y la formación de cárcavas que aceleran la erosión. Los senderos resistentes y bien diseñados pueden convertirse en las vías preferentes de acceso del ganado. Esto puede reducir el impacto a lo largo de las orillas ya que disminuyen las cárcavas en los bancos y el aporte de sedimentos (Salmon Nation, 2004). Es posible la implementación de prácticas de estabilización de la pendiente para estabilizar el suelo, controlar la erosión y limitar la formación de canales artificiales y cárcavas. Las cuencas bien localizadas pueden almacenar residuos y sedimentos de agua antes de que éstos pasen a las corrientes (Harper, George y Tate, 1996).

Mejorar la distribución del ganado: exclusión y otros métodos

La exclusión del ganado es un método fundamental para la recuperación y protección de un ecosistema. La concentración de animales cerca de las superficies de agua contribuye al agotamiento de este recurso, principalmente a través de las descargas directas de desechos en el agua, pero también indirectamente al reducir la infiltración y aumentar la erosión. Toda práctica que reduzca la cantidad de tiempo que el ganado permanece cerca de los cauces o abrevaderos, reducirá el pisoteo y la descarga de estiércol y, por lo tanto, disminuirá el potencial de efectos adversos generados por la contaminación hídrica que provoca el ganado en pastoreo (Larsen, 1996). Esta estrategia puede ir asociada a programas de control de los parásitos del ganado con el fin de reducir la contaminación biológica.

Existen diversas prácticas de manejo dirigidas a controlar o influir en la distribución del ganado y evitar su aglomeración cerca de las superficies de agua. Estos métodos incluyen medidas de exclusión como el cercado y el establecimiento de franjas amortiguadoras en las cercanías de las superficies acuáticas. Otros métodos para controlar la distribución del ganado son:

- instalación de abrevaderos en lugares diferentes a las corrientes de agua;
- distribución estratégica de puntos para el suplemento de alimentos y minerales;
- labores de fertilización y de resiembra;
- control de predadores y parásitos que puedan impedir el uso de algunas porciones de tierra;
- quema prescrita;
- construcción de senderos para el ganado.

No obstante, muy pocos de estos métodos se han probado extensamente en condiciones de campo (Mosley *et al.*, 1997).

El tiempo que los animales emplean en el agua o cerca del agua tiene una influencia directa en la deposición y resuspensión de microbios, nutrientes y sedimentos y, por lo tanto, en la aparición y difusión de contaminantes aguas abajo. Cuando se impide el acceso del ganado a las áreas aledañas

a los recursos hídricos, la deposición directa de desechos en el agua es limitada (California Trout, 2004).

El cercado es la manera más sencilla de impedir el acceso del ganado a las áreas más sensibles. El cercado permite a los ganaderos la separación de los pastizales para recuperarlos o limitar su pastoreo. Para permitir la recuperación de áreas muy degradadas son necesarios largos períodos de descanso o pastoreo diferido (California Trout, 2004; Mosley *et al.*, 1997). Se pueden usar cercas para impedir la deposición directa de las heces en el agua. Las cercas deben adaptarse en cuanto a dimensiones y materiales a fin de no impedir el movimiento de la fauna salvaje. Así, por ejemplo, el borde superior de las cercas en los pastos de ribera y en los encierros de las riberas no debe tener púas porque estas áreas son el hábitat de animales de caza mayor y la fuente de agua de la fauna de las tierras altas aledañas (Salmon Nation, 2004; Chamberlain y Doverspike, 2001; Harper, George y Tate, 1996).

Los esfuerzos recientes para mejorar el estado de las áreas de ribera se han centrado en el establecimiento de zonas de amortiguación, que excluyen el acceso del ganado a las áreas en torno a las superficies de agua (Chapman y Ribic, 2002). Las zonas de amortiguación son franjas de tierra a lo largo de los cursos de agua dulce con vegetación permanente relativamente no perturbada. Su finalidad es la disminución de la velocidad del agua de escorrentía, la eliminación de los contaminantes (sedimentos, nutrientes, contaminantes biológicos y plaguicidas), la mejora de la infiltración y la estabilización de las áreas ribereñas (Barrios, 2002; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997).

Cuando se distribuyen estratégicamente en los paisajes agrícolas, que pueden incluir algunas zonas del área de captación, las zonas de amortiguación permiten filtrar y eliminar los contaminantes antes de que alcancen los cursos de agua y los lagos o sean lixiviados en las aguas subterráneas. El proceso de filtrado es fundamentalmente el resultado de un proceso de aumento de la fric-

ción y de disminución de la velocidad de la escorrentía superficial. Las zonas de amortiguación aumentan la infiltración, la deposición de sólidos en suspensión, la capacidad de adsorción de las plantas y de la superficie del suelo, la adsorción por parte de las plantas de material soluble y la actividad microbiana. Las zonas de amortiguación estabilizan los márgenes de los cursos de agua y la superficie de los suelos, disminuyen la velocidad del viento y del agua, reducen la erosión y la frecuencia de inundaciones aguas abajo, y aumentan la cubierta vegetal. Esto da lugar a un enriquecimiento de los hábitats de peces e invertebrados (Barrios, 2002; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997; Vought *et al.*, 1995).

La instalación de zonas de conservación suele ser menos costosa que otras prácticas que implican la realización de obras de ingeniería y métodos de construcción costosos (National Conservation Buffer Team, 2003). No obstante, los productores con frecuencia opinan que el establecimiento de estas zonas no es factible, ya que restringen el acceso a áreas exuberantes que consideran cruciales para la producción y la sanidad de los animales, especialmente en las zonas secas (Chapman y Ribic, 2002).

Cuando la relación entre los cursos de agua y la tierra es muy alta, la prevención de la deposición fecal en el agua mediante el cercado puede ser muy costosa. El establecimiento de abrevaderos alternativos puede reducir el tiempo que los animales invierten en los cursos de agua y, por consiguiente, las deposiciones fecales. Esta opción técnica rentable también mejora la distribución del ganado y reduce la presión sobre las áreas ribereñas. Se ha demostrado que la instalación de abrevaderos en puntos distantes de los cursos de agua puede reducir el tiempo de permanencia en el cauce de un grupo de animales alimentados con heno en más de un 90 por ciento (Miner, Buckhouse y Moore, 1996). Además, incluso cuando la fuente de alimento se colocó a una distancia equidistante entre la fuente de agua alternativa y el río, esta fuente continuó siendo efectiva en la

reducción de la cantidad de tiempo que los animales pasan dentro del cauce (Godwin y Miner, 1996; Miner, Buckhouse y Moore, 1996).

La ubicación de los reservorios de agua, pozos y abrevaderos debe planificarse con especial atención a fin de limitar el impacto de la concentración local de animales. Deben implementarse además medidas útiles para proteger estas estructuras de almacenamiento y evitar su deterioro por los animales. La reducción de la pérdida de agua por infiltración se puede llevar a cabo mediante el uso de materiales impermeables. Deben aplicarse otras medidas, como las cubiertas antievaporación (películas de plástico, aceite neutro), para reducir las pérdidas por evaporación, que son considerables en los países cálidos. Sin embargo, las opciones técnicas disponibles para limitar la evaporación generalmente son costosas y de difícil mantenimiento (FAO, 1999c).

La fertilización puede usarse como un método de control de la distribución del ganado en pastoreo. En las praderas de las estribaciones de California central (Estados Unidos de América), la fertilización con azufre (S) de las laderas adyacentes dio lugar a una disminución significativa de la cantidad de tiempo que el ganado permanecía pastando en las depresiones húmedas durante la estación seca (Green *et al.*, 1958, citado en Mosley *et al.*, 1997).

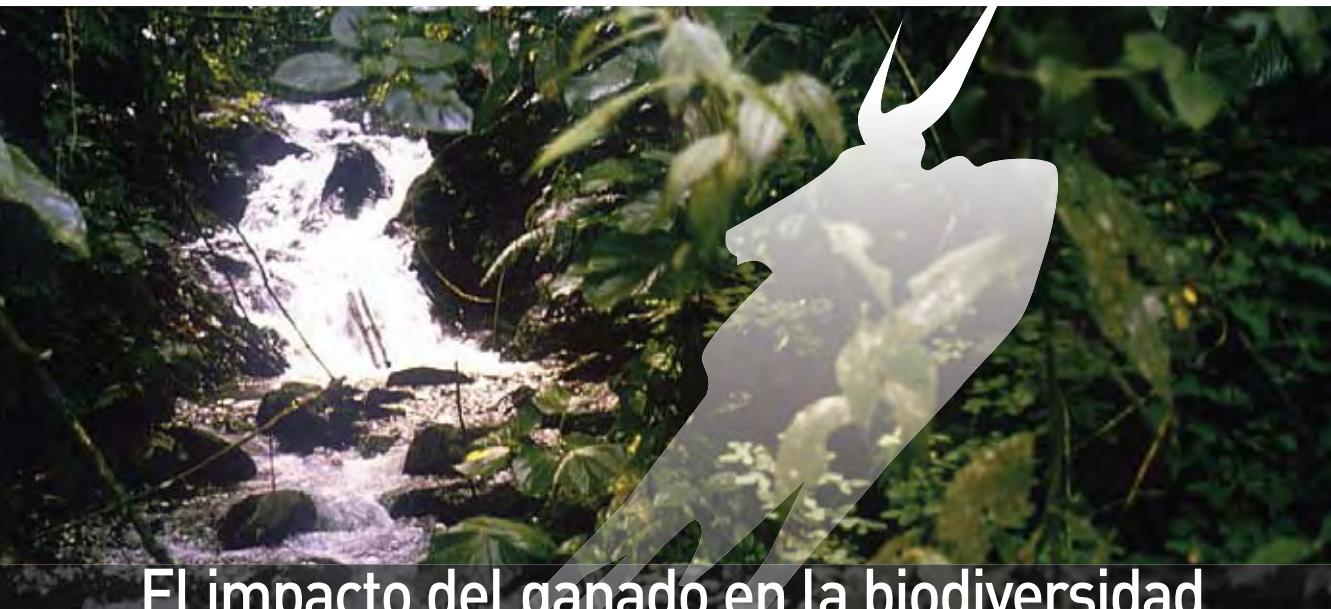
El suministro de suplementos alimenticios también puede atraer a los animales fuera de las superficies de agua. Ares (1953) observó que con la harina de semillas de algodón mezclada con sal se lograban buenos resultados en la distribución de los animales en puntos distantes de los cursos de agua en los pastizales desérticos del sur y centro de Nuevo México. Sin embargo, parece que el suministro de sal suele ser insuficiente para impedir que el ganado se acerque al agua, la sombra y el forraje de buena palatabilidad presentes en las áreas ribereñas (Vallentine, 1990). Bryant (1982) y Gillen, Krueger y Miller (1984) señalaron que en la mayor parte de los casos la sal por sí sola no resultó efectiva para reducir la presencia del ganado en las zonas ribereñas.

Durante la estación seca y cálida el ganado tiende a pasar más tiempo en las zonas de ribera. Una opción técnica es el establecimiento de puntos alternativos de sombra en sitios distantes de las áreas frágiles y de los recursos de agua dulce (Salmon Nation, 2004).

Tal y como se ha descrito anteriormente en esta sección, se cuenta con un gran número de opciones técnicas que permiten minimizar los impactos del sector pecuario sobre los recursos hídricos, limitando la tendencia de agotamiento del agua y mejorando la eficiencia de su uso. No obstante, la aplicación de estas opciones no se ha generalizado por los siguientes motivos: a) las prácticas con impactos negativos en los recursos hídricos suelen ser más rentables a corto plazo; b) la evidente falta de difusión de la información y de los conocimientos técnicos; c) la carencia de estándares ambientales y normas y/o su deficiente implementación. En la mayoría de los casos la adopción de opciones técnicas destinadas a reducir la tendencia de agotamiento del agua podrá lograrse sólo por medio del diseño y la implementación de un adecuado marco normativo, tal y como examinaremos en el Capítulo 6.

05





El impacto del ganado en la biodiversidad

5.1 Temas y tendencias

Una crisis sin precedentes

Con el término biodiversidad se hace referencia a la variedad de genes, especies y ecosistemas que pueden encontrarse en el ambiente. Como forma abreviada de diversidad genética, el término denota la vida en el planeta en su conjunto, que generalmente está categorizada en tres dimensiones:

- diversidad genética o el total de la información genética contenida en los genes de individuos de plantas, animales y microorganismos;
- diversidad de especies o la variedad de organismos vivos en la tierra;
- diversidad de ecosistemas o la variedad de los hábitats y de los procesos ecológicos en la biosfera.

La biodiversidad contribuye a muchos componentes del bienestar humano, que incluyen la seguridad y los materiales básicos para unas buenas condiciones de vida, salud, relaciones sociales y libertad de elección y acción (EM, 2005b). Esto se produce directamente (a través de los servicios de provisión, regulación y cultura de los ecosistemas) e indirectamente (a través de los servicios de apoyo de los ecosistemas). Los ecosistemas biodiversos tienden a presentar una mayor resiliencia y, por lo tanto, están en mejores condiciones para hacer frente a un mundo cada vez más imprevisible (CDB, 2006). Durante siglos los seres humanos se han beneficiado de la explotación de la biodiversidad y, al mismo tiempo, la han reducido al destinar los ecosistemas naturales a usos que han

permitido la satisfacción de sus necesidades. La agricultura, la ganadería, la pesca y la explotación forestal han ejercido una gran presión sobre la biodiversidad a la vez que han sentado las bases para el desarrollo y el crecimiento económico.

Desde el final de la última glaciaciación, la biodiversidad mundial está atravesando una crisis sin precedentes que afecta a sus tres dimensiones. La diversidad genética está amenazada porque el número de las poblaciones silvestres ha descendido drásticamente y, con ellas, el acervo genético. La diversidad de especies tiene tasas de extinción que exceden de lejos las “tasas históricas” de los registros fósiles típicos. El amplio espectro de la biodiversidad está amenazado como consecuencia de la transformación provocada por las actividades humanas.

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) examinó la situación de 24 servicios de los ecosistemas que aportan una contribución directa al bienestar humano. Se concluyó que 15 de estos servicios se encuentran en situación de declive. Tal y como señala la perspectiva mundial sobre diversidad biológica del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), hay razones importantes para focalizar la atención en la conservación de la biodiversidad, razones que trascienden la utilidad inmediata que la naturaleza tiene para la humanidad. Las futuras generaciones tienen el derecho de heredar un mundo donde la vida prospere y continúe brindando oportunidades para gozar de los beneficios económicos, culturales y espirituales de la naturaleza (CDB, 2006). Son muchos quienes argumentan que toda forma de vida tiene derecho a la existencia. Las especies que habitan el planeta desde hace millones de años han recorrido caminos evolutivos únicos e irrepetibles hasta alcanzar su forma actual.

La preocupación sobre la pérdida de biodiversidad y el reconocimiento de su rol fundamental en la conservación de la vida humana llevaron en 1992 a la firma del CDB, un tratado mundial legalmente vinculante cuyo objetivo es la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de sus componentes. El CDB prevé la elaboración de estrategias

nacionales de biodiversidad y de planes de acción. A pesar de que casi todos los países han elaborado estas estrategias, los progresos han quedado limitados a metas esenciales como el fortalecimiento de la capacidad para la formulación y aplicación de planes de ámbito nacional (CDB, 2006). Los mayores esfuerzos para la conservación están dirigidos a las especies amenazadas y a sus hábitats, mientras que los servicios de los ecosistemas reciben menos atención.

Según el Informe de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2005b), las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad y de los cambios en los servicios de los ecosistemas son las siguientes:

- transformación del hábitat (como los cambios en el uso de la tierra, alteraciones físicas de los ríos o extracción de sus aguas, pérdida de los arrecifes de coral y daño a los lechos marinos como consecuencia del dragado);
- cambio climático;
- especies exóticas invasivas;
- sobreexplotación;
- contaminación.

El sector pecuario tiene un rol importante en la crisis actual de la biodiversidad, en tanto que contribuye directa o indirectamente a todos los factores causantes de pérdida de biodiversidad a nivel local y global. Generalmente, la pérdida de biodiversidad tiene su origen en una combinación de varios procesos de degradación ambiental, por lo que resulta muy difícil determinar con exactitud la contribución del sector pecuario. Esto se complica aún más dada la gran cantidad de fases de la cadena de producción de alimentos de origen animal en donde se presentan los impactos.

Los usos de la tierra asociados a la producción animal y los cambios en el uso de la tierra modifican o destruyen los ecosistemas que son el hábitat de determinadas especies (Capítulo 2). El ganado contribuye al cambio climático, lo que a su vez tiene un impacto en los ecosistemas y las especies (Capítulo 3). Los ecosistemas terrestres y acuáticos resultan afectados por las emisio-

nes (descargas de nutrientes y de patógenos en ecosistemas marinos y de agua dulce, emisiones de amoníaco, lluvia ácida). El sector también repercute directamente en la biodiversidad con las especies exóticas invasivas (el ganado en sí mismo y las enfermedades de las que puede ser vector) y la sobreexplotación, como en el caso del pastoreo excesivo. Este complejo panorama se complica aún más por el hecho de que el ganado comenzó a afectar a la biodiversidad hace miles de años, cuando fue domesticado y empezó a suministrar a las poblaciones humanas un nuevo modo de explotar recursos y territorios que hasta entonces no habían estado disponibles. Estos cambios históricos siguen teniendo repercusiones en la biodiversidad y a ellos se superponen los efectos de los actuales procesos de degradación, muchos de los cuales se han descrito en los capítulos anteriores.

En este capítulo se presenta, en primer lugar, un panorama de la situación mundial de la biodiversidad. A renglón seguido, se evalúa la contribución del ganado a la pérdida de biodiversidad en los diversos eslabones de la cadena de alimentos de origen animal. Como consecuencia de la complejidad antes mencionada, la presente evaluación tendrá a veces un carácter fragmentario y anecdótico, pero aún así proporcionará indicaciones no sólo sobre la importancia de los impactos del sector pecuario, sino también sobre los desafíos y oportunidades para disminuir, detener y revertir el proceso de degradación. Existen diversas opciones técnicas para reducir el impacto negativo de algunas de las prácticas actualmente utilizadas y de los procesos de cambio. En la última sección se presentan estas opciones.

5.2 Dimensiones de la biodiversidad

La biodiversidad está caracterizada por sus múltiples dimensiones. A nivel de los organismos vivos, la diversidad intraespecies e interespecies suele hacer referencia a los aspectos genéticos y fenotípicos de la biodiversidad. A mayor escala, la biodiversidad de la riqueza de ecosistemas hace referencia a la manera en que las especies se

Cuadro 5.1

Número estimado de especies descritas y posible total mundial

Reinos	Especies descritas	Total estimado de especies
Bacterias	4 000	1 000 000
Protistas (algas, protozoarios, etc)	80 000	600 000
Animales	1 320 000	10 600 000
Hongos	70 000	1 500 000
Plantas	270 000	300 000
Total	1 744 000	14 000 000

Fuente: PNUMA- CMVC (2000).

agrupan en comunidades bióticas diversas dentro de una amplia variedad de biotopos¹.

Diversidad interespecies

La diversidad interespecies se refiere al número total de especies (animales, plantas, microbios) que existen en el planeta. Aún se desconoce el número total de especies. Hasta la fecha se han descrito cerca de 1,8 millones de especies, pero se cree que existen muchas más, entre 5 y cerca de 100 millones es la hipótesis de trabajo que ha sido propuesta (Cuadro 5.1). Si se parte de esta última cifra, sólo se habrían clasificado hasta el momento un 12 por ciento del número total de especies estimadas.

La distribución mundial de las especies existentes no es uniforme. Algunas áreas son mucho más ricas en especies que otras y muchas especies son endémicas de una región específica. En general la diversidad disminuye hacia los polos. Las regiones tropicales húmedas son especialmente ricas en especies y albergan numerosas especies endémicas. Los ambientes más ricos en biodiversidad son los bosques tropicales húmedos que, a pesar de ocupar sólo aproximadamente el 8 por ciento de la superficie del planeta, albergan

¹ Un biotopo es un área que presenta uniformidad en sus condiciones ambientales y en su distribución de plantas y animales.

más del 50 por ciento de las especies del mundo. Las regiones tropicales albergan las dos terceras partes de las 250 000 especies de plantas y el 30 por ciento de las especies de aves. De la misma manera, las aguas continentales representan una proporción ínfima del total del agua en la tierra, pero contienen el 40 por ciento del total de especies acuáticas, las cuales son con frecuencia endémicas (Harvey, 2001).

Diversidad intraespecies

La diversidad intraespecies se refiere a la riqueza de genes existente dentro de una especie dada. Esta riqueza comprende la variación genética entre individuos dentro de una misma población y entre las distintas poblaciones. La diversidad genética representa un mecanismo de las poblaciones y de las especies para adaptarse a ambientes en proceso de transformación. La diversidad intraespecies es crucial para la resiliencia de las poblaciones y los ecosistemas frente a eventos imprevisibles o casuales. Cuanto mayor sea el grado de variación, mayores serán las posibilidades de que algunos individuos de la especie posean genes adaptados a nuevos ambientes que podrán transmitirse a la siguiente generación. Una diversidad intraespecies reducida no sólo disminuye la resiliencia, sino que aumenta la probabilidad de consanguinidad, dando lugar a un aumento de las enfermedades de transmisión genética, que en el largo plazo pueden convertirse en una amenaza para la especie.

El ejemplo mejor conocido de la diversidad intraespecies es el de la biodiversidad agrícola. La biodiversidad agrícola es una creación de la humanidad e incluye plantas cultivadas, animales domesticados y especies para la recolección que constituyen un soporte para el suministro de alimentos dentro del agroecosistema. En el caso del ganado, la selección natural inicial que dio vida a los primeros ejemplares salvajes fue seguida por miles de años de domesticación y selección genética llevada a cabo por los humanos. Los agricultores y los ganaderos han seleccionado animales adaptados a una variedad de características

y ambientes de producción, lo que ha dado como resultado el desarrollo de más de 7 600 razas de ganado (FAO, 2006c). Sólo de 9 de las 14 especies más importantes (bovinos, caballos, asnos, cerdos, ovejas, búfalos, cabras, gallinas y patos), se han desarrollado 4 000 razas, que se explotan en todo el mundo.

En la naturaleza, la diversidad genética intraespecies se está convirtiendo en una preocupación central para la gestión y conservación de la fauna salvaje y la flora silvestre. Cuando las poblaciones están demasiado aisladas, se puede presentar el fenómeno de la consanguinidad si el tamaño de la población no es lo suficientemente grande. De ahí que permitir el cruce de poblaciones silvestres aisladas pueda contribuir al intercambio de genes y mejorar el acervo genético de estas especies.

Diversidad de ecosistemas

Un ecosistema es una agrupación de especies vivas dentro de un biotopo que, a través de las interacciones con el ambiente físico, funciona como una unidad. La mayor parte de los sistemas de clasificación de los ecosistemas usa características biológicas, geológicas y climáticas, entre las que figuran la topografía, la estructura o tipo de cubierta de la vegetación y factores culturales o antropogénicos. Los ecosistemas pueden ser de cualquier escala, desde un pequeño estanque hasta la biosfera entera, e interactúan entre sí.

Se han realizado diversas clasificaciones para caracterizar los ecosistemas y su diversidad en grandes áreas. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, 2005) define una ecoregión como una extensa superficie de tierra o agua que contiene una agrupación geográficamente diferenciada de comunidades naturales que: a) comparten la gran mayoría de sus especies y dinámicas ecológicas; b) comparten condiciones ecológicas similares, y c) tienen interacciones ecológicas que son fundamentales para su persistencia en el largo plazo. Con este enfoque, el WWF ha identificado 825 ecoregiones terrestres a nivel mundial (se está en proceso de identificar unas 500 ecoregiones de agua dulce) y ha evaluado la situación de diversi-

dad de los ecosistemas en cada una de ellas. A una escala aún más amplia el Instituto de Recursos Mundiales (WRI) distingue 5 biomas principales, los cuales están conformados por la interacción del ambiente físico, las condiciones biológicas y la intervención humana: agroecosistemas, ecosistemas costeros y marinos, sistemas de agua dulce, ecosistemas forestales y ecosistemas de praderas (Instituto de Recursos Mundiales, 2000). Los bosques, que albergan cerca de las dos terceras partes de las especies terrestres conocidas, son el bioma con la más alta diversidad de especies y con el mayor endemismo local.

Los ecosistemas son de importancia fundamental para el funcionamiento del planeta, puesto que suministran los servicios que regulan los principales ciclos naturales (agua, carbono, nitrógeno, etc.). Estos servicios incluyen el mantenimiento de las funciones de las cuencas (infiltración, control de las tormentas y de las corrientes, protección del suelo), la eliminación de la contaminación del aire y del agua (incluido el reciclaje de nutrientes, contaminantes químicos y la retención de carbono), y el suministro de un hábitat para la vida silvestre. Los ecosistemas proporcionan una amplia gama de bienes y servicios para uso humano, tales como alimento, energía, materiales y agua, pero también tienen un valor estético, cultural y recreativo. El nivel de suministro de bienes y servicios puede presentar una amplia variación entre los diferentes ecosistemas.

La biodiversidad amenazada²

Las tres dimensiones de la biodiversidad (genes, especies y ecosistemas) están interconectadas y actualmente están sufriendo un continuo y creciente proceso de erosión en todo el mundo. Todo fenómeno que repercute en una de estas dimensiones inevitablemente tendrá repercusiones en las otras: la reducción de la diversidad genética puede dar lugar, en casos extremos, a una extinción local o total de una especie. La desaparición

de una especie puede ocasionar una ruptura del equilibrio entre las diferentes especies silvestres, lo que a su vez puede afectar el funcionamiento del ecosistema en su conjunto. Los depredadores han mostrado una importancia fundamental para la diversidad y la estabilidad. Por ejemplo, la cacería de carnívoros con frecuencia ha dado como resultado un aumento de las poblaciones de herbívoros, originando cambios en la vegetación que afectan a muchas especies. De manera similar, la destrucción, transformación o fragmentación de los hábitats amenaza la diversidad genética interespecífica e intraespecífica. Esto ocurre en primer lugar porque el proceso de conversión reduce la superficie total y la capacidad de carga de los hábitats de las especies silvestres y porque los hábitats fragmentados aislan las poblaciones, disminuyendo así el acervo genético de cada población y aumentando su vulnerabilidad a la desaparición.

En el Cuadro 5.2 pueden observarse las principales amenazas a los ecosistemas. Los ecosistemas forestales, y en particular los bosques primarios, están amenazados en todo el mundo. La cubierta forestal mundial ha registrado reducciones de entre un 20 y un 50 por ciento desde la era preagrícola (Matthews *et al.*, 2000). Un 30 por ciento de la superficie de los bosques templados, subtropicales y tropicales se ha convertido en tierras agrícolas. Desde 1980 se ha registrado un ligero incremento de la superficie forestal de los países desarrollados, mientras que en los países en desarrollo ha experimentado una disminución cercana al 10 por ciento (Instituto de Recursos Mundiales, 2000). La mayor parte de los bosques de los países industrializados, con la excepción del Canadá y la Federación de Rusia, son bosques secundarios (en regeneración después de haber sido talados al menos una vez) o convertidos en plantaciones. Son áreas pobres en biodiversidad en comparación con los bosques primarios originales y, con frecuencia, se documenta la pérdida de numerosas especies durante la transición. La deforestación en los trópicos afecta a más de 130 000 km² de bosques primarios al año (Instituto de Recursos Mundiales, 2000).

² Tomado de PNUD/PNUMA/Banco Mundial/WRI (2000) y Baillie, Hilton-Taylor y Stuart (2004).

Cuadro 5.2

Principales ecosistemas y amenazas

Categorías	Ecosistemas principales	Amenazas principales
Marinas y costeras	Manglares, arrecifes de coral, praderas marinas, algas, comunidades pelágicas, comunidades del fondo del mar	Contaminación química y eutrofización, sobre pesca, cambio climático global, alteraciones físicas del hábitat, invasión de especies exóticas.
Aguas continentales	Ríos, lagos, humedales, (pantanos, turberas, ciénagas, marismas)	Alteración física y destrucción de los ecosistemas por la extracción de agua, el drenaje, la canalización, los sistemas de control de inundaciones, las presas y los reservorios, la sedimentación, las especies introducidas, la contaminación (eutrofización, depósito de ácidos, salinización, metales pesados).
Bosques	Coníferas boreales y templadas, latifoliadas templadas y mixtas, húmedos tropicales, secos tropicales, abiertos y parques	Alteración física y destrucción del hábitat, cambios en el régimen de incendios, especies exóticas invasoras, explotación maderera no sostenible, extracción de productos forestales no maderables, extracción de leña, cacería, conversión a cultivos no sostenibles, cambio climático, contaminantes, incluida lluvia ácida.
Tierras secas	Mediterráneo, pastizales, sabanas	Alteración física y destrucción del hábitat, cambios en el régimen de incendios, introducción de herbívoros (en particular ganado), especies de plantas no autóctonas, agotamiento de los recursos hídricos, recolección de leña, sobreexplotación de especies silvestres, contaminación química, cambio climático.
Agricultura	Tierra cultivable (cultivos anuales), cultivos permanentes, pastos permanentes	Degradación del suelo, uso excesivo de fertilizantes, pérdida de nutrientes, pérdida de diversidad genética, pérdida de polinizadores naturales.

Fuente: PNUD/PNUMA/Banco Mundial/WRI (2000).

Los sistemas mundiales de agua dulce sufren un grado tal de degradación que su capacidad para albergar vida humana, vegetal y animal está seriamente amenazada. Se estima que en el siglo XX se perdieron la mitad de los humedales del mundo al ser convertidos en áreas urbanas y agrícolas o al ser rellenados y drenados para combatir enfermedades como la malaria. En consecuencia, muchas especies de agua dulce están experimentando una rápida disminución de la población o, incluso, la extinción, y se registra un aumento en la escasez de los recursos de agua dulce para el consumo humano.

La conversión de los ecosistemas costeros hacia la agricultura y la acuicultura, junto con otros factores como la erosión y la contaminación, están reduciendo los manglares, los humedales costeros, las praderas submarinas y los arrecifes de coral a un ritmo alarmante. Los ecosistemas cos-

teros ya han perdido gran parte de su capacidad de producción de peces, debido a la sobre pesca, las técnicas de pesca destructivas y la destrucción de los hábitats de reproducción.

Las praderas, las sabanas y las comunidades arbustivas de las zonas templadas han sufrido un intenso proceso de conversión hacia la agricultura, que supera la experimentada por otro tipo de tierras de pastizales como las praderas, sabanas y bosques claros tropicales y subtropicales. En muchas zonas, la introducción de especies no autóctonas ha afectado negativamente a los ecosistemas de praderas, ocasionando una disminución de la biodiversidad.

Los agroecosistemas también están amenazados. Durante los últimos 50 años, cerca del 85 por ciento de las tierras agrícolas del mundo se han visto afectadas en alguna medida por procesos de degradación tales como la erosión, la

salinización, la compactación, el agotamiento de los nutrientes, la degradación biológica y la contaminación. Aproximadamente un 34 por ciento de todas las tierras agrícolas contienen áreas con degradación ligera, un 43 por ciento áreas con degradación moderada y un 9 por ciento áreas con degradación intensa o extrema (Instituto de Recursos Mundiales, 2000). La intensificación agrícola a menudo disminuye la biodiversidad en las áreas agrícolas, por ejemplo a través de la aplicación excesiva de fertilizantes o de plaguicidas, la disminución del espacio destinado a los setos vivos, los matorrales o los corredores para la fauna y la flora silvestres, o la sustitución de las variedades tradicionales de cultivos por variedades modernas de alto rendimiento pero de mucha uniformidad.

La transformación y destrucción de los ecosistemas puede reducir tanto la biodiversidad intraespecies como la interespecies. Asimismo, el aumento de la presión sobre las distintas especies, debido a una excesiva explotación o a la caza (de depredadores, para la obtención de carne de animales salvajes o por placer), y los efectos colaterales de los procesos de contaminación contribuyen también a la erosión de la biodiversidad interespecies e intraespecies.

La Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN), publicada en el año 2006, registra más de 16 000 especies en peligro de extinción, de las cuales 1 528 están en peligro crítico. Algunos organismos están más amenazados que otros: las especies más amenazadas fueron los anfibios y las gimnospermas (31 por ciento), los mamíferos (20 por ciento) y las aves (12 por ciento), mientras que para peces y reptiles el porcentaje se situó en el 4 por ciento (IUCN, 2006).

Las regiones que albergan la mayor parte de especies en el mundo, y que tienen también el mayor número de especies amenazadas, son el África subsahariana y las zonas tropicales de Asia meridional, Asia sudoriental y América Latina. La situación es aún más alarmante ya que las cifras de la Lista Roja no representan la escala real del problema debido a que sólo fue posible evaluar el

2,5 por ciento de todas las especies descritas, que a su vez constituyen sólo una pequeña parte del número total de especies existentes. La dificultad para calcular la diversidad de especies hace aún más difícil la evaluación de los impactos de las actividades humanas.

La extinción de las especies es un proceso natural y, según los registros fósiles, excepto durante los períodos de extinción masiva, ha habido siempre una "tasa típica" de extinción natural. Las tasas de extinción recientes exceden en gran medida las tasas típicas documentadas en los registros fósiles. Las tasas de extinción de aves, mamíferos y anfibios registradas durante los últimos 100 años indican que la tasa actual es entre 50 y 500 veces más alta que la tasa de extinción de los registros fósiles. Si se incluyen también aquí las especies "posiblemente extinguidas", la tasa de extinción natural se incrementa de 100 a 1 000 veces (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004). Hay que destacar que esta puede ser una estimación prudente, ya que no toma en consideración las extinciones no documentadas. Aunque las estimaciones presentan una amplia variación, las tasas de extinción actual sugieren que la tierra podría estar en el umbral de un nuevo evento de extinción masiva generado por las actividades humanas.

De manera similar, la diversidad genética en la agricultura está declinando a nivel mundial en la medida en que avanzan la especialización de la producción vegetal y animal y los efectos uniformadores de la globalización. A pesar de que los seres humanos han usado 5 000 especies de plantas diferentes para su alimentación, la mayor parte de la población mundial se alimenta actualmente con menos de 20 especies vegetales básicas (FAO, 2004c) y sólo 14 especies de mamíferos y aves domesticadas proporcionan actualmente el 90 por ciento del suministro de alimento de origen animal (Hoffmann y Scherf, 2006).

Actualmente los bosques albergan el mayor número de especies amenazadas. Muchos bosques en los que habitan grandes mamíferos, la mitad de los grandes primates y cerca del 9 por ciento de todas las especies arbóreas conocidas están en

cierta medida en peligro de extinción (Instituto de Recursos Mundiales, 2000). La biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce está aún más amenazada que la de los ecosistemas terrestres. En las últimas décadas, el 20 por ciento de las especies de agua dulce se han extinguido o están amenazadas o en peligro. En los Estados Unidos de América, país del que se tienen los datos más completos de las especies de agua dulce, el 37 por ciento de las especies de peces de agua dulce, el 67 por ciento de los mejillones, el 51 por ciento de los cangrejos de río y el 40 por ciento de los anfibios están amenazados o se han extinguido (Instituto de Recursos Mundiales, 2000). La biodiversidad marina también está gravemente amenazada. Especies comerciales como el bacalao del Atlántico, cinco especies de atún y el eglefino están amenazados mundialmente, al igual que diversas especies de ballenas, focas, y tortugas de mar, mientras que se documentan con frecuencia especies invasivas en los mares cerrados (Instituto de Recursos Mundiales, 2000).

5.3 La función del ganado en la pérdida de biodiversidad

Como se ha visto, los principales factores que provocan la pérdida de biodiversidad y los cambios en los servicios de los ecosistemas son la transformación del hábitat, el cambio climático, las especies exóticas invasivas, la sobreexplotación y la contaminación. Estos factores no son independientes. Por ejemplo, el impacto del cambio climático y gran parte del impacto de la contaminación en la biodiversidad son impactos indirectos que se producen a través de la modificación del hábitat, mientras que este último factor con frecuencia va acompañado de la introducción de especies invasivas.

5.3.1 Transformación del hábitat

Se considera que la destrucción, fragmentación y degradación del hábitat constituyen las principales amenazas a la biodiversidad global. Estas son las principales amenazas para las aves, los anfibios y los mamíferos y afectan a más del 85 por ciento de

las especies amenazadas pertenecientes a estas tres clases de animales (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004). A partir de los datos disponibles para las aves, ha sido posible estudiar algunos de los factores principales de destrucción del hábitat. Se ha documentado que las actividades agrícolas a gran escala, entre ellas la producción de cultivos, la ganadería extensiva y los cultivos permanentes como el café y la palma aceitera, han tenido un impacto en cerca de la mitad de las aves amenazadas a nivel mundial, como consecuencia de la destrucción de sus hábitats. Una proporción similar habría resultado afectada por la pequeña producción o la agricultura de subsistencia. La explotación forestal selectiva o la tala de árboles y la deforestación general afectan a un 30 por ciento de las especies de aves amenazadas, mientras que la recolección de leña y la extracción de vegetación no leñosa afectarían al 15 por ciento, y la conversión a plantaciones de árboles a un 10 por ciento. En conjunto, se considera que más del 70 por ciento de las aves amenazadas globalmente sufren el impacto de las actividades agrícolas y el 60 por ciento de las actividades forestales (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004).

La ganadería es una de las principales causas de la transformación del hábitat (deforestación, destrucción de bosques ribereños, drenaje de humedales), ya sea para la producción pecuaria en sí misma o para la producción de piensos. La ganadería también contribuye al cambio de hábitat cuando el sobrepastoreo y las altas densidades de carga aceleran la desertificación.

Deforestación y fragmentación del bosque

La transformación del hábitat por y para el ganado comenzó con el inicio de la domesticación de animales entre los años 10 000 y 8 000 a.C. A lo largo de la cuenca del mediterráneo, la quema, el pastoreo y la agricultura primitiva causaron los primeros impactos (Pons *et al.*, 1989). La mayor parte de la vegetación de la cuenca mediterránea ha sufrido desde entonces modificaciones derivadas de las actividades humanas. En las regiones templadas del norte, como en Europa, la vegeta-

ción autóctona ha sido destruida en gran parte o modificada por la deforestación, la agricultura y el pastoreo (Heywood, 1989). En épocas más recientes, una gran parte de los bosques templados de Australia han sido convertidos en pastizales (Mack, 1989).

La producción animal tiene un papel importante en la **destrucción del hábitat**. Actualmente, el nexo entre deforestación y producción pecuaria es más fuerte en América Latina, donde los sistemas de pastoreo extensivos se están expandiendo principalmente a expensas de la cubierta forestal. Se estima que para el año 2010 los bovinos estarán pastando en 24 millones de hectáreas de tierra que hasta el año 2000 fueron bosques (Wassenaar *et al.*, 2006; véase también el Capítulo 2). Esto significa que cerca de las dos terceras partes de las tierras deforestadas serán convertidas en pastizales, con considerables efectos negativos sobre la biodiversidad.

Además de los pastizales, una parte sustancial y en continuo aumento de los cultivos de la región, y más concretamente de la expansión de los cultivos en detrimento de los bosques, se destina a la producción intensiva a gran escala de soja y otros cultivos forrajeros para la producción animal. Entre 1994 y 2004, la superficie de tierra dedicada al cultivo de la soja en América Latina aumentó en

más del doble hasta alcanzar los 39 millones de hectáreas, la mayor superficie destinada a un solo cultivo, muy por encima del maíz, que ocupa el segundo lugar con 28 millones de hectáreas (FAO, 2006b). La demanda de piensos, combinada con otros factores, ha desencadenado el aumento de su producción y de sus exportaciones desde países como el Brasil, donde la tierra es un recurso relativamente abundante. Wassenaar *et al.* (2006) proyectan extensas zonas críticas de deforestación en la selva amazónica brasileña como consecuencia de la expansión de los cultivos, principalmente la soja (Recuadro 5.1). Un proceso similar se está registrando al sur de las tierras neotropicales, en especial en la Argentina (Viollat, Le Monde Diplomatique, abril 2006).

Además de los bosques, esta expansión del uso de la tierra ligada a la producción pecuaria ha fragmentado otros paisajes muy valiosos. En las regiones de sabana tropical del Brasil existen áreas ecológicamente muy sensibles, conocidas como el Cerrado (recientemente descrito como el ecosistema “olvidado”, Marris, 2005), donde el ritmo acelerado de colonización y la consiguiente erosión y contaminación han tenido graves repercusiones sobre la biodiversidad (Recuadro 5.2).

El problema no es solamente la superficie transformada. El patrón de la expansión de los pastizales es una amenaza de **degradación del hábitat** que conducirá a la pérdida de biodiversidad neotropical. Se estima que aproximadamente un 60 por ciento de la expansión de los pastos a expensas de los bosques se producirá de una manera muy difusa, en paisajes boscosos ya fragmentados (Wassenaar *et al.*, 2006). Los “lugares críticos” de la expansión de los pastizales en las áreas boscosas se concentrarán predominantemente en ecosistemas de tierras bajas. Las regiones montañosas de los Andes tropicales tienen la mayor diversidad biológica de todos los lugares críticos identificados por Myers *et al.* (2000) y albergan cerca del 6 por ciento del total de especies de plantas y de vertebrados del mundo. Se han documentado fuertes presiones sobre la biodiversidad en las ecoregiones del noreste de



© JEREMY FLANAGAN

La cortarrama peruana, Phytotoma raimondii, de los bosques secos del norte de Perú. La conversión de los bosques en tierras de cultivo y la extracción de leña son una amenaza para el último refugio de esta especie (2006)

Recuadro 5.1 El caso de las áreas protegidas

En todo el mundo la destrucción y la modificación de los hábitats continúa creciendo a un ritmo constante. Según la FAO, actualmente la cubierta forestal representa un 29,6 por ciento de la superficie terrestre del planeta. Esta área está siendo deforestada a una tasa del 0,2 por ciento anual (FAO, 2005b).

Se están realizando grandes esfuerzos a escala mundial y nacional para la protección de las distintas áreas con el fin de evitar la destrucción de los hábitats y especies más importantes. En el año 2005, el 6,1 por ciento del total de la superficie terrestre estaba bajo protección (Instituto de Recursos Mundiales, 2005). Esto incluye reservas naturales estrictas, áreas naturales silvestres, parques nacionales, monumentos nacionales, áreas para el manejo de hábitats y especies, y paisajes terrestres protegidos.

A pesar de los esfuerzos para aumentar el número de áreas protegidas en el mundo, la extinción de especies y las pérdidas de hábitat continúan. Muchas áreas protegidas sufren considerables amenazas, entre las que cabe destacar la cacería furtiva, la invasión y la fragmentación, la explotación forestal, la agricultura y el pastoreo, las especies exóticas invasivas y la minería. Entre las amenazas relacionadas con la ganadería los administradores de los parques han identificado:

- la incursión de grupos nómadas y los siguientes conflictos con las poblaciones de fauna silvestre;
- el establecimiento de explotaciones ganaderas diseminadas dentro de las áreas protegidas;
- la contaminación agrícola, que afecta a las áreas protegidas como consecuencia de la eutrofización y contaminación con plaguicidas y metales pesados (Mulongoy y Chape, 2004).

La ganadería representa una especial amenaza para las áreas protegidas.

En un análisis realizado para este informe se ha comparado la densidad bovina global con las áreas protegidas en las tres categorías superiores de la UICN¹ y se ha observado que hay presencia de ganado dentro de un radio de 20 km del centro en el 60 por ciento de las áreas protegidas del mundo en estas categorías superiores (bovinos y búfalos). En términos generales, la densidad bovina en estas áreas protegidas es aún baja, pero un 4 por ciento tiene una densidad de cuatro o más animales por km², lo que representa una considerable amenaza.

Los cambios en el uso de la tierra estimados para el año 2010 en los neotrópicos (véanse los mapas 33A y 33B, Anexo 1) muestran que las áreas protegidas sufren otras amenazas por deforestación asociada a la ganadería. En América Central, por ejemplo, se prevé una considerable expansión de los pastizales en los bosques de la Reserva de la Biosfera Maya, situada en la región de Petén, al norte de Guatemala, principalmente en el parque nacional Laguna del Tigre. En América Latina algunos parques están severamente amenazados: el monumento nacional Formaciones de Tepuyes, al oriente de la Amazonía venezolana, el parque nacional Sierra de la Macarena, en Colombia, y la reserva Cuyabeno, al nordeste del Ecuador.

Aunque la deforestación en las áreas protegidas representa una parte limitada de la deforestación total, podría revestir una gran importancia ecológica. El parque nacional Sierra de la Macarena, por ejemplo, es el único corredor importante que queda entre los Andes y las tierras bajas de la Amazonía. Pequeñas áreas deforestadas, que podrían ser sólo el comienzo, pueden observarse también en las partes más altas del parque nacional Carrasco Ichilo en Bolivia, en las laderas de los Andes entre las tierras altas y las bajas que conectan con Santa Cruz. En todos los casos, la mayor parte del área deforestada será ocupada por pastizales.

¹ Categoría Ia o reserva natural estricta: área protegida manejada principalmente con fines científicos. Categoría Ib o área natural silvestre: área protegida manejada principalmente con fines de protección de la naturaleza. Categoría II o parque nacional: área protegida manejada principalmente para la protección del ecosistema y para la recreación.

Fuente: Wassenaar *et al.* (2006).

los bosques húmedos andinos, así como en el bosque montano seco del Valle de la Magdalena (PNUMA-CMVC, 2002). Se prevé que estas áreas resultarán afectadas por la deforestación difusa para la expansión de pastizales y cultivos.

La degradación del hábitat supone una amenaza para muchas otras ecoregiones. Se estima que una gran parte resultará afectada por la deforestación difusa. Ejemplos de particular importancia son la expansión de los cultivos en los bosques de encina y pino de América Central o de los pastizales en el Cerrado brasileño o en los bosques atlánticos al oriente del Brasil, que figuran entre los hábitats más amenazados del planeta (Myers *et al.*, 2000; PNUMA, 2002). De hecho casi todas las áreas de deforestación difusa forman parte de las ecoregiones prioritarias seleccionadas en el informe "Global 200" del WWF (Olson y Dinerstein, 1998). Además, en las zonas centro y norte de los Andes, al igual que en las costas orientales del Brasil, se registran densidades extremadamente altas de importantes reservas de aves (BirdLife International, 2004).

La **fragmentación del hábitat** se produce cuando los puntos de hábitat autóctono resultan aislados en un paisaje cada vez más dominado por las actividades humanas.

Desde el punto de vista de la relación área-especies, las islas grandes tienen más especies de un grupo dado que las islas pequeñas. Por ejemplo, Darlington evaluó que la reducción de un área por un factor de diez en las Antillas divide el número de especies de *Carabidae* (escarabajo) por dos (Darlington, 1943). Actualmente, los investigadores aplican cada vez más esta relación a los hábitats fragmentados y, en particular, a la fragmentación del bosque húmedo, afirmando que los bosques fragmentados albergan una biodiversidad inferior a la de los bosques continuos. En el contexto de la fragmentación de los bosques, la disminución de la biodiversidad sería el resultado de una disminución de los hábitats en la sección fragmentada, nuevas oportunidades para que las especies exóticas invasivas se introduzcan y compitan con las autóctonas, una disminución del

tamaño de la población silvestre, lo que favorece la consanguinidad y erosiona la biodiversidad intraespecies, una perturbación del equilibrio natural entre las especies, y en particular entre las presas y los depredadores.

Como resultado directo, los impactos reales de la transformación del hábitat en la biodiversidad son mayores cuando el hábitat está fragmentado debido a que la capacidad de carga efectiva de estos hábitats es mucho más reducida de lo que sugiere la pérdida de área en su conjunto.

El efecto de la fragmentación en los paisajes dominados por los pastizales se ve agravada con frecuencia por los cambios en el régimen de las quemas. Tal y como se describió en el Capítulo 3 (Recuadro 3.3), la quema es una práctica común en el establecimiento y manejo de los pastizales de muchas regiones, entre ellas las praderas de África, Australia, el Brasil y los Estados Unidos de América.

Las quemas generalmente tienen un impacto negativo en grandes regiones agrícolas con hábitats naturales fragmentados. Una de las razones es que los fragmentos de bosque remanentes son muy vulnerables a los incendios, debido a que sus bordes secos y propensos al fuego son adyacentes a pastizales que se queman con cierta frecuencia. En vista de que los niveles de control de las quemas suelen ser bajos, es frecuente que el fuego se expanda en el interior de los bosques (Cochrane y Laurance, 2002). Otra razón es el impacto indirecto del fuego en la biodiversidad, que facilita la invasión de especies exóticas. En una revisión, d'Antonio (2000) concluyó que el fuego con mucha frecuencia aumenta las invasiones de estas especies incluso en aquellos casos en que se usa para controlar una determinada especie invasiva. Además, algunas especies invasivas también pueden alterar directamente el régimen de quema, ya que pueden aumentar la intensidad del fuego en los sistemas propensos a los incendios o introducir estos en sistemas donde previamente no se presentaban.

Intensificación del uso de las tierras agrícolas

En una perspectiva histórica de las invasiones biológicas, di Castri (1989) define el Viejo Mundo

Recuadro 5.2 Cambios en el Cerrado, sabana tropical del Brasil

La región de sabanas arborizadas del Cerrado constituye el 21 por ciento de la superficie del Brasil. Allí sobreviven aún grandes mamíferos como el oso hormiguero gigante, el armadillo gigante, el jaguar y el lobo guará o de crin. La biodiversidad en este frágil y valioso ecosistema se ve amenazada por una combinación de fragmentación, intensificación, invasiones y contaminación.

Al igual que la cuenca amazónica, el Cerrado es una importante fuente de biodiversidad. Alberga una serie de plantas únicas, adaptadas a la sequía y al fuego, y un número sorprendente de especies de aves endémicas. Sus 137 especies amenazadas incluyen el lobo guará o de crin (*Chrysocyon brachyurus*), un animal llamativo, de largas extremidades, que se asemeja a una zorra zancuda. La vegetación de matarrales dispersos contiene más de 4 000 especies que crecen solamente allí.

Sin embargo, durante los últimos 35 años, más de la mitad de la extensión original del Cerrado, 2 millones de km², se ha destinado a la agricultura. Actualmente, es una de las regiones del mundo con mayor producción de carne y soja. A la actual tasa de pérdida este ecosistema podría desaparecer hacia el año 2030, según las estimaciones de Conservación Internacional.

La agricultura en el Cerrado comenzó en la década de 1930, con explotaciones ganaderas extensivas que generaron un fuerte impacto en el funcionamiento del ecosistema y la biodiversidad. Además de la alteración de la vegetación local debido al pisoteo y el pastoreo, gran parte del impacto se produjo por el daño en los ecosistemas naturales frágiles vecinos producido por las quemas de los pastos. El cambio en el régimen de quema se reveló desastroso: el pasto gordura (*Melinis minutiflora*), gramínea ampliamente cultivada, ha invadido los límites del Cerrado silvestre y ha sido la causa de que el fuego se propague con una intensidad tal que llega a consumir incluso la corteza de las plantas leñosas autóctonas, bien adaptadas para resistir al fuego.

Gracias a la inaccesibilidad y los suelos pobres, extensas áreas del Cerrado aún no han sido incorpora-

das a la explotación agrícola a gran escala. Cuando el Brasil acogió la Revolución Verde en la década de los años setenta, la disponibilidad de nuevas variedades de soja y los fertilizantes hicieron viables las perspectivas agrícolas de la región. Desde entonces el cultivo de la soja, que ha registrado un aumento de la producción nacional del 85 por ciento entre los años 1993 y 2002, ha invadido el Cerrado. La producción de soja en el Cerrado se caracteriza por un sistema de alta intensidad en el manejo de la tierra, conocido como el modelo "patronal", que está basado en tecnologías avanzadas, completa mecanización y uso considerable de agroquímicos. Las unidades de producción generalmente superan las 1 000 ha. Este sistema intensivo permite una alta productividad: la soja se cosecha dos veces al año, a veces con un cultivo intermitente de maíz.

El reemplazo de los hábitats originales de gran riqueza por un paisaje de monocultivos intensivos tiene fuertes efectos en la biodiversidad. Así se ha registrado una pérdida de hábitats a gran escala y los plaguicidas y fertilizantes, aplicados en grandes cantidades para el control de plagas y enfermedades y para mantener la fertilidad, contaminan el agua y el suelo. Aunque el uso de herbicidas para el control de malezas está en aumento, este control se realizó previamente con métodos mecánicos, que favorecieron la erosión del suelo; el WWF (2003) estima que una parcela de soja en el Cerrado pierde aproximadamente 8 toneladas de suelo por hectárea al año.

Hay un creciente acuerdo entre los conservacionistas sobre la necesidad de que sus estrategias se adapten al desarrollo económico (Holding-Smee, 2005). Para tal fin, los conservacionistas que trabajan en el Cerrado están poniendo especial énfasis en los servicios suministrados por los ecosistemas, muchos de los cuales tienen valores económicos tangibles. Algunos están investigando el papel del paisaje natural en la retención de carbono o como un centro de diversidad genética para el cultivo de la yuca, o como un protector del suelo y del agua del Brasil.

Fuente: Marris (2005).

como la zona en que las herramientas para el cultivo fueron la pala y sobre todo el arado. El volteo profundo del suelo con el arado ha provocado fuertes efectos en los procesos biológicos del suelo, entre ellos la germinación. Estas prácticas y su subsiguiente diseminación a otras regiones representan una forma inicial de intensificación que da lugar a la modificación del hábitat. Sin embargo, su efecto en la pérdida de biodiversidad ha sido mucho menor que el resultante de la intensificación de la agricultura mediante la mecanización y el uso de agroquímicos que siguió a la revolución industrial.

En Europa, actualmente, se considera que el pastoreo tradicional está afectando positivamente la biodiversidad de los pastizales, ya que crea y mantiene una heterogeneidad estructural en los pastos, especialmente como resultado de la elección de la dieta (Rook *et al.*, 2004). Otro mecanismo importante de creación de heterogeneidad es el pisoteo que abre nichos de regeneración para especies colonizadoras de los huecos, aunque algunas de estas podrían ser invasivas, y el reciclaje de nutrientes al concentrar los nutrientes en parches, alterando así las ventajas competitivas entre las especies. El pastoreo de los animales también tiene una función en la dispersión de propágulos³.

Sin embargo, cuando los pastizales tradicionales establecidos se manejan de manera más intensiva, una gran parte de la diversidad remanente desaparece. La mayor parte de los pastos que se cultivan actualmente han perdido casi todo el dosel herbáceo y esto tiene una incidencia en las comunidades vegetales y da lugar a efectos secundarios en la biodiversidad de invertebrados al producir cambios en la abundancia de las plantas alimenticias y en los sitios de reproducción (Rook *et al.*, 2004). Los efectos directos sobre la diversidad de los invertebrados repercuten a su vez en la diversidad de los vertebrados (Vickery *et al.*, 2001).

Efectos similares pueden producirse en otros sistemas relativamente intensivos como los sistemas de “corte y acarreo”, que afectan a las tierras de pastos de las áreas más densamente pobladas en las regiones en desarrollo, si bien los sistemas de corte y acarreo presentan ventajas considerables desde el punto de vista ambiental y de la productividad. Otro aspecto de los pastizales manejados de manera más intensiva es que a menudo resulta difícil mantener la productividad: la salida de nutrientes a través de los productos y la degradación del suelo da lugar a una disminución de la fertilidad del suelo. Esto a su vez da como resultado un aumento de la competencia con las malezas y las especies de gramíneas no deseadas. El consiguiente aumento del uso de herbicidas para su control puede constituir otra amenaza para la biodiversidad (Myers y Robins, 1991).

Resulta evidente que la reciente tendencia a la intensificación de la producción de forrajes, en línea con la intensificación general de todos los cultivos agrícolas, genera profundos cambios en el micro y macro hábitat, si bien la extensión de la superficie afectada es menor que en el caso de los pastos extensivos. Los avances tecnológicos fomentan una fuerte intensidad del uso de la tierra y permiten una expansión de la agricultura en tierras que antes permanecían vírgenes, situadas con frecuencia en regiones con alto valor biológico (Recuadro 5.2). En este tipo de uso, no queda hábitat por encima o por debajo de la superficie del suelo que no resulte afectado: incluso dentro de las poblaciones microbianas del suelo, generalmente muy diversas, pocas especies logran adaptarse a los ambientes modificados.

Desertificación e invasión de especies leñosas

Las praderas son otra área donde el ganado ha contribuido fuertemente a la degradación de los hábitats. La degradación de las praderas es la consecuencia de una excesiva carga de ganado y un excesivo pisoteo, que supera la capacidad de la pradera. Este tipo de deficiencias de manejo suele observarse con más frecuencia en las regiones áridas y semiáridas con menor resiliencia, carac-

³ Una o varias porciones de una planta, usualmente vegetativas, como una yema u otro hijuelo de los que puede nacer un nuevo individuo.

terizadas por una producción de biomasa relativamente errática. En la Sección 2.5.2 se describe este proceso con más detalle. La excesiva presión sobre los ecosistemas de tierras secas da lugar a la fragmentación de la cubierta herbácea y a un aumento de los suelos desnudos (es decir, a la desertificación). En las praderas semiáridas, con frecuencia subtropicales, no siempre aumenta la cubierta de plantas leñosas (Asner *et al.*, 2004). La invasión de especies leñosas se origina cuando el sobrepastoreo de la cubierta herbácea, la reducida frecuencia de la quema y el enriquecimiento con nitrógeno y CO₂ atmosférico modifican el equilibrio a favor de las especies leñosas.

La diseminación de la degradación de las praderas en los climas áridos y semiáridos genera una gran preocupación por sus impactos en la biodiversidad, si bien la cuantificación de su extensión es un ejercicio complejo. Los indicadores de calidad de la tierra utilizados para evaluar su condición son inadecuados. Asimismo, hay cambios naturales en los ecosistemas con oscilaciones de largo plazo que no son fácilmente distinguibles de los cambios antropogénicos. Sin embargo, muchos sistemas de pastoreo están atravesando por un proceso de desertificación. En África, Australia y el suroeste de los Estados Unidos de América se ha registrado una drástica reducción de las especies vegetales, con la correspondiente pérdida de biodiversidad. Con frecuencia hay un predominio de una o unas cuantas especies leñosas con un estrato herbáceo muy reducido (véase la revisión de Asner *et al.*, 2004). La erosión de la biodiversidad crea una retroalimentación negativa: reduce la resiliencia del sistema y, por esto, refuerza indirectamente la desertificación. El reconocimiento de esta interconexión ha dado lugar al desarrollo de un programa de trabajo conjunto entre la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CLD) y el CDB.

Las interacciones vegetación-pastoreo relacionadas con la invasión de especies leñosas muestran una alta dependencia de la intensidad del pastoreo. Es probable que el pastoreo favorezca la invasión arbustiva, ya que reduce el riesgo

de incendio asociado a las plántulas leñosas. El pastoreo también provoca la erosión en algunos paisajes afectando más a la cubierta herbácea que a la vegetación con sistema radicular más profundo. La reducción de la cubierta herbácea por efecto del pastoreo también puede favorecer la vegetación leñosa en la competencia por el acceso a recursos limitados como el agua. Los cambios son más pronunciados en los casos de pastoreo intenso durante largos períodos (véase el caso de Texas en el Recuadro 5.3). La invasión de especies leñosas a veces puede atribuirse a una concentración en la presión del pastoreo como consecuencia de la reducción de la movilidad de los pastores y de sus rebaños. Bajo condiciones de pastoreo intenso, la cubierta herbácea es frecuentemente reemplazada por vegetación leñosa, mientras que las gramíneas perennes reemplazan las anuales.

Los efectos de las especies leñosas en las comunidades herbáceas varían en función del tipo de especie y el lugar. Los efectos pueden ser positivos, neutros o negativos. El cambio de pastizales a especies leñosas mediante el proceso de invasión de estas últimas afecta gravemente a una



© FAO/18842/L. BALDERI

El lago Le Bheyr es de importancia vital para el microclima de la zona. Además de ser una fuente de pastos a lo largo de sus orillas, es una estación de llegada y un suministro de pescado para las aves migratorias en los meses de diciembre y enero. La foto muestra imágenes de la intensa degradación ambiental y la sequía (Mauritania, 1996)

serie de funciones claves de los ecosistemas, entre ellas la descomposición y el ciclo de nutrientes, la producción de biomasa y la conservación del suelo y del agua. La dinámica de la interceptación de la lluvia, la escorrentía y la penetración del agua en el suelo en las áreas con pastoreo excesivo es tal que el agua de lluvia se pierde rápidamente en los sistemas de drenaje con un aumento concomitante de la erosión eólica. Los pastizales prístinos pueden interceptar el agua con mayor eficiencia y, por lo tanto, evitar la pérdida de recursos del suelo que constituyen la base de la totalidad del sistema agrícola y ecológico. En los ambientes áridos, son preponderantes los efectos negativos tanto para la producción animal como para la biodiversidad. La diversidad de los hábitats también puede resultar afectada. Por ejemplo, las sabanas abiertas en paisajes de bosques claros pueden desaparecer gradualmente como resultado de la invasión de especies leñosas.

La transición forestal y la conservación de los paisajes de las tierras de pastoreo

La transición forestal, es decir, el proceso mediante el cual las tierras agrícolas retornan a convertirse en bosques, se describió en la Sección 2.1.2. Este proceso de cambio en el uso de la tierra cada vez más difundido se caracteriza por el abandono de tierras agrícolas en las áreas remotas con suelos pobres. En estas tierras predominan los pastos que, al ser abandonados, permiten la regeneración de los bosques.

Algunos de los pastizales abandonados se convierten en barbecho/matorral con poca diversidad biológica. En las regiones templadas, como en Europa, las tierras de pastos naturales y seminaturales se han convertido en recursos paisajísticos y de biodiversidad que vale la pena conservar. Estas comunidades vegetales y el paisaje del que forman parte gozan en la actualidad de una alta valoración y son objeto de numerosos programas agroambientales y de conservación de la naturaleza. Estos hábitats están amenazados por dos tendencias opuestas: por un lado, el proceso de intensificación del uso de la tierra actualmente

Recuadro 5.3 Invasión de especies leñosas al sur de Texas

El tipo de plantas que produce la invasión de especies leñosas corresponde generalmente a especies que estaban presentes en algún lugar del paisaje antes de la introducción del pastoreo. Por ejemplo, en una pradera al sur de Texas con presencia de diversas clases de árboles, arbustos y subarbustos, el pastoreo excesivo provocó el aumento en la cubierta del árbol fijador de nitrógeno *Prosopis glandulosa* var. *glandulosa* (mezquite o algarrobo). Los registros de largo plazo y las fotografías aéreas indican que la invasión de esta planta facilitó el establecimiento de otras plantas leñosas en el piso inferior, que posteriormente compitieron con el mezquite por luz y otros recursos. Es común encontrar remanentes de mezquite en puntos aislados bien desarrollados de vegetación leñosa, de cuya existencia no se tenía conocimiento hace un siglo.

Fuente: tomado de Asner *et al.* (2004).

en curso, y por otro, un aumento en el número de praderas y pastizales que se convierten en barbechos debido a los cambios en las condiciones económicas y los subsidios para el retiro de tierras de la agricultura.

Ya en el año 1992, en el Anexo 1 de la Directiva Hábitat del Consejo de Europa (92/43, citada en Rook *et al.*, 2004) figuraba una lista de los hábitats considerados de importancia europea por el valor de su biodiversidad, entre los que se incluyen cerca de 65 tipos de hábitat de pastizales amenazados por la intensificación del pastoreo y 26 amenazados por el abandono (Ostermann, 1998). En algunos casos, además de la pérdida del valor de la biodiversidad, hay otros problemas ambientales. Por ejemplo, en las colinas y montañas de los países mediterráneos, actualmente hay grandes áreas de antiguas zonas de pastizales cubiertas

con matorrales con muy baja biodiversidad. Esta acumulación de biomasa leñosa puede incrementar los riesgos de incendios y erosión, con las consiguientes pérdidas económicas y ambientales (Osoro *et al.*, 1999).

Uno de los principales objetivos de la conservación de la naturaleza en Europa es, en consecuencia, la protección de los paisajes semibiertos. En varios países se acepta que una solución puede ser el establecimiento de “paisajes de pastizales” más extensos, con una mezcla de pastizal abierto con arbustos y bosques (Redecker *et al.*, 2002).

Dentro de las comunidades de pastizal, la heterogeneidad espacial es la clave para mantener la biodiversidad crítica. El rol de los animales en pastoreo en la conservación de la biodiversidad se ha analizado brevemente en la sección sobre intensificación del uso de las tierras agrícolas.

Los pastizales arborizados (Pott, 1998; Vera, 2000) albergan una mayor biodiversidad, ya que contienen tanto especies herbáceas como arbóreas. Para la gestión de estos paisajes puede ser necesaria una combinación de animales pastando y ramoneando (Rook *et al.*, 2004). En la época anterior a la era moderna, los pastizales arborizados se utilizaron para el pastoreo comunitario. En la actualidad el desafío es desarrollar sistemas de pastoreo análogos que alcancen niveles de biodiversidad comparables y que tengan viabilidad económica. Vera (2000) argumenta que la conservación de la biodiversidad a largo plazo requiere el desarrollo de áreas silvestres con herbívoros salvajes, además de los paisajes seminaturales ya existentes.

Ejemplos de extinción de especies como resultado, al menos parcial, de los cambios en el hábitat inducidos por la ganadería

Se ha citado hasta ahora un breve número de funciones positivas del ganado con respecto a los cambios producidos en los hábitats, en lo que se refiere a su papel en la regeneración del hábitat o en el mantenimiento de condiciones que permiten que estos cambios se produzcan a ritmos y niveles

relativamente lentos y bajos (véanse también las secciones 5.3.4 y 5.5).

Sin embargo, resulta evidente que a pesar de que no se han analizado todos los efectos indirectos, otros aspectos de la producción ganadera han tenido graves efectos negativos y a gran escala en muchos hábitats. El Cuadro 16 (Anexo 2) muestra la contribución del ganado a la extinción de especies por la vía de la pérdida o degradación del hábitat y suministra ejemplos específicos de cómo estos diversos mecanismos han llevado a la desaparición de determinadas especies. El cuadro pone claramente de relieve que la degradación del hábitat por y para el sector pecuario ha contribuido a la extinción de numerosas especies de plantas y animales. No obstante, no se sabe cuál hubiese sido la situación de los hábitats afectados en ausencia de ganado.

5.3.2 Cambio climático

El impacto del cambio climático en la biodiversidad es reciente, y sólo ahora comienza a ser reconocido, observado en condiciones de campo y comprendido. El cambio climático afecta a la biodiversidad de tres maneras diversas: por los cambios producidos en el clima medio, los cambios en la incidencia o la gravedad de los eventos climáticos extremos y los cambios en la variabilidad climática.

Según Thomas *et al.* (2004) entre el 15 y el 37 por ciento de todas las especies podrían verse en peligro de extinción como resultado del cambio climático.

Entre los impactos previstos sobre la biodiversidad debidos al cambio climático cabe destacar los siguientes (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2003):

- Como resultado del calentamiento global, el rango climático de muchas especies se moverá hacia los polos o hacia altitudes más altas de las que actualmente ocupan. Las especies resultarán afectadas de manera diversa por el cambio climático: algunas migrarán a través de ecosistemas fragmentados, mientras que otras, con menor movilidad, no podrán hacerlo.

- Es probable que muchas especies que ya son vulnerables se extingan, especialmente las que tienen rangos climáticos limitados y/o oportunidades geográficas limitadas (por ejemplo, especies de las cimas de las montañas, especies de islas, penínsulas). Las especies más vulnerables suelen ser las que poseen unas necesidades de hábitat estrictas, rangos muy amplios, tasas de reproducción bajas o poblaciones de pequeño tamaño.
- Los cambios en la frecuencia, intensidad, extensión y localización de las perturbaciones climáticas (y no climáticas) afectarán a la manera en que los ecosistemas existentes serán reemplazados por nuevas poblaciones de plantas y animales. Es probable que las especies no tengan las mismas tasas de migración. Las especies más longevas persistirán durante más tiempo en sus hábitats originales dando lugar a nuevos grupos de plantas y animales. Muchos ecosistemas serán dominados por especies oportunistas, especies de "malas hierbas", bien adaptadas a la dispersión y el rápido establecimiento, especialmente si la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones es alta.
- Algunos ecosistemas son particularmente vulnerables al cambio climático: los arrecifes coralinos, los manglares, los ecosistemas de alta montaña, los pastizales naturales remanentes y los ecosistemas con nieves permanentes. Algunos ecosistemas tardarán más tiempo en mostrar las evidencias del cambio, mientras que en otros, como los arrecifes de coral, se está observando ya una respuesta rápida. La productividad primaria neta de muchas especies de plantas (incluidas algunas especies cultivables, aunque no todas) está registrando un incremento debido al "efecto fertilizante" de las elevadas concentraciones de dióxido de carbono atmosférico. Sin embargo, si se consideran también la temperatura, la limitación de nutrientes y los cambios en las precipitaciones puede haber pérdidas en la productividad neta de ecosistemas y biomas de algunas regiones. Los cambios diferenciales

en la productividad primaria neta provocarán cambios en la composición y el funcionamiento de los ecosistemas. Las pérdidas de productividad neta en ecosistemas y biomas pueden producirse, por ejemplo, en algunos bosques, al menos en el caso de perturbaciones significativas de los ecosistemas como la pérdida de una especie dominante o una alta proporción de especies debido a los cambios en la incidencia de perturbaciones como incendios, plagas y brotes de enfermedades.

Muchos estudios sugieren que el cambio climático, incluidos sus efectos sobre los hábitats, será la principal amenaza para la pérdida de biodiversidad, llegando a superar otras formas más directas de transformación del hábitat inducidas por las actividades humanas. En cualquier caso, el impacto combinado de una pérdida continua del hábitat y el cambio climático constituyen una seria y potencialmente catastrófica amenaza para la biodiversidad en el futuro. Los cambios en las áreas naturales provocados por el cambio climático forzarán el movimiento de las especies hacia y a través de hábitats ya degradados o fragmentados, empeorando sus oportunidades de dispersión y supervivencia.

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2002) ha analizado el alcance de los efectos iniciales del cambio climático en la biodiversidad. Temperaturas regionales más elevadas han afectado a la estación de reproducción en animales y plantas, así como las épocas de migración de los animales, la extensión del período de cría, la distribución de las especies y el tamaño de las poblaciones o la frecuencia de la aparición de plagas y brotes de enfermedades.

El IPCC modeló el impacto sobre la biodiversidad de cuatro escenarios diferentes de cambio climático, produciendo escenarios de impacto para diversas regiones del mundo. Se prevé que el cambio climático afectará a los organismos individualmente, las poblaciones, la distribución de las especies, y la composición y funcionamiento de los ecosistemas ya sea directamente a través del

calor o la sequía, ya sea indirectamente mediante los cambios en la intensidad y la frecuencia de perturbaciones como los incendios forestales. El IPCC observa que una proyección realista de la situación futura de los ecosistemas del planeta necesitaría tomar en consideración las pautas del uso humano de la tierra y del agua, que tendrán efectos significativos en la habilidad de los organismos para responder al cambio climático. Es necesaria mayor información para colmar las lagunas de las evaluaciones, en parte debidas a la extrema complejidad del tema.

¿Cuál es la contribución del ganado a la pérdida de biodiversidad inducida por el cambio climático? Puesto que el cambio climático es un proceso global, la contribución del ganado a la erosión de la biodiversidad está en línea con su contribución al cambio climático (véase el Capítulo 3 para una evaluación detallada). Dado que es uno de los principales causantes de la transformación de los hábitats y el paisaje, el sector pecuario podría también agravar el impacto del cambio climático en la biodiversidad, dificultando aún más a los organismos y especies afectados por el cambio climático su migración a través de hábitats fragmentados y perturbados y de ambientes agrícolas y urbanos construidos por el hombre. Sin embargo, un cambio hacia sistemas de producción intensivos industriales bien manejados con el fin de reducir el área destinada a la producción pecuaria podría contribuir a la disminución de estos efectos.

5.3.3 Especies exóticas invasivas

En la época anterior a la era moderna, los ecosistemas naturales evolucionaron aisladamente en los diferentes continentes y en las grandes islas, limitados por barreras biogeográficas como los océanos. En la actualidad, casi todos los ecosistemas están funcionalmente conectados por la capacidad humana para transportar material biológico a través de largas distancias en períodos de tiempo muy breves. Los seres humanos han transportado animales y plantas de una parte a otra del mundo durante milenios, algunas veces deliberadamente (por ejemplo, la liberación de

ganado en las islas que realizaban los marineros para abastecerse de alimento), otras veces accidentalmente (como el caso de las ratas que escapan de las embarcaciones). Muchos de los principales cultivos del mundo fueron transplantados de un continente a otro, como, por ejemplo, el maíz, la papa, el tomate, el cacao y el caucho, que desde América llegaron al resto del mundo. Debido a la introducción asistida por los humanos, muchas especies exóticas se convirtieron en invasivas, es decir, su establecimiento y propagación dio lugar a daños ecológicos y/o económicos.

Las especies invasivas pueden afectar a las especies autóctonas ya sea directamente al consumirlas, competir con ellas o introducir patógenos o parásitos que causan su enfermedad o muerte, ya sea indirectamente, a través de la destrucción o degradación de sus hábitats. Las especies exóticas invasivas han modificado la trayectoria evolutiva y alterado muchos procesos de comunidades y ecosistemas. Además, estas especies pueden causar pérdidas económicas considerables y amenazar el bienestar y la salud humana. Actualmente las especies invasivas constituyen una amenaza fundamental que afecta al 30 por ciento de las aves amenazadas, el 11 por ciento de los anfibios y el 8 por ciento de los 760 mamíferos amenazados de los que hay datos disponibles (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004).

La contribución del sector pecuario a las invasiones perjudiciales de los ecosistemas trasciende el impacto de los animales que han vuelto al estado salvaje. Debido a la amplia diversidad de formas que presenta esta contribución, el impacto global de este tipo de amenaza resulta probablemente demasiado complejo para poder efectuar una evaluación precisa. Una de estas dimensiones es la función del ganado como uno de los principales causantes de transformaciones de los hábitats que dan lugar a las invasiones. La producción pecuaria causa a veces invasiones intencionales de plantas (por ejemplo, para el mejoramiento de los pastos). A una escala diferente, los animales en pastoreo producen por sí mismos cambios en el hábitat que favorecen las invasiones. El movimien-

to de animales y de productos animales también determina que puedan convertirse en vectores de especies invasivas. El ganado también ha sido víctima de la invasión de especies de plantas exóticas que degradan los pastos, lo que a su vez ha producido una expansión de los pastos hacia nuevos territorios. En esta sección se examinarán estas diferentes dimensiones.

El ganado como una especie invasiva

Según la IUCN (2000) una especie exótica invasiva es aquella que se establece en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales y amenaza la diversidad biológica autóctona. Según esta definición el ganado puede ser considerado una especie exótica invasiva, especialmente cuando son pocos los intentos de minimizar el impacto en su nuevo ambiente, dando lugar a la competencia con la vida silvestre por agua y pastos, la introducción de enfermedades animales y la alimentación con plántulas de la vegetación local (los animales que vuelven al estado salvaje son una de las principales amenazas a la biodiversidad en las islas). El Grupo de expertos en especies invasivas de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN clasifica los bovinos, cabras, ovejas, cerdos, conejos y asnos que han vuelto al estado salvaje como especies exóticas invasivas (de un total de 22 especies de mamíferos invasivas)⁴. De hecho los cerdos, cabras y conejos que han vuelto al estado salvaje están clasificados entre las 100 peores especies exóticas invasivas del mundo.

Uno de los efectos mejor documentados de las especies invasivas es el impacto dramático de los herbívoros mamíferos, especialmente las cabras y los cerdos asilvestrados, en la vegetación de las pequeñas islas, donde han causado la extinción de las especies autóctonas y cambios pronunciados en el dominio y fisionomía, afectando directamente otros organismos (Brown, 1989). En tanto que especies exóticas invasivas, los animales asilvestrados también contribuyen a la pérdida de

biodiversidad a nivel continental. Casi todas las especies de ganado de importancia económica no son especies autóctonas de América, sino que fueron introducidas por los colonos europeos en el siglo XVI. Muchas poblaciones perjudiciales de animales asilvestrados se originaron a partir de estas introducciones y de las pautas habituales de manejo muy extensivo.

A pesar del impacto negativo de algunas de las especies introducidas, los vertebrados exóticos continúan siendo importados. Las agencias gubernamentales prestan cada día mayor atención a este tema, pero siguen introduciendo especies para la pesca, la caza y el control biológico. El comercio de mascotas es quizás la mayor fuente de introducción invasiva que se practica en los últimos tiempos (Brown, 1989). Actualmente, la contribución del sector pecuario a la introducción de vertebrados es mínima.

Otras contribuciones directas del ganado revisen también importancia. La dispersión de semillas por los vertebrados es responsable del éxito de muchas especies invasivas tanto en los hábitats perturbados como en los no perturbados. En Australia, más del 50 por ciento de las especies de plantas naturalizadas son dispersadas por los vertebrados (Rejmánek *et al.*, 2005). Es indudable que el ganado en pastoreo ha tenido, y sigue teniendo, una notable participación en la dispersión de semillas. No obstante, la dispersión de semillas por los vertebrados es un proceso complicado: cuándo y dónde los vertebrados contribuyen a la difusión de plantas invasivas requiere una mayor investigación (Rejmánek *et al.*, 2005).

La dispersión de productos animales mediante el comercio también está escasamente documentada. Una excepción interesante es el análisis detallado del impacto del aumento de la demanda de lana a principios del siglo XX. La monografía de Thellung (1912) sobre la flora adventicia de Montpellier fue inspirada en gran medida por la expansión de las especies exóticas resultado de la importación de la lana y de la manera en que se colgaba y secaba en Port-Juvénal (cerca de Montpellier). No se sabe si las actuales normas

⁴ <http://issg.appfa.auckland.ac.nz/database/welcome/>

Recuadro 5.4 Aves silvestres e influenza aviar altamente patógena

Hay una posible y plausible relación entre las aves silvestres y las aves de corral en la transmisión de la influenza aviar altamente patógena (IAAP) que ha afectado recientemente al sector avícola en todo el mundo y que es motivo de preocupación para la salud humana. Desde el año 2003, han ido apareciendo una serie de focos de esta nueva enfermedad. Hacia julio del año 2006 la enfermedad había afectado a la industria avícola de 55 países; 209 millones de aves murieron o tuvieron que ser sacrificadas a causa de la enfermedad. La IAAP es una enfermedad zoonótica, potencialmente mortal para los seres humanos. En julio del año 2006 la enfermedad había causado 231 casos humanos, provocando la muerte de 133 personas. La enfermedad es ahora endémica en varios países de Asia y de África.

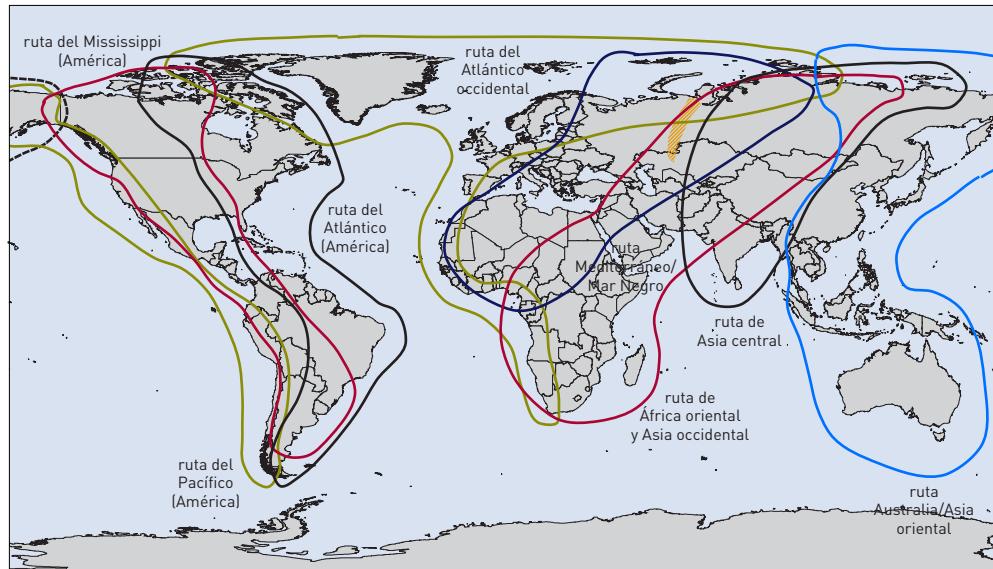
La aparición simultánea de la enfermedad en amplias zonas supone un riesgo considerable de

potencial alteración del sector avícola mundial (McLeod *et al.*, 2005). La aparición de la cepa específica de IAAP presente en los últimos brotes, denominada H5N1, resulta inquietante debido al papel de las aves silvestres como posibles mecanismos de transmisión (Hagemeijer y Mundkur, 2006).

Antes de la epidemia asiática de la cepa H5N1 en el año 2003, la IAAP era considerada una enfermedad de las aves domésticas. Sólo se sabía que las aves acuáticas del mundo eran reservorios naturales de la influenza aviar de baja patogenicidad. La serie de focos iniciales, sobre todo en Asia, ha indicado la posible interacción entre las poblaciones de aves domésticas y silvestres en la transmisión del virus IAAP (Cattoli y Capua, 2006; Webster, Naeve y Krauss, 2006).

Las pautas migratorias anuales que conectan las masas de tierra de los hemisferios norte y sur (incluidas las rutas migratorias de África-Euroasia,

Mapa 5.1 Principales rutas de las aves migratorias (aves playeras)



Fuente: Flyways – Wetlands International.

Recuadro 5.4 (continuación)

Asia central, Asia central-Australia y América) pueden influir en la introducción y propagación de la infección en áreas libres de la enfermedad. Los recientes focos de IAAP en África, Asia central, Europa y la Federación de Rusia sugieren que las aves silvestres pudieron ser portadoras del A/H5N1 durante sus migraciones de otoño y primavera [Cattoli y Capua, 2006; Hagemeijer y Mundkur, 2006]. En particular, se encontraron aves silvestres

migratorias positivas en muchos países europeos sin focos asociados en las aves de corral (Brown *et al.*, 2006).

Por otro lado, las poblaciones de aves silvestres pudieron haber sido contaminadas e impactadas por aves de corral infectadas. Según Brown *et al.* (2006), es posible que las aves silvestres hayan resultado infectadas mediante la exposición a aves de corral de traspaso en los países de Europa oriental.

sanitarias, más estrictas, impiden que el acelerado crecimiento del comercio mundial de productos animales tenga impactos similares.

Históricamente, la ganadería ha jugado un papel importante en la transmisión de organismos patógenos a las poblaciones no inmunes. La introducción de la peste bovina en África a finales del siglo XIX devastó no sólo el ganado vacuno, sino también los ungulados autóctonos. Esta transmisión sigue siendo un problema en la actualidad. La introducción de la viruela aviar y la malaria en Hawái procedente de Asia ha contribuido a la desaparición de las especies de aves autóctonas de las tierras bajas (Simberloff, 1996).

Aunque hasta el momento no hay evidencia bien fundada de contaminación cruzada entre las poblaciones de aves domésticas y silvestres, es posible que este mecanismo desempeñe una importante función en la actual transmisión de la influenza aviar altamente patógena (Recuadro 5.4).

Invasión de plantas asociada al ganado

Las praderas de pastos naturales de las zonas templadas de Australia, América del Sur y el occidente de América del Norte ofrecen algunos de los ejemplos más extremos de lo que se han denominado “las grandes convulsiones históricas” de la biota terrestre, es decir, cambios masivos en la composición de las especies de lo que una vez fueron vastas comunidades debido al transporte

transoceánico de organismos exóticos y su subsiguiente incursión en las nuevas praderas (Mack, 1989). En menos de 300 años (y generalmente en menos de 100 años) muchas de las praderas templadas fuera de Eurasia han sido transformadas irrevocablemente por la colonización humana y la introducción concomitante de plantas exóticas.

Resulta evidente que la producción pecuaria ha sido sólo una de las muchas actividades que han dado lugar al gran movimiento transatlántico no intencional de especies exóticas. Sin embargo, se considera que los grandes rumiantes han aumentado en gran medida el potencial invasivo de estas especies. Según Mack (1989), las dos características esenciales que hacen vulnerables las praderas templadas del Nuevo Mundo frente a las plantas invasivas son la falta de congregación de grandes mamíferos ungulados⁵ en el Holoceno, o antes, y la dominancia de gramíneas cespitosas (que crecen en macollas). La morfología y la fenología de estas gramíneas las hacen

⁵ La única excepción son los enormes rebaños de bisontes en las Grandes Planicies de América del Norte, aunque estas grandes poblaciones de animales se presentaron sólo en áreas pequeñas y aisladas entre las montañas de la zona occidental. La fenología de las gramíneas cespitosas podría dar cuenta de la reducida población de bisontes (Mack, 1989). En las praderas vulnerables del occidente de América del Norte las gramíneas autóctonas de los suelos zonales se encuentran en su totalidad en latencia vegetativa al principio del verano, cuando los bisontes lactantes necesitan una mayor cantidad de forraje verde.

vulnerables a la invasión de plantas inducida por el ganado: el meristema apical se eleva cuando comienza el rebrote y durante toda la estación de crecimiento corre peligro de ser eliminado por los herbívoros, mientras que estas gramíneas persisten en el sitio solamente a través de reproducción sexual. En las gramíneas cespitosas el pisoteo puede alterar la composición de las comunidades vegetales, ya que destruye la aglutinación de las pequeñas plantas entre las macollas.

Con la llegada de los colonizadores europeos, las plantas exóticas comenzaron a invadir estos sitios nuevos y renovables perturbados. La acción del pastoreo o del pisoteo, o la combinación de ambos factores, como consecuencia de la introducción del ganado en las praderas vulnerables de las tres regiones, provocó la destrucción de las gramíneas cespitosas autóctonas, la dispersión de las plantas exóticas a través de las heces o la piel, y la preparación continua de un lecho para las plantas exóticas. Incluso hoy, las praderas templadas del Nuevo Mundo probablemente no han alcanzado un estado estable y son susceptibles de experimentar aún otra serie de consecuencias nuevas debido a las plantas invasivas ya existentes o de nueva introducción (Mack, 1989).

Además de los pastizales naturales, los pastos del mundo deben su origen y su historia a la acción humana. El proceso de cambio en el uso de la tierra asociado al ganado sigue estando vigente, al igual que sus impactos en la biodiversidad debidos a la destrucción y la fragmentación del hábitat. Estas áreas son frecuentemente ricas en especies exóticas invasivas, algunas de ellas introducidas deliberadamente. Invaciones planeadas se han registrado en vastas áreas de las sabanas tropicales, a menudo con la ayuda de la quema. Estas invasions tienen una larga historia en Australia, según ha documentado Mott (1986). Con la excepción de algunas sabanas de origen edáfico, los ecosistemas de pradera en África son generalmente el resultado de la destrucción de bosques y montes abiertos. Estos pastizales con frecuencia se mantienen mediante el régimen de quema y son invadidos por especies exóticas (Heywood,

1989). Asimismo, en América del Sur, la región de las grandes sabanas, que comprende los cerrados y campos del Brasil y los llanos de Colombia y el Brasil, cada vez se someten a una explotación más intensa, dando lugar a la invasión de malezas y especies pioneras. Muchas de las explotaciones ganaderas extensivas de América del Sur se establecieron en tierras boscosas después de la colonización europea. De manera similar, en Madagascar, desde que los paleoindonesios invadieron la isla se ha aplicado el fuego a vastas áreas de vegetación natural a fin de disponer de tierras para el ganado cebú que vuelven a quemarse cada año. Estos pastizales están desprovistos en su mayor parte de árboles y arbustos y cuentan con una baja biodiversidad y alta presencia de malezas (Heywood, 1989).

Las especies invasivas amenazan los pastos

Algunas especies exóticas invasivas tienen efectos perjudiciales sobre las tierras de pastoreo. Esto incluye muchas especies de cardos encontradas en la mayoría de los continentes (véase el caso de la Argentina en el Recuadro 5.5). En California, el cardo estrellado fue introducido durante la fiebre del oro como un contaminante de la alfalfa. Hacia el año 1960 se había propagado a través de 500 000 hectáreas, que ascendían a 3 millones de hectáreas en 1985, hasta alcanzar aproximadamente los 6 millones de hectáreas en el año 1999 (Mooney, 2005). Esto modifica el equilibrio ecológico, especialmente a través del agotamiento del agua, y degrada el valor de los pastos. De acuerdo con Gerlach (2004), esto implica pérdidas en la humedad del suelo que representan entre el 15 y 25 por ciento de la precipitación media anual, lo que equivale a una pérdida de agua de un valor estimado entre los 16 y los 75 millones de USD sólo en la cuenca del río Sacramento. Junto con otras malezas invasivas, como la mostaza negra, produce daños valorados en más de 2 000 millones de USD al año (Di Tomaso, 2000). Una gramínea muy difundida y usada como pasto permanente en varias zonas tropicales es el *Axonopus affinis*. Esta invade pas-

tos degenerados de *Paspalum dilatatum*, *Trifolium repens* y *Pennisetum clandestinum*, causando una disminución de la producción animal (UNESCO, 1979). Otros problemas importantes son los causados por introducciones como la *Lantana camara*, una de las diez peores malezas del mundo (GISD, 2006), que ha invadido numerosos ecosistemas naturales y agrícolas de los paleotrópicos. El reemplazo de los pastos autóctonos por *Lantana camara* está amenazando el hábitat del antílope sable en Kenia. Esta especie invasiva puede causar también una modificación significativa en el régimen de quema de los sistemas naturales y, además, es tóxica para los animales (por esto en algunos países se planta como barrera para impedir la entrada del ganado). Al mismo tiempo, se beneficia de las actividades forrajeras destructivas de los vertebrados introducidos, como los porcinos, bovinos, caprinos, equinos y ovinos, que crean microhabitats para su germinación. Durante un siglo, esta especie ha focalizado los intentos de control biológico. Sin embargo, continúa siendo un problema considerable en muchas regiones.

Amenazas a la biodiversidad asociadas al cultivo de forrajes

La biodiversidad de las variedades de cultivos del mundo está también amenazada porque la reducida base genética de muchos cultivos los pone en situación de riesgo. Esta preocupación quedó reflejada en el Tratado Internacional sobre los Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura, adoptado por los Estados Miembros de la FAO en el año 2001. Importantes cultivos forrajeros como el sorgo y el maíz se encuentran entre los cultivos prioritarios. Gran parte de la erosión genética de los cultivos básicos fue consecuencia de la Revolución Verde, mientras que en la actualidad existe una abierta controversia sobre los efectos que deben esperarse de la ingeniería genética moderna. La evidencia es insuficiente, pero existe una fuerte preocupación en la sociedad acerca de la posible contaminación de las variedades convencionales por las variedades modificadas, un mecanismo que podría considerarse una “invasión”. Un caso muy

citado es el de la contaminación de variedades de maíz local de México, centro de origen y de diversidad de maíz en el mundo, por variedades comerciales transgénicas cultivadas para piensos en los Estados Unidos de América (Quist y Chapela, 2001), si bien esto ha sido puesto en duda (Marris, 2005). Preocupaciones similares existen respecto a la soja, en especial la soja cultivada para la alimentación del ganado, ya que en países como los Estados Unidos de América y la Argentina (Recuadro 5.5) existe una creciente tendencia a sustituir las variedades convencionales con variedades modificadas genéticamente.

5.3.4 Sobreexplotación y competencia

La sobreexplotación hace referencia al uso no sostenible de las especies para la alimentación, la medicina, el combustible, el uso de materiales (especialmente leña) y para actividades culturales, científicas y recreativas. La sobreexplotación se ha identificado como una de las principales amenazas y afecta al 30 por ciento de las aves amenazadas mundialmente, el 6 por ciento de los anfibios y el 33 por ciento de los mamíferos evaluados. Se considera que en un escenario de evaluación completa de amenazas para los mamíferos, la sobreexplotación afectaría a un porcentaje de especies aún mayor (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004). Entre los mamíferos amenazados por la sobreexplotación, los más grandes están en una situación particular de riesgo, especialmente los ungulados y los carnívoros. Los mamíferos se usan extensamente en el comercio de carne silvestre, en particular en África tropical y en Asia sudoriental. Algunas especies de mamíferos también son explotadas para usos medicinales, especialmente en Asia oriental. Se considera que la sobreexplotación es la principal amenaza para los peces marinos a nivel mundial.

El sector pecuario influye en la sobreexplotación de la biodiversidad principalmente a través de tres procesos distintos. La competencia con la fauna silvestre es el problema más antiguo, un problema que aún existe y que con frecuencia da lugar a la reducción de las especies silvestres.

Recuadro 5.5 De las pampas al cardo, la alfalfa y la soja

Las pampas, las praderas húmedas del norte de la Argentina dominadas por especies cespitosas, es el lugar donde se documentó por primera vez una de las transformaciones más dramáticas del paisaje como consecuencia de las especies exóticas invasivas. En *El origen de las especies* (1872), Darwin puso de relieve que el cardo europeo (*Cynara cardunculus*) y un cardo alto (*Sylibum marianum*) "son actualmente comunitásimas [plantas] en las vastas planicies de la Plata y cubren leguas cuadradas casi con exclusión de toda otra planta". Incluso en el sur del Uruguay, encontró "muchas millas cuadradas cubiertas por una masa de estas plantas espinosas, impenetrable para el hombre y la bestia. A lo largo de estas planicies onduladas, donde se presentan estos grandes lechos, nada más puede vivir actualmente". Es probable que este escenario se hubiera configurado en menos de 75 años.

Von Tschudi (1868) asumió que el cardo había llegado a la Argentina en la piel de un asno. Muchas de las primeras especies exóticas llegaron probablemente con el ganado y estas planicies se dedicaron al pastoreo durante 250 años aunque no fueron aradas extensivamente (Mack, 1989).

Finalmente, los cardos fueron controlados mediante el arado intensivo de las pampas a finales del siglo XIX.

Sin embargo, las invasiones de plantas propiciadas por el ganado estaban lejos de haber llegado a su fin. La transformación de las pampas de pastos a cultivos agrícolas fue impulsada por agricultores inmigrantes entre los que se fomentó el cultivo de la alfalfa como un medio para intensificar la cría de ganado. Esta transformación dio lugar a una gran expansión de las oportunidades para la entrada y establecimiento de plantas exóticas. Hacia finales del siglo XIX, se elencaron más de 100 plantas vasculares como advenedizas cerca de Buenos Aires y de la Patagonia, muchas de las cuales son contaminantes comunes de los lotes de semillas. Más recientemente las especies "inmigrantes" han representado nuevas amenazas para las pampas y la Patagonia. Marzzocca (1984) lista varias docenas de especies exóticas consideradas "plagas de la agricultura" en la Argentina.

Mientras que en la Argentina continúa el proceso de transformación masiva de la vegetación, en tiempos recientes la globalización del sector pecuario ha impulsado otra revolución en las pam-

Procesos más recientes incluyen la sobreexplotación de los recursos vivos (sobre todo de los peces) para su uso en la alimentación animal, la erosión de la diversidad genética del ganado a raíz de la intensificación y la focalización en muy pocas razas, pero más rentables.

Competencia con la fauna silvestre

Los conflictos entre la fauna silvestre y los pastores
Los conflictos entre los cuidadores de ganado y la fauna silvestre han existido desde el origen de la domesticación del ganado. La competencia surge a raíz de dos aspectos: las interacciones directas entre la población animal doméstica y silvestre y la competencia por recursos alimenticios y agua.

Durante los orígenes del proceso de domesticación, la principal amenaza percibida por los pastores fue la acción depredadora de los grandes carnívoros. Esto dio origen a campañas de erradicación de este tipo de animales en varias regiones del mundo. En Europa, esta fue la causa de la extinción de diversas especies locales, entre ellas los lobos y los osos.

En África estas tensiones han dado lugar a una presión constante sobre las poblaciones de leones, guepardos, leopardos y perros salvajes africanos.

Los conflictos entre pastores y depredadores aún persisten en regiones donde los sistemas de producción extensiva son predominantes y donde las poblaciones carnívoras todavía existen o han

Recuadro 5.5 (continuación)

pas. En sólo unos años, la soja se ha convertido en el principal cultivo del país. En 1996 una variedad de soja modificada genéticamente entró al mercado argentino con un gen que le proporcionaba resistencia a los herbicidas. Otros importantes factores contribuyeron al éxito de lo que hoy se ha



© WIKIPEDIA/PIXELTOO

Cardo (Cynara cardunculus) en Shoreline Park, Mountain View, California (Estados Unidos de América, 2003)

denominado el “oro verde”, entre ellos la erosión extensa de los suelos de la pampa (la soja modificada genéticamente se cultiva sin labranza, lo que reduce la erosión), el pronunciado incremento de la demanda desde la crisis de la enfermedad de las vacas locas en Europa y la devaluación del peso argentino. Al arribo de esta variedad transgénica en 1996, la soja ocupaba una superficie de 6 millones de hectáreas, mientras que hoy cubre 15,2 millones de hectáreas, es decir, más de la mitad de la superficie cultivable de la Argentina. Las tasas de deforestación actuales exceden los efectos de todas las oleadas previas de expansión de la agricultura (las denominadas “fiebres” del algodón y de la caña de azúcar) (Viollat, 2006). Al mismo tiempo, el cultivo intensivo de soja da como resultado una intensa extracción de nutrientes del suelo. Altieri y Pengue (2006) estimaron que en el año 2006 el cultivo de la soja causó la pérdida de 1 millón de toneladas de nitrógeno y unas 227 000 toneladas de fósforo, pérdidas que supondrían un costo de 910 millones de USD si se reemplazaran por fertilizantes minerales.

Fuentes: Mack (1989) y Viollat (2006).

sido reintroducidas. Este es el caso incluso en países desarrollados, aunque la presión de los depredadores es más baja y los pastores usualmente son compensados por sus pérdidas. En Francia, por ejemplo, la reintroducción del lobo y el oso en los Alpes y los Pirineos ha provocado intensos conflictos entre las comunidades de pastores, los grupos de presión ambientalistas y el gobierno.

En los países en desarrollo los conflictos pueden ser muy pronunciados. En el África subsahariana, especialmente en África oriental y meridional, las pérdidas en la producción como consecuencia de la depredación pueden ser una carga económica para las comunidades locales. En Kenia estas pérdidas pueden representar hasta el 3 por ciento del

valor económico del hato al año: se estima que los daños provocados por un solo león les cuestan a las comunidades de pastores entre 190 y 360 USD anuales a consecuencia de las pérdidas de producción. Las pérdidas anuales ascienden a 15 USD por un perro salvaje africano, 211 USD por un leopardo, 110 USD por un guepardo y 35 USD por una hiena (Frank, Woodroffe y Ogada, en prensa; Patterson *et al.*, 2004; Woodroffe *et al.*, 2005). Si bien el impacto económico a nivel nacional resulta insignificante, si se comparan estas pérdidas con el PIB per cápita anual de Kenia, que es de 320 USD, puede observarse que el impacto puede llegar a ser dramático a nivel local o individual, en especial para los pobres (Binot, Castel y Canon, 2006).

La presión de la depredación y las actitudes negativas hacia los depredadores por parte de las poblaciones locales están empeorando en las zonas cercanas a los parques nacionales de países en desarrollo, especialmente en África oriental. Por otra parte, muchas de las áreas protegidas son demasiado pequeñas como para poder sostener poblaciones viables de grandes carnívoros, ya que estas poblaciones a menudo necesitan vastos territorios para la caza y, por esta razón, se ven forzadas a rondar fuera de los parques. Por ejemplo, el territorio de caza del perro salvaje africano ocupa alrededor de 3 500 km² (Woodroffe *et al.*, 2005). Por otro lado, a medida que aumenta la presión sobre la tierra y la agricultura invade progresivamente las praderas, los pastores a menudo se ven forzados a pastorear sus animales en las inmediatas cercanías de los parques nacionales. Durante las estaciones secas, los alrededores de los parques nacionales, ricos en agua y forrajes palatables, resultan muy atractivos para las comunidades de pastores. Se producen así contactos cercanos entre depredadores salvajes y ganado.

Otra fuente de intenso conflicto es la progresiva disminución de las poblaciones de ungulados salvajes, lo que obliga a los depredadores a buscar otras presas. El ganado no representa un alimento de preferencia para los grandes carnívoros, pero es fácilmente accesible y los grandes carnívoros pueden llegar a acostumbrarse a su consumo.



© FAO/1043/G. BIZZARRI

Elefantes salvajes y bovinos compitiendo por los recursos naturales (Sri Lanka, 1994)

Esta es una razón que explica la creciente intensidad y frecuencia de los conflictos entre los depredadores salvajes y el ganado (Frank, Woodroffe y Ogada, 2006; Patterson *et al.*, 2004; Binot, Castel y Caron, 2006).

La percepción de que la vida silvestre representa una amenaza para el ganado ha evolucionado considerablemente durante el siglo XX. Con una mejor comprensión de las dinámicas de las enfermedades infecciosas, las poblaciones de herbívoros, omnívoros y aves empezaron a considerarse reservorios de enfermedades (los búfalos para los bovinos, el jabalí para el cerdo), vectores de enfermedades o huéspedes intermedios (vectores artrópodos tales como la mosca tsetse en la tripanosomiasis o los moluscos como *Lymnaea spp.* en el distoma hepático o *Fasciola hepatica*). Las medidas para limitar la transmisión de patógenos y parásitos incluyeron la erradicación masiva de los vectores y la limitación de contactos entre la población animal salvaje y domesticada. En algunos casos, la erradicación de mamíferos silvestres se ha producido en donde son reservorios de enfermedades (el tejón en Gran Bretaña se considera como un depósito potencial de tuberculosis para los bovinos) (Black, 2006). Esta amenaza ha resultado exacerbada por el hecho de que incumbe tanto sobre el sistema de producción extensivo como sobre el intensivo, donde la introducción de nuevos patógenos puede tener un impacto dramático (como el que se sospecha para la influenza aviar).

La interfaz vida silvestre-ganado es de fundamental importancia para el sector pecuario. Lo que antes era un problema de dimensiones locales o regionales (peste bovina en África) se ha convertido en una amenaza global, como ha quedado demostrado por la actual pandemia de influenza aviar, donde las poblaciones de aves silvestres puedan tener un papel en la transmisión de la enfermedad.

Áreas protegidas en peligro de ocupación

Además de las interacciones directas entre la fauna silvestre y el ganado resultantes de la



© FAO/88501 BALDRI

Un grupo de bovinos entrando a una reserva donde hay forraje garantizado para los animales (Mauritania, 1996)

depredación y de la transmisión de enfermedades, los sistemas extensivos de producción pecuaria están compitiendo cada vez más con las especies silvestres por el acceso a la tierra y a los recursos naturales en las sabanas africanas. Los sistemas de producción extensiva y la vida silvestre han convivido durante miles de años en las tierras secas de África, haciendo un uso común de los recursos. Las formas de uso de la tierra de estos dos protagonistas eran compatibles puesto que los pastores usaban los recursos naturales causando impactos mínimos en cuanto al manejo y la transformación de la tierra. Asimismo, debido a la alta movilidad de los sistemas extensivos de producción en África, su impacto sobre los recursos resultó insignificante y la competencia sobre el acceso a los recursos comunitarios fue baja (Bourgeot y Guillaume, 1986; Binot, Castel y Canon, 2006).

Otra forma de competencia por la tierra entre el ganado y la fauna silvestre es la difusión de las áreas protegidas. En el siglo XX la mayoría de las áreas protegidas fueron creadas en un momento en que la tierra era un recurso abundante y los costos de oportunidad para las comunidades eran bajos. Sin embargo, con la ampliación de los parques nacionales y la expansión de la producción de cultivos, los sistemas de producción extensivos han ido siendo despojados progresivamente de una parte importante de sus recursos potenciales, con el consiguiente riesgo de generación de conflictos. Hoy las áreas protegidas y de caza

representan casi el 13 por ciento de la superficie de tierras en el área subsahariana (Roulet, 2004). Con la población actual y las técnicas existentes de uso de la tierra, los costos de oportunidad asociados con las áreas protegidas están aumentando y son especialmente elevados en épocas de sequía o conflicto. Los alrededores de estas áreas están sometidos a una intensa presión, ya que a menudo son ricas en agua y recursos forrajeros en comparación con las demás tierras disponibles, con frecuencia degradadas. Las interacciones entre la fauna silvestre y los sistemas de producción pecuaria se producen frecuentemente en la periferia de éstas áreas de conservación (Ballan, 2003; Rodary y Castellanet, 2003; Benoît, 1998; Convers, 2002).

Los pastores nómadas a menudo tienen grandes dificultades para comprender la lógica que hay detrás de las actividades conservacionistas, especialmente cuando su ganado sufre la amenaza de la sed y el hambre, mientras los recursos son abundantes para los animales salvajes. Para salvar sus hatos o minimizar los conflictos con los cultivadores, los pastores se sienten a menudo tentados a pastorear sus animales en los parques nacionales. Estas acciones con frecuencia dieron lugar a represiones dramáticas en el pasado y los hatos que pastaban dentro de las áreas protegidas fueron a veces sacrificados. La intensa represión en torno a los parques ha agravado los conflictos entre los objetivos de conservación y las comunidades locales (Toutain, 2001; Barraud, Salen y Mamis, 2001).

La situación empeoró con la adopción de políticas que ignoraban la importancia de la movilidad en los sistemas de producción extensiva en las tierras secas, con precipitaciones altamente variables y cambiantes localmente; también se ignoraron las complementariedades potenciales entre la conservación y las necesidades de los pastores nómadas en términos de movilidad. En África, las políticas de promoción de la colonización o de sedentarización de los pastores nómadas a menudo incluían el cercado para demarcar las nuevas explotaciones. Sin embargo, como pudo

observarse en el Parque Nacional de Nairobi, tan pronto como la primera sequía redujo los recursos de la unidad productiva, los pastores la abandonaron para ir en busca de agua y pastos verdes. A menudo, la tierra se vendió a los recién llegados para actividades de cultivos y se fragmentó en parcelas más pequeñas. A medida que la tierra se cerca, las rutas migratorias de la fauna silvestre y de los pastores nómadas van quedando bloqueadas, y ambos sistemas resultan afectados, con lo que aumenta el riesgo de conflictos futuros (Binot, Castel y Caron, 2006).

Un enfoque para reducir los conflictos entre la fauna silvestre y el ganado en las tierras de pastoreo consiste en tener en cuenta las complementariedades del uso de la tierra entre los dos protagonistas. Este enfoque, sin embargo, se presenta como una oposición entre los programas de conservación y los de fomento de la ganadería, ya que podría favorecer la transmisión de enfermedades y podría aumentar la presión de la caza ilegal si los mecanismos fallan (Binot, Castel y Caron, 2006).

Pesca excesiva

La función de la harina de pescado en la alimentación del ganado

Una contribución importante del ganado a la sobreexplotación consiste en la producción de harina de pescado para la alimentación animal.

Las poblaciones de peces marinos de todo el mundo han de hacer frente a las graves amenazas que se ciernen sobre su biodiversidad. La fuente de mayor presión es la sobreexplotación de la pesca, que ha afectado al tamaño y la viabilidad de las poblaciones de peces, la genética de las especies objetivo y las cadenas alimentarias y ecosistemas de los cuales forman parte. La FAO (2005b) estima que el 52 por ciento de las poblaciones ícticas del mundo están totalmente explotadas y están siendo capturadas a un ritmo muy cercano al límite máximo de producción sostenible, sin margen para una expansión futura, e incluso con cierto riesgo de disminución si no se manejan apropiadamente. Aproximadamente el 17 por ciento están sobreexpLOTadas y el 7 por ciento agotadas.

Las poblaciones de peces de siete de las diez principales especies, que representan el 30 por ciento de la producción total mundial de la pesca marina de captura, ya están totalmente explotadas o sobreexplotadas y, por este motivo, no pueden esperarse aumentos sostenibles de las capturas de estas especies. Entre ellas figuran dos poblaciones de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), un pez de calidad para la industria de pienso que, de acuerdo con la Organización Internacional de la Harina y el Aceite de Pescado (IFFO), está sometido a sobreexplotación en el Pacífico sudoriental después de recobrarse de un reciente declive; el colín de Alaska (*Theragra chalcogramma*), totalmente explotado en el Pacífico norte; la anchoa japonesa (*Engraulis japonicus*), totalmente explotada en el Pacífico noroccidental; la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), sobreexplotada en el Atlántico nortoriental; el capelán (*Mallotus villosus*), totalmente explotado en el Atlántico norte, y el arenque del Atlántico (*Clupea harengus*), con varias poblaciones en el Atlántico norte, muchas de ellas totalmente explotadas. Las últimas tres especies tienen un amplio uso para la producción de harina de pescado (Shepherd, Pike y Barlow, 2005). Se ha evaluado que el jurel chileno, otra importante especie para la producción de harina de pescado, está totalmente explotado o sobreexplotado, con unas capturas que se situaron en 1,7 millones de toneladas en el año 2000 tras el continuo declive de una producción máxima de 5 millones de toneladas en 1994.

Christensen *et al.* (2003) muestran que la biomasa de los peces depredadores más importantes del Atlántico norte ha decrecido en dos tercios en aproximadamente 50 años. Disminuciones similares se observaron para otras especies importantes, tales como la perca, las anchoas y los peces planos, como resultado de la pesca excesiva entre 1900 a 1999. Sin embargo, el impacto de la sobrepesca va más allá del impacto sobre las poblaciones de las especies objetivo. Un efecto de la sobrepesca es el progresivo descenso del nivel trófico de las capturas. La sobreexplotación del nivel superior de la cadena alimenticia ha dado

lugar a las capturas de especies más abundantes ubicadas en los niveles tróficos más bajos de la cadena alimenticia, la llamada “pesca al fondo de la cadena alimenticia marina” (Pauly y Watson, 2003). La sobre pesca ha acortado la cadena alimenticia y algunas veces ha removido uno o más de los eslabones. Esto ha aumentado la vulnerabilidad del sistema al estrés de origen natural o humano, a la vez que ha reducido la oferta de pescado para el consumo humano. En muchos casos las restricciones a la captura de los peces más pequeños de cada especie ha dado como resultado una rápida evolución, por lo que los peces maduran y se reproducen a tamaños más pequeños.

El ganado juega un importante papel en la presión total de la demanda de pescado. Se estima que en el año 2004, el 24,2 por ciento de la producción íctica mundial se usó para la elaboración de harina y aceite de pescado para piensos (Vannuccini, 2004). Aproximadamente, el 17 por ciento de la harina de pescado producida en el mundo se elabora con los restos de la elaboración del pescado para la alimentación humana, lo que tiene un impacto reducido para la población de peces. Sin embargo, el 83 por ciento restante proviene directamente de las capturas marinas (Fishmeal Information Network, 2004). La importancia de la harina de pescado como ingrediente de los piensos dio inicio en los años cincuenta, con la producción industrial de aves de corral en los Estados Unidos de América. Ahora se utiliza como un componente de la alimentación en la producción moderna de aves de corral y cerdos, tanto de los países desarrollados como de los países en desarrollo.

La producción de harina de pescado experimentó un aumento hasta mediados de 1980 y, desde entonces, se ha mantenido relativamente constante en torno a los 67 millones de toneladas. Dado que se necesitan 45 kg de pescado húmedo para producir 1 kg de aceite de pescado y de harina de pescado seca, se requiere una captura oceánica anual de 20 a 25 millones de toneladas de pescado de calidad para la elaboración de piensos, más 4 millones de toneladas provenientes de residuos de la elaboración de pescado para el consumo

humano (IFFO, 2006). Hasta la fecha, más del 80 por ciento de la producción mundial de harina de pescado proviene de 10 países, de los cuales los dos mayores productores son Perú (31 por ciento del total) y Chile (15 por ciento). China, Tailandia y los Estados Unidos de América ocupan, respectivamente, el tercero, cuarto y quinto lugar de la producción. Al mismo tiempo, tres países escandinavos (Dinamarca, Islandia y Noruega), el Japón y España ocupan respectivamente del sexto al décimo puesto. Con más de 1 millón de toneladas al año, China es el mayor importador de harina de pescado, seguido de Alemania, el Japón y Taiwan Provincia de China (FAO, 2006b).

En la actualidad, alrededor del 53 por ciento de la producción mundial de harina de pescado se destina al sector pecuario (Fishmeal Information Network, 2004), el 29 por ciento a la producción de cerdos y el 24 por ciento a las aves de corral. La acuicultura es también un usuario de gran peso, que ha experimentado una rápida expansión, y es ahora la industria productora de alimento de crecimiento más acelerado en el mundo. Los mercados han redistribuido el uso de la harina de pescado, cuya oferta es limitada. Entre 1988 y 2000 la proporción de harina de pescado consumida por el sector de la acuicultura se ha más que triplicado (del 10 al 35 por ciento), mientras que la correspondiente al sector de las aves de corral se ha reducido en más de la mitad (del 60 al 24 por ciento) (Tveteras y Tveteras, 2004). La disminución de la harina de pescado en el sector avícola se produjo como resultado de las investigaciones en el campo de la nutrición.

El cambio hacia la acuicultura es presentado por la industria de la harina de pescado como “ambientalmente amigable”, dado que los peces tienen un índice de eficacia de conversión del alimento mayor que el ganado terrestre (Shepherd, Pike y Barlow, 2005; Tidwell y Allan, 2001). Pero, mientras la demanda del sector de la acuicultura seguramente continuará en aumento (a pesar de que el objetivo de las investigaciones sea la reducción de la porción de esta fuente proteínica en la alimentación de pescado), hay pocas perspectivas

para disminuciones adicionales de la demanda por parte del sector avícola. Este sector fuertemente industrializado sigue siendo el segmento de la producción pecuaria que se expande con mayor rapidez y aplica ya los conocimientos sobre nutrición más avanzados. Mientras tanto, la demanda de harina de pescado por parte del sector porcícola continúa en aumento (del 20 por ciento del abastecimiento mundial de harina de pescado en 1988 al 29 por ciento en el año 2000) (Tveteras y Tveteras, 2004). La harina de pescado constituye sólo un pequeño porcentaje del alimento concentrado para monogástricos y es poco probable que experimente un ulterior descenso, ya que constituye un insumo de alto valor proteínico en la alimentación de estos animales, en particular durante las primeras etapas (por ejemplo, cerdos recién destetados).

La industria de la harina de pescado sostiene que la reciente estabilidad de las cifras oficiales

de producción de harina de pescado es el resultado de los controles pesqueros que regulan la producción, especialmente las cuotas, y por esta razón no se prevén incrementos en el futuro (Shepherd, Pike y Barlow, 2005). En vista del esperado aumento de la demanda, será necesario velar por el cumplimiento de tales regulaciones. Es posible que no sea una coincidencia que la pesca ilegal, no regulada y no registrada, haya aumentado en muchas áreas (PNUMA, 2003). Las flotas pesqueras se están aventurando cada vez más lejos de los puertos locales, fuera de la plataforma continental y dentro de aguas más profundas para satisfacer la demanda global de pescado (Pauly y Watson, 2003).

En el período comprendido entre 1990 y 1997, el consumo de pescado aumentó en un 31 por ciento, mientras que la oferta de la pesca marina de captura aumentó sólo en un 9 por ciento (FAO, 1999a). Algunas personas sugieren que esto ha intensifi-



© NOAA/C. ORTIZ ROJAS

Cerca de 400 toneladas de jurel chileno (*Trachurus murphyi*) son capturadas por un cercoero con jareta chileno (Perú, 1997)

cado la presión sobre los pescadores, lo cual se ha traducido en un aumento de la presión sobre muchas pesquerías comerciales que recurren a la sobrepesca. Otros afirman que la presión ha sido demasiado alta por un período demasiado largo y que, a pesar del aumento del alcance e intensidad de las operaciones de la pesca comercial, se estima que la cantidad total de las capturas, contrariamente a algunos datos oficiales (véase la sección de indicadores GEO del PNUMA, 2003) ha descendido en cerca de 700 000 toneladas al año desde finales de la década de 1980 (Watson y Pauly, 2001). Las iniciativas para la gestión de la captura de peces dirigidas a pesquerías específicas no han sido efectivas para detener estas tendencias decrecientes. Alder y Lugten (2002) han demostrado que en el Atlántico norte se ha registrado un descenso en los desembarcos, a pesar de la pléthora de acuerdos sobre el manejo de las poblaciones.

Independientemente de la situación de aumento o disminución de las capturas globales y del consumo de harina de pescado por parte del ganado, este último representa claramente una parte sustancial de las primeras, de ahí que el sector pecuario también tenga una responsabilidad considerable en la sobreexplotación de recursos marinos y efectos sobre la biodiversidad marina.

Erosión de la diversidad genética del ganado

Los recursos genéticos representados en los animales domesticados se han potenciado con los esfuerzos de cría y selección realizados por los agricultores durante miles de años, en ambientes que van desde la tundra congelada hasta los

semidesiertos cálidos. Miles de razas de animales domésticos⁶ se han desarrollado en 12 000 años, desde los inicios de la domesticación del ganado, cada una de ellas adaptada a unas condiciones de producción y a un ambiente específico, cada una con combinaciones únicas de genes (Hoffmann y Scherf, 2006). Se han identificado más de 6 300 razas de ganado doméstico.

Esta diversidad genética del ganado está amenazada. En el año 2000, cerca de 1 300 de las razas existentes se habían extinguido o estaban en peligro de extinción. Muchas otras no han sido aún formalmente identificadas y podrían desaparecer antes de ser descritas. Europa posee el porcentaje más alto de razas extintas o en riesgo de extinción (55 por ciento para mamíferos y 69 por ciento para razas de aves de corral). Asia y África registran sólo el 14 y el 18 por ciento, respectivamente, si bien los datos de la Lista Mundial de Vigilancia para la Diversidad de los Animales Domésticos (Scherf, 2000) para los países en desarrollo son mucho menos completos que para los países desarrollados. De las 7 616 razas registradas en el Banco de Datos Mundial para la Ordenación de los Recursos Genéticos de los Animales de Granja, el 20 por ciento se clasifican como categoría en peligro (FAO, 2006c). Si se incluyen las razas sin datos de población registrados, el número de razas en peligro podría alcanzar las 2 255. Estas cifras representan un aumento del 13 por ciento desde 1993.

Esta erosión de la biodiversidad es el resultado de lo que puede ser visto como una competencia entre razas, ya que el gran número de razas tradicionales adaptadas a ambientes y culturas específicos van perdiendo terreno frente a un número muy reducido de razas comerciales modernas. Durante el siglo XX, los avances en la investigación y el desarrollo en el sector ganadero comercial se concentraron en un número muy pequeño de razas exóticas, lo que permitió lograr aumentos acelerados en la producción de carne, leche y huevos. Esto ha sido posible porque el ambiente en el cual estas razas se desarrollan ha sido radicalmente transformado y globalmente uniformado,

⁶ Con frecuencia se acepta el término "raza" más como un referente cultural que como un término biológico o técnico. La diversidad genética medida a nivel molecular no siempre se corresponde con la diversidad fenotípica de la raza, porque una larga historia de intercambio, mejoramiento y cruces ha creado algunas veces genotipos similares con fenotipos diferentes o genotipos diferentes con fenotipos similares. Cerca de la mitad de la variabilidad genética se da entre razas, pero el porcentaje de diversidad dentro y entre razas varía en función de especies y características.

eliminando o controlando los factores climáticos adversos y los efectos sanitarios y nutricionales, que varían mucho de un área a otra. Sólo 14 de las aproximadamente 30 especies de aves y mamíferos domésticos suministran en la actualidad el 90 por ciento de los alimentos de origen animal para el consumo humano (Hoffmann y Scherf, 2006).

Esta reducción a favor de razas dominantes es de una magnitud extraordinaria. Ejemplos de poblaciones especializadas son las gallinas Leghorn, las cuales son superiores para producción de huevos, y las vacas Holstein-Friesian, superiores a otras razas de ganado de leche por su mayor producción (National Research Council, 1993). Alrededor del 90 por ciento del suministro de leche de América viene de las vacas Holstein-Friesian, mientras que nueve de cada diez huevos son producidos por gallinas White Leghorn. Esta concentración está dictada por economías de escala, que permiten incrementar la productividad a través de un incremento de la homogeneidad de la producción y los productos en condiciones de producción masiva.

Mientras tanto, la base genética de las poblaciones tradicionales y regionales se está desmoronando debido a una reducción en el tamaño efectivo de las poblaciones en la medida en que cada vez más productores cambian a razas comerciales y el tamaño de las operaciones aumenta.

Los argumentos a favor de la gestión y la conservación de los recursos zoogenéticos son los mismos que para otros tipos de biodiversidad: mantener los valores de uso y no uso para los humanos⁷, preservar componentes importantes de la herencia cultural o de paisajes típicos y preservar las características que podrían ser de

valor en el futuro. Desde el punto de vista de la producción, el acervo genético es una fuente de material para conferir resistencia frente a las enfermedades, una mayor productividad u otras propiedades apreciadas por el consumidor (longitud y calidad de la lana, por ejemplo). El acervo genético es también la base para la intensificación. Con las técnicas de reproducción convencional (sin incluir la modificación genética) es posible mejorar el ganado de una manera más rápida y más económica importando genes de otra raza que seleccionándolos dentro de la misma. La diversidad de razas permite un progreso genético más rápido. Dado que en el futuro pueden emergir desafíos imprevisibles, desde el cambio climático a la aparición de nuevas enfermedades, un acervo genético diverso será esencial para la adaptación a cualquier cambio que pudiera ocurrir.

Desde el punto de vista medio ambiental, sin embargo, la conservación y los avances en el desarrollo de la diversidad pueden tener efectos que podrían no ser siempre benéficos. El acervo de recursos genéticos tiene el potencial de permitir que el ganado se adapte a ambientes de producción más exigentes y actualmente muy marginales, es decir, el ganado puede adaptarse a una mayor variedad de hábitats con el consiguiente aumento de los daños ambientales. Está por verse si los recursos genéticos animales, una vez considerados todos los factores, contribuyen a la resiliencia o a la degradación ambiental. En gran medida dependerá de la gestión de estos recursos genéticos.

5.3.5 Contaminación

Durante las últimas cuatro décadas, la contaminación ha emergido como uno de los más importantes factores de cambio de los ecosistemas terrestres, de agua dulce y costeros. Al igual que el cambio climático, su impacto está aumentando muy rápidamente, dando lugar a una disminución de la biodiversidad en los biomas (EM, 2005b). En conjunto, la contaminación afecta a aproximadamente un 12 por ciento de especies de aves amenazadas globalmente (187 especies),

⁷ Los valores de uso indican el valor directo derivado del alimento o de la fibra, o de otros productos o servicios, así como el valor indirecto de contribuir a ecosistemas o paisajes. Otro valor de uso es el valor de opción, que es la flexibilidad para hacer frente a eventos futuros inesperados (por ejemplo, cambios del ecosistema o del clima) o demandas (por ejemplo, resistencia a las enfermedades o calidad del producto). El valor de no uso (valor de existencia) es la satisfacción de individuos o sociedades como resultado de la existencia de la diversidad.

el 29 por ciento de las especies anfibias amenazadas (529 especies) y el 4 por ciento (28 especies) de las 760 especies de mamíferos amenazadas para las cuales hay datos disponibles. El porcentaje mucho más alto de anfibios que de aves o mamíferos amenazados que sufren los efectos de la contaminación es probablemente un reflejo de un mayor número de especies dependientes de ecosistemas acuáticos, donde la contaminación está más generalizada. La contaminación afecta directamente a las especies bien causando mortalidad, bien a través de efectos subletales como la fertilidad reducida. La contaminación también puede tener intensos efectos indirectos al degradar los hábitats y reducir la oferta de alimento para los animales.

El flujo de nutrientes (particularmente nitrógeno y fósforo) provenientes de las actividades basadas en la tierra y liberados en los cursos de agua y los océanos está aumentando en todo el mundo. Las fuentes antropogénicas de nutrientes con mayor preponderancia son las actividades industriales y agrícolas (residuos de fertilizantes, residuos de la cría de animales, aguas residuales, efluentes industriales y emisiones atmosféricas).

El exceso de cargas de nutrientes ha dado lugar a la eutrofización de lagos, ríos y aguas costeras. La eutrofización genera un aumento en el crecimiento del fitoplancton y puede favorecer el crecimiento de especies tóxicas o dañinas. La descomposición de la excesiva biomasa planctónica aumenta el consumo de oxígeno disuelto y a veces causa agotamientos periódicos o permanentes del oxígeno, generando la muerte masiva de peces y otros organismos.

La contaminación es potencialmente una de las influencias humanas más dañinas para los océanos en términos tanto de escala como de consecuencias. Las excesivas entradas de nutrientes pueden convertir las áreas costeras en "zonas muertas", casi privadas de vida animal. Los nutrientes descargados en grandes cantidades en las aguas costeras promueven los florecimientos de algas bентicas y planctónicas. La proliferación de fitoplancton contribuye al aumento de la tur-

bidez del agua, reduciendo la penetración de la luz y afectando adversamente a las comunidades biológicas pelágicas y benthicas (GESAMP, 2001). La proliferación de algas, entre ellas especies productoras de toxinas, puede causar la acumulación de toxinas de algas en los crustáceos a niveles letales para otras especies marinas y para los humanos. Las toxinas de las algas también pueden afectar a los peces y otros organismos silvestres como las aves marinas, las nutrias marinas, las tortugas marinas, los leones marinos, los manatíes, los delfines y las ballenas (Anderson, Galloway y Joseph, 1993). Otros efectos adversos sobre la función de los ecosistemas se describieron en la Sección 4.3.1.

Los arrecifes de coral y las praderas marinas son particularmente vulnerables a los daños causados por la eutrofización y la carga de nutrientes. La eutrofización también puede cambiar las dinámicas de estos ecosistemas marinos y causar pérdidas de biodiversidad, entre las que figuran los cambios en la estructura ecológica de las comunidades planctónicas y benthicas, algunos de los cuales podrían ser perjudiciales para la pesca (National Research Council, 2000).

Se ha demostrado que la lluvia ácida disminuye la diversidad de especies en los lagos y arroyos, si bien hasta ahora no se ha demostrado que este sea un factor relevante en las aguas dulces tropicales, que albergan el mayor porcentaje de diversidad mundial probablemente por el menor desarrollo industrial en los trópicos (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación [CMVC], 1998). Sin embargo, dependiendo del lugar donde se presente el fenómeno, la acidificación de las aguas dulces puede afectar a la biodiversidad a nivel de especies y subespecies. Los efectos sobre la fauna de agua dulce pueden llegar a ser catastróficos. Sólo en Suecia más de 6 000 lagos han sido encalados para preservar las poblaciones de peces (Harvey, 2001).

Como en el caso del impacto del cambio climático, la contribución del sector pecuario a la pérdida global de biodiversidad atribuida a problemas de contaminación se estima que es proporcional

a su contribución a la contaminación del agua presentada en el Capítulo 4. Se ha demostrado que el sector tiene un rol importante en el proceso de contaminación del agua a través de la erosión y las descargas de plaguicidas, antibióticos, metales pesados y contaminantes biológicos. Los efectos de la contaminación del suelo sobre la biodiversidad no se incluyen porque no disponemos de datos suficientes sobre la magnitud de la contaminación del suelo, la biodiversidad del suelo y la pérdida de biodiversidad del suelo. Es plausible asumir, sin embargo, que la contaminación del suelo inducida por el ganado es sustancial en muchos lugares. El suelo es uno de los hábitats más ricos de la tierra y contiene algunas de las agrupaciones de organismos vivientes más diversas. En ningún lugar de la naturaleza están las especies tan densamente agrupadas como en las comunidades del suelo: un gramo de suelo puede contener millones de individuos y miles de especies de bacterias⁸.

Toxicidad directa de los residuos y desechos relacionados con el ganado

La contaminación puede actuar tanto directamente sobre los organismos, básicamente envenenándolos, como indirectamente, causando daños a sus hábitats. La contaminación relacionada con las actividades ganaderas no es una excepción.

De conformidad con la UICN, quizá el ejemplo reciente más dramático de los efectos potencialmente devastadores de la toxicidad directa de la contaminación asociada a la actividad ganadera que afecta a las especies silvestres se relaciona con los buitres. En Asia meridional, los buitres del género *Gyps* han disminuido en más del 95 por ciento en los últimos años debido a los efectos tóxicos del diclofenaco, un medicamento veterinario que viene consumido por las aves cuando se alimentan con reses muertas que

habían sido tratadas con el mismo. El diclofenaco, de amplio uso en la medicina humana en todo el mundo, fue introducido en el mercado veterinario en el subcontinente indio a principios de la década de 1990 (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004).

Se han identificado en varios ambientes acuáticos residuos de medicamentos usados en la producción de ganado, incluidos antibióticos y hormonas (Sección 4.3.1). Las bajas concentraciones de sustancias antimicrobianas ejercen una presión selectiva en el agua dulce, permitiendo que las bacterias desarrollen resistencia a los antibióticos. Debido a que esto confiere una ventaja evolutiva, los genes comprometidos se difunden rápidamente a través de los ecosistemas bacterianos.

En el caso de las hormonas, las preocupaciones ambientales se relacionan con sus efectos potenciales sobre los cultivos y la posible alteración endocrina en los humanos y en la fauna silvestre (Miller, 2002). Las hormonas utilizadas como, por ejemplo, el esteroide acetato de trembolona pueden permanecer en las pilas de estiércol más de 270 días, lo que hace suponer que el agua resulte contaminada por agentes hormonales activos a través de la escorrentía. El nexo entre el uso de hormonas en el ganado y el relativo impacto ambiental no es fácilmente demostrable. Sin embargo, esta sería la razón de que se presenten modificaciones del desarrollo neurológico y endocrino en la fauna silvestre, incluso después de la prohibición de plaguicidas estrogénicos conocidos. Esta suposición se ve apoyada por el número cada vez mayor de casos registrados de cambio de género en los peces, el aumento de la incidencia de cáncer mamario y testicular en los mamíferos y los cambios en los conductos genitales masculinos (Soto *et al.*, 2004).

Otros agentes contaminantes relacionados con la actividad pecuaria (véase la Sección 4.3) también tienen repercusiones sobre la biodiversidad. Las bacterias y virus patógenos trasmítidos por el agua llegan a afectar a las especies silvestres. Las especies de la fauna silvestre resultan afectadas incluso por enfermedades parasitarias del gana-

⁸ Para mayores referencias, consultar el sitio web sobre biodiversidad del suelo de la FAO <http://www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiol/fao.stm>.

do que se transmiten también a través del agua. Agentes químicos como el cromo y los sulfitos de las curtiembres afectan a la vida acuática a nivel local, mientras que los plaguicidas tienen efectos ecotoxicológicos para la flora y fauna acuáticas a una mayor escala. Aunque muchos plaguicidas se disipan rápidamente a través de la mineralización, otros son muy resistentes y tienen efectos negativos en la salud de la fauna y flora silvestres, pudiendo llegar a causar cánceres, tumores y lesiones, alterar los sistemas inmunes y endocrinos, modificar los comportamientos reproductivos y producir efectos teratogénicos al causar malformaciones de un embrión o un feto⁹. Con respecto al uso de plaguicidas, Relyea (2004) investigó el impacto de cuatro pesticidas comunes en todo el mundo sobre la biodiversidad de las comunidades acuáticas: numerosas especies fueron eliminadas y el equilibrio ecológico quedó roto.

Contaminación de los hábitats por las actividades asociadas al ganado

El estiércol y los fertilizantes minerales usados en la producción de piensos causan una sobrecarga de nutrientes en los suelos, al igual que la contaminación del agua dulce proveniente de fuentes puntuales y no puntuales. La eutrofización indirecta a través de la volatilización del amoníaco también reviste importancia. Más allá de las consecuencias sobre el agua dulce y los hábitats del suelo a nivel local, los efectos podrían alcanzar lugares tan distantes como los arrecifes de coral. Las emisiones de dióxido de nitrógeno y de azufre (SO_2 , NO_x) de las instalaciones ganaderas industriales podrían contribuir a la lluvia ácida.

Es difícil evaluar los efectos sobre la biodiversidad de estas formas de contaminación. En primer lugar, la contaminación de fuentes puntuales dependerá de la localización de las plantas ganaderas industriales. La mayoría de estas unidades (cerdos, aves de corral y leche) generalmente están situadas en áreas periurbanas o lugares

con buena oferta de piensos, donde la biodiversidad es casi siempre baja comparada con las áreas silvestres. El segundo factor que dificulta la evaluación tiene que ver con las fuentes no puntuales, es decir, las descargas y escorrentías provenientes de los pastos y de las unidades de producción ganadera en los principales cursos de agua, en donde se mezclan con otros contaminantes de fuentes no puntuales. De ahí que sus efectos sobre la biodiversidad con frecuencia no puedan desligarse de otras formas de contaminación y de sedimentos.

La eutrofización de las masas de agua daña los humedales y los ecosistemas costeros frágiles y estimula la proliferación de algas, que aumentan el consumo del oxígeno del agua causando la mortalidad de peces y otras formas de vida acuática (véase la Sección 4.3.1 para otros efectos adversos). La contribución del sector pecuario al rápido aumento de la eutrofización y su impacto sobre la biodiversidad (EM, 2005b) presenta una amplia variación en todo del mundo, pero la importancia del uso de fertilizantes para la producción de piensos (Sección 3.2.1) y la importancia local de las unidades industriales de producción ganadera (Sección 2.4) podrían ser buenos indicadores de la importancia regional de la contribución del sector. Con base en el caso de los Estados Unidos de América analizado en la Sección 4.3.3, es posible suponer, por ejemplo, que el sector pecuario, en cuanto impulsor de la producción de piensos, tenga una alto grado de responsabilidad en el empeoramiento de la hipoxia (niveles de oxígeno muy bajos) en la parte norte del Golfo de México (Recuadro 5.6).

Hábitats costeros amenazados en Asia oriental y sudoriental

En ningún otro lugar del mundo se registra un crecimiento tan rápido de la producción pecuaria y un impacto en el ambiente tan evidente como en Asia oriental y sudoriental. Solamente en la década de 1990, la producción de cerdos y aves de corral casi se duplicó en China, Tailandia y Viet Nam. Para el año 2001, estos tres países

⁹ Véase también el Capítulo 4.

Recuadro 5.6 Hipoxia¹ en el Golfo de México

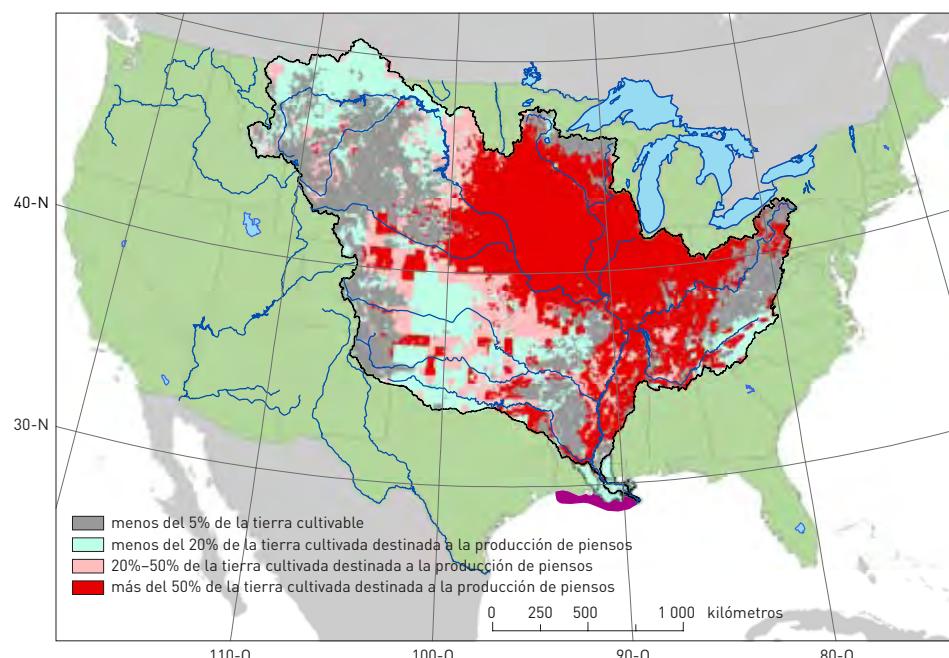
El sistema del río Mississippi y el norte del Golfo de México es un ejemplo importante de la tendencia mundial al incremento de los nutrientes transportados por los ríos que causan una disminución de la calidad de las aguas costeras.

El sistema del río Mississippi drena el 41 por ciento del territorio contiguo de los Estados Unidos de América en el Golfo de México. Figura entre los 10 ríos principales por su longitud, descarga de agua dulce y arrastre de sedimentos (véase el Mapa 5.2).

¹ Entendemos por hipoxia una concentración reducida del oxígeno disuelto en un cuerpo de agua, que produce el estrés y la muerte de los organismos acuáticos.

La zona hipóxica del fondo del agua, fenómeno que se presenta durante el verano en el Golfo de México, ha crecido gradualmente hasta su tamaño actual y es la segunda en superficie, superada sólo por la zona hipóxica de las cuencas del Báltico [aproximadamente 70 000 km²]. A mediados del verano del año 2001, el área del fondo oceánico cubierta por la hipoxia alcanzó los 20 700 km² (Rabalais, Turner y Scavia, 2002). Sobre esta área el nivel de oxígeno disminuyó a un nivel inferior a los 2 mg/litro, un nivel en el que no es posible encontrar camarones o peces de fondo. La hipoxia se presenta usualmente sólo en el fondo, cerca de la capa de sedimentos, pero puede ascender en la columna de agua. En función de la profundidad del agua y del lugar de la

Mapa 5.2 Producción de piensos en la cuenca del río Mississippi y localización general de la zona hipóxica a mediados del verano de 1999



Nota: véase el Anexo 3.4.

Fuente: adaptado de Rabalais, Turner y Scavia (2002).

Recuadro 5.6 (continuación)

picnoclina (zona de rápido cambio en la densidad vertical), la hipoxia afecta generalmente entre el 20 y el 50 por ciento de la columna de agua.

Según Rabalais, Turner y Scavia (2002) pudo existir algún nivel de hipoxia con anterioridad al período 1940-1950 y desde entonces resulta evidente que se ha intensificado. Por ejemplo, la *Quinqueloculina spp.* (un foraminífero intolerante a la hipoxia) fue un componente destacado de la fauna entre los años 1700 y 1900, lo que indica que el estrés por oxígeno no era un problema entonces. El análisis del núcleo de sedimentos también registra un aumento de la eutrofización y de sedimentación de la materia orgánica en el fondo de las aguas desde la década de 1950.

Cuando las aguas contaminadas llegan al océano, gran parte del nitrógeno ha sido desnitrificado en la "cascada de nitrógeno". Sin embargo, Rabalais y sus colegas presentaron evidencias suficientes que relacionaban muy directamente los nutrientes arrastrados por el río (nitrógeno) y los de la producción primaria oceánica, producción neta, flujo de carbono vertical e hipoxia.

El análisis de la Sección 4.3.3 sugiere que el sector pecuario es el principal causante de la contami-

nación del agua con nitrógeno en los Estados Unidos de América. Además, la cuenca del Mississippi drena casi todas las áreas de producción pecuaria industrial y de producción de piensos de los Estados Unidos de América.

A la luz de estos hechos, podría atribuirse al sector pecuario la responsabilidad del empeoramiento de la hipoxia al norte del Golfo de México. Esto queda confirmado por Donner (2006), quien demuestra que un cambio en la dieta en los Estados Unidos de América, en el que se sustituyera el consumo de carne obtenida a partir de la alimentación animal con cereales por un régimen vegetariano, podría reducir la superficie total de tierras y la demanda de fertilizantes utilizados por los cultivos en la cuenca del Mississippi en más de un 50 por ciento, sin cambiar la producción total de proteínas para la alimentación humana. Este cambio implicaría que el nitrato-nitrógeno exportado por el río Mississippi volvería a unos niveles en los que la zona muerta del Golfo de México sería muy pequeña o no existiría.

Fuente: Rabalais, Turner y Scavia (2002).

contaban con más de la mitad de los cerdos y una tercera parte de los pollos del total mundial. No es sorprendente que estos mismos países también hayan experimentado un rápido crecimiento de la contaminación asociada a las concentraciones en la producción animal intensiva. Las unidades productivas de cerdos y aves de corral que se concentraron en las áreas costeras de China, Viet Nam y Tailandia están emergiendo como una de las fuentes más importantes de contaminación con nutrientes del Mar del Sur de China (FAO, 2004e). A lo largo de gran parte de esta costa, densamente poblada, la densidad de cerdos excede los 100 animales por km² y las tierras agrícolas están sobrecargadas con inmensos excedentes de nutrientes.

La contaminación con nutrientes provenientes del uso de la tierra ha causado la proliferación de algas en el Mar del Sur de China, incluido un episodio que en 1998 causó la muerte de más del 80 por ciento de los peces en 100 km² a lo largo de la costa de Hong Kong y el sur de China. Estos cambios afectan a los hábitats de muchas formas de vida, puesto que el Mar del Sur de China soporta poblaciones importantes de peces, invertebrados, mamíferos marinos y aves marinas. Las consecuencias para la biodiversidad regional podrían ser de gran magnitud. A título de ejemplo, desde el año 2002 masas ascendentes de medusas gigantes buscan la costa japonesa entorpeciendo cada año gravemente las campañas pesqueras. Estas especies se originan en el

Mar de China Oriental, donde proliferan debido a una disponibilidad creciente de zooplancton resultante de la eutrofización inducida por la contaminación de la tierra y la disminución de las poblaciones de peces.

El impacto de la disminución de la calidad del agua costera y el sedimento, en una de las áreas marinas de aguas poco profundas con mayor biodiversidad en el mundo, los mares de Asia oriental, superan los problemas de proliferación de algas y sus efectos en la cadena alimenticia. Los frágiles hábitats costeros marinos están amenazados, incluidos los arrecifes de coral y las praderas de pastos marinos, los cuales son depósitos irremplazables de biodiversidad, el último refugio de muchas especies en peligro de extinción. Las áreas costeras amenazadas del sur de China, por ejemplo, han sido el hábitat de 45 de las 51 especies de mangle del mundo, casi todas las especies de coral conocidas y 20 de las 50 especies conocidas de pastos marinos. Además, el área es el centro mundial de diversidad de corales hermatípicos, con más de 80 géneros registrados, de los cuales cuatro son endémicos de la región. Contiene además también elevadas cifras de moluscos y especies de camarones y una alta diversidad de langostas, con el segundo endemismo más alto (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación [CMVC], 1998). Asia sudeoriental contiene una cuarta parte de los arrecifes conocidos, de los cuales el 80 por ciento están en peligro y más de la mitad (56 por ciento) están en peligro crítico. Las amenazas más importantes son la sobrepesca, las prácticas de pesca destructivas, la sedimentación y la contaminación asociada con el desarrollo costero (Bryant *et al.*, 1998). La contaminación basada en la tierra (industrialización, urbanización, aguas residuales y agricultura) origina una presión cada vez mayor sobre los ecosistemas de arrecifes de coral.

La contaminación también da lugar a un cambio de hábitat en los sistemas de agua dulce. Aunque la eutrofización tiene impactos dramáticos a nivel local, los sedimentos de la erosión del suelo, un contaminante de fuente no puntual

causado por el sector pecuario y en general por la agricultura, son considerados una amenaza aún mayor. En la Sección 4.3.3 se discutieron las numerosas formas a través de las cuales la erosión del suelo impacta en los hábitats fuera del sitio. Se han observado aumentos en la tasa de entrada de sedimentos en los hábitats de la costa y los estuarios (East Bay Municipal Utility District, 2001). Una serie de estudios de campo han registrado las consecuencias del depósito de sedimentos terrestres, los sedimentos arrastrados por el agua y los cambios de largo plazo en los hábitats. Los datos indican que, de manera similar a los impactos en los ecosistemas de agua dulce, el aumento de las tasas de la carga de sedimentos afecta adversamente a la biodiversidad y el valor ecológico de los ecosistemas de los estuarios y la costa.

5.4 Resumen de los impactos de la producción pecuaria sobre la biodiversidad

Hemos intentado presentar el alcance de los impactos más difundidos y más importantes del ganado sobre la biodiversidad. La sombra del ganado es muy larga: no sólo erosiona la biodiversidad a través de múltiples y diversos procesos, sino que también su contribución a cada uno de estos procesos adopta numerosas formas (Sección 5.3.3). La sombra se hace aún más larga si consideramos que las importantes pérdidas de ecosistemas se remontan a varios siglos atrás, con impactos que todavía persisten hoy.

Actualmente es difícil realizar una cuantificación precisa de las pérdidas de la biodiversidad atribuibles al ganado. Las pérdidas son el resultado de una red compleja de cambios, que se producen en niveles diferentes, cada uno de los cuales resulta afectado por una multiplicidad de factores. El grado de complejidad se hace aún mayor cuando se toma en consideración la dimensión temporal. En Europa, por ejemplo, prácticas tales como el pastoreo extensivo, que fueron responsables de gran parte de la fragmentación histórica del hábitat en el continente,

son ahora vistos como medios para la conservación de la heterogeneidad de un paisaje (y de la cubierta herbácea) hoy muy valorado. De manera similar, en África, a pesar de que los pastores nómadas fueron responsables en el pasado de la pérdida de vida silvestre al perseguir a los depredadores, el pastoreo viene visto con frecuencia como un medio para conservar gran parte de la movilidad requerida por la fauna silvestre remanente.

En este capítulo se ha intentado trazar un panorama de la responsabilidad compartida que puede atribuirse al ganado por varios tipos de pérdidas y amenazas. La base para estas afirmaciones, por lo general, han sido los cálculos elaborados en los capítulos precedentes, por ejemplo, los referidos a la participación en la generación de gases de efecto invernadero, en la erosión del suelo o en las cargas contaminantes del agua.

Los procesos también pueden clasificarse siguiendo un criterio cualitativo, en función de su magnitud relativa y su gravedad. El Cuadro 5.3 presenta una clasificación basada en los conocimientos y experiencias de la LEAD y en el amplio análisis de los resultados de investigación presentado en este informe. En él pueden observarse las grandes diferencias del impacto de las pérdidas relacionadas con los sistemas extensivos y las relacionadas con los sistemas intensivos de producción. En conjunto, las pérdidas acumuladas atribuibles a los sistemas extensivos son actualmente mucho más altas que las inducidas por los sistemas intensivos. Este legado se explica parcialmente por las necesidades de tierra incomparablemente más altas de los sistemas extensivos y, también parcialmente, por el hecho de que los sistemas intensivos hayan aparecido hace sólo unas décadas. Las diferencias entre las tendencias futuras (flechas en el Cuadro 5.3) muestran que, debido a una multiplicidad de procesos, las pérdidas inducidas por los sistemas intensivos están experimentando un rápido aumento y podrían a su vez sobrepasar las de los sistemas más extensivos. Algunos procesos están relacionados sólo con los sistemas extensivos (por ejemplo, la

desertificación), otros con los sistemas intensivos (por ejemplo, la sobrepesca). En el pasado, las pérdidas más drásticas fueron las causadas por el pastoreo extensivo, en la forma de fragmentación/ deforestación del bosque y de invasiones de plantas exóticas, y por los sistemas intensivos en la forma de contaminación del hábitat.

La conversión de los bosques en pastizales sigue siendo un proceso importante de pérdida de biodiversidad en América Latina, pero esta situación es mas bien atípica. A escala mundial, como se describió en la Sección 2.1.3, las necesidades de tierra del sector pecuario podrían pronto alcanzar un máximo para después disminuir. La tierra más marginal volvería al estado de hábitat (semi)natural, y a partir de allí, bajo algunas condiciones, se podría llegar a la recuperación de la biodiversidad.

Indicios del impacto global de la producción animal y su distribución

Las organizaciones internacionales de conservación han recopilado vastas cantidades de datos sobre la situación mundial de la biodiversidad durante las últimas décadas. Los datos de organizaciones tales como el WWF o la UICN aportan información sobre la naturaleza de las amenazas que actualmente se ciernen sobre la biodiversidad (Baillie, Hilton-Taylor y Stuart, 2004). Estas recopilaciones de datos, aunque no cubren la totalidad de los procesos relacionados con el sector pecuario, son una evidencia clara de que el rol del sector en la erosión de la biodiversidad reviste una gran importancia.

Un análisis de las 825 ecoregiones terrestres identificadas por el WWF realizado para este informe muestra que en 306 de ellas el ganado representa en la actualidad una amenaza, a pesar de que la contaminación del ganado no se toma en consideración y de que hay segmentos importantes de la cadena de alimentos de origen animal que vienen ignorados. Las ecoregiones amenazadas por el ganado se encuentran a lo largo de todos los biomas y en los ocho reinos biogeográficos (véase el Mapa 29 en el Anexo 1).

Los efectos del ganado sobre los lugares críticos de la biodiversidad podrían ser un indicador para establecer en qué zonas la producción de ganado está produciendo los mayores impactos sobre la biodiversidad. Conservación Internacional ha identificado 35 lugares críticos en todo el mundo, caracterizados tanto por niveles excepcionales de plantas endémicas como por niveles graves de pérdida de hábitat¹⁰. Se ha documentado que 23 de los 35 lugares críticos de la biodiversidad están afectados por la producción ganadera (véase el Mapa 30 en el Anexo 1). Las causas se relacionan con el cambio de hábitat y se asocian con los mecanismos del cambio climático, la sobreexplotación y las especies exóticas invasivas. Las principales amenazas documentadas son: la conversión de la tierra natural en pastizales (incluida la deforestación), los cultivos de soja destinada a la alimentación animal, la introducción de plantas forrajeras exóticas, el uso del fuego para el manejo del pasto, el pastoreo excesivo, la persecución de los depredadores del ganado y el ganado asilvestrado. El rol del sector pecuario en la generación de impactos acuáticos (contaminación y sobrepesca) no se ha establecido.

Un análisis para este informe de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, la fuente de información sobre riesgo de extinción más autorizada del mundo, indica que el 10 por ciento de las especies mundiales que presentan algún grado de amenaza están sufriendo por la pérdida de hábitat como consecuencia de la producción pecuaria. El sector pecuario tiene un mayor impacto en especies terrestres que en especies de agua dulce y especies marinas, ya que los efectos importantes de la pérdida y degradación del hábitat son más importantes en la tierra.

¹⁰El enfoque de los lugares críticos tiene como objetivo identificar los lugares donde hay una mayor amenaza para la biodiversidad y es necesaria una acción más urgente. Para calificarse como lugar crítico, una región debe cumplir dos criterios estrictos: debe contener al menos 1 500 especies de plantas vasculares endémicas (más del 0,5 por ciento del total mundial) y tiene que haber perdido al menos el 70 por ciento de su hábitat original.

5.5 Opciones de mitigación para la conservación de la biodiversidad

Los enfoques clásicos para la conservación, como los intentos de preservar los hábitats prístinos dentro de los parques nacionales y otras áreas protegidas y el establecimiento de corredores entre ellos, serán siempre necesarios y ayudarán a reducir las presiones sobre la biodiversidad. No obstante, en vista de la gravedad y variedad de amenazas que actualmente se ciernen sobre la biodiversidad, también son necesarios esfuerzos orientados a la reducción de muchas otras presiones sobre la vida silvestre. El sector pecuario es una fuente clave de un número importante de estas presiones, que presentan una multiplicidad de impactos, muchos de los cuales, si no la mayoría, se presentan en áreas que ya tienen perturbaciones ambientales.

En los capítulos anteriores se ha presentado una descripción de las opciones técnicas para algunas de las amenazas específicas que tienen un impacto sobre la biodiversidad. Con respecto a la vida silvestre, el foco de atención debería ser la reducción de aquellas amenazas que tienen, o se prevé que tendrán, el mayor impacto. El Cuadro 5.3 proporciona una idea de qué procesos y sistemas de producción pueden requerir mayor atención. Los ejemplos más destacados son el impacto de la intensificación del uso de la tierra y la contaminación del hábitat inducida por los ambientes de producción intensivos, la desertificación en zonas de pastoreo extensivo, y la fragmentación de los bosques asociada tanto a los sectores intensivos como extensivos.

En última instancia, la mitigación del impacto consistirá en parte en la reducción de las presiones y en parte en una mejor gestión de la interacción con los recursos naturales, ya sean estos la pesca, la vida silvestre, la vegetación, la tierra o el agua. La mejora de la gestión es más un asunto de políticas y regulaciones que de construcción de capacidad técnica y de investigación. La consolidación de una red de áreas bien protegidas es un inicio obvio. Los aspectos normativos de la conservación de la biodiversidad se tratan en el Capítulo 6. En cualquier caso, hay que señalar que se dispone de opciones

Cuadro 5.3

Clasificación según los expertos de las amenazas a la biodiversidad asociadas al ganado como resultado de diferentes mecanismos y de distintos tipos de sistemas de producción

Mecanismos de la pérdida de biodiversidad inducida por el sector pecuario	Tipo de sistema de producción pecuaria		Nivel de biodiversidad afectado		
	Producción extensiva	Producción intensiva	Intra-especies	Inter-especies	Ecosistemas
Fragmentación de los bosques	↗	↑	●	●	●
Intensificación del uso de la tierra	↗	↑		●	
Desertificación	→			●	
Transición forestal (reconversión de pastizales en bosques)	↗			●	●
Cambio climático	↗	↑	●	●	●
Invasión del ganado	↘			●	
Invasión de plantas	↘	→		●	●
Competición con la fauna y flora silvestres	↘	↑		●	
Sobrepesca		↗	●		
Erosión de la diversidad pecuaria		↑	●		
Toxicidad		↑	●		
Contaminación del hábitat	→	↑	●		●

Leyenda: nivel relativo y tipo de amenaza a la biodiversidad resultante de mecanismos diferentes. Con los adjetivos “extensiva” e “intensiva” se hace referencia a la importancia de la contribución de ambos extremos del continuum de los sistemas de producción pecuaria.

El fondo rojo indica el nivel del impacto en el pasado

■ muy fuerte

■ fuerte

■ moderado

■ débil

Fondo blanco: sin repercusiones

Las flechas indican la dirección de las tendencias actuales

↘ en disminución

→ estable

↗ en aumento

↑ en rápido aumento

técnicas para hacer frente a muchas amenazas, que se presentan aquí sin discutir el marco normativo necesario para su adopción exitosa.

En gran medida, la pérdida de la biodiversidad es consecuencia de los procesos de degradación ambiental analizados en los capítulos previos. Numerosas opciones, puestas de relieve en las secciones sobre mitigación de los capítulos anteriores, también encuentran aquí aplicación, por

ejemplo por lo que se refiere a la deforestación (también relevante en la mitigación de las emisiones de CO₂, Sección 3.5.1), al cambio climático (Sección 3.5), a la desertificación (rehabilitación de suelos cultivados y pastizales, Sección 3.5.1; manejo del agua, rebaños y sistemas de pastoreo, Sección 4.6), y a la contaminación (manejo de residuos y contaminación atmosférica, Secciones 3.5.3, 3.5.4 y 4.6.2).

Recuadro 5.7 Producción animal para la salvaguardia de la vida silvestre

La carne de animales silvestres fue, y sigue siendo, una fuente de proteína importante y económica en la sociedad africana. La presión de la caza sobre la fauna silvestre ha aumentado considerablemente durante las décadas recientes debido a los siguientes factores:

- el aumento de la demanda local de carne barata y disponible inmediatamente derivado del crecimiento de la población en torno a los bosques y los parques nacionales;
- la apertura a los colonizadores de muchas áreas boscosas debido al desarrollo de la industria maderera, en zonas donde otras fuentes de alimento podrían resultar de más difícil acceso. Los colonos y los trabajadores de la industria maderera pueden ejercer con la caza una considerable presión a nivel local sobre las poblaciones de fauna silvestre;
- el mejoramiento generalizado de las técnicas de cacería durante el siglo XX con una amplia difusión de las armas de fuego y el uso de venenos;
- una demanda permanente de la oferta de carne debido al crecimiento de los centros urbanos y a los mejores estándares de vida.

Este último factor ha modificado considerablemente las fuerzas que impulsan la caza y la cacería furtiva

de fauna silvestre. La demanda urbana evoluciona rápidamente, pasando de una demanda inicial de proteína barata para mantener la seguridad alimentaria a una demanda de carnes raras por parte de las clases adineradas, quienes pagan altos precios. El sector de carne de animales silvestres, a pesar de que en sus orígenes fue impulsado por las necesidades de subsistencia de los actores locales, obedece cada vez más a esta racionalidad económica (Fargeot, 2004; Castel, 2004; Binot, Castel y Canon, 2006).

Con la reciente crisis provocada por las enfermedades zoonóticas (Ébola, síndrome respiratorio agudo y severo), los consumidores locales han cambiado su percepción de la carne de animales silvestres. Una serie de estudios recientes muestran que esta carne ya no es el alimento de preferencia de varias comunidades locales ni de las comunidades temporales asentadas en los límites de los bosques (trabajadores contratados por las compañías extractoras de madera). Sin embargo, debido a la situación generalizada de una pobre infraestructura de transporte y de comercialización del sector pecuario en África tropical, la disponibilidad de carnes convencionales es con frecuencia demasiado baja, especialmente en áreas donde la vida silvestre está en peligro.

Varias opciones técnicas podrían reducir el impacto de la producción animal intensiva. En lo que concierne al cultivo de alimentos para el ganado y al manejo intensivo de los pastizales, la producción integrada¹¹ proporciona una respuesta tecnológica al reducir las pérdidas de plaguicidas y fertilizantes. La agricultura de conservación (véase también la Sección 3.5.1) podría restaurar importantes hábitats de suelo y reducir la degradación. La combinación

de estas formas de mejoramiento a nivel local con la restauración o conservación de una infraestructura ecológica a nivel del paisaje (Sanderson *et al.*, 2003; Tabarelli y Gascon, 2005) y la adopción de buenas prácticas agrícolas (medidas sanitarias y manejo adecuado de los lotes de semillas evitando contaminantes, entre otras) podría ofrecer una buena manera de reconciliar la conservación del funcionamiento de los ecosistemas con la expansión de la producción agrícola.

Las mejoras en los sistemas extensivos de producción animal pueden ser una contribución a la conservación de la biodiversidad. Existen opciones, con buenos resultados comprobados (véanse las secciones 3.5.1 y 4.6.3), para restaurar algunos de los hábitats perdidos por la expansión de las tierras

¹¹ La producción integrada es un sistema de técnicas agrícolas desarrolladas en Francia en 1993 por el Forum de l'Agriculture Raisonnée Respectueuse l'Environnement (FARRE). Es un intento por reconciliar los métodos agrícolas con los principios del desarrollo sostenible, buscando un equilibrio entre, en las palabras de FARRE, "la producción de alimentos, la rentabilidad, la inocuidad, el bienestar de los animales, la responsabilidad social y el cuidado del ambiente".

Recuadro 5.7 (continuación)

En este contexto, el sector pecuario podría ayudar a disminuir la presión sobre la fauna silvestre desarrollando una producción de carne suficiente y la capacidad de comercialización, con el fin de garantizar la seguridad y la inocuidad alimentaria a nivel local en áreas donde el consumo de carne de animales silvestres representa una amenaza para la vida silvestre.



© S. PESSEAT

Rata de cañaveral (*Thryonomys swinderianus*)
(Gabón, 2003)

El desarrollo de un sector ganadero industrial podría abastecer a las poblaciones de carne a precios más reducidos, aunque existen limitaciones asociadas a la falta de infraestructura. El desarrollo de una infraestructura cuidadosamente diseñada (redes de transporte, cadena de frío, etc.) para transportar los productos hasta el consumidor o para el transporte de los insumos (vacunas) necesarios para las unidades de producción ganadera, puede posibilitar que el sector pecuario contribuya a la conservación de la fauna silvestre.

Los sistemas de producción animal no tradicionales también ofrecen alternativas para reducir la presión de la caza sobre la fauna silvestre. La producción en las fincas de la rata de cañaveral o aulácodo (*Thryonomys swinderianus*) se puede intensificar y puede abastecer los centros urbanos de carne silvestre. En las áreas rurales "las fincas" productoras de especies cinegéticas pueden suministrar una oferta regular de carne silvestre a las comunidades, regulando los precios de mercado para esta carne y reduciendo de hecho la presión de la caza furtiva en la vida silvestre.

Fuentes: Houben, Edderai y Nzego (2004); Le Bel *et al.* (2004).

de pastos mal manejados. En algunos contextos (por ejemplo, en Europa) el pastoreo extensivo podría ser una herramienta para mantener la heterogeneidad de paisajes amenazados de gran valor ecológico. Tales opciones se agrupan comúnmente bajo la denominación de "sistemas silvopastoriles" (incluyendo el manejo de los pastos). Mosquera-Losada, Rigueiro-Rodríguez y McAdam (2004) presentan una amplia gama de tales opciones y evalúan sus efectos en la biodiversidad.

Todas estas categorías de opciones son de gran importancia, en tanto que pueden aplicarse a amenazas muy generalizadas. Existen muchas otras opciones que con frecuencia responden a amenazas de alcance regional. En el Recuadro 5.7 se presenta un ejemplo de una situación donde el desarollo

de la cría intensiva de fauna cinegética podría contribuir a la conservación de la fauna silvestre remanente.

También es importante considerar un principio más general. La intensificación del uso de la tierra se ha presentado en esta sección como una amenaza para la biodiversidad porque es a menudo sinónimo de un proceso sin control orientado a obtener ganancias, con insuficiente consideración de las externalidades, lo que da lugar a la pérdida de diversidad de los ecosistemas. Sin embargo, dado el crecimiento del sector pecuario mundial, la intensificación también es una vía tecnológica importante, ya que permite una reducción de la presión sobre la tierra y el hábitat natural, reduciendo también el riesgo de invasión de plantas.

06





Las políticas, sus desafíos y sus opciones

En este capítulo se analizan los desafíos de las políticas y las repercusiones que se derivan del crecimiento del sector pecuario y del impacto de los cambios en el medio ambiente. En primer lugar, se someten a discusión las peculiaridades de los problemas surgidos en la interacción ganadería-medio ambiente y su contexto normativo y se identifican los desafíos específicos y las necesidades normativas generales para que el sector pecuario dé una respuesta a las dimensiones ambientales básicas consideradas en esta evaluación: degradación de la tierra, cambio climático, agua y biodiversidad. Finalmente, se presentarán las opciones de políticas específicas y las aplicaciones prácticas más promisorias para mitigar la carga ambiental de la ganadería, vistas con el prisma de los puntos crí-

ticos de la interacción ganadería-medio ambiente identificados en el Capítulo 2.

En los capítulos precedentes se ha puesto de relieve la situación de los fuertes y crecientes impactos del ganado sobre el medio ambiente. Resulta evidente que para la mayor parte de los problemas ya existen las soluciones técnicas que podrían reducir drásticamente este impacto. ¿Por qué no se ha generalizado entonces la aplicación de muchas de estas soluciones técnicas?

Obstáculos para una efectiva formulación de políticas sobre la interacción ganadería-medio ambiente

Parece que dos cuestiones han sido pasadas por alto. En primer lugar, hay una falta de conocimiento entre los productores, los consumidores y los

responsables de políticas sobre la naturaleza y el alcance de los impactos de la producción pecuaria en el medio ambiente. Las interacciones ganadería-medio ambiente no son fáciles de entender dada su amplitud y complejidad. Además, muchos de los impactos son indirectos y no se aprecian inmediatamente, por lo que resulta fácil subestimar los impactos de la producción pecuaria en el uso de la tierra, el cambio climático, el agua y la biodiversidad. En segundo lugar, en parte como resultado de la falta de conocimiento, en muchos casos sencillamente no existe un marco normativo para que las prácticas de cría sean menos nocivas o, en el mejor de los casos, si existe es muy rudimentario. Con frecuencia existen marcos que responden a múltiples objetivos y carecen de coherencia. Peor aún, las normas existentes a menudo exacerbaban los impactos de la producción pecuaria en el ambiente.

La omisión algunas veces puede ser consciente y deliberada. En muchos países de ingresos bajos y medios, el suministro de alimentos y la seguridad alimentaria, en sus acepciones más estrictas, tienen mayor prioridad que los problemas ambientales. Es evidente que hay una correlación entre el interés y la voluntad de proteger el medio ambiente y los niveles de ingreso. La relación en forma de U invertida entre ingresos y deterioro ambiental (el deterioro aumenta al inicio con el aumento de los ingresos y con aumentos adicionales de los ingresos comienza a reducirse) se conoce como la “curva de Kuznets para el medio ambiente” (Dinda, 2005; Andreoni y Chapman, 2001).

En algunas ocasiones la negación de los impactos ambientales puede estar motivada por el convencimiento de que las medidas que los contrarrestan tienen pocas posibilidades de éxito. Los millones de pobres que crían ganado, de los que, según la opinión de muchos, no es posible esperar cambios en su manera de producir debido a la ausencia de medios de vida alternativos, son el ejemplo más representativo. El carácter remoto de la producción ganadera en muchas de las áreas marginales del mundo, así como las dificultades de acceso físico e institucional, crean

problemas de orden práctico incluso para establecer un régimen de derecho y la aplicación de normas. Los ejemplos más obvios de “ausencia de leyes” en áreas remotas son los invasores en la cuenca amazónica y los pastores en las áreas tribales del Pakistán.

La negligencia para intervenir en estos problemas puede tener su origen en la influencia que los productores pecuarios ejercen en muchos países, particularmente en los desarrollados (Leonard, 2006). Esto afecta a la economía política de la formulación de políticas públicas para el sector pecuario en la UE, los Estados Unidos de América, la Argentina y muchos otros países. Con frecuencia se argumenta que los grupos de presión del sector pecuario pudieron ejercer en el pasado una influencia desproporcionada en las políticas públicas con el fin de proteger sus intereses. Un indicio del poder de estos grupos de presión es la persistencia de los subsidios agrícolas que en los países de la OCDE ascienden en promedio al 32 por ciento del ingreso total de los agricultores, siendo los productos pecuarios (particularmente la leche y la carne) los que tienen mayores niveles de subsidio.

Por lo general, cualquiera que sea la motivación, el impacto de la producción ganadera en el medio ambiente no recibe la adecuada intervención normativa incluso cuando se cuenta con los medios técnicos. En la gama baja del espectro, en las áreas de pastoreo de zonas secas o marginales, tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados, los responsables de la formulación de políticas consideran que los pastores y los agricultores no poseen la capacidad suficiente como para realizar o mantener inversiones que puedan beneficiar al ambiente. En la gama alta del espectro, los productores comerciales a gran escala, que están muy bien conectados, con frecuencia eluden las normas ambientales.

Esta negligencia contrasta notablemente con la magnitud del impacto de la producción pecuaria en el medio ambiente y subraya la importancia y urgencia de elaborar marcos normativos e institucionales apropiados. Estos marcos deben

constar de políticas económicas amplias, políticas sectoriales para la agricultura o la ganadería y políticas ambientales.

6.1 Hacia la construcción de un marco normativo

6.1.1 Principios generales

En el diseño e implementación de políticas que den una respuesta al impacto de la producción pecuaria en el ambiente han de tenerse en cuenta una serie de principios orientadores. Antes de nada, es necesario tener presentes los principios básicos que condujeron al establecimiento de políticas equivocadas, incluidas las deficiencias del mercado, las deficiencias de la información y las deficiencias debidas a las diferencias en la influencia política.

Justificación de la intervención gubernamental

Las políticas públicas deben proteger y mejorar los bienes públicos, incluido el medio ambiente. La justificación de la intervención de las políticas públicas está basado en el concepto de las deficiencias del mercado. Estas deficiencias se presentan porque muchos ecosistemas locales y globales son bienes públicos o “comunales”, y los impactos ambientales negativos de la producción pecuaria en estos bienes son “externalidades” que surgen porque las decisiones económicas individuales generalmente consideran sólo los costos y beneficios individuales o privados. También hay externalidades de consumo por el impacto negativo que ciertos productos pecuarios, especialmente las grasas animales y las carnes rojas, tienen sobre la salud, pero quedan fuera del alcance de este estudio. Existen asimismo deficiencias de información, por ejemplo la falta de comprensión de fenómenos muy complejos como la biodiversidad y el cambio climático. Como consecuencia de las externalidades y de las deficiencias de la información, el mercado falla en la entrega de un nivel socialmente deseable de impacto ambiental. No sólo existen deficiencias del mercado y la información, también hay deficiencias en las políticas, tales como los subsidios que algunas

veces constituyen incentivos perversos al promover la ineficiencia en el uso de los recursos o la ejecución de actividades que deterioran el medio ambiente.

Deficiencias del mercado

Con respecto a la producción pecuaria y el medio ambiente, la mayor parte de las deficiencias del mercado se presentan en forma de externalidades. Estos son impactos que deben ser soportados por terceras partes como consecuencia de decisiones tomadas por individuos y organizaciones y por los que no se recibe ninguna compensación o pago. Las externalidades pueden ser negativas y positivas. La presencia de nitratos en el agua provenientes de explotaciones pecuarias y el daño que causan, o el costo de su eliminación del agua potable, sería un ejemplo de una externalidad negativa. La presencia de aves silvestres en los sistemas silvopastoriles, el carbono secuestrado en los pastizales mejorados, la disminución de la escorrentía y la sedimentación aguas abajo resultantes de una gestión mejorada del pastoreo son ejemplos de externalidad positiva a través de la cual se proporciona un beneficio a la sociedad en general por el que usualmente no se recibe ninguna compensación.

Las externalidades causan ineficiencias económicas, dado que el responsable tiene pocos incentivos para minimizar las externalidades negativas o maximizar las positivas porque las consecuencias son soportadas (o disfrutadas) por la sociedad y no por el individuo o la empresa responsable. De aquí la necesidad de que estos costos externos (o beneficios) sean “internalizados”, es decir, es necesario crear un mecanismo de respuesta para que el responsable (o los proveedores) rinda cuentas del impacto externo. El intento de considerar las externalidades queda reflejado en el principio de que “quien contamina paga, quien brinda servicios cobra”.

El problema de la aplicación de este principio es que muchos bienes y servicios ambientales no se comercializan y, aunque tienen una valoración evidente en la sociedad, no tienen un precio

en el mercado. Ante la ausencia de mercados, la manera adecuada de valorar el ambiente se enfrenta a retos formidables (Hanley, Shogren y White, 2001; Tietenberg, 2003). Se han desarrollado una serie de métodos que suelen clasificarse en métodos basados en costos, los cuales tratan de valorar el daño, los costos de eliminación de la contaminación o los costos de sustitución de un bien o servicio, y métodos basados en la demanda, que tratan de estimar la disposición para el pago u otras expresiones de preferencia por bienes y servicios ambientales. Los problemas de la valoración también se convierten en problemas para el diseño e implementación de políticas.

Deficiencias políticas

Además de las deficiencias del mercado, otra clase de inefficiencia deriva de las deficiencias de la intervención gubernamental. A diferencia de las deficiencias del mercado, una deficiencia política representa un efecto distorsivo de la intervención gubernamental activa. Los gobiernos intervienen en los mercados para alcanzar ciertos objetivos. Las deficiencias políticas pueden tener consecuencias adversas, bien sea por los daños provocados de manera directa sobre el medio ambiente, bien por las señales que distorsionan los precios y causan una asignación desacertada de los recursos (FAO, 1999c). La intervención gubernamental algunas veces puede fallar en la corrección de las deficiencias del mercado, puede empeorar las distorsiones ya existentes, o incluso crear nuevas distorsiones. Las deficiencias políticas pueden derivarse de los subsidios sectoriales, de los precios inadecuados, de las políticas tributarias, del control de precios, de las reglamentaciones y de otras medidas normativas.

A continuación se consideran algunos principios positivos.

El principio de precaución

Un principio que se usa con frecuencia para vincular las preocupaciones ambientales con la toma de decisiones es el “principio de precaución”, un

llamamiento a la acción para reducir el impacto ambiental incluso antes de tener certeza de la naturaleza exacta y la dimensión de los daños. El principio de precaución enfatiza que la acción correctiva no debe ser pospuesta cuando haya amenazas graves de daños irreversibles aunque se carezca de certeza científica. No obstante, existe un acalorado debate entre los responsables de las políticas acerca de la utilidad de este principio, sobre el que no aún no hay un acuerdo unánime (Immordino, 2003).

Nivel normativo: el principio de subsidiariedad

Las políticas ambientales tienen dimensiones locales, nacionales y globales. Los temas globales como el cambio climático y la pérdida de biodiversidad tienen un alcance internacional y están sujetos a tratados internacionales. En vista de la naturaleza local de muchas de las interacciones ganadería-medio ambiente, la literatura sobre política ambiental enfatiza el principio de subsidiariedad, es decir, que las decisiones deben ser tomadas en el nivel organizativo más bajo y deben ser tan descentralizadas como sea posible.

El marco normativo más amplio usualmente se establece a nivel nacional. Incluso los tratados internacionales sobre, por ejemplo, aranceles comerciales y metas de emisión necesitan pasar por un proceso de ratificación a nivel nacional antes de convertirse en ley. Las normas para el control de emisiones, los impuestos, subsidios agrícolas y ambientales usualmente forman parte de las políticas nacionales. La gestión del acceso a los recursos locales, la zonificación y la intervención coercitiva son competencia de las autoridades gubernamentales locales.

Proceso normativo: inclusión y participación

Para que las normas den buenos resultados, es necesario que sean incluyentes. En las esferas local y nacional, deben involucrar a todas las partes interesadas, que participarán también, a ser posible, en su diseño. La participación aumenta las posibilidades de que las normas sean exito-

sas. La participación activa de las comunidades y de los ciudadanos es una necesidad para una efectiva ejecución de normas locales y proyectos como la protección de cuencas o la organización de grupos de campesinos para la asistencia técnica. No obstante, en la práctica, los enfoques participativos raramente trascienden las iniciativas locales. Usualmente la participación no compromete el ámbito relacionado con el diseño de paquetes normativos para todo el sector y las estrategias de desarrollo (Norton, 2003).

Objetivos de las políticas y compensaciones: la evaluación de costos y beneficios

Las políticas del sector pecuario deben responder a un sinfín de objetivos económicos, sociales, ambientales y de salud. La mayoría de las veces será imposible diseñar políticas que respondan a todos al mismo tiempo y que tengan además unos costos razonables para los gobiernos y las personas afectadas. Existen relaciones de compensación importantes, así como también existe la

necesidad de fijar compromisos. Por ejemplo, las restricciones de acceso a la tierra y los controles al pastoreo en tierras comunales con frecuencia implican bajos beneficios en el corto plazo para los pastores. Igualmente, la fijación de estándares de emisiones de desechos más estrictos para los productores de sistemas intensivos da lugar a un aumento en los costos de producción y puede afectar a la competitividad de un país con respecto a otros en donde los estándares son más bajos o no existen.

Por lo tanto, es esencial evaluar muy cuidadosamente los costos y los beneficios de las intervenciones políticas en el sector pecuario y conceder prioridad a objetivos diferentes. Estos dependerán de manera crucial del nivel de ingresos y desarrollo económico, el nivel de participación de los pequeños productores en el sector pecuario, las perspectivas exportadoras del sector, la magnitud de la degradación ambiental inducida por la actividad pecuaria o el nivel de desarrollo de los mercados, entre otros factores.



Toma de decisiones a nivel internacional en la FAO (Italia)

Las cuatro fases de la elaboración de las prioridades políticas

Es posible definir cuatro fases diferentes dependiendo del nivel de desarrollo económico de un país.

Los países con bajos niveles de ingreso y desarrollo económico, y con una presencia importante de pequeños productores en el sector pecuario, a menudo tratan de aplicar políticas sociales a través del sector que obedecen a los intereses de grandes masas de pobres rurales; otros objetivos son de importancia secundaria. La mayor parte del África subsahariana y de Asia meridional pertenece a esta categoría. Generalmente, en esta fase, las políticas incluyen la promoción y el desarrollo tecnológico, con frecuencia en las áreas de sanidad y producción animal, además de intervenciones en el desarrollo de los mercados. El objetivo primordial es mantener y, en lo posible, continuar con el desarrollo del sector pecuario como una fuente de ingreso y empleo para los habitantes rurales marginados, ya que otros sectores aún no ofrecen oportunidades económicas suficientes. Estas estrategias con frecuencia no ofrecen una respuesta a problemas como la degradación y la sobreexplotación de los recursos de pastoreo, que a menudo se ubican en áreas con régimen de propiedad comunal con formas no sostenibles de manejo de la tierra. Tanto los gobiernos como los productores carecen de medios financieros con los que responder a la degradación generalizada. Los marcos normativos pueden existir pero nadie vela por su cumplimiento. Tampoco se presta la suficiente atención a serios problemas de salud pública animal y humana.

Ascendiendo en la escalera del desarrollo económico y el ingreso, en las etapas iniciales de la industrialización hay una tendencia a prestar más atención a los objetivos ambientales y de salud pública, pero los objetivos sociales aún mantienen su importancia. Los responsables de las políticas también focalizan la atención en la necesidad de aumentar el suministro de alimentos a las ciudades en crecimiento. El fomento de la producción de carne, leche y huevos en las zonas periurbanas

es una solución relativamente fácil. El sector de los pequeños productores aún tiene una gran importancia, aunque la industrialización de la producción animal tiende a disminuir su importancia relativa. Se llevan ahora a cabo los primeros intentos para el cumplimiento de los objetivos ambientales en el sector. Así, por ejemplo, se crean instituciones responsables de afrontar el problema de la degradación de los recursos de propiedad comunal o de establecer áreas protegidas. De manera similar, se elaboran marcos jurídicos para la inocuidad de los alimentos, que empiezan a ser de obligado cumplimiento en los mercados formales, y los consumidores urbanos comienzan a llamar la atención de los responsables de las políticas. Actualmente, Viet Nam podría ser un buen ejemplo de este grupo, al igual que algunos de los países más ricos de África.

La situación cambia más rápidamente en la fase de industrialización plena en los países en desarrollo. Para los gobiernos, los objetivos sociales del sector dejan de ser una prioridad, puesto que la abundancia de oportunidades de empleo en los sectores secundarios y terciarios reduce la importancia del sector a un "reservorio" o "sala de espera para el desarrollo". Por otra parte, algunos países como Malasia, por ejemplo, fomentan la desaparición de la pequeña agricultura con el fin de liberar mano de obra para el desarrollo industrial y racionalizar la agroindustria alimentaria. Las normas de inocuidad de los alimentos se establecen para satisfacer el rápido y sofisticado crecimiento de demanda de carne, leche y huevos en las ciudades. La consiguiente consolidación de la industria de alimentos reduce rápidamente el número de productores y de otros agentes de mercado.

En esta fase la industria pecuaria se convierte en un negocio muy rentable y se consolida. Cada vez más se espera que el sector cumpla las normas ambientales básicas, puesto que el público comienza a percibir los elevados costos ambientales de la rápida intensificación. No obstante, los grupos de presión en la agricultura y la producción pecuaria algunas veces mantienen su influencia y

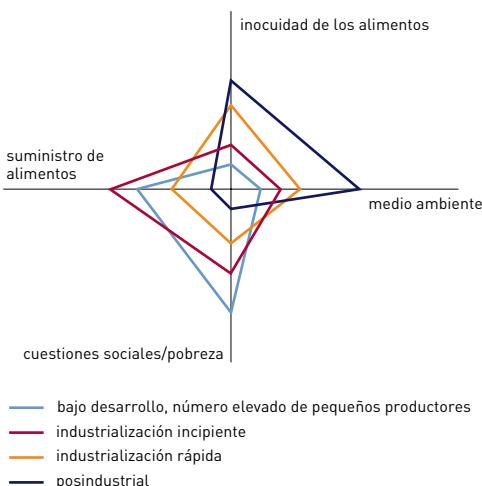
gozan de protección, bien como un legado de la importancia del sector en el pasado, bien por la importancia que se le atribuye a la autosuficiencia de productos alimentarios o por los valores culturales representados en la producción animal. Muchos países de Asia oriental, como China y Tailandia, y países de América Latina, como el Brasil y México, son ejemplos de esta fase, aun cuando estos países son muy diversos y heterogéneos.

En la fase de industrialización total, los objetivos ambientales y de salud pública son predominantes. La importancia social y económica relativa del sector pecuario es mucho más reducida. Sin embargo, en la mayoría de los países de la OCDE el sector agrícola y ganadero todavía es más importante en términos de empleo que en los de su contribución al PIB, y el sector agrícola ha ganado alguna importancia por servicios diferentes a la oferta de alimentos y otros productos primarios. El nivel de protección de los productos pecuarios en la mayor parte de los países desarrollados indica que los grupos de presión sectorial aún ejercen una vasta influencia sobre los responsables de las políticas.

Si se observan estas tendencias no será difícil prever los desarrollos futuros que, de hecho, ya empiezan a configurarse. En contraposición al suministro de alimentos, las demandas de servicios ambientales, impulsada por las expectativas cada vez más altas y sofisticadas de los consumidores, consolidarán las exigencias relacionadas con el ambiente y la inocuidad de los alimentos como las únicas consideraciones que han de tomarse en consideración en la formulación de políticas públicas. La protección disminuirá y los derechos implícitos desaparecerán gradualmente.

Un modelo estilizado de las cuatro etapas y sus prioridades cambiantes se representa en el Gráfico 6.1. Aunque en el contexto de este estudio no se pretende suministrar evidencia estadística de estas observaciones, estas consideraciones son explícitas en herramientas multicriterio y jerárquicas de apoyo a las decisiones como las expuestas en Gerber *et al.* (2005). El balance implícito entre las ventajas y las desventajas

Gráfico 6.1 Cambios de los objetivos de las políticas pecuarias en relación con el desarrollo económico



Fuente: autores.

indica que quizás no sea realista esperar, como hacen muchos investigadores del sector y agentes de la comunidad para el desarrollo, que el sector pecuario pueda cumplir simultáneamente y en forma equilibrada los objetivos económicos, sociales, sanitarios y ambientales. Herramientas para la toma de decisiones como el análisis multicriterio o jerárquico pueden contribuir a dar una respuesta con relación a este equilibrio, pero el marco de políticas conflictivo y distorsionado en el que opera el sector pecuario no es fácil de esclarecer.

Los considerables subsidios con que la mayor parte de los países desarrollados han beneficiado al sector pecuario ponen de relieve el hecho de que la importancia que se le asigna trasciende la mera contribución económica. De ahí que sea posible afirmar que el sector pecuario sigue recibiendo la atención de los responsables de la formulación de políticas por razones sociales, económicas y de inocuidad de los alimentos, y que los equilibrios existentes entre estas tres razones y los objetivos ambientales operan en detrimento

de estos últimos. Las razones para esto varían dependiendo de la fase de desarrollo, pero la tendencia general parece estar muy difundida.

Podría haber una relación causal entre los subsidios gubernamentales y la degradación de los recursos naturales. En los capítulos 3 y 5 se proporciona una descripción de lo que podrían llamarse “subsidios de la naturaleza” al sector pecuario, el suministro de recursos naturales y sumideros de desechos y su degradación paulatina o agotamiento sin restauración o remediación. Es necesario eliminar gran parte de los subsidios para lograr un mejor uso de los recursos y limitar los impactos de la producción pecuaria en el ambiente.

No obstante, se tendrá que pagar un precio:

- Es probable una subida de los precios de los productos de origen animal, en particular los precios de la carne bovina y otros tipos de carnes rojas, como consecuencia del ajuste en los precios de insumos como el agua y la tierra. Los subsidios de la naturaleza son particularmente altos en los productos de los rumiantes (además de los altos subsidios gubernamentales en los países de la OCDE).
- La producción ganadera en muchas áreas marginales con sistemas de propiedad privada o comunitaria dejará de ser rentable si se eliminan las actuales distorsiones de los precios y si se debe asumir el costo de las externalidades. Muchos productores necesitarán encontrar medios de vida alternativos. Si hay un acuerdo en que este es el resultado que se quiere obtener en el largo plazo, tendrá que producirse un cambio inmediato en la orientación de las políticas.
- Esta orientación hacia una mayor eficiencia, que también producirá ahorros en el uso de los recursos naturales y que disminuirá las emisiones, determinará una producción pecuaria cada vez más intensiva en conocimientos y en capital. Por consiguiente, la producción familiar a pequeña escala deberá afrontar crecientes dificultades para permanecer en el mercado, a menos que se diseñen formas organizativas como la agricultura de contrato o

las cooperativas (Delgado y Narrod, 2002). Nuevamente, la pérdida de competitividad requiere intervenciones de política, no necesariamente para mantener a los pequeños productores en la actividad agrícola, sino para suministrar oportunidades de encontrar medios de vida fuera del sector agrícola y para permitir una transición ordenada.

Enfoques de política amplios: instrumentos económicos y normativos

Usualmente las políticas están constituidas más por una serie de medidas que por una medida en particular. La clave del éxito en el diseño y la implementación de las políticas está en asegurar la correcta combinación y ordenación secuencial de las diversas medidas.

Generalmente, la literatura realiza una distinción entre dos enfoques amplios para la implementación de las políticas ambientales: enfoques normativos e instrumentos económicos. La elección entre estos enfoques no es sólo ideológica, sino que también depende de la capacidad de los gobiernos para hacer cumplir las normas, y cabe destacar que existen diferencias muy marcadas entre los países.

- Los enfoques normativos, también denominados “instrumentos de comando y control”, se aplican con frecuencia a las emisiones liberadas en la atmósfera, el agua y el suelo (en la mayor parte de los casos originadas en fuentes puntuales de contaminación) y, generalmente, para el acceso y el uso de recursos. Estos enfoques algunas veces se basan en un seguimiento y aplicación costosos, y dependen de la capacidad institucional, lo que limita su uso en muchos países en desarrollo. Históricamente, las políticas ambientales en la mayor parte de los países han comenzado con “instrumentos de comando y control”.
- Los instrumentos económicos dependen del rol de los incentivos monetarios para modificar el comportamiento de los individuos o de las empresas. Pueden ser positivos (en forma de subsidios o ingresos por la venta de

servicios ambientales) o negativos (en forma de contribuciones o impuestos). Muchos instrumentos dependen de la eficiencia económica como objetivo fundamental. Los costos del seguimiento de los instrumentos económicos tienden a ser más bajos, puesto que hay mayor margen para la autoregulación, recompensada con incentivos financieros.

El uso de una combinación de los dos enfoques es una práctica habitual. Otros instrumentos incluyen el apoyo tecnológico conexo a la construcción de capacidad y el desarrollo institucional y de infraestructura.

Las políticas pueden impulsar cambios en la tecnología y la gestión

Las políticas definen derechos y obligaciones. También tienen el potencial de determinar los precios de los insumos y de los productos y, de esta manera, orientar la entrega de bienes públicos a los niveles que la sociedad considera óptimos. El concepto de “innovación inducida”, por menorizadamente descrito por Hayami y Ruttan, ha demostrado ser de gran utilidad en el contexto de las interacciones de la producción pecuaria y el medio ambiente (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997). Ruttan (2001) asocia este concepto a una observación previa realizada por Hicks (1932, pp. 123-125):

Un cambio en los precios relativos de los factores de producción es, en sí mismo, un estímulo a la invención y a las invenciones de una clase particular, dirigidas a economizar el uso de un factor que se está haciendo relativamente muy costoso.

Desde entonces el concepto de la innovación inducida ha experimentado ulteriores desarrollos que incluyen el cambio institucional. Como ejemplo puede citarse a Coase y Williamson (McCann, 2004), quienes sugieren que formas de organización económica como la integración vertical son el resultado de la disminución de los costos de transacción. Sin adentrarse en los detalles de los

modelos económicos que subyacen en estos conceptos, resulta útil la visión de las políticas como potenciales y poderosos impulsores del cambio tecnológico por la vía de su efecto sobre los precios y sus regulaciones del acceso a los recursos. Mediante la restricción del acceso a las tierras de pastoreo, por ejemplo, la tierra y los recursos relacionados con los piensos se tornan relativamente escasos, de manera que el cambio técnico tenderá a la búsqueda de fórmulas para hacer más eficiente el uso de estos recursos. Asimismo, una fijación de precios más acertada fomentará un uso del agua más eficiente, y orientará el uso del agua hacia la mejor asignación entre los posibles usos que compiten por el recurso (producción animal, cultivos y otros). Lo mismo puede aplicarse a todos los demás recursos naturales relacionados con la producción pecuaria, como los nutrientes, etc. Igualmente, los nuevos costos derivados de la internacionalización de las externalidades de la producción pecuaria, como las emisiones de amoníaco u otras formas de desechos, darán lugar a un aumento en los esfuerzos para evitar su generación. Estos efectos serán probablemente más importantes cuanto más altas sean las diferencias actuales entre los costos o precios reales y los que reflejan un nivel “óptimo” de protección ambiental.

Actualmente, la toma de decisiones sobre las interacciones entre las personas, el ganado y el medio ambiente se caracteriza por el bajo precio de prácticamente todos los procesos naturales presentes en el proceso de producción pecuaria, debido a que las principales externalidades generadas por el sector pecuario en todos los eslabones de la cadena de sus productos son ignoradas y no se tienen presentes en el proceso contable, así como por una gama de distorsiones que crean los sectores de ganadería subsidiada (en su acepción general) en los países desarrollados y los sectores de la actividad pecuaria gravados con impuestos en los países en desarrollo. La toma de decisiones se complica aún más debido a las expectativas poco realistas de búsqueda de objetivos sociales a través del sector pecuario.

Para resumir, el lienzo en el que las nuevas políticas tendrán que diseñarse no es blanco. Está marcado con amplias pinceladas de ignorancia, negligencia, conjeturas y falacias. Esto no debe causar desilusión, sino más bien generar la esperanza de que relativamente pocos cambios, en un sector que con frecuencia se ha considerado de poca importancia para el ambiente, puedan tener un impacto considerable.

6.1.2 Instrumentos de política específicos

Limitar las necesidades de tierra del sector

Un factor clave para limitar el impacto ambiental del ganado es limitar las necesidades de tierra de la actividad pecuaria a través del establecimiento de políticas acordes con el contexto de transición geográfica que está atravesando el sector pecuario. Como se ha visto en el Capítulo 2 esta transición presenta dos aspectos.

En primer lugar, hay una expansión del uso de la tierra para o por el ganado. Hasta mediados del siglo XX esta tendencia se presentó principalmente en la forma de tierras de pastoreo. Esta expansión aún continua en el África subsahariana y especialmente en América Latina, donde el establecimiento de pastos es la causa fundamental de la deforestación. No obstante, en casi todas las partes del mundo esta expansión se ha detenido (Asia, el Cercano Oriente) o se ha revertido, con pastizales que se convierten en terrenos boscosos y bosques (países industrializados).

Al mismo tiempo, el uso de alimentos concentrados se ha expandido significativamente durante los últimos 50 años incrementando sustancialmente la demanda de tierras cultivables para la actividad pecuaria. En el año 2001 se estimó que un 33 por ciento del total de la tierra cultivable se destinaba a la producción de alimentos para el ganado, bien fueran productos primarios (cereales, oleaginosas, tubérculos) o sus subproductos (salvados, tortas). Una vez más, esta expansión de la superficie, que aún sigue produciéndose en la mayor parte de los países en desarrollo, está lista para disminuir su ritmo y, finalmente, retroceder. Esto ya está ocurriendo en los países industria-

lizados, donde el estancamiento o el reducido incremento de la demanda de productos pecuarios va acompañado de aumentos continuos de la productividad de la actividad pecuaria y de los cultivos, cuyo resultado es una necesidad general más reducida de tierra para el ganado.

Si la demanda general de tierra puede tener reducciones adicionales, lo que parece posible, el medio ambiente se beneficiará al liberarse tierras para propósitos ambientales. Esto deberá ir acompañado de una intensificación cuidadosa de los sistemas de pastoreo existentes y de la tierra cultivable allí donde exista potencial para el incremento de los rendimientos.

En segundo lugar, hay una concentración creciente de las actividades pecuarias en determinados lugares que presentan condiciones más favorables. Esto se aplica a los segmentos industrializados del sector pecuario, principalmente la producción intensiva de cerdos y aves de corral, y hasta cierto punto de leche y carne bovina. Como se ha visto, esta concentración ha cobrado impulso gracias a que la producción pecuaria industrial ha ganado independencia de la dotación natural específica presente en un determinado lugar, hecho que previamente determinaba la localización de las unidades de producción (lo que aún sigue ocurriendo en casi toda la producción de cultivos).

La concentración geográfica, o lo que podría denominarse la “urbanización de la ganadería”,



© FAO/21424/J. SPULL

Un ejemplo de la cría de animales en entornos urbanos: cabras pastando en la ciudadela del centro de Amman (Jordania, 1999)

es en muchos sentidos una respuesta a la rápida urbanización de las poblaciones humanas. La ganadería periurbana proporciona una solución inmediata a los países con desarrollo económico rápido y con centros urbanos que crecen de manera acelerada. Esta concentración geográfica es en gran medida responsable de los problemas relacionados con el vertido de desechos en las tierras circundantes.

Sin embargo, los países desarrollados han reubicado la producción pecuaria lejos de las ciudades y han establecido infraestructuras y reglamentaciones para ello. Lo mismo está ocurriendo en las economías emergentes, primero, como respuesta a las molestias que originan (oleros y moscas) y, posteriormente, por los problemas relacionados con la salud pública y la carga de nutrientes en los cursos de agua. En las economías emergentes se necesitan políticas que favorezcan el establecimiento de las industrias pecuarias en el medio rural y que impidan la “urbanización de la ganadería” allí donde aún no se ha producido.

En las siguientes secciones, se describen los instrumentos normativos básicos que se aplican actualmente y las respuestas posibles al impacto del ganado en la degradación ambiental, con sus necesidades y efectos potenciales. La elección de los instrumentos normativos debe basarse en su eficiencia, es decir, en un equilibrio donde se maximice la diferencia entre los beneficios sociales y los costos sociales de las medidas de control de la contaminación y del uso de los recursos (Hahn, Olmstead y Stavins, 2003). Cada vez más, sin embargo, el criterio de eficiencia está siendo complementado con consideraciones de eficacia, que comienzan con un objetivo ambiental (como el nivel de nitratos en el agua potable) para intentar después alcanzar la meta con mínimos costos agregados, lo que con frecuencia incluye instrumentos basados en el mercado a fin de garantizar una asignación de fondos de al menos el costo de la reducción de la contaminación. Otro criterio que ha de usarse en la elección de los instrumentos normativos es el de la equi-

dad, puesto que la distribución de los costos del control de la contaminación y de los beneficios ambientales con frecuencia es desigual (Hahn, Olmstead y Stavins, 2003).

Corregir la distorsión de los precios

Muchas de las ineficiencias, la degradación, el despilfarro y otros aspectos perjudiciales de la producción pecuaria son el resultado de señales distorsionadas de los precios que no estimulan el uso eficiente de los recursos y promueven una asignación desacertada y una degradación no controlada de los recursos. Esto guarda relación en particular con la infravaloración de los recursos naturales y sumideros, ya sea como resultado de un subsidio evidente (por ejemplo, en el caso del agua) o debido a una indiferencia respecto a las externalidades.

En gran medida, las deficiencias de los mercados y las distorsiones originadas por las políticas significan que los precios actuales de los insumos y productos de la producción pecuaria no reflejan la realidad de los escasos recursos. Como se ha visto en el Capítulo 3, el sector pecuario es altamente dependiente de recursos naturales como tierra, agua, energía y nutrientes, pero estos recursos vienen casi universalmente infravalorados debido a las políticas distorsivas o a que las externalidades no son tenidas en cuenta.

La tierra es el factor más importante en la producción agrícola y ganadera. Los impuestos sobre la tierra se consideran un instrumento para la promoción de un uso más productivo o intensivo de la tierra. Estos impuestos en particular pueden contrarrestar la especulación en situaciones donde los propietarios no utilizan la tierra con propósitos productivos sino como activo para protegerse de la inflación, lo que es común en algunos países de América Latina (Brasil, Costa Rica) (Margulis, 2004). Los impuestos sobre la tierra también pueden inducir su uso más eficiente y ser un estímulo para su redistribución porque entre los pequeños propietario existe la tendencia a practicar un uso más intensivo y a obtener mayores rendimientos (Rao, 1989).

Fortalecimiento de los títulos sobre la tierra

Sin una clara definición de los derechos de acceso a la tierra, no habrá un incentivo para que la producción agrícola y pecuaria mantengan la productividad de la tierra a largo plazo. Las políticas de tierras y de tenencia de la tierra generalmente son consideradas a la luz de metas que conciernen la eficiencia económica y los objetivos de equidad y de mitigación de la pobreza, si bien la importancia de los asuntos ambientales está creciendo. En vista del aumento de la escasez de tierras aptas para la agricultura en casi todos los lugares del mundo y del creciente interés por los problemas relacionados con la deforestación y la degradación de la tierra, los aumentos en la productividad de la tierra tendrán que continuar suministrando la mayor parte del incremento en la demanda de alimentos.

Mientras que la mayor parte de la superficie agrícola destinada al cultivo de alimentos para el ganado está en manos privadas, una gran parte de la producción de rumiantes todavía se lleva a cabo en tierras comunales, como en casi toda el África subsahariana, o en tierras estatales, como en la India, el occidente de Australia y el occidente de los Estados Unidos de América. Parece que hay un amplio consenso sobre el hecho de que la titulación de tierras y el acceso seguro a la tierra, como en el caso de los contratos de arrendamiento de la tierra en China, constituyen un prerequisito para la intensificación de la agricultura. En respuesta a la presión demográfica se está produciendo una transición gradual hacia la titulación completa. Norton (2003) afirma que “en las regiones del mundo donde los derechos consuetudinarios han sido debilitados o suplantados y el Estado no es el único propietario de la tierra agrícola, hay buenos fundamentos para una acelerada implementación del sistema de titulación”. La titulación de las tierras se considera un prerequisito para la inversión privada en la tierra, incluidas aquellas inversiones que protegen y mejoran la productividad a largo plazo y las que benefician al medio ambiente.

Fijación razonable del precio del agua

Con respecto al agua, Pearce (2002) estima que entre 1994 y 1998 los subsidios al agua en los países en desarrollo ascendieron a 45 000 millones de USD anuales. El precio del agua en la agricultura está muy infravalorado. El agua ha sido identificada como un recurso esencial para la producción ganadera, bien sea en forma de “agua azul” (agua para la irrigación de forrajes o cultivos de alimento para el ganado, agua de bebida, agua para la gestión de los desechos o para la elaboración de productos) o en forma de “agua verde” (el agua sobre los pastos de secano que se traduce en el crecimiento de biomasa para el consumo del ganado en pastoreo). La importancia de esta última es aún mayor dada la importancia de muchas áreas de praderas para cosechar agua y regular su movimiento, dos funciones cruciales para mantener un suministro de agua dulce que permita abastecer las crecientes demandas urbana, industrial y agrícola.

Los esfuerzos para una mayor eficiencia, equidad y sostenibilidad de la gestión del agua en la agricultura deben encuadrarse en un contexto más amplio. En palabras de Norton (2003): “el logro de una mayor eficiencia en el riego en un sentido más amplio puede significar dejar el agua a otros sectores en los que tiene un valor de uso más elevado, aunque algunas veces esto implique la reducción del producto agrícola”. Lo que es válido para el riego es sin duda alguna válido para todos los usos agrícolas. Con excepción de algunos países de la OCDE, donde el agua de riego se utiliza para la producción de forrajes, es frecuente que el uso de agua dulce para el ganado no genere altos niveles de producto agrícola por unidad de agua, especialmente cuando la mayor parte del agua se usa más para mantener vivos los animales que para mantenerlos produciendo.

El hecho generalizado de que el precio del agua resulte fuertemente infravalorado supone que su uso es menos eficiente de lo que sería en otro escenario. Si los precios fueran más altos, el agua sería asignada de modo distinto a los usos agrícolas y otros usos.

De manera contrastante con las prácticas actuales, Bromley (2000) propone que la fijación de los precios del agua se considere parte de un régimen en el que los productores son inducidos a contribuir a un bien público para alcanzar varios objetivos importantes, tales como:

- fomentar la conservación del agua;
- propiciar la asignación del recurso en la actividad con mayor valor de uso (incluidos los usos no agrícolas);
- minimizar los problemas medioambientales generados por irrigación ineficiente;
- generar ingresos suficientes que permitan cubrir los costos de operación y de mantenimiento;
- recuperar la inversión inicial.

Para la fijación de los precios del agua se han utilizado varios métodos (Tsur y Dinar, 1997), entre los que cabe destacar el volumétrico, las salidas y las entradas y la superficie (véase la Sección 6.1.4). Actualmente, sólo existen mercados formales para los derechos sobre el agua en muy pocos lugares como en Australia, el Brasil, México y el occidente de los Estados Unidos de América. En los últimos años se ha despertado un interés generalizado debido a su potencial para promover un uso eficiente de un recurso cada vez más escaso (Norton, 2003). Los mercados del agua funcionan en base a derechos de uso del agua registrados y reconocidos legalmente. Estos derechos son independientes de los títulos sobre la tierra y, dentro de este esquema, grupos e individuos pueden comercializar los derechos del agua. Aunque hay una serie de problemas de orden conceptual y de orden práctico sobre su localización específica, los mercados del agua tienen el potencial de brindar incentivos para la conservación del agua y para su óptima asignación. Por medio de la fijación de precios al agua, los gobiernos pueden realizar un seguimiento de las operaciones, hacer cumplir las reglas más fácilmente y prevenir los abusos de la concentración en monopolios (Thobani, 1996).

También se presentan distorsiones similares en los precios cuando la ganadería se utiliza para otros propósitos diferentes de los productivos. Como se describió en el Capítulo 2, el ganado se

usa como un medio para adquirir derechos sobre las tierras, contribuyendo así a la deforestación. Asimismo, el ganado se usa como un activo o una forma de acumular riqueza en muchas áreas de pastoreo en regímenes de propiedad comunal, lo que también contribuye al sobrepastoreo. Estas dos son situaciones en las que los usos no productivos del ganado se han vuelto predominantes y en las que la consiguiente degradación de los recursos refleja las imperfecciones del mercado y las deficiencias institucionales. La eliminación de las distorsiones de los precios y la fijación de unos precios a los recursos naturales, de modo que reflejen sus costos actuales, van a aumentar los costos de producción y, de esta manera, podrían reducirse los niveles generales de consumo de productos de origen animal y de los servicios relacionados con la producción pecuaria.

La eliminación de los subsidios puede reducir los impactos negativos sobre el medio ambiente

En el sector pecuario de los países más desarrollados y de algunos países en desarrollo, los subsidios son la causa de una fuerte distorsión de los precios al nivel de los insumos y de los productos. En los países de la OCDE, en el año 2004 los subsidios a los productores agrícolas ascendieron a más de 225 000 millones de USD anuales, que equivalen al 31 por ciento del ingreso de los productores. Hay una creciente evidencia de que los subsidios no son neutrales en términos del impacto ambiental y de que ciertas formas de subsidios generan efectos ambientales negativos (Mayrand *et al.*, 2003).

En algunos países, la eliminación de los subsidios ha demostrado un gran potencial para mitigar algunos de los daños ambientales causados por la producción pecuaria. Por ejemplo, en Nueva Zelanda (véase el Recuadro 6.1) se llevó a cabo una amplia reforma en el sistema de subsidios durante la década de los ochenta y ahora se informa de que, como resultado de la eliminación de los subsidios, se ha producido una disminución considerable de los daños ambientales causados por la agricultura en general, que se ha expresado en un aumento en la superficie de bosques y una

Recuadro 6.1 Nueva Zelanda: impacto ambiental de las principales reformas en la política agrícola

En el año 1984, el Gobierno de Nueva Zelanda cambió con gran rapidez la política agrícola, que pasó de una situación de fuerte protección y elevados subsidios (por ejemplo, en 1984 los pagos de asistencia a los productores ovinos representaron el 67 por ciento del precio a nivel de finca) a ser uno de los sectores agrícolas orientados al mercado más abiertos del mundo. Los subsidios a las exportaciones fueron eliminados y las tarifas de importación fueron retiradas progresivamente. La ayuda en el precio de los productos de la producción agrícola, y posteriormente los subsidios a los fertilizantes y otros insumos, fueron abolidos. Además, se abolieron las exenciones de impuestos a los agricultores. Los servicios gubernamentales sin costo para los agricultores fueron eliminados.

Aunque los primeros años resultaron particularmente difíciles para el sector agrícola, muy pocos agricultores se vieron obligados a abandonar la tierra como consecuencia de las reformas. Las predicciones de colapso rural vaticinadas por algunos nunca ocurrieron. La población rural del país aumentó ligeramente entre los censos de 1981 y

1991 a pesar de la eliminación de los subsidios. Desde la eliminación de estos subsidios a mediados de la década de 1980, se ha producido un cambio gradual pero sostenido del uso de la tierra en el que se observa una conversión de la agricultura pastoral a la explotación forestal. La superficie de pastos se redujo de 14,1 millones de hectáreas en 1983 a 13,5 millones de hectáreas en 1995 y a 12,3 millones en el año 2004. Simultáneamente, en el mismo período la superficie de bosques se incrementó de 1,0 millón a más de 1,5 millones de hectáreas y a 2,1 millones en 2004. El uso de fertilizantes disminuyó en la primera década posterior a las reformas y hay cierta evidencia de la reducción en la lixiviación de fosfatos provenientes de los pastizales de las tierras de colinas. La erosión del suelo también ha disminuido, dando lugar a un mejoramiento de la calidad del agua. Sin embargo, el aumento en el uso de fertilizantes nitrogenados que acompaña el cambio a la producción de leche es una tendencia preocupante.

Fuentes: sitios web del MAF; Harris y Rae (2006).

menor erosión y pérdida de nutrientes. En concreto en el sector pecuario, esto dio lugar a una reducción de la presión de pastoreo en las zonas de colinas de la Isla Norte (MAF, 2005).

Mayrand *et al.* (2003) y el PNUMA (2001) usaron la metodología desarrollada para la evaluación de los impactos ambientales de la liberación del comercio (OCDE, 2001) para evaluar el impacto ambiental de los subsidios agrícolas. En estos trabajos se demostró que los subsidios habían tenido un impacto considerable en el medio ambiente a través de su influencia en las escalas de producción, la estructura de la agricultura, los insumos y los productos, la tecnología de producción y el marco normativo.

Las formas específicas del impacto incluyen:

- Los apoyos a los precios del mercado afectan a la escala de la producción. Estos apoyos se

traducen en niveles de producción más altos e intensivos, lo que repercute sobre el medio ambiente por la vía del uso de insumos (extracción de agua, aplicación de fertilizantes, etc.) y la expansión de la superficie (para los cultivos) o la expansión del número de cabezas de ganado. La OCDE (2004, p.19) encontró que “en general puede afirmarse que cuanto más fomente una medida política el incremento de la producción de un producto agrícola determinado, mayor será el incentivo para el monocultivo, la intensificación, o la incorporación de tierras marginales (ambientalmente sensibles) a la actividad productiva, y mayor será la presión sobre el medio ambiente”.

- Los apoyos a la agricultura pueden distorsionar la asignación de los recursos porque con

frecuencia son desiguales entre los diferentes productos. En el sector pecuario, esto puede ejemplificarse observando los altos niveles de apoyo a la producción de leche, que contrastan con los escasos subsidios a la producción de aves de corral. Por consiguiente, los agricultores se concentran en la producción de los productos más subsidiados, dando lugar a una reducción en la flexibilidad de los cultivos y a un aumento de la especialización. Esto a su vez tiende a disminuir la diversidad agrícola y ambiental y a aumentar la vulnerabilidad de los agroecosistemas. Un ejemplo que ilustra esta situación es la imposición de cuotas a la producción de leche con el fin de estabilizar los precios en muchos países de la OCDE, medida que da lugar a la concentración geográfica de la producción de leche (OCDE, 2004, p. 20). Con los precios de la leche más altos, los productores tratan de mantener los niveles de ganancia disminuyendo los costos de producción, reduciendo el número de vacas y aumentando los rendimientos. El resultado es un uso más elevado de insumos (alimentos concentrados) y una reducción en el pastoreo, lo que supone un aumento de la intensidad de la producción de leche y agrava la presión ambiental sobre determinados lugares.

- Los subsidios pueden ser un obstáculo para el cambio tecnológico cuando apoyan tecnologías o insumos específicos, creando de esta manera un efecto de “cierre” tecnológico (Pieters, 2002). Por ejemplo, los altos precios de apoyo a los cereales durante las décadas de los ochenta y de los noventa en la UE determinaron un aumento del uso de la yuca, materia prima más barata, en la alimentación animal. La disponibilidad de este sustituto más económico impidió el avance de la utilización de cereales en las dietas, lo que causó una transferencia masiva de nutrientes (de Haan, Steinfeld y Blackburn, 1997). Por otro lado, la eliminación de estos subsidios podría inducir un cambio tecnológico con resultados ambientales más positivos. Además, la sustitución de los subsidios a la

producción por pagos de servicios ambientales a los agricultores podría dar lugar a un mejoramiento de los beneficios ambientales.

- En general se acepta que los subsidios agrícolas afectan a la estructura de la agricultura, el número y el tamaño de las unidades de producción y la organización de la cadena del producto (por ejemplo, la integración vertical). Sin embargo, se considera que los subsidios y la liberalización del comercio están orientados a la agricultura industrial a gran escala.
- Los subsidios también tienen un impacto distributivo. Un estudio reciente de la OCDE (2006) encontró que un gran porcentaje de los subsidios a las explotaciones agrícolas terminan prestando apoyo a los propietarios de tierras y a los proveedores de insumos. Cuando se basan en los volúmenes totales de producción, los subsidios tienden a beneficiar a las explotaciones agrícolas más grandes y a empobrecer las más pequeñas, que acaban siendo expulsadas del mercado.
- Las reformas del comercio pueden tener un efecto regulador, es decir, pueden tener un impacto en las normas y estándares ambientales. Este efecto se puede expresar de dos maneras: en su aspecto positivo, los acuerdos sobre liberalización del comercio pueden incluir medidas para mejorar los estándares ambientales; en su aspecto negativo, las disposiciones especiales de las reformas al comercio pueden limitar la capacidad de un país para el cumplimiento de los estándares ambientales (PNUMA, 2001).

Mayrand *et al.* (2003) también encontraron que el sostenimiento de los precios del mercado (que da cuenta de las dos terceras partes de los subsidios totales en la OCDE) forma parte del tipo de subsidios que tienen mayor probabilidad de generar impactos ambientales negativos. El sostenimiento de los precios del mercado está incluido en el “compartimento ámbar” de la ronda de Doha sobre negociaciones de comercio (el compartimento ámbar incluye las medidas sujetas a

compromisos de reducción, incluidas las medidas de apoyo interno consideradas como causantes de “distorsión de la producción y el comercio”). Hay una creciente evidencia de que la reducción de las subvenciones del comportamiento ámbar puede contribuir a la liberalización del comercio y, a la vez, beneficiar al medio ambiente. Otros tipos de subvenciones (los pagos basados en rendimientos, por ejemplo) tienden a ser más neutrales y algunas veces a tener impactos positivos sobre el medio ambiente. La OCDE (2004) llegó a la misma conclusión en una revisión sobre las políticas y sus impactos sobre la agricultura y el medio ambiente. A pesar de algunas reformas, el apoyo a la agricultura asociado a la producción sigue siendo la forma predominante de apoyo en los países de la OCDE. El trabajo de la OCDE muestra que estas subvenciones son una fuente de incentivos para la adopción de prácticas ambientalmente dañinas y para expandir la producción hacia tierras ambientalmente sensibles. La OCDE también lamenta la falta de coherencia política, cuando las medidas agroambientales y las políticas de apoyo ligadas a la producción de ciertos productos marchan en direcciones opuestas.

La liberalización del comercio y sus impactos ambientales

Rae y Strutt (2003) llegaron a una conclusión similar cuando trataron de evaluar la contaminación ambiental en el sector pecuario consecuencia de la liberalización del comercio en los países de la OCDE. Para ello usaron las bases de datos del balance de nitrógeno de la OCDE junto con un modelo global de equilibrio general computable. Usando tres diferentes escenarios de aumento en la liberalización comercial, los resultados muestran mejoras en el medio ambiente, con una reducción del exceso de nitrógeno que podría causar daños a suelo, aire y agua. Rae y Strutt encontraron que “se espera que el incremento de la caída de los balances totales de nitrógeno en los países de la OCDE sea mayor cuanto más ambiciosa sea la reforma modelada” (Rae y Strutt, 2003, p.12). En contraste, Porter (2003) argumen-

ta que en el caso del sector maíz/carne bovina el efecto de la producción (la expansión de un producto en respuesta a señales positivas de los precios) como resultado de la liberalización del comercio es más bien limitado. Porter encontró que el impacto ambiental proveniente de la expansión puede mitigarse gracias a los avances tecnológicos. Además, las reacciones a las señales de los precios están fuertemente condicionadas por un “ciclo ganadero” muy largo, es decir, el tiempo transcurrido entre las decisiones de manejo del hato y la entrega de los animales al mercado. Sin embargo, esta afirmación puede limitarse al sector de la producción de carne vacuna.

Si bien la liberalización del comercio puede ofrecer oportunidades para la disminución del impacto ambiental de la actividad pecuaria, existen varios tipos de ventajas y desventajas y puede ser necesario adoptar medidas complementarias. En primer lugar, la liberalización causará un aumento del comercio y, por lo tanto, del movimiento de bienes, lo que tiene unos costos ambientales inherentes que algunas veces pueden contrarrestar cualquier ganancia resultante de un mejor uso de los recursos en la fase de producción. En segundo lugar, la liberalización del comercio probablemente irá acompañada de cambios de localización de la producción pecuaria, que se trasladará hacia áreas menos densamente pobladas. De ahí que para acompañar estos cambios se necesiten políticas ambientales en las áreas donde la producción pecuaria esté en aumento. Por ejemplo, Saunders, Cagatay y Moxey (2004) investigaron los impactos ambientales de la liberalización del comercio de la leche mediante la aplicación de un modelo de equilibrio parcial multipropuesto para los países de la OCDE. Los resultados “apoyan la idea de que la heterogeneidad ambiental y de la producción, tanto dentro de los socios comerciales como entre ellos, dará lugar a cambios diferenciales espaciales en los patrones de uso de los recursos y de los impactos ambientales (Saunders, Cagatay y Moxey, 2004, p.15).

En términos más generales, las políticas asociadas al comercio y otras políticas macroeco-

nómicas como la devaluación, la estabilización de los precios de los productos y los acuerdos de comercio preferencial tienden a tener un impacto significativo en el medio ambiente [PNUMA, 2001, p. 17]. Las políticas ambientales pueden ser vistas como políticas de segundo orden, que se introducen una vez corregidas las distorsiones en las políticas macroeconómicas y comerciales.

¿Cuáles son las alternativas para el apoyo a la producción? Varias medidas políticas han sido aplicadas y estudiadas, la mayor parte en los países de la OCDE. Entre ellas cabe destacar las siguientes:

- En algunos países los planes de retiro de tierras de la agricultura se están poniendo en marcha mediante el pago de incentivos a los agricultores para que retiren sus tierras más pobres y marginales desde el punto de vista económico. Aquí el impacto ambiental depende fundamentalmente de la calidad de los recursos naturales asociados con la tierra que se retira. La experiencia ha demostrado que cuanto más valiosa sea la tierra en términos de medio ambiente y más bajo sea su valor en términos productivos, más exitoso será el plan.
 - Cada vez más, las medidas de apoyo basadas en la producción están relacionadas con la exigencia del cumplimiento de ciertas metas ambientales, conocidas como la ecocondicionalidad. En una reciente publicación de la OCDE (2004) se afirma que la ecocondicionalidad tiene en cuenta una mejor armonización de las políticas agrícolas y ambientales y, a la vez, puede aumentar la aceptación pública de las medidas de apoyo a la agricultura. Sin embargo, cualquier cambio en el nivel del apoyo cambiará la eficacia de la ecocondicionalidad, lo que implica un riesgo de pérdida de los impactos positivos sobre el medio ambiente cuando se presente una reducción de los apoyos. El cumplimiento de los requisitos de ecocondicionalidad es también de difícil medición.
 - Parte del “establecimiento correcto de los precios” es la necesidad de compensar a los productores pecuarios por los beneficios ambientales que suministran. El ejemplo más fre-
- cuente es la gestión de la presión de pastoreo en las áreas de captación de las cuencas para mejorar la infiltración del agua y la sedimentación de las vías fluviales. Un proyecto de la LEAD en América Central está ensayando un sistema de pagos por los servicios ambientales generados por las pasturas mejoradas y los sistemas silvopastoriles, en particular por el mejoramiento de la biodiversidad y la retención de carbono [Recuadro 6.2].
- En el caso de los temas ambientales relacionados con el uso de plaguicidas, la calidad del agua y las emisiones de amoníaco y gases de efecto invernadero, las medidas continúan centrándose en el establecimiento de estándares y de metas.
 - Los asuntos relacionados con la contaminación, como el almacenamiento y la aplicación de estiércol, están sujetos a prácticas reguladas por los gobiernos (el modo y el tiempo de aplicación, por ejemplo), que cuentan con el soporte de multas y gravámenes para quienes incumplan las normas.

Comparado con otros sectores, el sector agrícola se caracteriza por una ausencia relativa de impuestos y cobros medioambientales y la predominancia de pagos de incentivos. Esto sugiere que los agricultores tienen fuertes influencias políticas y han logrado la aceptación política de sus derechos implícitos o “presuntos” sobre el uso de los recursos naturales, por lo que aún hay posibilidades de lograr una mejor internalización de los costos para corregir el daño medioambiental e incentivar el tratamiento de los contaminantes.

Reglamentos

Los reglamentos generalmente especifican el tipo de tecnologías o fijan los límites de emisión. Los reglamentos son los instrumentos de política elegidos para afrontar las fases iniciales de los objetivos ambientales. Sin embargo, su aplicación requiere de instituciones para el seguimiento y para un eficaz cumplimiento. Esto es especialmente difícil en las zonas remotas y pobres y cuando se trata de contaminación de fuentes no

puntuales. En contraste, allí donde la contaminación está altamente localizada y donde la producción pecuaria es comercial, mejoran las perspectivas para hacer cumplir la reglamentación.

En la producción ganadera extensiva, es frecuente que los reglamentos se establezcan con el fin de limitar la presión de pastoreo o proteger las zonas ambientalmente sensibles. En muchos casos las restricciones al pastoreo han funcionado muy bien en los países desarrollados, pero no ha sido esta la situación en los países en desarrollo, donde los casos exitosos han sido muy limitados. En los países en desarrollo, la funcionalidad de la aplicación de esta medida depende de la presencia de fuertes organizaciones locales.

Los reglamentos relativos al agua con frecuencia se usan para fijar estándares de emisión para el control de la contaminación proveniente de las actividades ganaderas. Estos se discuten más detalladamente en la Sección 6.1.3. Las normas ambientales afectan a la distribución espacial del ganado: por ejemplo, en los Estados Unidos de América, Isik (2004) muestra que en las áreas con una normativa ambiental más estricta se ha experimentado un descenso en el número de animales, dado que estos se trasladan a otros condados o estados con normativas menos estrictas (el caso de los denominados “refugios de contaminación”).

Varios países han comenzado a dar respuesta a los problemas de contaminación atmosférica proveniente de las emisiones de óxido nitroso y de la volatilización del amoníaco mediante los reglamentos.

A nivel internacional, la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa auspicia el Protocolo de Europa para la Disminución de la Acidificación, la Eutrofización y el Ozono Superficial (también conocido como Protocolo de Gothenburg), adoptado en 1999 en el marco del Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, firmado en Ginebra en 1979. El protocolo entró en vigor en mayo de 2005. Los principales firmantes son la Comunidad Europea, los países europeos de manera individual, los Estados Unidos de América y la Federación

de Rusia (que todavía no lo ha ratificado). En el protocolo se fijan las metas de emisión anual para cada nación que deben alcanzarse para el año 2010. Se fijaron metas para los gases SO₂, NO_x, NH₃ y compuestos orgánicos volátiles. Se fijaron también diversas medidas prácticas para el control de las emisiones de amoníaco provenientes de fuentes agrícolas, que deben ser aplicadas por las partes (con algunas salvedades relacionadas con la viabilidad técnica y económica). Entre estas figuran un código orientador de buenas prácticas agrícolas, la incorporación del estiércol al suelo 24 horas después de su aplicación, las técnicas de baja emisión para la aplicación del estiércol líquido, los sistemas de estabulado y almacenamiento del estiércol líquido para grandes granjas avícolas y porcinas¹ y la prohibición de la fertilización con carbonato amónico y la fijación de límites a las emisiones de amoníaco provenientes de la urea.

La Unión Europea adoptó sus propios reglamentos sobre contaminantes atmosféricos: la Directiva de 2001 sobre Límites Nacionales de Emisión (LNE) (Directiva 2001/81/CE del Parlamento y del Consejo Europeo). La directiva fija techos de emisión para las partes nacionales (excepto Portugal) para los mismos gases y los mismos niveles contemplados en el Protocolo de Gothenburg. La directiva sobre LNE actualmente está en proceso de aplicación. Los estados miembros adquirieron el compromiso de elaborar programas nacionales para la reducción progresiva de sus emisiones anuales, los cuales debían quedar ultimados en octubre de 2002 y, de ser necesario, actualizarse y revisarse actualizados en el año 2006.

Apoyo a la intensificación y a la promoción de la investigación y extensión de las tecnologías de vanguardia

Para cubrir la demanda futura prevista de productos de origen animal, será difícil encontrar alternativas diferentes a la intensificación de la producción pecuaria. De hecho, el proceso de

¹ Más de 2 000 cerdos de engorde, 750 cerdas o 40 000 aves.

intensificación debe acelerarse con el fin de evitar un uso adicional de tierra, agua y otros recursos.

El principal medio para evitar el impacto de la ganadería en el medio ambiente es la reducción de las necesidades de tierra para la producción pecuaria, incluida el agua implícita, los nutrientes y otros recursos presentes en la tierra. Esto implica la intensificación de la tierra cultivable más productiva y el uso de praderas para producir alimentos para el ganado o pastos, así como el retiro de las tierras marginales en uso allí donde sea socialmente aceptable y donde se reclamen usos ambientales para estas tierras. La meta adquiere mayor importancia en aquellos lugares donde la tierra para la producción ganadera es marginal y el valor de sus recursos naturales es más elevado.

La intensificación dará lugar a una reducción gradual del uso de los recursos y de la emisión de desechos. Así, por ejemplo, las dietas adaptadas a las necesidades específicas y el uso de genética mejorada pueden dar lugar a una fuerte disminución de las emisiones de gases (dióxido de carbono, metano, etc.) y de nutrientes por unidad de producto. La intensificación en forma de una expansión relativa de los sistemas de producción basados en la concentración, en particular de gallinas y de otras aves de corral, a expensas de la producción de rumiantes, en particular, los corrales de engorde, pueden reducir el impacto global del sector pecuario en el cambio climático.

La intensificación también debe llevarse a cabo en la producción de cultivos forrajeros a fin de limitar de ese modo el uso de tierras asignadas a la producción pecuaria ya sea directamente a través los pastos, o indirectamente a través de los cultivos de cereales y oleaginosas para el ganado. Esto reducirá la presión sobre los hábitats y sobre la biodiversidad asociada. Mientras que la intensificación convencional puede aumentar la carga ambiental en las áreas comprometidas, el uso de la agricultura de conservación (labranza mínima, precisión en el uso de agua, fertilizantes, plaguicidas, etc.) puede mitigar este riesgo. La intensificación de las pasturas y el mejoramiento

de los cultivos para la alimentación del ganado pueden producir un incremento de la retención de carbono, o al menos reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

La intensificación tendrá que ir acompañada de señales en los precios, una vez corregidas sus distorsiones actuales y reconocidas las externalidades, ya que por esta vía se llegará a una mejor utilización de los recursos naturales empleados en el proceso de producción pecuaria, fundamentalmente del agua.

Además de corregir el precio de los insumos y productos, las políticas públicas pueden facilitar la intensificación mediante el fomento de la investigación y el desarrollo tecnológico. Sin embargo, hay que señalar que en el sector público estas actividades han disminuido considerablemente su ritmo durante el decenio pasado (Byerlee, Alex y Echeverría, 2003). Mientras que la investigación continuada para aumentar la productividad de la producción comercial e industrial y de la correspondiente producción y uso de piensos puede ser realizada en su mayor parte por el sector privado, la investigación pública debe desempeñar un rol más decisivo en el manejo de los recursos naturales y en la disminución de la pobreza allí donde las tecnologías accesibles ofrezcan este potencial.

Purcell y Anderson (1997) analizan la función de la investigación y el alcance y repercusiones que las políticas públicas pueden tener en su promoción. Los autores enfatizan la importancia de un ambiente propicio, que incluya políticas macroeconómicas y sectoriales, oportunidades de mercado favorables, acceso a los recursos, insumos y crédito. Todavía está muy difundida la idea de que el número de trabajos de investigación de iniciativa privada estará por debajo del óptimo social y que es necesario el fomento público de la investigación con el fin de llenar este vacío. En particular, esto puede aplicarse a los temas relativos a la interacción producción pecuaria-medio ambiente puesto que la investigación pública debe anticipar las situaciones futuras de escasez. Sin embargo, la intervención del sector público en

el desarrollo de tecnologías sólo será eficiente en la medida en que se corrijan las distorsiones flagrantes de los precios.

Desarrollo institucional

Mientras que el sector pecuario está experimentando un proceso de rápida transformación, la respuesta de las instituciones a los nuevos desafíos ambientales se hace esperar por los motivos discutidos al inicio del Capítulo 4. Muchos de los problemas de la degradación de los recursos por la acción del ganado están caracterizados por una ausencia de políticas e instituciones que puedan afrontarlos.

Las instituciones son necesarias para el seguimiento de las externalidades ambientales, tanto las negativas como las positivas, así como para asegurar que estas sean tenidas en cuenta y repercutan en la toma de decisiones privadas. Las instituciones son necesarias para la elaboración de estándares y normas y para garantizar su cumplimiento.

El cambio institucional es necesario para corregir las distorsiones de las políticas que actualmente crean incentivos perversos y alientan el uso ineficiente y la asignación desacertada de los recursos. Con mucha frecuencia las señales de precios inadecuadas se originan en la falta de capacidad institucional, por ejemplo, en situaciones donde las autoridades tradicionales han perdido su control sobre los recursos de propiedad comunal. La gestión ambiental debe establecerse al nivel apropiado: a nivel de la comunidad de la cuenca en el caso de recursos de pastoreo de propiedad comunal y de proyectos de captación de aguas; a nivel nacional para la protección de las áreas naturales y para la formulación y aplicación de las políticas ambientales; a nivel internacional en el caso de la protección de la atmósfera y de problemas globales relacionados con la biodiversidad.

Sensibilización, educación e información

Hay una necesidad urgente de facilitar información acerca de los problemas ambientales y de sensibilizar acerca de la función de la ganadería

en la degradación de los recursos naturales a la opinión pública en general, los consumidores, los estudiantes, los técnicos y extensionistas y los responsables de las políticas y de la toma de decisiones en los sectores público y privado. La comunicación entre todas las partes interesadas es importante porque la mayor parte de los problemas ambientales relacionados con la actividad pecuaria sólo pueden resolverse exitosamente de modo concertado y negociado.

6.1.3 Cuestiones de políticas en el cambio climático

Una vez discutidos los enfoques y marcos generales de políticas, nos detendremos en las aplicaciones en cada sector particular, empezando por el cambio climático.

La agricultura (incluida la producción pecuaria) representa un porcentaje importante de las emisiones de gases de efecto invernadero en los países en desarrollo. Sin embargo, en los informes de emisiones que los países remiten a la CMNUCC (Informes Nacionales, CMNUCC) resulta evidente que los esfuerzos para la mitigación tienden a centrarse en otros sectores. Lo más probable es que esto se deba a las dificultades técnicas relacionadas con la evaluación y certificación agrícola del uso de la tierra, el cambio del uso de la tierra y la silvicultura (UTCUTS). No obstante, se está progresando y el potencial de contribución a la disminución de las emisiones es muy grande.

Utilización del mecanismo para un desarrollo limpio
El mecanismo para un desarrollo limpio (MDL) es actualmente el principal mecanismo del Protocolo de Kyoto para lograr la “reducción certificada de las emisiones” (RCE) que pueden ser comercializadas en el mercado de carbono. A través de este mecanismo los países desarrollados pueden reducir sus emisiones netas de carbono promoviendo proyectos de energía renovable, eficiencia energética o retención de carbono en los países en desarrollo, recibiendo a cambio la RCE. El propósito del MDL es contribuir a que los paí-



El administrador de un proyecto conversando con pastores nómadas en el norte de Afganistán (1969)

ses desarrollados cumplan con las obligaciones adquiridas en el marco del Protocolo de Kyoto, y a la vez promuevan el desarrollo sostenible en los países en desarrollo.

El factor fundamental para el éxito del MDL es la participación de un amplio segmento de compradores (fundamentalmente de países desarrollados) y vendedores (de países en desarrollo) de RCE. Tres grandes categorías de proyectos son elegibles para el MDL:

- proyectos de energía renovable alternativos a los proyectos basados en combustibles fósiles;
- proyectos relacionados con sumideros de carbono que contrarresten las emisiones de gases de efecto invernadero (principalmente en el sector UTCUTS);
- proyectos de eficiencia energética que disminuyan las emisiones de gases de efecto invernadero.

Para los proyectos relativos a las actividades UTCUTS sólo se reconocen iniciativas de foresta-

ción y reforestación durante el primer período de compromiso del Protocolo de Kyoto (2008-2012).

Un factor crítico concerniente a las transacciones en el marco del MDL es la existencia de un mercado internacional activo para las RCE, lo que requiere de asociaciones entre un número diverso de agentes, principalmente promotores de proyectos, inversores, auditores independientes, autoridades nacionales en los países receptores y beneficiarios, y las agencias internacionales que tienen la responsabilidad de la implementación del Protocolo de Kyoto (Mendis y Openshaw, 2004).

Desde la ratificación del protocolo en febrero de 2005, se ha registrado un número importante de proyectos², en su mayor parte basados en metodologías predefinidas. Las metodologías establecidas para el sector pecuario se refieren

² Para una lista de todos los proyectos registrados, puede consultarse el sitio web <http://cdm.unfccc.int/Projects/registered.html>.

exclusivamente a las emisiones provenientes de la producción industrial: la recuperación de metano (como fuente de energía renovable) y la mitigación de los gases de efecto invernadero derivados de los sistemas de manejo de los desechos en sistemas de cría de animales en confinamiento³. Existen oportunidades para otro tipo de proyectos cuya finalidad sea mitigar las emisiones de la actividad pecuaria a través de la intensificación de la producción. Por ejemplo, el mejoramiento en la eficacia de la fermentación ruminal mediante el suministro de alimentos de mayor calidad podría reducir considerablemente las emisiones del vasto sector lechero de la India (Sirohi y Michaelowa, 2004). Para esto, se requieren créditos (a través de instituciones de microfinanciación, por ejemplo), comercialización efectiva, uso de incentivos y campañas promocionales para una amplia aceptación de las tecnologías conexas (Sirohi y Michaelowa, 2004).

Otras cuestiones están relacionadas con el hecho de que los actuales proyectos del MDL no pueden utilizarse para una modificación en términos reales del perfil de emisiones de un país (Salter, 2004). Varios proyectos relacionados con las energías renovables tendrían deficiencias serias, especialmente por lo que se refiere a su dificultad para demostrar “adicionalidad” y suministrar beneficios sociales y ambientales agregados. Con el término “adicionalidad” se hace referencia a una situación donde como resultado de un proyecto hay una reducción de las emisiones superior a los niveles que se habrían presentado en una situación de ausencia de proyecto. La definición de una línea de base (las emisiones existentes o proyectadas de gases de efecto invernadero en ausencia del proyecto) también es problemática.

Los únicos proyectos relacionados con los cambios de uso de la tierra que actualmente son elegibles son las iniciativas de forestación o reforestación.

³ Recuperación de metano: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/03E6PSPYME3LMKPM6QS6611K70A08F/view.html>. Manejo de desechos: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/3CQ19TPG00FCG2XT08CP18P446L8SB/view.html>.



© FAO/22114/J. KOELLEN

Siembra de plántulas para la estabilización de dunas en una zona árida. Estas actividades forman parte de un proyecto de desarrollo forestal rural en el contexto de la lucha contra la desertificación (Senegal, 1999)

ción. Sin embargo, estos ofrecen un gran potencial para mitigar la huella ecológica del ganado en el cambio climático al facilitar la conversión de pasturas marginales o degradadas en bosques. Otros métodos con potencial para provocar una significativa reducción de las emisiones, pero que aún no son elegibles incluyen las formas de mejoramiento de los pastizales tales como los sistemas silvopastorales, la reducción de la superficie en pastoreo, y el mejoramiento técnico de otros procesos productivos.

La promoción de la retención de carbono del suelo

Los efectos de las “fugas” pueden aumentar considerablemente los costos de la retención de carbono (Richards, 2004). Las fugas se producen cuando los efectos de un programa o un proyecto dan lugar a una respuesta que contrarresta los beneficios de su acción en un área que queda fuera del ámbito donde se ejecuta el proyecto. Este problema se deriva de dos hechos básicos: en primer lugar, se pueden presentar cambios en el uso de la tierra que pueden oscilar entre diversas actividades forestales y agrícolas. Segundo, el balance general del tipo de explotación de la tierra dependerá de los precios relativos en los sectores agrícola y forestal. Esto se explica porque los proyectos y programas individuales tienen poca influencia para cambiar los precios o la demanda resultante de tierra. Por ejemplo, si en un determinado lugar,

las tierras forestales no pueden ser explotadas comercialmente ni destinadas a otros usos, la demanda constante de productos forestales y tierras agrícolas dará lugar al aumento de las talas y a la conversión de la tierra en otra región. Así, los efectos de la conservación podrían quedar contrarrestados parcial o totalmente como consecuencia de la fuga. De la misma manera, si las tierras agrícolas se convierten en formaciones forestales, la demanda subyacente de tierra agrícola podría simplemente provocar que otras tierras forestales fueran convertidas en tierras agrícolas.

Los programas de retención de carbono requieren de instrumentos normativos diversos de los programas para el control de las emisiones de carbono (Richards, 2004). Si la retención de carbono es subsidiada o se usa como compensación a los impuestos de carbono o como permiso de emisión negociable, tendrá entonces un efecto bien diferente en el sistema de finanzas públicas que un mecanismo de control de las emisiones. En general, los instrumentos que requieren recaudación tributaria, como los subsidios y contratos, tienen un costo social más alto que los que aumentan los ingresos, como los créditos de emisión negociables y los impuestos a las emisiones.

Las actividades relacionadas con la retención de carbono requieren una evaluación muy cuidadosa del papel de los gobiernos para valorar si un enfoque exclusivamente de mercado puede ser preferible a las opciones en las que el gobierno tiene más control sobre el tipo y la modalidad de ejecución de los proyectos que se emprendan. Una cuestión importante es la de la medición y las incertidumbres de los resultados del proyecto. Otro punto es la capacidad de los gobiernos para asumir el compromiso de mantener los incentivos durante largos períodos de tiempo. Además, es probable que los programas de retención de carbono se propongan metas múltiples que pueden incluir el control de la erosión, el mantenimiento del hábitat, el suministro de madera y el mejoramiento de las actividades recreativas. Es por ello por lo que las metas de un programa de retención de carbono pueden ser de muy difícil medición y

muy difíciles de cambiar a lo largo del tiempo. De manera similar, Teixeira *et al.* (2006) sugieren que la implementación de proyectos exitosos de forestación y reforestación en el Brasil pueden requerir el compromiso de políticas nacionales y de acciones reguladoras, además de las herramientas orientadas exclusivamente al mercado.

El potencial de incremento acumulativo del carbono orgánico en los suelos es grande y el ajuste de los sistemas de pastoreo extensivo es la clave para liberarlo. Se cuenta con opciones técnicas para revertir la degradación de los pastizales y para propiciar la retención de carbono, especialmente en el suelo, por medio de la acumulación de materia orgánica. La actual superficie de pastos es probablemente el mayor sumidero de carbono disponible (véase el Capítulo 3).

Sin embargo, los mismos temas descritos anteriormente para las actividades de forestación y reforestación también se aplican en este ámbito, por ejemplo, las "fugas", la búsqueda de objetivos múltiples, el compromiso sostenido de los gobiernos, etc. Los beneficios van acumulándose durante un período de décadas. En muchos casos la tasa máxima de absorción de carbono se alcanza solamente después de 20-40 años. Los propietarios que hacen estas inversiones quieren tener la certeza de que el gobierno recompensará la retención de carbono cuando las actividades comiencen a dar resultado, muchos años después de realizada la inversión. Los gobiernos deben ser capaces de establecer compromisos dignos de crédito para el establecimiento de incentivos a largo plazo.

Aunque actualmente no son elegibles en el MDL, son necesarios esfuerzos más serios que tomen en consideración las reducciones de emisiones certificadas a partir de la rehabilitación de tierras degradadas y el manejo sostenible de los bosques existentes, bien sea bajo el MDL o en un marco diferente.

Los beneficios potenciales de una gestión mejorada del carbono del suelo son muy grandes y además se incrementan con la escala. Estos beneficios se expresan:

- a nivel global, con la mitigación del cambio climático y el aumento de la biodiversidad;
- a nivel nacional, con el incremento de las posibilidades para el turismo y el aumento de la sostenibilidad agrícola y del suministro de alimentos;
- a nivel local, con el aumento de la base de recursos para las futuras generaciones y el incremento en el rendimiento de los cultivos, las plantaciones forestales y las explotaciones ganaderas (FAO, 2004b).

En el contexto de los países en desarrollo más pobres, los pequeños productores son un grupo clave para alcanzar la escala necesaria, lo mismo que las metas ambientales y de desarrollo. En ausencia de intervenciones políticas y de apoyo financiero externo, los pequeños propietarios recurren a prácticas de manejo mejoradas que individualmente tienen un nivel óptimo, pero que socialmente están a niveles subóptimos. Con base en estudios de caso, la FAO (2004b) afirma que serán necesarios fondos sustanciales de las organizaciones de desarrollo o de los inversores del carbono que hagan posibles los proyectos de retención de carbono en el suelo en los sistemas agrícolas a pequeña escala de las tierras secas. Sin la financiación externa para indemnizar a los agricultores por los costos en que incurren a nivel local, los beneficios esperados probablemente no podrán alcanzarse.

Además de estos cálculos exclusivamente económicos, hay un interés ético. Esperar que los pequeños productores locales adopten las prácticas de manejo a niveles social y globalmente óptimos implica que ellos subsidien al resto de la sociedad en sus respectivos países y a la sociedad global. Si la agricultura sostenible, la restauración ambiental y la disminución de la pobreza son metas simultáneas, a gran escala y durante un período más largo, será necesario que el enfoque de las políticas y de la gestión sea más adaptable y flexible. Esto debe generar posibilidades para fortalecer las propias estrategias de los agricultores para adecuarse a las incertidumbres mientras que se suministran los incentivos necesarios.

Se deben emplear enfoques participativos. Un programa de retención de carbono a largo plazo y de gran escala que pueda incluir miles de pequeños productores individualmente tiene pocas posibilidades de éxito si todas las decisiones del programa se toman siguiendo un enfoque intervencionista de planificación descendente. Lo más seguro es que semejante enfoque genere desilusión entre los agricultores locales y cause su retirada de los acuerdos. El primer paso importante hacia la integración institucional es la identificación de las instituciones locales y/o regionales ya existentes que puedan ser más aptas para desempeñarse como el instrumento de un programa anticipado de retención de carbono. Además de gozar de la confianza de la mayoría de los pequeños propietarios, semejantes instituciones deben ser capaces y tener la voluntad de participar en el diseño de los programas a nivel local/regional, asegurar la necesaria participación de un gran segmento de pequeños productores, garantizar una justa distribución de los costos, coordinar el seguimiento y la verificación, y canalizar los beneficios eventuales de manera deseable y equitativa (Tschakert y Tappan, 2004).

Las actividades de retención de carbono en el suelo no fueron incluidas como parte del MDL en el primer período de compromiso debido a su complejidad. No obstante, esta modalidad tiene un gran potencial y forma parte de las metas de los principales convenios ambientales mundiales, no sólo del CMNUCC, sino también de la CDL y el CDB. Existen importantes oportunidades alternativas de financiación que pueden utilizarse para contribuir a la aplicación de los programas de retención de carbono: el Fondo BioCarbono, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, el Fondo de Adaptación y el Fondo Prototípico del Carbono (FAO, 2004b).

Se necesitará un volumen considerable de fondos para financiar las actividades relacionadas con la retención de carbono, y el auge de los mercados de carbono o de RCE puede ser una fuente potencial. Las RCE son uno de los mercados con

más rápido crecimiento a nivel mundial y algunos analistas estiman que hacia el final de esta década podría tener un valor cercano a los 40 000 millones de USD. En el año 2004 el volumen global de comercio de CO₂ fue de sólo 94 millones de toneladas. Sólo un año más tarde había ascendido a 800 millones de toneladas. En enero del año 2006, sólo en los mercados europeos la cifra fue de más de 262 millones de toneladas para transacciones en el mercado de contado. Cuando el Protocolo de Kyoto entró en vigor, la tonelada de CO₂ se vendía a 8-9 USD en transacciones de mercado de contado. Un año más tarde el valor de la tonelada ascendía a 31 USD.

6.1.4 Cuestiones de políticas en los recursos hídricos

El mejoramiento de la eficacia en la gestión del agua es un objetivo clave puesto que la escasez de este recurso se acentúa progresivamente. Desde un punto de vista técnico, el mejoramiento de la eficacia en el uso del agua hace referencia a la reducción de las pérdidas. Desde el punto de vista económico, significa el aumento de los ingresos netos de los usuarios una vez se hayan tenido en cuenta las externalidades. Un aumento en la eficiencia del agua puede implicar que algunos sectores abandonen el uso de agua para favorecer a otros sectores donde el recurso tiene un valor de uso más alto. En algunas zonas esto dará lugar al desarrollo preferencial de cierto tipo de actividades agrícolas (Norton, 2003) y podrá reducir los niveles de producción del sector pecuario.

Los intentos de las políticas para mejorar la eficacia del uso del agua deben centrarse en la adopción de tecnologías apropiadas para su uso eficiente y en la gestión de la demanda de agua con el fin de garantizar la disponibilidad del recurso a las actividades que lo utilizan de manera más productiva. Esta eficiencia en la asignación puede lograrse a través de instituciones adecuadas que gobiernen la asignación del agua, los derechos al agua, y la calidad del agua (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Es esencial incluir objetivos de equidad en las políticas para distribuir equitativamente

el recurso entre los diferentes protagonistas de manera que ninguno se vea privado de acceso a este recurso vital. Aunque este objetivo está claramente mencionado en la mayor parte de los marcos normativos, en la práctica es frecuente que el acceso a este derecho esté insuficientemente reconocido (Norton, 2003).

En las políticas de conservación de los recursos hídricos han de incluirse toda una serie de instrumentos normativos. La adecuada combinación de instrumentos normativos, reformas de la gestión del agua y arreglos institucionales ha de adaptarse a las condiciones locales y nacionales. Los instrumentos presentarán variaciones dependiendo del nivel de desarrollo y las condiciones agroclimáticas, el nivel de escasez de agua, la intensificación agrícola y la competencia por el acceso a los recursos hídricos.

Es preferible utilizar una estrategia de participación voluntaria; aunque la coerción es una opción con la que hay que contar (Napier, 2000). La aplicación de las opciones técnicas y normativas adaptadas toma tiempo, demanda recursos financieros y exige compromiso político (Rosegrant, Cai y Cline, 2002; Kallis y Butler, 2001).

Fijación de precios correctos del agua

El papel fundamental de los precios es ayudar a la asignación de los recursos entre usuarios, actividades que compiten por los mismos y los períodos de tiempo en que se explotan (Ward y Michelsen, 2002), además de contribuir al fomento de su uso eficiente por los usuarios.

En la práctica, en muchos casos el suministro de agua para la agricultura es gratis (lo que equivale a un subsidio del 100 por ciento), e incluso en países donde se han establecido sistemas de precios, el agua continúa estando infravalorada (Norton, 2003). En muchos casos la introducción de precios para el agua o los intentos para la reforma de los precios han tenido origen en la crisis financiera o en la presión presupuestaria de los gobiernos, la baja recuperación de los costos, el deterioro de la infraestructura y el aumento de la demanda de agua (Bosworth *et al.*, 2002).

Los principios generales para la fijación de precios del agua han sido establecidos por la Asociación Mundial en favor del Agua (Rogers, Bhatia y Huber, 1998). Para la fijación de los precios del agua, las tasas a los efluentes y los incentivos para el control de la contaminación, es importante estimar el costo total del agua usada en cada sector. Para ello deben considerarse los siguientes componentes (véase el Gráfico 6.2):

- el costo total del suministro (funcionamiento, mantenimiento y capital invertido);
- el costo económico total (los costos totales de suministro más los costos de oportunidad y las externalidades económicas);
- los costos totales (los costos económicos totales más las externalidades ambientales).

Los precios deben reflejar la verdadera escasez para los usuarios del agua y los costos del suministro del servicio, deben actuar como incentivos para un uso del agua más eficiente y deben suministrar información tanto a abastecedores como a inversores sobre la demanda real que implique la necesidad de ampliar los servicios (Johansson, 2000; Bosworth *et al.*, 2002; Small y Carruthers, 1991).

Mediante medidas como las tasas a la contaminación y la fijación de precios para el agua a fin de fomentar la conservación y mejorar la eficiencia, la fijación de precios puede servir como un medio para asegurar que los distintos protagonistas internalicen las externalidades ambientales que pueden derivar de las actividades agrícolas (Johansson, 2000; Bosworth *et al.*, 2002; Small y Carruthers, 1991). Una adecuada fijación de precios puede contribuir considerablemente a disminuir la extracción y el consumo de agua de los sectores agrícola, industrial y doméstico. El aumento de los bajos niveles de precio imperantes actualmente en la mayoría de los países puede generar un importante ahorro de agua fundamentalmente debido a la gran cantidad de agua usada en la irrigación (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

Métodos para la fijación de los precios del agua

Los métodos para la fijación del precio del agua

incluyen el volumétrico, el no volumétrico, y los métodos basados en el mercado (Bosworth *et al.*, 2002; Johansson, 2000, Perry, Rock y Seckler, 1997; Small y Carruthers, 1991).

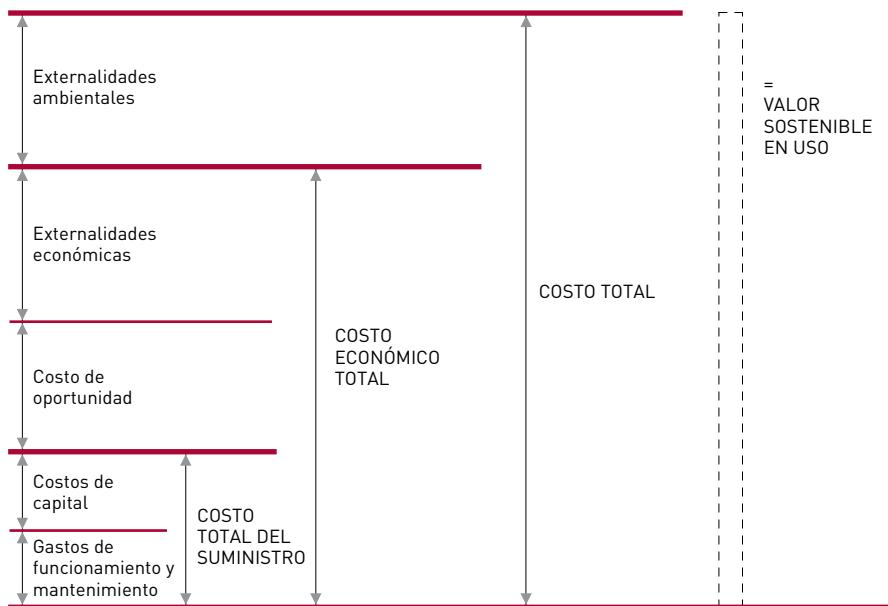
El método volumétrico consiste en una tasa al agua por unidad de volumen consumida. Este método es adecuado cuando el objetivo es reducir la demanda de agua en el sector agrícola, así como cuando se pretende reasignar el agua a otros sectores. Los métodos volumétricos dependen de la medición objetiva del agua que se extrae y con frecuencia es difícil su implementación práctica. Se han desarrollado diversos métodos de cálculo por aproximación o sistemas de fijación de precios casi volumétricos, que se basan en factores como el tiempo de suministro, las licencias de extracción y métodos volumétricos de precios en bloque.

Los métodos no volumétricos en la agricultura pueden estar basados en la producción agrícola o en la superficie irrigada (Bosworth *et al.*, 2002; Johansson, 2000). Estos métodos se usan generalmente cuando el objetivo es la recuperación de los costos. La fijación de precios basada en la superficie, modalidad en que los agricultores pagan un precio fijo por unidad de superficie bajo riego, es el método más común para la fijación de los precios del agua de regadío (Bosworth *et al.*, 2002).

En los países en desarrollo, la meta de la fijación de los precios del agua es fundamentalmente la recuperación de los costos y, más específicamente los gastos de funcionamiento y de mantenimiento. Por ejemplo, en China, los productores sólo pagan por el bombeo del agua de irrigación. Sin embargo, el resultado es que sólo se recupera el 28 por ciento de los costos suministrando muy poco incentivo para la adopción de tecnologías economizadoras de agua (Jin y Young, 2003). En contraste, en los países desarrollados las metas son diversas e integran la gestión de la demanda con la internalización de las externalidades ambientales.

Los precios del agua pueden tener dos componentes: un cargo fijo y uno variable. El cargo fijo

Gráfico 6.2 Principios generales para la fijación de precios del agua



Fuente: Rogers, Bhatia y Huber (1998).

tiene como finalidad proporcionar al proveedor del servicio un flujo de ingresos fiable, mientras que la tarifa variable da al usuario el incentivo para un uso eficiente del agua. El componente fijo puede basarse en varios denominadores como el cultivo, la superficie, la duración del suministro, el método de irrigación o la velocidad del agua. El componente del cargo variable se basa en el volumen de agua realmente consumido [Banco Mundial, 1997].

No es sorprendente que los precios del agua tiendan a ser más elevados en las regiones donde hay escasez del recurso (Bosworth *et al.*, 2002). En países como la Argentina, Bangladesh, la India, Italia, el Japón, México, el Pakistán, España, la República Árabe Siria, el Sudán, Turquía o Nueva Zelanda el cobro del agua usada en la agricultura corresponde a una tarifa fija que se basa en los denominadores arriba mencionados, mientras que en Australia, Francia, Túnez, el Reino Unido

de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, los Estados Unidos de América y el Yemen los usuarios pagan una tarifa variable basada en la cantidad de agua agrícola que se consume. Al final de la escala, en Israel, los agricultores reciben una asignación de agua que se cobra con una tarifa de bloques crecientes de consumo, en función del porcentaje de la asignación utilizado. Para el primer 50 por ciento, el metro cúbico tiene un precio de 0,18 USD/m³, para el siguiente 30 por ciento el precio es de 0,22 USD/m³ y para el último 20 por ciento el precio es de 0,29 USD/m³ (Bosworth *et al.*, 2002).

Una tarifa fija por hectárea, basada en la superficie bajo riego o en el tipo de cultivo, independientemente del volumen de agua utilizado, probablemente no crearía incentivos para el cambio. En un estudio sobre la eficiencia de las políticas del agua basadas en el precio en los principales distritos de riego del norte de China (donde el agua se cobra con una tarifa fija según la superficie de la tierra),

Yang, Zhang y Zehnder (2003) encontraron que, a pesar del aumento del precio, los agricultores no cambiaron sus patrones de uso del agua. Asimismo, los agricultores de la India y el Pakistán, y muchos otros países que pagan tarifas por el agua basadas en la superficie, encuentran que el costo marginal de adquirir más agua es cero y por ello carecen de incentivos económicos que fomenten el ahorro del recurso (Ahmed, 2000). Incluso allí donde se emplean las tarifas de bloques crecientes, por ejemplo en Jordania, la progresión de los precios y sus niveles son demasiado bajos para inducir ningún cambio (Chohin-Koper, Rieu y Montginoul, 2003).

El manejo de las dificultades en la fijación de los precios del agua

Aunque los métodos volumétricos representan el enfoque ideal para la fijación de los precios del agua, problemas de orden práctico dificultan su implementación, especialmente en los países en desarrollo donde las fincas son pequeñas y están diseminadas (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Los problemas incluyen la medida objetiva del consumo de agua y los costos de transacción relacionados con el seguimiento y con los mecanismos para hacer cumplir las regulaciones. Como consecuencia, se están utilizando cálculos aproximados del volumen de agua usado, como el tiempo de suministro, el número de veces que un cultivo es irrigado y la parte de un suministro variable de agua a la que cada agricultor tiene derecho.

La dificultad del cobro volúmetrico a nivel de usuario individual algunas veces puede ser superada por un enfoque “al por mayor”, sistema en el que el agua se suministra y vende a grupos organizados de agricultores en puntos donde la medida del volumen es factible. Estas asociaciones de usuarios del agua consisten en pequeñas organizaciones de agricultores, comunes en Asia, o en organizaciones formales y especializadas de usuarios de sistemas de riego como en México y los Estados Unidos de América (Hearne, 1999). La asignación volumétrica también es común en Australia, el Brasil, Francia, Madagascar y Espa-



Bombeo de agua para la irrigación (India, 1997)

ña (Bosworth *et al.*, 2002; Banco Mundial, 1997; Ahmed, 2000; Asad *et al.*, 1999).

El hecho de que los costos de funcionamiento y mantenimiento no se recuperen, o al menos no se recuperen totalmente, es equivalente a la concesión de un subsidio a los sectores pecuario y agrícola. La experiencia de los países con respecto a la recuperación de los costos es diversa. En un estudio comparativo de 22 países (Banco Mundial, 1997), se encontró que la recuperación de los costos de funcionamiento y mantenimiento de los sistemas de riego en los países en desarrollo varía de un nivel muy bajo (entre el 20 y el 30 por ciento en la India y el Pakistán, donde el Estado continua teniendo un rol fundamental en la operación de los sistemas de riego) a un nivel alto cercano al 75 por ciento en Madagascar (donde la función del gobierno es muy reducida, ya que la gestión de los sistemas de riego se ha delegado a las asociaciones de usuarios del agua en las que recae la responsabilidad de su gestión). En los países de la OCDE, la recuperación de los costos es mucho más alta y la mayor parte de los países obtienen una recuperación total de los gastos de funcionamiento y mantenimiento. Otros países como Australia, Francia, el Japón, España y Holanda también recuperan la totalidad del costo de suministro (OCDE, 1999). En los Estados Unidos de América, las leyes estatales limitan los precios que los distritos de riego pueden cobrar a los agricultores a un nivel equivalente al de los

costos. Como consecuencia, los precios del agua se han fijado para cubrir únicamente los costos del suministro y el mantenimiento (Wahl, 1997).

Los bajos precios generalizados del agua son una forma de subsidio. Estos subsidios se presentan bajo formas diversas, incluyendo el suministro público de agua para la agricultura sin costo alguno para los usuarios o a costos muy bajos, los subsidios a los equipos de riego o la energía para el bombeo de aguas subterráneas. La eliminación de estos subsidios es de importancia fundamental para fomentar la eficiencia en el uso del agua.

La agricultura generalmente cuenta con agua subsidiada y los precios son más bajos que en los sectores industrial y doméstico. China, en su búsqueda de un objetivo de autosuficiencia cerealera, está fomentando la producción de cereales fijando precios para el agua más bajos que los existentes en la producción de otro tipo de cultivos (von Dörte, 2004). En los Estados Unidos de América se encontró que los agricultores pagan solamente entre 1 y 5 centavos de dólar por metro cúbico mientras que el costo para los hogares es entre 30 y 80 centavos de dólar (Pimentel *et al.*, 2004). En Gujarat (India) los precios del consumo eléctrico para el bombeo de aguas subterráneas son subsidiados, es decir, los precios que los agricultores pagan por la electricidad están basados en la capacidad y no en la energía consumida (Kumar y Singh, 2001). Esto equivale a un subsidio al uso del agua y ha contribuido a las pérdidas de agua y a la reducción de los niveles freáticos. De manera similar, en Francia está aumentando la agricultura de regadío, tendencia que puede atribuirse, al menos parcialmente, a los programas que ofrecen subsidios a los agricultores para que inviertan en nuevos equipos de riego (OCDE, 1999).

La construcción subsidiada de pozos en el África subsahariana, en especial en el marco de proyectos de desarrollo, ha dado como resultado el agotamiento de las aguas subterráneas en algunos lugares. En Namibia, por ejemplo, el suministro de agua gratis para la ganadería ha causado el agotamiento del recurso, la desertificación y la

degradación de la tierra (Byers, 1997). La construcción de pozos entubados, el uso extensivo de aguas subterráneas, junto con el suministro de agua por canales y tuberías, han sido los factores que más han contribuido al problema.

En muchos países la fijación de los precios del agua es un asunto muy delicado desde el punto de vista político, especialmente en aquellos lugares donde la economía depende de la irrigación, como China, Egipto o el Sudán (Ahmed, 2000; Yang, Zhang y Zehnder, 2003; von Dörte, 2004). Además, un aumento del precio del agua a un nivel que pueda influir en la actitud frente al recurso, puede entrar en conflicto con otros objetivos de política, incluyendo la competitividad de los pequeños productores, la reducción de la pobreza, o la autosuficiencia alimentaria. Adicionalmente, los poseedores de los derechos sobre el agua pueden considerar la imposición o aumento de los precios del agua como una expropiación de estos derechos, lo que reduciría el valor de su tierra (Rosegrant y Binswanger, 1994).

Diseño de un marco normativo para la gestión del agua

Los reglamentos se usan con frecuencia para el control de la contaminación o la pérdida de las aguas subterráneas resultantes de las actividades pecuarias.

Con respecto a la contaminación del agua, el establecimiento de normas de calidad y de medidas para su control resulta de primordial importancia. Aunque la formulación de normas uniformes puede simplificar el control de su cumplimiento, las pequeñas empresas o los pequeños agricultores pueden verse en la situación de carecer de recursos financieros a fin de asumir los costos necesarios para ajustarse a las normas o para el tratamiento de los desechos o la reubicación de la actividad (FAO, 1999c). De ahí que las normas deban definirse local o regionalmente teniendo en cuenta las condiciones ambientales y económicas, ya que los costos marginales del ajuste técnico pueden presentar variaciones.

Los marcos normativos para el control de la contaminación pueden ser de muchas clases:

- definición de estándares mínimos con el fin de reducir las emisiones y las descargas de efluentes a niveles aceptables;
- especificación de los equipos que han de usarse (tratamiento de efluentes) para cumplir los estándares mínimos;
- concesión de permisos para la descarga de contaminantes, que también pueden ser negociables. Los permisos negociables se basan en pagos por unidad de contaminante o el uso de créditos para la disminución de la contaminación. En este caso se usan mecanismos de mercado para la asignación de derechos de contaminación, una vez establecidos los niveles de contaminación general aceptables;
- especificación de niveles máximos para la actividad industrial; por ejemplo en los sistemas de producción pecuaria los límites podrían establecerse sobre la base del número de cabezas por hectárea (FAO, 1999c).

Estas medidas pueden incluirse en códigos que autoricen el acceso al agua y regulen el mercado de derechos sobre este recurso (Norton, 2003). El establecimiento de sanciones debe realizarse de manera que se evite que sean condonadas por decreto político. Las sanciones deben ser lo suficientemente altas como para actuar como desincentivo para potenciales violaciones (Napier, 2000).

Para hacer un seguimiento de los impactos de los sistemas de producción pecuaria en la calidad del agua y para definir los estándares de calidad del agua en masas de agua específicas se usa un conjunto de criterios. Los parámetros de los que debe hacerse un seguimiento en la evolución de los impactos de los sistemas de producción pecuaria incluyen: el nivel de sedimentos, la presencia de nutrientes (nitrógeno, fósforo y carbonos orgánicos); temperatura del agua, nivel de oxígeno disuelto; nivel de pH; niveles de plaguicidas, presencia de metales pesados y residuos de medicamentos; y niveles de contaminantes biológicos. Un seguimiento estricto de estos paráme-

tos es fundamental para evaluar el cumplimiento por parte de los sistemas de producción de los estándares definidos y de los códigos de prácticas. La Comisión Europea ha propuesto para todos los países de la UE un control de emisiones y de normas de calidad del ambiente con el fin de eliminar en el plazo de 20 años las sustancias consideradas peligrosas (Kallis y Butler, 2001). El seguimiento es costoso y puede representar una carga financiera, especialmente en países con limitada capacidad. Los costos de seguimiento asociados con la directiva marco para el agua de la UE se estimaron en 350 millones de euros en 1993 (Kallis y Butler, 2001).

Las prácticas que contaminan los recursos hídricos están sujetas a un régimen impositivo en algunos lugares. Por ejemplo, en Bélgica, las aguas residuales de la producción pecuaria se asimilan a las aguas residuales domésticas y se gravan fiscalmente como tales, o se aplican sobre tierras agrícolas y están sujetas entonces a un impuesto industrial especial (OCDE, 1999). El marco normativo del agua en la UE incluye ahora el principio de "descarga indirecta" a las aguas subterráneas (Kallis y Butler, 2001).

La contaminación de fuentes no puntuales es menos fácil de regular. Los códigos de prácticas ambientales y su cumplimiento son elementos clave que aseguran que las actividades agrícolas que generan contaminación no localizada poseen una autorización previa o un registro basado en reglamentos vinculantes (Kallis y Butler, 2001).

Los niveles de extracción de los recursos hídricos subterráneos con frecuencia están sujetos a regulación, especialmente en los países desarrollados. El cobro del agua extraída, especialmente en los países de la OCDE, tiene la finalidad de controlar la explotación excesiva del recurso. Entre los países que llevan a cabo estos cobros figuran Bélgica, Bulgaria, Hungría, Holanda (Roth, 2001) y Jordania (Chohin-Kuper, Rieu y Montginoul, 2003).

El grado de efectividad de las medidas de protección de las aguas subterráneas es incierto. Los ejemplos de fracaso de la normativa son numerosos y es frecuente que los usuarios tengan la

oportunidad de evitar el cumplimiento de las regulaciones ambientales. Así por ejemplo, en Holanda, aunque los agricultores deben pagar impuestos por la extracción de aguas subterráneas destinadas a la producción pecuaria, pueden extraer el agua por sí mismos sin pagar el impuesto. En Bélgica, aunque la mayor parte de los productores pecuarios pagan impuestos por las aguas residuales, más de la mitad están exentos del pago del agua que consumen (OCDE, 1999).

Desarrollar los derechos y los mercados del agua

La falta de derechos de propiedad del agua bien definidos con frecuencia da lugar a un uso no sostenible e inefficiente del recurso. En varios países los derechos sobre el agua no están definidos y generalmente las aguas subterráneas pertenecen a los propietarios de las tierras en las que se encuentra el recurso. De ahí que no existan restricciones sobre la cantidad de agua que puede ser bombeada por un propietario de la tierra. En otros países, como en China, el Estado es el propietario del agua, un hecho que limita la iniciativa privada para conservar o utilizar los recursos con eficiencia.

Un adecuado funcionamiento de los mercados del agua requiere que los derechos sobre el agua estén formal y legalmente definidos. En los países en desarrollo, como Egipto, el Pakistán y el Sudán, los derechos sobre el agua son inseguros y están poco reglamentados, con situaciones en las que los productores más desfavorecidos no tienen acceso suficiente al recurso, mientras que los más favorecidos pueden disponer de grandes cantidades del mismo. Los mercados informales del agua, basados en derechos consuetudinarios, se encuentran en países como la India, México y el Pakistán. Usualmente, consisten en que los productores venden sus excedentes de agua a las fincas o pueblos vecinos. (Johansson, 2000). Por ejemplo, en Gujarat (India) los propietarios de tierras ricos han invertido en bombas diesel y redes de distribución por tuberías para vender el agua a los productores que no cuentan con estos equipos (Kumar y Singh, 2001). El desarrollo de institu-

ciones específicas que gestionen la distribución y asignación de los derechos puede necesitar el apoyo de mecanismos de resolución de conflictos, a fin de evitar el poder de los monopolios y garantizar el cumplimiento general de las regulaciones (Norton, 2003; Tsur y Dinar, 2002).

La organización de mercados formales del agua es relativamente nueva (Norton, 2003). El desarrollo del mercado del agua permitirá a los agricultores tomar una decisión entre continuar en la actividad agrícola o vender los derechos sobre el agua al mejor postor y mejorar la eficiencia del uso de este recurso. Australia, Chile, México y el occidente de los Estados Unidos de América son ejemplos de países comúnmente citados donde se han usado los mercados formales y los derechos comercializables del agua en la gestión de la asignación del agua. Hay sistemas de riego comunales con derechos de agua comercializables por ejemplo en Nepal (Small y Carruthers, 1991).

En comparación con otros mercados, los mercados del agua muestran algunas peculiaridades. Usualmente, las transacciones tienen lugar dentro de la misma cuenca e incluso dentro del mismo sistema de irrigación. De ahí que compradores y vendedores sean numéricamente limitados, lo que incumple la condición inicial para un mercado sano. En el norte de Gujarat (India), se han desarrollado extensamente los mercados de aguas subterráneas aunque la demanda no es muy amplia. Los agricultores pueden vender sus excedentes de agua a los agricultores vecinos. Sin embargo, no se ha logrado una eficiente asignación del agua a través de estos mercados informales debido al gran número de vendedores con respecto al de compradores y a la falta de oportunidad para la transferencia de agua a otros sectores.

Es posible definir diferentes tipos de derechos sobre el agua adaptados al futuro mercado. Los derechos sobre el agua deben considerar una serie de factores, tales como las modalidades de derechos otorgadas (derechos de desviación total, derechos de uso consuntivo o uso no consuntivo), la duración, el sistema de compartir el agua entre

los usuarios (clasificado por el nivel de prioridad entre los usuarios, es decir, sistema de apropiación o derechos proporcionales entre los usuarios) y la clase de usuarios (los derechos pueden ser delegados a individuos, empresas privadas o comunidades) (Norton, 2003).

Con frecuencia es difícil establecer los derechos iniciales sobre el agua que requiere el sistema, por el alto costo asociado a la retención y captura de agua y porque el suministro puede estar sujeto a cambios inesperados (Ward y Michelsen, 2002). La asignación de derechos iniciales sobre el agua a ningún costo, basados en el uso o derechos existentes sobre el acceso al agua, puede evitar conflictos relacionados con el aumento de los precios del agua y el establecimiento de tarifas no uniformes. Adicionalmente esto puede proporcionar a las familias pobres un valioso activo (Thobani, 1997, en Norton 2003; Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Rosegrant, Cai y Cline (2002) sugieren que una solución para evitar la generación de conflictos debido a las políticas de derechos sobre el agua/precios del agua sería la aplicación de una tarifa base fija a una línea de base de derechos iniciales sobre el agua. Para demandas superiores a la línea de base se cobraría un precio de eficiencia igual al valor del agua en usos alternativos.

Por otro lado, para un consumo inferior al del derecho base, el usuario del agua sería compensado por la institución o la asociación (Rosegrant, Cai y Cline, 2002).

El pago de los servicios ambientales

Las prácticas que dan lugar a la prestación de servicios ambientales, tales como la mejora de la cantidad y de la calidad del agua pueden ser fomentadas mediante el pago a los proveedores. El esquema de los pagos por servicios ambientales (PSA) se basa en el desarrollo de un mercado de servicios ambientales que previamente no han tenido un precio.

En el contexto de una cuenca, los actores de las zonas altas pueden ser considerados proveedores del servicio si el resultado de sus acciones mejora

la calidad o la cantidad del agua, servicio por el que reciben una compensación de los usuarios de las zonas bajas. El esquema de PSA requiere de un mercado donde los beneficiarios de los servicios (usuarios aguas abajo) los compren a los proveedores de las zonas situadas aguas arriba. Obviamente, esto debe basarse en el establecimiento de relaciones de causa y efecto entre la condición de los recursos hídricos aguas abajo y el uso de la tierra aguas arriba (FAO, 2004d).

El esquema de PSA asociado a los servicios que tienen relación con el agua suele ser de importancia local a nivel de cuenca, donde usuarios y proveedores comparten una cercanía geográfica. Esto facilita la implementación del esquema debido a que los costos de transacción son más reducidos y es mucho más fácil el flujo de información entre los agentes económicos (FAO, 2004d) en comparación con otro tipo de servicios ambientales con nexos más remotos o abstractos (retención de carbono, protección de la biodiversidad).

El esquema de PSA es un mecanismo promisorio para el mejoramiento de la condición de los recursos hídricos de las cuencas. Puede ser un medio para sensibilizar a la población local sobre el valor de los recursos naturales y mejorar la eficiencia del uso y asignación de estos recursos. El PSA también puede utilizarse en la resolución de conflictos y puede recompensar económicamente a los sectores vulnerables que ofrecen estos servicios (FAO, 2004d).

No obstante, el desarrollo del esquema de PSA se encuentra aún en sus etapas iniciales y su implementación ha de hacer frente a grandes dificultades. En primer lugar, resulta difícil establecer la relación entre los usos de la tierra y los servicios asociados al agua, puesto que los usuarios y los proveedores no están bien identificados. Usualmente, el esquema de PSA se basa en recursos financieros externos. Sin embargo, la sostenibilidad a largo plazo de los mecanismos es con frecuencia incierta. Adicionalmente, el nivel de pago con frecuencia se impone políticamente y no corresponde a una demanda efectiva de los servicios (FAO, 2004d).

Un reducido número de países posee marcos jurídicos específicos para el PSA a nivel nacional o regional. La mayor parte de los esquemas existentes, sin embargo, operan sin un marco jurídico específico. Algunos proveedores de servicios sacan ventaja de este vacío jurídico para establecer derechos de propiedad sobre la tierra y los recursos naturales (FAO, 2004d).

La construcción de grandes presas está usualmente asociada con arreglos para reducir o disminuir el pastoreo en las áreas de captación de agua que son susceptibles a la erosión y a la sedimentación. Un ejemplo es la estrategia de desarrollo del occidente de China, que intenta reducir la erosión y la sedimentación en los ríos Amarillo y Yangtze con restricciones o prohibiciones del pastoreo, concediendo indemnizaciones en la mayoría de los casos (Filson, 2001).

La coordinación de los marcos institucionales y la gestión participativa

La implementación de mejores políticas requiere un adecuado marco institucional. Típicamente, la gestión de los recursos hídricos corresponde a diversos ministerios y departamentos gubernamentales (agricultura, energía, ambiente), lo que suele conducir a un proceso de toma de decisiones fragmentado y una falta de coordinación entre las diferentes instituciones (Norton, 2003). El agua es un recurso simple, pero su uso es extremadamente complejo: usos diferentes por diferentes usuarios y controlada por diferentes instituciones en una parte del ciclo del agua, lo que puede afectar a los usos por otros usuarios en otra parte del ciclo. Es esencial una intensa coordinación y un enfoque integrado que comprometa todas las instituciones. La cooperación plena entre los diferentes órganos gubernamentales es un prerrequisito para la planificación estratégica y para la puesta en marcha de las políticas del agua.

El establecimiento de instituciones especializadas es un elemento fundamental para alcanzar las metas de un programa del agua (Napier, 2000). La necesidad de establecer instituciones flexibles y eficientes para maximizar los beneficios del uso

del agua es obviamente un problema grave en las zonas secas (Ward y Michelsen, 2002). Los tres principales enfoques institucionales relacionados con las políticas del agua son la asignación administrativa (gestión pública), los sistemas de asignación basados en los usuarios y los mercados del agua.

La descentralización de la gestión de los recursos hídricos y la participación de las asociaciones de usuarios es otro aspecto clave en la reforma de los marcos institucionales existentes. Actualmente, la directiva marco del agua de la UE sigue este enfoque. La coordinación de la aplicación de las diferentes medidas de política se efectuará a nivel de "distritos de la cuenca". Los países miembros de la UE han designado autoridades en las cuencas de sus propios territorios, y en coordinación con otros para el caso de las aguas internacionales (Kallis y Butler, 2001).

La coordinación de las instituciones con las asociaciones de usuarios del agua ha demostrado su efectividad. Estos mecanismos mejoran la responsabilidad a nivel local, suministran mecanismos para la resolución de conflictos, y facilitan la flexibilidad en la asignación del recurso. Adicionalmente, los costos relacionados con la gestión de la información para mejorar la asignación del recurso son considerablemente reducidos (Rosegrant, Cai y Cline, 2002). Además, se mejora la recuperación de los costos de operación y de mantenimiento. Por ejemplo, en México se han registrado aumentos en la tasa de recuperación que van del 30 al 80 por ciento. En Madagascar, donde las asociaciones de usuarios del agua manejan los sistemas de riego, los porcentajes de recuperación son del 75 por ciento, un nivel relativamente alto (Banco Mundial, 1997), como respuesta a la transferencia de la responsabilidad del manejo de los sistemas a dichas organizaciones. En contraste, allí donde los gobiernos siguen ejerciendo el control sobre los sistemas de riego, como en China, la India y el Pakistán los costos de recuperación generalmente son muy bajos.

Sin embargo, la transferencia de la responsabilidad de la gestión del riego a los usuarios no

necesariamente será una garantía de la recuperación total de los costos. A pesar de un aumento neto en los niveles de recuperación de los costos, con frecuencia los ingresos son insuficientes para cubrir totalmente los costos de suministro porque las tarifas del agua generalmente se han fijado a precios demasiado bajos. El éxito de la transferencia de la gestión de la irrigación a las asociaciones de usuarios también depende de la existencia de un marco institucional y jurídico como la definición y establecimiento de derechos sobre el agua.

La ordenación participativa de las cuencas es un elemento clave para mejorar el rendimiento de los recursos hídricos. Muchos proyectos de desarrollo de cuencas han fracasado o han tenido un desempeño muy pobre por la falta de integración y comprensión de las limitaciones locales y de las necesidades de los pobladores de la cuenca (Johnson *et al.*, 2002). Se propusieron opciones tecnológicas que eran incompatibles ecológica y económicamente con los sistemas de producción locales. Además, las nuevas técnicas impuestas exacerbaron la erosión, puesto que las nuevas estructuras no fueron gestionadas adecuadamente. Los programas de ordenación participativa de las cuencas ayudan a las comunidades locales a definir los temas, establecer las prioridades, seleccionar las tecnologías apropiadas y las opciones tecnológicas adaptadas al contexto local, y contribuyen a sensibilizarlos acerca de las necesidades de evaluación y seguimiento (Johnson *et al.*, 2002).

6.1.5 Temas normativos sobre biodiversidad

Mientras que la pérdida de la biodiversidad sigue un ritmo acelerado, la respuesta de la sociedad al problema ha sido lenta e inadecuada. La causa ha sido una falta generalizada de conciencia sobre la función de la biodiversidad, el fracaso de los mercados para reflejar su valor y su carácter de bien público (Loreau y Oteng-Yeboah, 2006). Se ha sugerido el establecimiento de un mecanismo intergubernamental semejante al IPCC que

actúe como nexo entre la comunidad científica y los responsables de las políticas, ya que el CDB no está en posición de movilizar la experiencia y los conocimientos científicos para informar a los gobiernos (Loreau y Oteng-Yeboah, 2006).

El tema de la biodiversidad es intrínsecamente más complejo que otros problemas ambientales y es probablemente el ámbito donde se presenta la brecha más amplia entre ciencia y políticas. Sin embargo el conocimiento científico de la biodiversidad y sus funciones ha experimentado grandes avances en los últimos años, que se reflejan en un cambio en la actitud de los responsables de las políticas, quienes ahora prestan más atención al problema. El alcance de los programas de conservación de la biodiversidad se ha extendido para incluir las áreas protegidas y aumentar la protección fuera de estas áreas, a partir de la base de que no es posible conservar la totalidad de los ecosistemas y servicios conexos centrándolo exclusivamente en las áreas protegidas. Se están explorando nuevas formas y fuentes de financiación de la conservación de la biodiversidad, entre las que cabe destacar las donaciones o pagos del sector privado, los fondos fiduciarios de conservación, las tasas a la extracción de recursos, las tasas a los usuarios y los canjes de deuda por naturaleza a nivel gubernamental.

Un mecanismo reciente para la conservación de la biodiversidad es el esquema de PSA, introducido en la Sección 6.1.4. Los pagos por servicios ambientales están basados en el principio de que la biodiversidad suministra una cantidad significativa de servicios económicos. Los pagos deben efectuarse a quienes protegen la biodiversidad con el fin de asegurar la continuidad en el suministro de los servicios. Los servicios ambientales que han recibido mayor atención son la protección de cuencas y la retención de carbono. Recientemente se está prestando también atención a servicios como el mantenimiento de la biodiversidad y la belleza del paisaje (Le Quesne y McNally, 2004). Las tarifas por el acceso y el pago por la entrada a las áreas protegidas constituyen asimismo una

forma de pago por los servicios ambientales, en este caso, la conservación de la biodiversidad. Y aunque esto no es nuevo, las recientes modalidades permiten la utilización de los ingresos fuera de las áreas protegidas, así como su devolución a las comunidades locales como suministro de incentivos para la conservación (Le Quesne y McNally, 2004).

Contratar a los propietarios de tierras como protectores de la biodiversidad

Un desafío fundamental para los nuevos enfoques de conservación es el hecho de que en la mayor parte de los países las especies amenazadas son consideradas un bien público, mientras que sus hábitats con frecuencia son tierras privadas. Al tratarse de propiedad privada, la tierra puede ser transformada y comercializada. Es posible la conservación de la biodiversidad en tierras de propiedad privada, pero todo depende de la voluntad de sus propietarios y de los costos de oportunidad de la tierra. El cálculo de los costos de oportunidad de la conservación de la biodiversidad es muy complicado, puesto que su valor depende de los recursos biológicos y de los servicios de los ecosistemas.

Los recursos biológicos no están completamente inventariados (el número total de especies existentes en el planeta aún se desconoce) y falta información sobre las cifras de población y la situación de riesgo. Sin embargo, se han efectuado algunos avances en cuanto a la valoración de los recursos de los ecosistemas. Según Boyd, Caballero y Simpson (1999), el costo de conservación del hábitat debe calcularse como la diferencia entre el valor de la tierra en su mejor y más alto uso privado y su valor cuando se emplea en modos compatibles con la conservación.

Para afrontar el tema de la propiedad se han ensayado nuevos enfoques con buenos resultados relativos (Boyd, Caballero y Simpson, 1999). La mayor parte de los enfoques se han probado en el sector forestal y a nivel de comunidad. Estos enfoques también pueden ser aplicados a la producción pecuaria.

- La adquisición de los derechos totales de propiedad, que implica la transferencia de la propiedad de la tierra de un propietario que podría aprovecharla a un conservacionista que no lo hará. Para comprar la propiedad, el conservacionista debe pagar al dueño el valor de la tierra como propiedad privada. Este valor es el valor presente neto de la tierra en cualquier uso futuro al que se destine, es decir el costo de oportunidad. Una de las características que define la compra de derechos de propiedad es que el conservacionista debe compensar al propietario de la tierra por la pérdida de valor de los usos actuales de la tierra que producen rendimientos económicos, así como por la pérdida de oportunidades de conversión a actividades más rentables en el futuro.
- Las servidumbres ecológicas son un acuerdo contractual entre un propietario de tierra y un conservacionista. A cambio de un pago (o de una donación que puede ser deducible de los impuestos) un propietario de tierra acepta la extinción de sus derechos a futuros aprovechamientos de la tierra. El conservacionista, que puede ser una organización conservacionista privada o una entidad gubernamental, monitorea este acuerdo y vela por su cumplimiento. Las servidumbres también son conocidas como "derechos parciales" sobre la tierra, ya que con ellas no se transfiere la propiedad al conservacionista, sino que se le concede exclusivamente el derecho de velar por el cumplimiento de las prohibiciones de futuros desarrollos.
- Otra manera de mantener la tierra fuera de usos agrícolas es el mecanismo gubernamental del crédito fiscal u otros subsidios que equivalen a la diferencia entre el valor de la tierra con aprovechamiento agrícola y el valor de la misma sin aprovechamiento agrícola. Por ejemplo, si la tierra con aprovechamiento agrícola pleno produce 100 USD más por acre que la tierra con un aprovechamiento de baja intensidad, un crédito fiscal de 100 USD por acre compensa al propietario por no aprove-

char la tierra. El subsidio es un costo pagado por los contribuyentes.

- Los derechos de aprovechamiento negociables implican una restricción en la cantidad de tierra que puede aprovecharse en un área determinada. Supongamos, por ejemplo, que el objetivo del gobierno sea lograr una restricción en el aprovechamiento del 50 por ciento de un área. Esto lo puede hacer concediendo una compensación a cada propietario por el derecho de aprovechar solamente el 50 por ciento de su superficie. Estos derechos de aprovechamiento pueden negociarse e implican costos para los dueños de la tierra que ven restringidos sus derechos de aprovechamiento. El costo de oportunidad agregado es, como siempre, el valor del aprovechamiento que se deja de percibir con el fin de alcanzar las metas de conservación. Aunque los derechos serán negociables, la restricción inicial a las oportunidades de aprovechamiento impone un costo a los propietarios. Un sistema de derechos negociables tiene una ventaja en particular. Debido a que los dueños de la propiedad pueden, de hecho, elegir ellos mismos el área en donde el aprovechamiento se restringirá, el resultado será la restricción del aprovechamiento menos costosa. En otras palabras, el aprovechamiento será más restringido en aquellas propiedades donde el valor esperado del aprovechamiento es menor.

El manejo del ganado y la ordenación del paisaje para la conservación de la biodiversidad

El desarrollo urbano causa daños, estrés y perturbaciones de los ecosistemas. McDonnell *et al.* (1997) estudiaron el proceso de los ecosistemas a lo largo de un gradiente urbano-rural y encontraron una relación de causa y efecto entre el ambiente físico y químico a lo largo del gradiente y los cambios en la estructura de las comunidades de los bosques y en los procesos de los ecosistemas.

La producción pecuaria se estructura con frecuencia a lo largo del gradiente urbano-rural, con sistemas de producción industrial en las áreas

periurbanas, cultivos forrajeros y sistemas agropecuarios mixtos en las áreas rurales y sistemas extensivos en la interfaz con la fauna silvestre. Esta distribución, muy común en la mayor parte de los países, con frecuencia contrapone directamente la producción de rumiantes con la vida silvestre y su hábitat.

En los países desarrollados esta interfaz se caracteriza en su mayor parte por agricultores ricos o con alta disponibilidad de recursos, que generalmente cumplen los marcos jurídicos de protección ambiental. En los países en desarrollo la interfaz se caracteriza por una amplia variedad que abarca desde agricultores con alta disponibilidad de recursos a criadores de ganado en sistemas de subsistencia y pastores. Incluso allí donde existe legislación para la protección ambiental, se cumple raramente o no se cumple en absoluto. En consecuencia, no es sorprendente que el principal impacto de la producción ganadera se produzca a nivel de la transformación del hábitat. Los cambios en el uso de la tierra modifican los hábitats extensamente y tienen una alta responsabilidad en las pérdidas de biodiversidad.

La prevención de las perturbaciones es con frecuencia el objetivo principal en la ordenación de los ecosistemas. No obstante, las perturbaciones son un componente natural de los ecosistemas mismos y promueven la biodiversidad y la renovación (Sheffer *et al.*, 2001). Los ecosistemas están sujetos a eventos naturales graduales o imprevisibles y responden retornando al estado de estabilidad previo o cambiando a un nuevo estado de estabilidad alternativo. Una serie de estudios del cambio de los ecosistemas (Sheffer *et al.*, 2001) sugieren que las estrategias para la ordenación sostenible de los ecosistemas deben centrarse en el mantenimiento de la resiliencia, permitiendo así que los ecosistemas absorban las perturbaciones naturales sin traspasar el umbral que conduce a una estructura o función diferente.

Las tendencias actuales se centran más en la conservación focalizada en el paisaje que en la conservación del sitio en sí, especialmente como una opción para mantener la biodiversi-

dad en los paisajes dominados por la actividad humana (Tabarelli y Gascon, 2005). A partir de la conservación de la biodiversidad en corredores, el fundamento de la conservación centrada en el paisaje es compatibilizar las necesidades de conservación con el desarrollo económico mediante intervenciones mutuamente benéficas que no necesariamente se presentan en las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas. Esto puede incluir nuevas áreas protegidas para la protección de cuencas, la gestión del paisaje que agregue valor al turismo, y el uso de derechos de aprovechamiento negociables y de servidumbres ecológicas para promover un aprovechamiento compatible con el movimiento de las especies entre las áreas protegidas (Sanderson *et al.*, 2003).

Los esfuerzos para la conservación deben trascender por tanto las áreas protegidas y las zonas de amortiguación para incluir un amplio mosaico de usos de la tierra con una variedad de metas de producción y condiciones económicas de los usuarios de las tierras a nivel del paisaje.

La integración de la producción pecuaria en la ordenación del paisaje plantea numerosos desafíos para los responsables de la formulación de políticas y la toma de decisiones y requiere de un verdadero enfoque holístico. Los principales desafíos desde el punto de vista de la conservación serán los siguientes:

- Mantener la resiliencia de los ecosistemas mediante la predicción, seguimiento y gestión de las variables que cambian gradualmente y que afectan la resiliencia tales como el uso de la tierra, las existencias de nutrientes, las propiedades del suelo y la biomasa de las especies persistentes a largo plazo (incluido el ganado); es preferible este enfoque al de un simple control de las fluctuaciones (Sheffer *et al.*, 2001).
- Sostener la función de los ecosistemas y su capacidad para mantener los procesos necesarios para mantenerse a sí mismos, desarrollarse y responder dinámicamente a los cambios ambientales que se producen constantemente

(Ibisch, Jennings y Kreft, 2005); esto incluye la capacidad del ecosistema para proveer servicios medioambientales.

- Promover los esfuerzos de conservación de un taxón o especie, fuera de las áreas protegidas e incluir formas de manejo del ganado (prácticas de manejo y uso de la tierra) que sean compatibles con las necesidades de dicho taxón o especie.

Es necesario reconocer las múltiples funciones del ganado con el fin de lograr su integración total en la ordenación del paisaje. Además de los objetivos productivos, la producción pecuaria puede tener también objetivos ambientales (retención de carbono, protección de cuencas) y objetivos sociales y culturales (recreativos, estéticos y culturales), que es preciso reconocer para alcanzar una producción sostenible. Se ha propuesto que la producción pecuaria sea considerada una herramienta de ordenación del paisaje, principalmente en los hábitats de pastos naturales (Bernués *et al.*, 2005; Gibon, 2005; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005), de manera que constituya un instrumento eficaz para la modulación de la dinámica de la vegetación a fin de mantener los paisajes de áreas protegidas y prevenir los incendios forestales (Bernués *et al.*, 2005).

Para una efectiva integración de la producción pecuaria en la ordenación del paisaje, se deben efectuar cambios radicales en las prácticas de manejo y uso de la tierra a nivel de finca. Las investigaciones recientes se han focalizado en nuevas prácticas de manejo de los pastizales para responder a las relaciones entre la producción de pastos y sus funciones no productivas. Entre los temas principales de investigación cabe mencionar:

- en qué modo las prácticas de manejo influyen en los cambios, en el corto y largo plazo, de la composición y la producción de las especies de pastos, con la finalidad de conocer el impacto de la reducción de la aplicación de fertilizantes en la nutrición animal y en el balance de N, y/o de la posibilidad de mantener una vegetación rica en especies;

- la función que el tipo de pastos, las prácticas de manejo y los hábitos de pastoreo tienen en la vegetación natural y en la diversidad faunística, tanto en zonas de producción ganadera intensiva como marginal, y en relación con la conservación de la biodiversidad;
- la organización espacial y las dinámicas de las interacciones animales en pastoreo-plantas a escalas diversas, con el fin de optimizar la ordenación de los paisajes en pastoreo en pos de un balance en la diversidad, la heterogeneidad y el rendimiento agrícolas;
- la producción y el valor nutritivo de las especies presentes en las tierras de pastos con miras a su integración en la producción ganadera (Gibon, 2005).

Sin embargo, el tema más importante en relación con la conservación de la biodiversidad será el tema de la intensificación, debido a su efecto sobre el cambio del hábitat.

Tanto la intensificación agrícola como el abandono de las tierras tienen efectos considerables en la biodiversidad. En la UE, el declive de cerca de 200 especies de plantas amenazadas ha sido atribuida al abandono de tierras. De las 195 especies de aves europeas cuya conservación causa preocupación, 40 están amenazadas por la intensificación de la agricultura y más de 80 por el abandono de las tierras agrícolas (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005). Está ampliamente documentado que en las tierras de pastos los cambios en las pautas de vegetación y estructura que causan pérdidas de biodiversidad pueden ser el resultado de la intensificación de la producción ganadera con un aumento en el uso de fertilizantes orgánicos y minerales, así como de una intensa presión de pastoreo en áreas donde no se usa la fertilización. En contraste, los pastizales abandonados o con una presión de pastoreo muy baja son desplazados por una vegetación arbustiva, lo que causa pérdidas de biodiversidad e incrementa el riesgo de incendios.

Los problemas relacionados con la intensificación y la extensificación deberán gestionarse a nivel del paisaje en función de las condiciones

socioeconómicas y ambientales. Posiblemente, el enfoque óptimo sea una combinación de intensificación de la superficie de la tierra, pastoreo extensivo y retiro de tierras agrícolas para la conservación estructurada a lo largo del gradiente: áreas comunales agrícolas - zona de amortiguación - áreas protegidas.

Los factores fundamentales a los que se debe dar respuesta a nivel del paisaje son la degradación y la reducción de las tierras comunales, las altas densidades de ganado, la falta de gestión de las propiedades comunales y la inequidad en la distribución de los beneficios suministrados por las cuencas. La intensificación de la producción ganadera puede contribuir a la conservación de la biodiversidad al nivel de cuenca. Esto incluye un mejor aprovechamiento de los pastos, árboles multipropósito para forrajes, leña o madera y mejoramiento genético de las razas locales. Estas medidas irían acompañadas por pagos por servicios ambientales (protección de la biodiversidad, retención de carbono y calidad del agua) y racionalización de los sistemas de los recursos de propiedad comunal (por ejemplo, tarifas al pastoreo).

Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, es posible que el principal desafío para la incorporación del ganado en la ordenación del paisaje sea la integración de los ganaderos en los esfuerzos de conservación al nivel de paisaje. Desde la perspectiva de los usuarios de la tierra, la conservación de la biodiversidad se considera con frecuencia una externalidad, como sucede con la mejora de la calidad y disponibilidad del agua y los beneficios de la retención de carbono. Dado que son externalidades, estos factores no se tienen en cuenta cuando se toman las decisiones sobre el uso de la tierra, disminuyendo así la probabilidad de que se adopten prácticas que generen esta clase de beneficios.

La conservación de la biodiversidad también implica la conservación de especies que pueden ser un obstáculo para la producción ganadera. En América Latina, por ejemplo, las serpientes venenosas y los murciélagos hematófagos se consideran plagas para la cría del ganado en lugar

de ser consideradas parte de la biodiversidad. En el marco de un enfoque de ordenación del paisaje, los agricultores deberían incorporar metas de conservación en la producción pecuaria. Esto implicará la diversificación de la producción, la adopción de buenas prácticas de manejo, como la reducción del uso del fuego, plaguicidas y fertilizantes minerales, y el mantenimiento de la conectividad funcional entre la explotación ganadera y la fauna silvestre a través de los usos de la tierra al nivel de finca y de paisaje. Existen toda una serie de opciones técnicas para mantener la conectividad funcional en las fincas. Estas incluyen las cercas vivas, los corredores biológicos, el retiro de tierras para la conservación, las áreas protegidas dentro de las fincas y el cercado de los bosques de ribera. Al nivel del paisaje, la conectividad funcional puede mejorarse mediante corredores de fauna silvestre con parches aislados de bosques.

Es necesario formular políticas destinadas a orientar el actual proceso de desarrollo del aprovechamiento ganadero al nivel del paisaje para la conservación de la biodiversidad. Uno de los principales problemas para la formulación de políticas es que al nivel del paisaje los límites de la propiedad no corresponden con los límites ecológicos. El número de propietarios rurales y la variación en los tipos de propiedad (pública y privada) garantizan que las decisiones individuales de un propietario rural tengan efectos sobre las decisiones de los propietarios de tierras cercanas (Perrings y Touza-Montero, 2004). Los mecanismos de cumplimiento, auditoría y seguimiento y las herramientas de apoyo a las decisiones deben quedar contemplados en los marcos normativos.

Tendencias de política y opciones a nivel regional para la gestión de las interacciones entre el ganado y la biodiversidad

En la **Unión Europea** se tiende actualmente hacia un uso más extensivo de las tierras de pastos, especialmente en ecosistemas valiosos. La regulación agroambiental de la UE ha sido impulsada, entre otras cosas, por la necesidad de reducir los excedentes agrícolas, las presiones ejercidas por

sectores de la sociedad interesados en el bienestar animal y las preferencias de los consumidores por los productos agrícolas orgánicos. Esta regulación, en vigor desde el año 1992, fija límites a la aplicación de fertilizantes en los pastizales y ofrece incentivos para el uso extensivo de áreas sensibles y el mantenimiento de la biodiversidad y los paisajes (Gibon, 2005).

En **América Latina**, donde la deforestación de los hábitats ricos en biodiversidad está asociada a la producción ganadera extensiva, debe concederse prioridad a la intensificación del uso de la tierra por medio del uso de mezclas de gramíneas con leguminosas y sistemas silvopastorales, combinada con el retiro de tierras de uso agrícola para dedicarlas a la conservación, así como a la identificación de las áreas sensibles y los pagos por servicios ambientales, entre los que cabe destacar la retención de carbono y la conservación de la biodiversidad.

África es un mosaico con variaciones que van desde los paisajes bien aprovechados hasta los hábitats que han experimentado relativamente pocos cambios, con una gran diversidad de usos de la tierra e interacciones con la biodiversidad. Un impacto importante de los cambios en el paisaje ha sido el aumento de la competencia por recursos limitados entre una población humana en crecimiento, con un importante segmento en condiciones de extrema pobreza. Como consecuencia, la interfaz fauna silvestre-ganado se ha vuelto más conflictiva en ciertas áreas de África, aunque en otras ya no representa un problema (Kock, 2005). En las tierras áridas y semiáridas donde las interacciones de la fauna silvestre, el ganado y los seres humanos son intensas, las tierras cultivables se han expandido hacia las tierras marginales y las tierras de pastoreo comunal (Mizutani *et al.*, 2005).

Hay una creciente evidencia de que tanto la ganadería extensiva como el pastoreo nómada pueden tener efectos positivos sobre la biodiversidad. La ganadería extensiva puede tener un impacto mediante la intensificación y la consecuente reducción del tamaño del hato, junto con

la explotación sostenible de recursos de la vida silvestre. Por su parte, el pastoreo nómada puede ajustar las pautas de pastoreo para ofrecer zonas de dispersión de la fauna silvestre que queden fuera de las áreas protegidas (Kock, 2005). El desafío, a nivel del paisaje, es compatibilizar el uso de la tierra con los procesos ecológicos a fin de explotar la variación temporal y espacial de recursos fundamentales para la producción ganadera y la vida silvestre (Cumming, 2005). En África, los pastizales de las zonas húmedas y subhúmedas reciben fuertes incentivos económicos para la intensificación de la ganadería y la agricultura generalmente a expensas de la fauna silvestre. La razón es la gran diferencia de ganancias e ingresos entre el manejo tradicional de la ganadería y el uso de la tierra para la explotación de su máximo potencial agrícola. Desde el punto de vista de la biodiversidad, la extensificación brindará las mejores oportunidades para la conservación; sin embargo, será necesaria una adecuada combinación de regulaciones e incentivos para lograr su aceptación. Podría ser necesario utilizar esquemas como los derechos de aprovechamiento negociables y las servidumbres ecológicas para compensar a los propietarios por dejar a un lado el aprovechamiento agrícola de sus tierras (Norton-Griffiths, 1995).

En las estepas de la **Comunidad de Estados Independientes**, los problemas se derivan de la intensificación de las áreas de pastoreo en las cercanías de los centros habitados y del abandono de tierras de pastoreo en áreas remotas. Los siguientes problemas conexos se originan por la extensión de la pobreza y las tendencias del sector:

- concentración de los animales en los ambientes periurbanos;
- eliminación de los sistemas de ganadería nómada por las políticas de sedentarización oficial y otros factores;
- falta de infraestructura y acceso a los mercados en las praderas remotas;
- falta de tecnología apropiada para el manejo de los pastos;

- fragmentación y cambio de la composición de la pequeña producción ganadera.

El arrendamiento de tierras es actualmente demasiado barato, factor que no estimula a los productores pecuarios a cuidar la tierra y a buscar pastos más distantes. De otro lado, los ganaderos de las praderas remotas no tienen acceso a los servicios y no reciben compensación alguna por los servicios ambientales que suministran.

Una estrategia fundamental para incentivar a los pastores a usar nuevamente las praderas más alejadas de las aldeas puede ser la creación de un fondo para el pastoreo a partir de los ingresos generados por el arrendamiento de las tierras con el apoyo adicional de los PSA, particularmente por la retención de carbono. El fondo para el pastoreo podría tener tarifas de arrendamiento diferenciadas, con precios más elevados en las cercanías de las aldeas y más bajos en las praderas más alejadas. Asimismo se podría recomendar a los ganaderos que hagan un uso sostenible de la tierra e implementen buenas prácticas de gestión mediante una reducción de los precios del arrendamiento mientras que se podría, por el contrario, gravar a quienes implementen prácticas contrarias a la conservación mediante una tarifa de arrendamiento más elevada. El fondo para el pastoreo también prestaría apoyo a los pastores nómadas a través del suministro de servicios pecuarios a lo largo de las rutas de migración. Un incremento mínimo de los impuestos sobre el agua generaría ingresos adicionales para fortalecer el fondo para el pastoreo, puesto que los ganaderos contribuyen al sostenimiento de los servicios hídricos, en especial en las áreas de colinas y montañosas (Rosales y Livinets, 2005).

En las tierras áridas y semiáridas de la **India**, la producción pecuaria tiene un papel fundamental en la gestión y utilización de los ecosistemas frágiles. Bajo estas condiciones, la cría de animales es no sólo una tradición, sino también el medio de vida más importante, mientras que los cultivos tienen una función complementaria. Sin embargo, el crecimiento de las poblaciones humanas y animales y la adopción de prácticas no soste-

nibles ha dado lugar a un rápido agotamiento de los recursos naturales (especialmente los de propiedad comunal), lo que está afectando a las funciones de los ecosistemas en las cuencas. La reducida disponibilidad de recursos naturales ha tenido graves efectos negativos en las personas pobres, marginadas y sin tierras, en especial en las mujeres que dependen de estos recursos para el mantenimiento de su ganado y para su subsistencia.

La integración de las áreas protegidas y el manejo del ganado

Desde 1950, las áreas bajo el régimen de protección de las legislaciones nacionales han experimentado un rápido aumento en todo el mundo (Capítulo 5). A pesar de esto, el número de especies en peligro de extinción y la destrucción del hábitat ha aumentado. Al mismo tiempo, la población animal se ha incrementado a un ritmo sostenido, al igual que el crecimiento demográfico. Hay una urgente necesidad de transformar los enfoques de la producción ganadera y la conservación para disminuir los impactos en la biodiversidad.

Los esfuerzos que se realizan actualmente para la conservación han sido criticados por centrarse más en especies individuales que en la funcionalidad del ecosistema (Ibisch, Jennings y Kreft, 2005). Las áreas protegidas pueden ser efectivas para los propósitos exclusivos de conservación. No obstante, su efectividad para suministrar y mantener la totalidad de los servicios de los ecosistemas es con frecuencia muy limitada, ya que muchas áreas protegidas tienen dimensiones demasiado reducidas y están aisladas espacialmente (Pagiola, von Ritter y Bishop, 2004). Las áreas protegidas también tienen problemas relacionados con la legislación y la gestión, la falta de recursos y la participación insuficiente de las partes interesadas (EM, 2005b).

Mientras que el objetivo principal de las áreas protegidas es maximizar la conservación, el objetivo principal de la producción pecuaria es maximizar la producción y las ganancias. La experiencia muestra que estos dos objetivos con

frecuencia son mutuamente excluyentes. Muchos de los conflictos podrían disminuir si los objetivos de la producción ganadera se extendieran a la conservación, los servicios y la ordenación de los ecosistemas, en vez de centrarse en la exclusiva producción de alimentos. También se resolverían muchos conflictos si las metas de conservación de la biodiversidad incluyeran la conservación fuera de las áreas protegidas, manteniendo la funcionalidad de los ecosistemas en un mosaico integrado con la producción de alimentos a nivel del paisaje.

Un pastoreo orientado a la generación de servicios

La producción pecuaria es una fuente importante de divisas y suministra más de la mitad del valor de la producción agrícola mundial y una tercera parte en los países en desarrollo. Asimismo es un elemento fundamental en la lucha contra la pobreza, ya que aproximadamente una cuarta parte de los pobres del mundo (de los cuales 2 800 millones sobrevive con menos de 2 USD al día) son criadores de ganado.

El esquema de PSA ofrece un modo de combatir la pobreza a la vez que se articula en múltiples objetivos ambientales y socioeconómicos considerados críticos, entre ellos:

- la integración de la producción ganadera, particularmente de rumiantes, con las metas de conservación;
- el uso del ganado como una herramienta de ordenación del paisaje;
- el reconocimiento de los beneficios de la conservación de la biodiversidad y de la retención de carbono.

El esquema de PSA se ha sometido a examen en las secciones anteriores. En el caso de la biodiversidad la aplicación de estos esquemas es más difícil debido a las dificultades para medir y valorar la biodiversidad. No obstante, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM, 2005) muestra que las áreas protegidas funcionan mejor cuando los beneficios de la conservación pueden irradiarse a las comunidades locales.

6.2 Opciones de política para responder a los puntos de presión ambiental

6.2.1 Controlar la expansión hacia los ecosistemas naturales

La expansión de la superficie de pastos hacia los ecosistemas naturales, en esencia, se ha detenido en la mayor parte del mundo con la excepción de América Latina (especialmente en la parte central de América del Sur) y África central. En América Latina muchas de las actuales áreas forestales resultan atractivas para la ganadería extensiva. De hecho, el 70 por ciento de la superficie actual deforestada en la Amazonia está ocupada por pastos. Esto tiene consecuencias para los ecosistemas tropicales húmedos. En contraste, la presencia de tripanosomiasis en las partes húmedas y subhúmedas de África continúa siendo un obstáculo para la expansión. Aquí, la tierra cultivable (cultivos migratorios, barbechos) es el uso de la tierra predominante tras la deforestación. Solamente cuando el hábitat se ha vuelto no apto para el vector de la tripanosomiasis, la mosca tse-tse (*Glossina spp.*), como resultado del incremento de la población humana y la expansión de los cultivos, es posible el pastoreo de los animales en las zonas deforestadas.

El principal asunto de políticas en materia de deforestación y posterior expansión de los pastos es el relacionado con la titulación de la tierra y los mercados de la tierra, así como con la debilidad para establecer y hacer cumplir las normas en áreas remotas como la Amazonia. Aquí la ganadería se usa como medio de ocupación de la tierra con propósitos especulativos. Al inicio, en la fase especulativa de la deforestación, después de la tala o quema de los bosques se procede a su ocupación con el ganado, con la expectativa de que la titulación de la tierra quede garantizada más tarde sobre la base de esta ocupación. En estas situaciones, el incentivo para un uso y manejo eficiente de la tierra es más débil y la probabilidad de que se produzca degradación inducida por el ganado es más alta. La titulación de la tierra y la capacidad institucional asociada deben ampliar y

mejorar su cobertura con rapidez a fin de detener la pérdida de recursos muy valiosos.

No obstante, la deforestación en los sistemas pecuarios extensivos ha demostrado ser rentable, desde una perspectiva microeconómica, en las áreas donde la titulación se ha consolidado (Margulis, 2004). Esto, en gran parte, es el resultado de los considerables avances tecnológicos de los últimos años en este sistema de producción (Cuadro 6.1).

Es importante destacar además que la especulación con la tierra tiene también un función: el hecho de que la tierra siga siendo tan barata en algunas partes del mundo, fomenta la expansión horizontal y el uso extensivo de las tierras, sobre todo en los trópicos húmedos de América Latina. Alzar el costo de la tierra, haciendo más difícil su ocupación ilegal y gravando la propiedad (quizá con una superficie mínima libre de impuestos) fomentará el incremento de la productividad y aumentará la sostenibilidad ambiental. Los impuestos sobre la tierra han demostrado un gran potencial para impulsar un uso de la tierra más productivo, limitando de ese modo su uso con propósitos especulativos. La introducción de tasas a la deforestación también emerge como un instrumento adecuado allí donde sea posible su imposición (Margulis, 2004).

Cuadro 6.1

Comparación de parámetros técnicos esenciales para la producción de carne de bovino en la Amazonía brasileña (1985-2003)

	1985	2003
Capacidad de carga (UA/ha)	0,2-1	0,91
Tasa de fertilidad (%)	50-60	88
Mortalidad de terneros (%)	15-20	3
Ganancia de peso diaria (kg)	0,30	0,45

Nota: UA= Unidad Animal: estándar que permite la agregación de diferentes clases de ganado; los toros adultos equivalen a 1 UA, las vacas a 0,7 UA, los animales de un año a 0,5 UA y los terneros a 0,2 UA.

Fuente: Margulis, 2004. Datos de todo el noreste del Brasil en Banco Mundial. 1991. Brazil: Key Policy Issues in the Livestock Sector-Towards a Framework for Efficient and Sustainable Growth. Agricultural Operations Division, Informe n.º 8570-BR, Washington DC.

La zonificación puede ser un instrumento efectivo si hay marcos institucionales funcionales para la asignación de tierras y políticas para su uso. En el caso de recursos naturales valiosos asociados con la tierra, es frecuente que la creación de áreas protegidas sea la estrategia preferida. La zonificación puede incluir límites al tamaño del hato, en base al grado de vulnerabilidad de la tierra ante los procesos de degradación del suelo y la erosión (FAO, 2006e). Sin embargo, debido a la debilidad institucional en la mayor parte de las áreas de interés, por lo general áreas remotas en los países en desarrollo, se presentan problemas relacionados con el cumplimiento de la zonificación y la ocupación de tierras de las áreas protegidas. Para mejorar el cumplimiento, las políticas y regulaciones sobre la tierra deben elaborarse en armonía con los intereses y las necesidades de los pastores nómadas y otros criadores de ganado. Sin embargo, tal y como indica Margulis (2004), en vista del aumento de su atractivo comercial será difícil detener por completo la expansión de la ganadería extensiva, si bien podría dirigirse hacia ecosistemas menos valiosos para salvar así los de mayor valor.

Las políticas de infraestructura también tienen una función. La existencia de infraestructura, y la expectativa de la futura dotación de infraestructura, han sido identificados como poderosos factores determinantes del uso de la tierra, incluida la conversión de bosques en pastizales. Este hecho debe tenerse en cuenta en la planificación del desarrollo de infraestructura. Deberían incorporarse nuevas áreas en la producción agrícola solamente cuando haya autoridades presentes para controlar el acceso, la titulación de la tierra y la protección de las áreas, así como para velar por el cumplimiento de la ley.

La investigación pública y la extensión pueden orientar el uso de la tierra hacia formas más productivas y sostenibles, mediante el desarrollo de paquetes técnicos focalizados en la intensificación que comprendan el mejoramiento de los pastos, la intensificación de la producción de leche o carne y la inclusión de áreas forestadas y

sistemas silvopastorales en las fincas. Una serie de trabajos de investigación han demostrado que estas formas de uso de la tierra son rentables, especialmente para las pequeñas explotaciones con abundancia relativa de mano de obra, y pueden generar considerables beneficios ambientales (Murgueitio, 2004; Olea, López-Bellido y Poblaciones, 2004).

Una cuestión relacionada es la degradación de los pastizales en las áreas previamente deforestadas. Una gran parte de los pastos tropicales (se ha estimado que hasta el 50 por ciento) presentan un estado de degradación avanzado debido a las desventajas del terreno (pendientes) y a las altas precipitaciones. La deforestación y el establecimiento espontáneo de pastos sin ninguna medida de protección o mejoramiento deja el suelo expuesto y susceptible a la erosión. La degradación consiguiente puede afrontarse mediante sistemas silvopastorales que hasta cierto punto reproducen la estructura de la vegetación original (véase el Recuadro 6.2).

Los esquemas de PSA tienen el potencial de suministrar incentivos para el cambio del uso de la tierra; el problema es cómo hacer que estos esquemas lleguen a ser sostenibles, de manera que los cambios se vuelvan permanentes. La opción más inmediata es el pago por los servicios hídricos en tanto que los beneficios de flujos de agua más abundantes y de mayor calidad beneficiarían directamente a las comunidades locales aguas abajo. Los sistemas silvopastorales, en combinación con otras medidas de protección del agua, disminuyen considerablemente la escorrentía y la sedimentación de los reservorios. Los pagos por retención de carbono son otra opción, que dependerá del desarrollo de mercados de carbono eficientes (véase la Sección 6.1.3). En algunos casos, emergen nuevas oportunidades para el esquema de pagos, como en Costa Rica, donde una parte de los impuestos sobre la gasolina se destinan a estos propósitos. Actualmente, los pagos por la protección de la biodiversidad adquieren principalmente la forma de ingresos generados por el turismo.

Recuadro 6.2 Pago por servicios ambientales en América Central

El Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) y el Banco Mundial apoyan un proyecto regional en América Central, que usa los pagos por servicios ambientales como una herramienta para promover la conversión de pastos degradados en una vegetación más compleja, que incremente la retención de carbono y aumente la biodiversidad. La metodología adoptada se diseñó para reducir los costos de transacción¹.

- Las unidades de vegetación diferentes fueron clasificadas por un panel de expertos en base a su contribución a la retención de carbono y la biodiversidad.
- Mediante el uso de tecnologías satelitales, se llevó a cabo un inventario de las principales unidades de vegetación en cada finca y, sobre la base de este inventario, se estableció la línea de base.
- Cada año se midieron los cambios presentados en los diferentes tipos de vegetación, que se usaron como cálculo aproximado para el pago. El nivel de pago se basó en el equivalente de 5 USD por tonelada de carbono. En ausencia de un mercado de biodiversidad funcional, se decidió fijar, de manera un tanto arbitraria, este mismo nivel para este ámbito.
- Las características del diseño del proyecto enfatizaron la simplicidad: los pagos se hicieron en base a los rendimientos (ex-post), los agricultores tuvieron que buscar sus propias fuentes de financiación, evitando así complejos procedimientos de crédito rural, y todos los recursos financieros fueron canalizados a través de ONG.
- Las relaciones entre el tipo de vegetación y la retención de carbono y el aumento de la biodiversidad son muy fuertes y es posible usar el tipo de vegetación como una aproximación a la medida de los servicios ambientales.
- Los productores reaccionaron muy positivamente a los incentivos suministrados. Se establecieron unas 2 000 hectáreas de pastos mejorados con sistemas radiculares más profundos y con mayor número de árboles. Se instalaron más de 850 km de cercas vivas, que mejoraron significativamente la conectividad de los diferentes hábitats, y cerca de 100 hectáreas de terrenos en pendientes fueron dejados en rastrojo para su regeneración como bosque secundario. El pago medio por finca fue de aproximadamente 38 USD/ha en el segundo año de operación. El costo medio del seguimiento rondó los 4 USD/ha.
- Los agricultores más pobres encontraron los recursos para las inversiones que se requerían. Una encuesta mostró que los granjeros más pobres recibieron mayores pagos por hectárea que los grandes granjeros.
- La reacción de las instituciones públicas fue muy favorable. En Costa Rica, el gobierno decidió incluir la agroforestería (y este esquema) en su esquema de pagos por servicios ambientales del bosque, que se financia con los impuestos sobre la gasolina y con los cobros del agua. En Colombia, la Federación Nacional de Ganaderos está gestionando fuentes de financiación nacional e internacional para extender este proyecto piloto.

Cerca de 200 agricultores en seis cuencas de tres países (Colombia, Costa Rica y Nicaragua) participan en este proyecto. Los resultados después de tres años de operación son promisorios:

¹ Ver también FAO (2006e) (disponible en www.fao.org/AG-AGAINFO/resources/documents/pol-briefs/03/EN/AGA04_EN_05.pdf).

El mayor desafío será una simplificación adicional de la metodología y la obtención de fuentes de financiación internacional, relacionadas con la retención de carbono, lo que permitirá la aplicación de este sistema de pagos a áreas como la Amazonía, a fin de que, de una continua expansión, la balanza pase a inclinarse a favor de la intensificación de la producción.

Fuente: Pagiola, von Ritter y Bishop (2004).

6.2.2 Limitar la degradación de los pastizales

La expansión de los pastizales en el seno de los hábitats naturales que se ha producido durante los dos últimos siglos ha sido impulsada por la búsqueda adicional de alimentos y otros recursos para las poblaciones en crecimiento. Como se describió en el Capítulo 2, cuando se introdujo el concepto de la transición pecuaria, la expansión de los pastizales ha alcanzado su pico máximo en casi todos los lugares del mundo, ocupando áreas que son, en el mejor de los casos, marginales productivamente, las cuales por muchas razones no son aptas para una producción sostenible. La creciente demanda de servicios ambientales está empezando a competir con las formas tradicionales de producción ganadera de bajos insumos, dando lugar a un progresivo abandono de los pastos marginales.

La degradación de las praderas en tierras comunales y privadas está cobrando mayor importancia en muchos países, incluidos los países desarrollados. La degradación de las praderas tiene consecuencias negativas importantes para los recursos hídricos y la biodiversidad y es una fuente importante de gases de efecto invernadero. Estos problemas son especialmente pronunciados en las áreas donde los medios de vida de muchas personas pobres se basan en la cría de animales y en los pastizales comunales que los alimentan, y donde no hay fuentes alternativas de subsistencia, como el empleo urbano. Estas condiciones son muy frecuentes en las zonas áridas y semiáridas del África subsahariana y en áreas del Cercano Oriente, Asia meridional y Asia central (véase el Mapa 26, Anexo 1).

En los regímenes de propiedad comunal, el sobrepastoreo de los pastizales comunales con frecuencia es causado por restricciones a la movilidad. Estas tienen su origen en la expansión de los cultivos de secano en áreas de pastoreo de importancia fundamental para los sistemas nómadas durante la estación seca, la privatización de la tierra, el cercado y el establecimiento de programas de irrigación. Los pastores nómadas requieren



© FAO/19428/R. FAIDUTTI

Regeneración espontánea de vegetación en áreas de montaña después de cuatro años de prohibición del pastoreo y la tala de árboles (1996)

una gestión mejorada del acceso a los pastizales, con regulaciones que controlen el pastoreo y la densidad de carga. Una característica fundamental de las áreas secas es la extrema variación de las precipitaciones y, por consiguiente, de la producción de biomasa. De ahí que establecer un número fijo de cabezas sea contraproducente. Se necesitan instituciones e infraestructuras sólidas, en particular para apoyar la comercialización del ganado, de manera que sea posible ajustar la carga animal a las condiciones climáticas prevalentes y a la disponibilidad de biomasa. Es así como la gestión del pastoreo se convierte en la gestión del riesgo.

No obstante, para responder a la degradación de los recursos de propiedad comunal, en especial en las tierras de pastos, se debe disminuir la presión general del pastoreo, si bien esto es de difícil aplicación en regímenes de propiedad comunal cuando hay ausencia de fuertes autoridades locales, sean estas tradicionales o modernas. Debido al aumento de la fragilidad de las instituciones tradicionales en los países en desarrollo, con frecuencia surge la necesidad de una combinación de las autoridades tradicionales y modernas para alcanzar el tipo de acción colectiva requerida.

En muchos casos, se necesitarán esquemas compensatorios, o esquemas de pagos por servicios, donde los pastores reciban un pago por

el mejoramiento en la gestión del agua, que beneficie al suministro del recurso o disminuya la sedimentación de las presas. Se han desarrollado formas similares de esquemas de pago, incluida la distribución de los beneficios, con el fin de facilitar la coexistencia armónica de la vida silvestre y el ganado en el África subsahariana. Algunos de estos esquemas han sido innovaciones de la LEAD (véase el Recuadro 6.3).

El mantenimiento de los animales en tierras comunales resulta atractivo económicamente incluso si las ganancias son bajas ya que los costos son mínimos. El resultado es una sobrecarga de animales. Si se fija un precio adecuado, tarifas al pastoreo y otras formas de cobro relacionadas con el número o unidades de animales que ocupan las tierras de pastos comunales, los pastores tendrán un incentivo para limitar la presión de pastoreo mediante la eliminación de los animales improductivos y la reducción anticipada del hato. Una tarifa al pastoreo es común en Marruecos. Este tipo de tarifas también podrían ser progresivas, con tarifas más altas para los hatos más grandes. De manera similar, si los derechos de pastoreo se hicieran negociables, se podrían establecer mecanismos de mercado para el uso de los recursos, lo que reviste especial importancia cuando los pastos se encuentran bajo presión temporal (sequías) o permanente. Aunque estas opciones son potencialmente viables, su control y cumplimiento suponen un problema común.

La movilidad es un requisito esencial para la gestión en muchas zonas áridas con un régimen de precipitaciones muy variable. La limitación de la movilidad se ha identificado como un factor determinante para la degradación de los recursos [Behnke, 1997] debido a que la presión de pastoreo se concentra desproporcionadamente en determinadas áreas. Allí donde están presentes estas limitaciones se deben establecer arreglos institucionales que permitan a los pastores superar esta situación. Esto se ha vuelto cada vez más difícil puesto que tanto la agricultura de secano como la de regadío se extienden por áreas previamente utilizadas por los pastores nómadas.

Las instituciones públicas tienen una importante función: ayudar a los pastores a la reducción temprana del hato en caso de sequía y, si es necesario, recurriendo también a las intervenciones de mercado. La reducción anticipada del número de animales puede reducir a su vez los daños ambientales y facilitar la recuperación más rápida de la vegetación una vez terminada la sequía. En algunos lugares, como en Marruecos, se han utilizado subsidios para facilitar la reducción anticipada del número de animales.

En países de altos ingresos y donde existe una extensa degradación de las tierras estatales arrendadas a agricultores particulares, como en el occidente de Australia o de los Estados Unidos de América, existe una fuerte presión para que estas tierras marginales vuelvan a su estado original. Desde el punto de vista de la reducida contribución de estas áreas al total de la producción pecuaria y a su creciente demanda para otros usos como la recreación o los servicios ambientales, esta se perfila como una posibilidad real en el largo plazo.

Si bien las áreas de pastoreo extensivo son un medio de vida para millones de pastores y de ganaderos y ocupan inmensas superficies de tierra, algunas veces con graves consecuencias ambientales, su contribución al suministro total de alimentos es reducida. Con una creciente presión sobre los recursos y una creciente demanda de servicios ambientales, habrá una mayor presión para que estas áreas sean retiradas de la producción. Les corresponderá a las políticas públicas encontrar una solución para las personas afectadas, y desarrollar alternativas de ingresos y empleo fuera del sector pecuario extensivo. Quienes permanezcan en la actividad tendrán que cambiar las prácticas de modo que se ajusten a las demandas crecientes y diferenciadas sobre los recursos de estas tierras considerados hasta ahora de poco valor. El potencial de las tierras secas para suministrar servicios ambientales tales como la protección de las aguas, la conservación de la biodiversidad y la retención de carbono compensarán fácilmente los valores que actualmente

Recuadro 6.3 Áreas de ordenación de la vida silvestre y planificación del uso de la tierra en la República Unida de Tanzania

El pastoreo nómada es el uso de la tierra predominante y el principal medio de vida en el norte de la República Unida de Tanzania, uno de los refugios de vida silvestre más ricos del planeta. Bien manejada, la producción de ganado en el sistema de pastoreo nómada tiene el potencial de ser la actividad agrícola más compatible con este ecosistema desde el punto de vista ambiental.

Una de las principales amenazas a la biodiversidad en esta clase de ecosistemas es la ruptura de las estrategias tradicionales, adaptativas y flexibles, desarrolladas por las comunidades de pastores para optimizar el uso de recursos que varían diatópicamente y diacrónicamente. La diseminación espontánea de la agricultura en las zonas semiáridas, tanto por pastores sedentarizados como por agentes externos, ha dado como resultado una transformación del hábitat y la fragmentación de importantes ecosistemas.

Si los ingresos derivados de la ordenación de la vida silvestre pudieran ser compartidos con las familias de los pastores, se podría detener la expansión de la producción de cultivos. Actualmente, los pastores asumen la mayor parte de los costos de la vida silvestre en la forma de depredación y de competencia por pastos y agua, pero no obtienen ninguna ganancia del importante potencial de beneficios. Es preciso por tanto compatibilizar una sólida gestión de la vida silvestre con el uso de la tierra en pastoreo.

El Gobierno de la República Unida de Tanzania ha establecido una serie de políticas para mejorar la distribución de los beneficios generados por la vida silvestre entre las comunidades afectadas, así como para planificar cuidadosamente el uso de los recursos comunes con el fin de proteger los intereses de las tres principales partes interesadas: la vida silvestre, los agricultores y los pastores. En este aspecto, la

política de vida silvestre establecida en Tanzania en 1998 hizo un llamamiento para la creación de áreas de ordenación de la vida silvestre. Estas áreas dan a las comunidades locales un cierto control sobre los recursos de la vida silvestre de sus tierras y les permiten obtener beneficios directos de estos recursos. Cuando se establecen las áreas de ordenación de la vida silvestre, las comunidades pueden otorgar en arrendamiento concesiones para la caza de trofeos o para safaris a los operadores turísticos, o participar ellas mismas en las cacerías. La política de áreas de ordenación de la vida silvestre, la Política Nacional de Tierras y Ley de Tierras (1999) y la Ley de Aldeas y Tierras promueven conjuntamente planes de uso de la tierra en las aldeas, que aseguran una adecuada gestión de las tierras comunales.

El proyecto LEAD-FMAM titulado “Nuevas formas de integración del ganado y la fauna silvestre de las zonas adyacentes a las áreas protegidas en África” está prestando apoyo al desarrollo de la gestión de los recursos naturales basada en la comunidad en Tanzania. Este proyecto, implementado en seis aldeas de los distritos Simanjiro y Monduli, incluye el desarrollo y la aplicación de la planificación participativa del uso de la tierra y las áreas de ordenación de la vida silvestre, el diseño y la aplicación de mecanismos de distribución de los beneficios para aumentar los ingresos de la integración de los sistemas de producción de ganado y la fauna silvestre, incluido el desarrollo de empresas comerciales de conservación con socios privados, y el desarrollo de herramientas de apoyo a las decisiones con el fin de fortalecer la gestión y el acceso sostenible a los recursos.

Fuente: FAO (2003c).

se generan a través de la producción ganadera, en la medida en que operen mercados eficaces.

El agua es un recurso clave en la producción ganadera extensiva que, con frecuencia, se suministra por medio de infraestructura pública sin

costo alguno, en el contexto de políticas sociales que obedecen fundamentalmente a consideraciones sociales. Sin embargo, es frecuente que la infraestructura no pueda mantenerse. La recuperación de los costos del suministro de agua y

formas más adecuadas de fijación de los precios del agua permitirán el mantenimiento y el mejoramiento de la infraestructura y darán lugar a un uso más eficiente del recurso y a una mejor asignación entre los usos agrícolas y no agrícolas, que compiten entre sí. La recuperación total de los costos debe aplicarse al pastoreo en régímenes de propiedad comunal y privada.

El costo de los recursos, la distorsión de los precios y las externalidades tienen variaciones en los distintos productos del ganado. La carne se ha identificado como la portadora de los mayores costos en términos de necesidades de agua y tierra para su producción, lo mismo que en términos de su contribución al cambio climático. De ahí que se pueda argumentar que, con relación a otras formas de proteína animal, la carne es portadora de la mayor cantidad de externalidades y los mayores beneficios de la distorsión de los precios. Puesto que es difícil la aplicación de cambios inmediatos en los precios del agua y de la tierra para la producción de carne bovina, los gobiernos pueden considerar la opción de gravar este producto con un impuesto. La demanda de carne bovina tendría una disminución relativa con relación a otras carnes, reduciéndose así la presión sobre los recursos usados en el pastoreo extensivo y en las áreas destinadas al cultivo de cereales.

6.2.3 Reducir la carga de nutrientes en las áreas de concentración ganadera

Otra faceta de la transición pecuaria es el actual proceso de concentración de ganado en lugares específicos que ofrecen ciertas ventajas, como el fácil acceso a los mercados urbanos o la cercanía a las fuentes de suministro de piensos. La separación de la producción animal de los puntos donde se produce el alimento es una característica que define la industrialización de la producción pecuaria (Naylor *et al.*, 2005).

La carga de nutrientes tiene su origen en la alta densidad de animales, en particular en la periferia de las ciudades, y en el tratamiento deficiente de los desechos animales. Los problemas

de la carga de nutrientes están presentes en los países desarrollados, pero son particularmente pronunciados en las economías emergentes con industrialización rápida del sector pecuario, como el Brasil, China, México, Filipinas y Tailandia. El Mapa 4.1 (Capítulo 4) presenta un panorama regional de las áreas con cargas de nutrientes en Asia. Otras áreas afectadas incluyen sobre todo las zonas costeras de Europa, América Latina y América del Norte, así como también algunas zonas continentales de países como el Brasil y la zona centro-occidental de los Estados Unidos de América.

Tal y como se expuso en el Capítulo 4, las principales formas de contaminación están relacionadas con la gestión del estiércol en los sistemas de producción intensiva. Entre ellas cabe destacar las siguientes (FAO, 2005e):

- eutrofización de los cuerpos de agua, provocando la muerte de peces y otros organismos acuáticos;
- lixiviación de nitratos y patógenos en las aguas subterráneas, con la consecuente amenaza para el suministro de agua potable;
- acumulación del exceso de nutrientes y de metales pesados en el suelo, lo que causa daños a la fertilidad del suelo;
- liberación de amoníaco, metano y otros gases en la atmósfera.

Las políticas diseñadas para dar respuesta al problema de la carga de nutrientes incluyen instrumentos para influir en la distribución espacial del ganado a fin de evitar así una concentración excesiva, reducir los desechos por unidad de producto, incrementar la eficiencia de la producción y regular el manejo de los desechos (FAO, 2005e).

La LEAD ha liderado una serie de estudios y programas (Tran Thi Dan, 2003) orientados a una mejor distribución geográfica en lo que se ha denominado amplias áreas de integración de cultivos especializados y actividades ganaderas. Estos esfuerzos tienen como objetivo volver a conectar el flujo de nutrientes de los cultivos y de la producción animal a nivel de cuenca puesto que estas actividades están cada vez más desconecta-

das debido a la especialización y a las economías de escala. La reconexión del flujo se puede lograr, por ejemplo, mediante el reciclaje del estiércol en las tierras de cultivo. Se debe tener en cuenta que donde la presión económica elimina la viabilidad de los sistemas agropecuarios mixtos basados en la producción familiar, el reemplazo de estos sistemas por la producción especializada debería darse en el contexto de zonas rurales agrícolas a fin de evitar tanto la carga de nutrientes (en áreas especializadas en la producción animal) como su agotamiento (en las zonas especializadas en la producción de cultivos). Una mejor distribución geográfica puede lograrse mediante una variedad de herramientas normativas que, con frecuencia, deben combinarse. En los países en desarrollo, a menudo será necesario invertir en infraestructura rural (carreteras, electricidad, mataderos) para lograr que las áreas rurales resulten atractivas para los productores de ganado a gran escala.

Las normas en materia de zonificación e impuestos se pueden usar, por ejemplo, para desalentar las grandes concentraciones de producción intensiva cerca de las ciudades y lejos de las tierras de cultivo, donde los nutrientes podrían reciclarse. En Tailandia, se impusieron altas tasas a la producción porcina y avícola que se asentara en un radio de menos de 100 km de Bangkok, mientras que las explotaciones de las áreas más alejadas permanecieron libres de impuestos. Esto dio lugar a que muchas unidades de producción nuevas se asentaran en sitios alejados de los principales centros de consumo. El mejoramiento de la distribución espacial crea oportunidades para el reciclado de los desechos en el suelo, lo que a su vez puede aumentar las ganancias y reducir la contaminación (Gerber y Steinfeld, 2006). En Holanda, las cuotas de estiércol se han practicado hasta tiempos recientes, a fin de mantener así un tope máximo en la densidad general de animales mientras se facilita un mecanismo de mercado para fomentar la eficiencia.

Existen herramientas de apoyo a la toma de decisiones para asistir a los responsables de la formulación de políticas en el diseño de las nor-

mas de zonificación, teniendo en cuenta los objetivos ambientales y sociales y consideraciones de sanidad animal y sin perder de vista las necesidades de los productores para operar de una manera rentable (Gerber *et al.*, 2006a). Esto facilita que la producción intensiva se mantenga distante de las áreas protegidas, los asentamientos humanos y las masas de agua, y se dirija allí donde hay tierras cultivables demandantes de nutrientes o donde el manejo de los desechos no constituye una pesada carga ambiental. Asimismo, la producción industrial es una industria dinámica que cuenta con una gran libertad de movimientos para asentarse donde su rentabilidad sea mayor (Naylor *et al.*, 2005). Por esta razón pueden designarse "zonas preferidas" para proporcionar un fuerte estímulo al crecimiento de zonas atrasadas. La zonificación es un instrumento particularmente apto para las nuevas operaciones en las áreas donde hay crecimiento del sector pecuario; el reasentamiento de las granjas ya establecidas ha demostrado ser bastante difícil de manejar. Usualmente hay necesidad de combinar políticas de zonificación con esquemas de licencias o certificaciones, a fin de obligar a los operadores a cumplir con las regulaciones ambientales y de otro tipo antes de iniciar las operaciones. La licencia ambiental se basa como elemento fundamental en los planes de manejo de los nutrientes, que pueden ser apoyados por modelos apropiados (por ejemplo, LEAD, 2002).

La zonificación presenta un alto nivel de exigencia por lo que se refiere a la aplicación industrial. Generalmente se combina con un marco normativo que incluye estándares de emisiones de nutrientes, demanda biológica de oxígeno y patógenos, normas para la aplicación de los desechos (tiempo, método, cantidades), y normas para la alimentación de los animales (uso de antibióticos, cobre, metales pesados, además de la calidad de los piensos). Las normas pueden variar según la zona y pueden ser menos severas donde los problemas ambientales sean menos pronunciados. También pueden ir acompañadas por programas de formación y extensión para proporcionar infor-

mación a los agricultores sobre los conocimientos y las tecnologías necesarias.

Existe una amplia variedad de opciones de manejo para controlar la contaminación en las diferentes fases. Las políticas públicas necesitan fomentar las opciones que han demostrado su potencial para reducir la carga de nutrientes y su impacto ambiental. Estas opciones técnicas, que fueron examinadas en el Capítulo 4, incluyen:

- separación y almacenamiento del estiércol;
- revestimiento de los tanques de almacenamiento de efluentes;
- previsión de capacidad extra para evitar los derrames por rebosamiento;
- optimización de la aplicación del estiércol en la tierra;
- seguimiento estricto del flujo de nutrientes;
- reducción al mínimo del agua de limpieza y enfriamiento;
- reducción de metales, antibióticos y aditivos hormonales en los alimentos;
- balance óptimo de nutrientes y mejoramiento del índice de conversión de los piensos con enzimas y aminoácidos sintéticos;
- generación de biogás (que también reduce la emisión de gases de efecto invernadero).

Estas prácticas pueden ser compiladas en códigos de conducta, como parte de programas voluntarios, esquemas de certificación o marcos reglamentarios (véase el Recuadro 6.4). Su implementación también puede facilitarse a través de esquemas de subsidios, principalmente para los pioneros en adoptar estas tecnologías, o cuando su adopción requiera inversiones, como en el caso de los biodigestores en muchos países. Para aprovechar las economías de escala en el manejo de los desechos, las autoridades locales pueden fomentar la creación de grupos de manejo de los desechos y dotarlos de acceso a servicios de extensión y capacitación. Un estricto seguimiento del flujo de nutrientes es crucial para la gestión de los nutrientes y para hacer cumplir las normas.

La aplicación de las normas ambientales destinadas a fomentar o exigir la adopción de tecnologías avanzadas en el manejo de los desechos

afectará de manera diversa a los costos de producción y la competitividad de las granjas. Gerber (2006), modelando los costos de cumplimiento de las regulaciones ambientales en los sistemas de producción intensiva de Tailandia, encontró que la reducción de las ganancias fue limitada (hasta un 5 por ciento) para las granjas que cuentan con acceso adecuado a la tierra para la aplicación de los desechos y con tecnología avanzada de manejo de los desechos. Para aquellos que carecen de acceso a la tierra, la reducción de las ganancias fue más alta, y se situó generalmente por encima del 15 por ciento. Esto implica que las diferencias en los costos de cumplimiento probablemente van a tener un impacto sobre el sitio en el que estén localizadas las granjas y, por lo tanto, también en la distribución geográfica del ganado.

6.2.4 Disminuir el impacto ambiental de la producción intensiva de cultivos forrajeros

Con el 33 por ciento del total de tierra cultivable destinada a la producción de cultivos forrajeros, el sector pecuario tiene un impacto ambiental importante asociado con la agricultura intensiva y con la expansión de la tierra arable en áreas que no habían sido previamente cultivadas, sobre todo en los bosques. La producción a gran escala de cultivos para piensos actualmente está concentrada principalmente en Europa, América del Norte, zonas de América Latina y Oceanía. La expansión de la superficie de cultivos para la producción de piensos es más intensa en el Brasil, en particular para la soja, aunque es un fenómeno que se está produciendo también en muchos países en desarrollo, principalmente en Asia y en América Latina. La mayor parte de la producción mundial de piensos se produce bajo condiciones de mecanización en sistemas comerciales. Los pequeños productores tienen solamente un papel local en el suministro de cereales y otros cultivos para piensos.

La clave para reducir la contaminación y otros impactos ambientales asociados con la agricultura intensiva para la producción de piensos está en el aumento de la eficiencia, es decir, en aumentar

Recuadro 6.4 Ejemplos de manejo exitoso de la producción de desechos del ganado en la agricultura intensiva

BÉLGICA. EL MANEJO DE LOS DESECHOS DEL GANADO COMIENZA EN LA PARTE ANTERIOR Y NO EN LA POSTERIOR DEL ANIMAL

El Gobierno de la parte flamenca de Bélgica introdujo una estrategia para reducir el exceso de 36 millones de kg de fosfato y de 66 millones de kg de nitrógeno descargados en el suelo y en el agua. La estrategia estaba basada en tres componentes, a saber: a) una reducción del número de animales y del consumo de nutrientes mediante el suministro de dietas bajas en proteínas y fosfatos; esto último se logró a partir de un acuerdo voluntario entre el Gobierno y la asociación de fabricantes de concentrados; b) la elaboración y la exportación de estiércol, y c) el mejoramiento en el manejo del estiércol. Se estimó que cada uno de los dos primeros componentes reduciría el exceso de fosfato en un 25 por ciento, y que el manejo mejorado del estiércol reduciría los excesos a la mitad. Sin embargo, en el año 2003, cuando el P₂O₅ en exceso se redujo a 6 millones de kg, la medida a) había contribuido con 21 millones de kg (de los cuales 13 millones de kg fueron atribuibles a la tecnología mejorada de alimentación), mientras que los componentes b) y c) juntos habían contribuido sólo con 7,5 millones de kg. De la reducción total de 41 millones de kg de nitrógeno, 11 millones fueron el resultado de dietas bajas en proteínas, lo que demuestra el potencial de unos contenidos óptimos de P y N en la ración para la disminución de la carga de nutrientes.

Fuente: Mestbank (2004).

HOLANDA. EL VÍNCULO ENTRE AMBIENTE Y COMERCIO: INTRODUCCIÓN AL SISTEMA DE CUOTAS DE MANEJO DE ESTIÉRCOL

En 1986 se estableció en Holanda un sistema de cuotas de producción de estiércol. La cuota estaba basada en los niveles estándar históricos de producción de estiércol por animal. A los productores se les asignó una cuota de producción de estiércol, expresada en kg de P₂O₅. Los derechos de producción de estiércol se hicieron negociables en 1994, tomando como base un sistema de cuentas del mineral, junto con una estricta reglamentación de las técnicas de aplicación. A pesar de la gravosa carga administrativa y los altos costos para las granjas de producción intensiva, los resultados son impresionantes ya que las cargas de P y N en el suelo han disminuido considerablemente con el transcurso del tiempo. A esto también ha contribuido la disminución en la aplicación de fertilizantes minerales. Entre 1998 y 2002, la carga neta de N y P en el suelo disminuyó anualmente en 169 millones y 18 millones de kg, respectivamente. La carga neta en el suelo disminuyó en cerca de 0,2 kg de P y 0,8 kg de N por cada euro gastado (RIVM, 2004 en Banco Mundial, 2005a). El costo de eliminación del N y el P de las masas de agua fue mucho más alto.

Fuente: Banco Mundial (2005a).

la producción reduciendo el uso de insumos que generan impactos ambientales, como los fertilizantes, plaguicidas y combustibles fósiles. Las tecnologías avanzadas han mostrado notables progresos en algunas áreas. Por ejemplo, en muchos países desarrollados el uso de fertilizantes y plaguicidas ha disminuido mientras que los rendimientos continúan aumentando.

La investigación y los marcos reglamentarios

han sido los instrumentos para disminuir la tasa de aplicación de fertilizantes y para limitar la contaminación asociada a su uso en la mayor parte de los países en desarrollo. Esto ha sido posible gracias a la difusión de fórmulas menos contaminantes y de lenta liberación, las normas más estrictas de emisión y descarga para la fabricación de fertilizantes, las multas más elevadas, el establecimiento de límites físicos para el uso de estiércol y

fertilizantes minerales y la aplicación del enfoque de presupuesto de nutrientes (FAO, 2003a). Desde el inicio de la década de 1990, los países desarrollados empezaron también a introducir medidas económicas en forma de impuestos a la contaminación sobre los fertilizantes minerales. Varios países en desarrollo aún subsidian la producción o venta de fertilizantes minerales, directa o indirectamente, en forma de subsidios energéticos a los productores de fertilizantes nitrogenados. Se debe desalentar el uso de fertilizantes de baja eficiencia como el carbonato amónico.

El uso de plaguicidas ha experimentado un rápido incremento en muchas economías emergentes, mientras que está disminuyendo desde niveles muy altos en la mayor parte de los países desarrollados. Las políticas para responder al uso excesivo de plaguicidas incluyen procedimientos de pruebas y licencias como requisito para obtener el permiso de comercialización (FAO, 2003a). Debe realizarse un seguimiento de los problemas ambientales que se derivan de la acumulación de residuos de plaguicidas en suelos y aguas, preferiblemente por instituciones independientes. La imposición de tasas de contaminación a los plaguicidas genera incentivos económicos para reducir su uso.

En las áreas que están experimentando la expansión de la tierra cultivable para la producción de piensos a expensas de áreas que no habían sido previamente cultivadas es necesario facilitar la transición del uso de la tierra. Las áreas más aptas y productivas deben intensificarse y las tierras marginales deben destinarse a pastizales estables o bosques. Pueden apoyar este proceso los títulos de propiedad de las tierras y políticas de zonificación, la investigación objetiva y la extensión, así como un desarrollo de infraestructura específica.

La investigación focalizada y la extensión también pueden contribuir a la promoción de mejores métodos de cultivo, entre los que se incluyen la agricultura de conservación, los sistemas de no labranza y la agricultura orgánica. La agricultura de precisión, que usa información avanzada

y tecnología satelital para ajustar la cantidad y el momento de aplicación de los insumos en determinadas áreas de reducidas dimensiones, ha demostrado tener un gran potencial para los futuros aumentos de productividad, limitando y optimizando al mismo tiempo el uso de insumos.

Puesto que una gran parte de la superficie de producción de piensos es tierra de regadío, en especial la destinada a la producción de leche, donde es necesario el forraje fresco, el agua es un insumo importante que resulta gravemente afectado por la demanda de alimentos para el ganado. Tal y como se ha expuesto anteriormente, la fijación de precios, el establecimiento de mercados de agua y la elaboración de marcos institucionales adecuados son instrumentos de política indispensables para lograr una mayor eficiencia en el uso del agua y para contrarrestar su agotamiento.

Otra alternativa para responder a los impactos ambientales de la producción de alimentos para el ganado es la reducción de la demanda. Como se ha señalado en los capítulos anteriores, esto puede alcanzarse creando las condiciones políticas que promuevan el uso de tecnologías avanzadas a fin de fomentar el uso de tecnologías avanzadas para mejorar la eficiencia de los piensos, como la alimentación por fases, el uso de enzimas como la fitasa y la fosfatasa o el uso de aminoácidos sintéticos y otros ingredientes en la dieta. Estos insumos algunas veces están sujetos a tarifas. Una reducción o eliminación de este tipo de barreras al comercio puede facilitar la adopción de estas tecnologías.

07



Resumen y conclusiones

Como se ha visto, el sector pecuario es un elemento muy importante de estrés para muchos ecosistemas y para la totalidad del planeta. A nivel global es una de las mayores fuentes de gases de efecto invernadero y uno de los causantes principales de la pérdida de biodiversidad, mientras que en los países desarrollados y emergentes es quizá la principal fuente de contaminación del agua.

El sector pecuario es también un agente fundamental en la economía agrícola, un importante proveedor de medios de vida para los pobres y un determinante clave de la dieta y la salud humana. Por esta razón su papel en los problemas del medio ambiente debe considerarse en el contexto de sus múltiples y variadas funciones, en una gran diversidad de ambientes natu-

rales y económicos, y en función de objetivos de políticas muy diversos.

En los capítulos anteriores se ha presentado el estado del conocimiento sobre las interacciones entre el sector pecuario y el medio ambiente a escala local, regional y global. En este capítulo se presentan los posibles escenarios futuros para el sector. ¿Cuáles son las expectativas de la sociedad con respecto al sector pecuario? ¿Cuáles son las diferencias entre los distintos países y cómo han cambiado estas expectativas con el tiempo?

Se trazará aquí un perfil de los pasos necesarios para acortar la larga sombra del ganado. Hacer acopio de la voluntad política para implementar estos pasos dependerá de la siguiente cuestión: ¿qué valor relativo debe concederse al ambien-

te en relación con otros objetivos tales como la disponibilidad de medios de vida o el suministro económico de productos de origen animal? Si realmente valoramos la importancia de las consideraciones ambientales, ¿qué hacer para que la atención del público trascienda las molestias más obvias y menos serias, como las moscas y los malos olores, y se centre en las presiones más importantes, como la degradación de la tierra, la contaminación del agua, la erosión de la biodiversidad y el cambio climático global?

7.1 El sector pecuario y el medio ambiente en contexto

En el Capítulo 6 se expusieron esquemáticamente los conflictos presentes en los objetivos de las políticas. Las decisiones políticas estarán basadas en gran parte en consideraciones económicas, sociales, de nutrición y salud y de seguridad alimentaria, tal y como se resume a continuación.

Importancia económica

Hacia más de la mitad del PIB agrícola

Como actividad económica, el sector pecuario genera cerca del 1,4 por ciento del PIB mundial (2005). El índice de crecimiento del sector ha sido del 2,2 por ciento de 1995 a 2005 y está aproximadamente en línea con el crecimiento económico general (FAO, 2006b). El sector está creciendo más rápido que el PIB agrícola, que se encuentra en disminución en relación con el PIB general. Actualmente el PIB promedio del sector pecuario a nivel global representa el 40 por ciento del PIB agrícola y muestra una fuerte tendencia a aumentos de entre el 50 y el 60 por ciento, típicos de la mayoría de los países industrializados. El sector pecuario suministra insumos básicos (leche cruda, animales vivos, etc.) a la industria agrícola y alimentaria, donde las actividades de transformación multiplican el valor agregado de estas materias primas.

Importancia social

El medio de vida para mil millones de pobres

En términos del apoyo a los medios de vida, el sector pecuario es mucho más importante de lo

que sugeriría su modesta contribución al conjunto de la economía. Se estima que el ganado suministra el apoyo a los medios de vida de unos 987 millones de personas pobres en las zonas rurales (*Livestock in Development*, 1999), que equivalen al 36 por ciento del número total de pobres (personas que viven con menos de 2 USD/día), el cual en cifras absolutas se calcula en 2 735 millones (Banco Mundial, 2006). Puesto que la cría de ganado no requiere educación formal o grandes cantidades de capital, y con frecuencia tampoco es necesario tener tierra en propiedad, esta es muchas veces la única actividad económica para los pobres de los países en desarrollo. En muchas áreas marginales de estos países, la producción de animales es la expresión de la pobreza de la gente, que no tiene otras opciones. Tampoco tiene los medios necesarios para contrarrestar la degradación ambiental. El gran número de personas dedicadas a la cría de animales por falta de alternativas, en especial en Asia y en África, es una consideración importante para los responsables de la formulación de políticas, y cualquier intento para dar una respuesta a la degradación ambiental asociada al ganado debe tener en cuenta estos medios de vida. En contraste, en los países desarrollados, décadas de cambio estructural continuo han reducido el número de personas dedicadas a la producción



© UNDP / 6537 / T. FINCHER

La leche es una buena fuente de proteínas para un gran número de personas en la India, muchas de las cuales son vegetarianas (India, 1977)



© FAO/9428/J. VAN ACKER

Pastor vigilando el ganado (Swazilandia, 1971)

animal, lo que está más en línea con la modesta contribución económica del sector.

Las tomas de decisiones relacionadas con el sector pecuario con frecuencia presentan una gran complejidad, debido a que los roles socioculturales de la producción de ganado siguen siendo importantes para muchos países. Estos adoptan formas diferentes que pueden ser el ganado como expresión de riqueza y fuente de prestigio, o como un método de pago (dotes y solución de disputas) o una manera de hacer frente a los riesgos para los productores de sistemas mixtos, etc. Las preferencias alimentarias y los tabúes se relacionan de un modo particular con los productos de origen animal.

Nutrición y salud

Un determinante fundamental

En términos de nutrición, los productos alimenticios de origen animal contribuyeron globalmente a la dieta en 2003 con un promedio del 17 por ciento de la ingestión de energía y un 33 por ciento de la ingestión de proteínas (FAO, 2006b). Hay fuertes

diferencias entre los países y los grupos de países, con un consumo de carne que va desde los 5 kg por persona al año en la India a los 123 kg en los Estados Unidos de América (FAO, 2006b). Debido a que en los países en desarrollo la ingestión de alimentos de origen animal aún es baja, se espera que la proporción de productos de origen animal en la “dieta global media” continúe en aumento hasta alcanzar los promedios de los países de la OCDE, con cerca del 30 por ciento de la ingestión de energía en la dieta y del 50 por ciento de la ingestión proteica. De ahí que en términos de salud y nutrición, los productos pecuarios constituyan un valioso aporte a la dieta de muchas personas pobres subnutridas o desnutridas que, con frecuencia, sufren de carencia de proteínas, vitaminas e importantes oligoelementos. Los beneficios son particularmente importantes para la salud física y mental de los niños cuando se incluyen modestas cantidades de leche, carne o huevos en sus dietas, como han demostrado una serie de investigaciones de largo plazo rea-

lizadas en Kenya (Neumann, 2003). En contraste, la presencia entre los segmentos más ricos de la población mundial de un elevado número de enfermedades no transmisibles se asocia a la elevada ingestión de alimentos de origen animal, especialmente grasas animales y carnes rojas: enfermedades cardiovasculares, diabetes y ciertos tipos de cáncer. Aunque no ha sido objeto de esta evaluación, podría argumentarse con razón que los daños ambientales originados por la actividad ganadera podrían disminuir considerablemente si la gente rica disminuyera el consumo excesivo de productos de origen animal. Instituciones públicas nacionales e internacionales (por ejemplo, OMS y Tufts University, 1998) han recomendado sistemáticamente la disminución de la ingestión de grasas animales y de carnes rojas en la mayor parte de los países desarrollados.

En términos de salud y de seguridad alimentaria, los productos pecuarios son una categoría más susceptible a los patógenos que otros productos alimenticios ya que pueden transmitir enfermedades de los animales a los humanos (zoonosis). La Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE) estima que no menos del 60 por ciento de los patógenos humanos y del 75 por ciento de las enfermedades de reciente aparición son enfermedades zoonóticas. Es bien sabido que toda una serie de enfermedades humanas son de origen animal (como la influenza común o la viruela). La tuberculosis, la brucellosis y muchas enfermedades parasitarias internas, como las causadas por la tenia, las lombrices intestinales y muchas otras, se transmiten a través del consumo de productos animales. Las enfermedades de aparición reciente como la influenza aviar, el virus Nipah o la variante de la enfermedad de Creutzfeldt-Jakob demuestran el potencial de la interfaz producción animal-seres humanos para desarrollar y transmitir nuevas enfermedades. De ahí que las preocupaciones sanitarias sean de suma importancia en la industria animal, especialmente cuando las necesidades de largas y sofisticadas cadenas gobiernan el sector minorista, como en el caso de los países de la OCDE y cada vez más de

los países en desarrollo. Las preocupaciones por la salud humana y animal son una de las principales fuerzas impulsoras del cambio estructural en el sector pecuario. En el caso de la sanidad animal, el control de las principales enfermedades se ve facilitado en gran medida por el confinamiento de los animales y el control de su movimiento, condición a veces necesaria.

Seguridad alimentaria

El sector pecuario compite con los cultivos, pero a la vez funciona como amortiguador de la escasez de cereales. En términos numéricos simples, en realidad el ganado resta más valor del suministro total de alimentos del que proporciona. El ganado consume hoy más proteína comestible para los humanos de la que produce. De hecho el ganado consume 77 millones de toneladas de proteínas contenidas en los piensos, que potencialmente podrían utilizarse para la nutrición humana, mientras que los productos que suministran los animales solo contienen 58 millones de toneladas de proteínas. En términos de energía dietética, la pérdida relativa es mucho más alta como resultado de la tendencia hacia raciones basadas cada vez más en concentrados para los cerdos y las aves de corral, que tienen necesidades nutricionales más similares a las de los seres humanos que a las de los rumiantes.

Sin embargo, la simple comparación no pone de relieve el hecho de que las proteínas de origen animal tienen valores nutritivos más altos que las contenidas en los piensos suministrados a los animales. Más aún, la comparación no tiene en cuenta el hecho de que el ganado y su alimento también realizan una contribución a los objetivos de seguridad alimentaria al actuar como un amortiguador del suministro de alimentos a nivel nacional e internacional de los que se puede hacer uso en caso de escasez. No obstante, en la medida en que el sector cambia el uso de piensos y otros recursos que tienen poco o ningún valor alternativo por el uso de cultivos y otros insumos de alto valor, entra en competencia por los alimentos y otros usos de los productos básicos y de la tierra.

Por lo tanto, si bien es cierto que probablemente el ganado no resta valor al alimento de quienes actualmente padecen hambre, sí aumenta la demanda general y los precios de los cultivos y los insumos agrícolas.

Estos diferentes aspectos de la importancia del ganado forman parte de la toma de decisiones para el sector. Los diversos objetivos de las políticas de suministro de alimentos, reducción de la pobreza, seguridad alimentaria y sostenibilidad ambiental asumen diferentes niveles de importancia en función de factores tales como la etapa del desarrollo, los ingresos per cápita y la orientación de las políticas generales de un país. En los países menos desarrollados con grandes sectores de pequeños propietarios, los intereses de los pequeños productores tienen un gran peso, como también lo tiene el hecho de proveer un suministro a bajos precios a los consumidores urbanos. En los países con mayores ingresos, los intereses de los consumidores por la seguridad alimentaria y ambiental generalmente ignoran los intereses de los productores, aun cuando los gobiernos continúan apoyando y protegiendo la producción doméstica por una variedad de razones (véase el Capítulo 6).

Hay un fuerte contraste entre la contribución económica más bien modesta del ganado y la importancia de sus dimensiones social, ambiental y de nutrición y salud. Estos antecedentes han de tenerse en cuenta en el análisis de las interacciones entre el sector pecuario y el medio ambiente. A continuación se exponen los hechos más destacados.

Tierra y cambio del uso de la tierra

El principal uso antropogénico de la tierra

El uso de la tierra para el ganado incluye las tierras de pastoreo y los cultivos destinados a la producción de piensos y forrajes. En realidad el sector pecuario representa el principal uso antropogénico de la tierra. La superficie total dedicada a esta actividad es inmensa y asciende al 70 por ciento de toda la tierra agrícola y al 30 por ciento de la superficie terrestre libre de hielo del planeta.

La superficie de tierra total ocupada por el ganado en pastoreo es de 3 433 millones de hectáreas, que equivalen al 26 por ciento de la superficie terrestre libre de hielo del planeta. Una gran parte de esta superficie resulta demasiado fría o demasiado seca para poder destinarse a la producción de cultivos y está además escasamente habitada. Si bien en la actualidad no se registra ningún incremento en la superficie total de tierras dedicadas al pastoreo, en las zonas tropicales de América Latina, sin embargo, asistimos a una rápida expansión de los pastizales a expensas de algunos de los ecosistemas más vulnerables y más valiosos del planeta, con pérdidas de tierras forestales, que pasan a destinarse a pastos, del orden del 0,3 al 0,4 por ciento anual. En la Amazonia, la ganadería extensiva es la razón fundamental de la deforestación. En contraste, en los países desarrollados la superficie boscosa está creciendo porque los pastizales marginales están siendo forestados, si bien hay que señalar que el valor de estos bosques en términos de biodiversidad y de cambio climático es muy inferior al de los bosques talados en las áreas tropicales.

Cerca del 20 por ciento de los pastos y los pastizales de todo el mundo sufren un cierto grado de degradación, que en las zonas secas llega al 73 por ciento (PNUMA, 2004b). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio ha estimado que entre el 10 y el 20 por ciento de todas las tierras de pastos está degradada. Algunos de los ecosistemas de tierras secas donde se practica el pastoreo han demostrado una alta resiliencia y se ha observado que la degradación en determinadas zonas es reversible.

La superficie total destinada a la producción de piensos asciende a 471 millones de hectáreas, equivalentes al 33 por ciento de la tierra cultivable. La mayor parte de esta superficie se localiza en los países de la OCDE, pero algunos países en desarrollo están expandiendo rápidamente su producción de piensos, sobre todo el maíz y la soja en América del Sur, en particular en el Brasil. Una parte importante de este crecimiento se está produciendo en detrimento de los bosques tropicales.

Cuadro 7.1

Hechos mundiales relacionados con la producción pecuaria

Dimensión	Parámetro	Valor	Observaciones
Importancia económica^a	Contribución al PIB total (2005)	1,4 por ciento	
	Contribución al PIB agrícola (2005)	40 por ciento	
	Tasa de crecimiento (1995-2005)	2,2 por ciento p.a.	
	Contribución a los ingresos por exportaciones agrícolas (2004)	17 por ciento	
Importancia social^b	Número de pobres dedicados a las actividades pecuarias	987 millones	Tiempo completo o parcial
	Número total de personas dedicadas a la producción pecuaria	1 300 millones o el 20 por ciento de la población mundial de 6 500 millones	Tiempo completo o parcial
Seguridad alimentaria^c	Proteínas comestibles para los humanos suministradas al ganado ¹	77 millones de toneladas	
	Proteínas comestibles para los humanos suministradas por el ganado ¹	58 millones de toneladas	
Salud^c	Contribución al consumo alimentario total de energía ^d	477 kcal/persona/día o 17 por ciento del consumo diario medio	
	Contribución al consumo alimentario total de proteínas ^d	25 g/persona/día o 33 por ciento del consumo diario medio	
	Personas con desnutrición o malnutrición ²	864 millones	Los productos de origen animal representan una posible solución
	Número de personas con sobrepeso ³	1 000 millones	Los productos de origen animal son una de las principales causas
	Personas con obesidad ³	300 millones	Los productos de origen animal son una de las principales causas
Medio ambiente: tierra^e	Superficie total de tierra de pastoreo	3 433 millones de ha o el 26 por ciento de la superficie terrestre	
	Tierra de pastoreo considerada degradada	del 20 al 70 por ciento	
	Superficie total de tierra destinada a cultivos forrajeros ⁴	471 millones de ha o el 33 por ciento de la tierra cultivable	
Medio ambiente: atmósfera y clima^f	Contribución del ganado al cambio climático en equivalentes de CO ₂	18 por ciento	Incluye la degradación de los pastos y los cambios de uso de la tierra
	Participación del ganado en las emisiones de dióxido de carbono	9 por ciento	Sin considerar la respiración
	Participación del ganado en las emisiones de metano	37 por ciento	
	Participación del ganado en las emisiones de óxido nítrico	65 por ciento	Incluye el cultivo de piensos
Agua^g	Participación del ganado en el consumo total de agua dulce	8 por ciento	Bebida, servicios, elaboración e irrigación de cultivos forrajeros
	Participación del ganado en el agua evapotranspirada en la agricultura	15 por ciento	Solamente evapotranspiración por cultivos forrajeros; otros factores son significativos pero no cuantificables

¹ El contenido de proteínas se obtiene aplicando los correspondientes factores nutricionales a los respectivos insumos y rendimientos de cada producto.

² Promedio de 3 años (2002-2004).

³ Datos referidos a la población adulta.

⁴ Véase el Capítulo 2 y el Anexo 3.1.

⁵ Véase el Capítulo 3.

⁶ Véase el Capítulo 4.

Fuentes: ^a Banco Mundial (2006) y FAO (2006b); ^b Livestock In Development (1999); ^c FAO (2006b); ^d Datos sobre la contribución del ganado al consumo alimentario de energía y proteínas: FAO (2006b); datos sobre malnutrición: seguridad alimentaria - FAO (2006b); datos sobre obesidad y sobrepeso: Organización Mundial de la Salud (2003). ^e FAO (2006b).

Se prevé que las tasas de crecimiento futuro de la producción animal estarán basadas en tasas de crecimiento similares del uso de alimentos concentrados (FAO, 2006a). La producción intensiva de piensos va asociada con frecuencia a diversas formas de degradación de la tierra, como la erosión del suelo y la contaminación del agua.

Emisiones de gases y cambio climático

Mayores impactos que los del transporte por carretera

En este ámbito la contribución del ganado es enorme. Actualmente, su participación en el calentamiento global asciende a cerca del 18 por ciento, un porcentaje aún mayor que el del sector del transporte en todo el mundo. A la producción pecuaria se debe cerca del 9 por ciento del total de las emisiones de dióxido de carbono, un 37 por ciento del metano y un 65 por ciento del óxido nitroso.

Las emisiones de gases de efecto invernadero se originan en la fermentación ruminal y los desechos del ganado. El dióxido de carbono se libera cuando los bosques se convierten en tierras de pastos o tierras agrícolas para el cultivo de piensos. La expansión de estas tierras a expensas de los bosques libera en la atmósfera cantidades considerables de dióxido de carbono. Esto también sucede con el proceso de degradación de los pastos y las tierras agrícolas, cuyo resultado es una pérdida neta de materia orgánica. Asimismo cabe atribuir a la producción pecuaria las emisiones de dióxido de carbono proveniente del consumo de combustibles fósiles usados para la producción de cereales y cultivos oleaginosos para la alimentación animal (tractores, producción de fertilizantes, secado, molienda y transporte). Lo mismo puede afirmarse de la elaboración y transporte de productos de origen animal. Otra categoría está constituida por las emisiones de óxido nitroso procedentes del cultivo de leguminosas para la alimentación del ganado y de los fertilizantes químicos aplicados a otros cultivos de piensos.

Por lo que se refiere a las emisiones de gases contaminantes sin relación con el cambio climá-

tico, los desechos del ganado emiten un total de 30 millones de toneladas de amoníaco. Esto se produce en áreas con altas concentraciones de animales, donde el amoníaco es un causante de la lluvia ácida, lo que afecta también a la biodiversidad. La producción pecuaria contribuye con un 68 por ciento del total de las emisiones de amoníaco.

Agua

Un importante consumidor y agente contaminante

El sector pecuario es un protagonista clave en el aumento del consumo y el agotamiento del agua. El consumo de agua por el sector está por encima del 8 por ciento del consumo humano de agua a nivel mundial. La mayor parte de esta agua se destina al riego de los cultivos de piensos, lo que equivale al 7 por ciento del total del consumo mundial de agua. El agua utilizada para la elaboración de productos, el agua potable y el agua de servicios representan un porcentaje insignificante a nivel mundial (menos del 1 por ciento del total), pero pueden tener importancia local en las zonas secas (por ejemplo, las necesidades de agua potable para el ganado ascienden al 23 por ciento del total del agua utilizada en Botswana).

Además del agua usada para abrevar el ganado, el agua se utiliza para el regadío de pastos y el cultivo de piensos. Se usan cantidades importantes de agua en la elaboración de carne y de leche. Debido a los efectos de la compactación durante el pastoreo y de la acción mecánica de las pezuñas en el suelo, el ganado también tiene un impacto determinante, y con frecuencia negativo, en la infiltración de agua y la velocidad de su movimiento a través del paisaje. El ganado desempeña una importante función en la calidad del agua por medio de la liberación de nutrientes, patógenos y otras sustancias en los cursos de agua, principalmente provenientes de las operaciones ganaderas intensivas.

Con nuestros conocimientos actuales no es fácil cuantificar la contribución del sector pecuario al agotamiento del agua, pero hay una fuerte evidencia de que el sector es uno de los principales

responsables de este hecho. El volumen de agua evapotranspirada representa un considerable porcentaje (15 por ciento) del agua que se agota anualmente.

Las cifras de la contaminación del agua en los Estados Unidos de América, la mayor economía del mundo y la cuarta superficie de tierra más grande del planeta, pueden proporcionar algunos indicios de la importancia del sector pecuario. Se calcula que en este país el ganado es responsable del 55 por ciento de la erosión, el 37 por ciento de la aplicación de plaguicidas y el 50 por ciento del volumen de antibióticos consumidos, así como del 32 por ciento de la carga de nitrógeno y el 33 por ciento de la carga de fósforo en los recursos de agua dulce. Aunque no se ha valorado la carga efectiva de sedimentos, plaguicidas, antibióticos, metales pesados o contaminantes biológicos, es probable que el ganado tenga una gran responsabilidad en estos procesos.

El manejo y el uso de la tierra en la producción pecuaria (especialmente los desechos animales) parecen ser el mecanismo principal a través del cual el ganado contribuye al proceso de agotamiento del agua.

Biodiversidad

El ganado es un factor fundamental en la pérdida de especies

El ganado afecta a la biodiversidad de muchas maneras, tanto directas como indirectas, que en su mayor parte son muy difíciles de cuantificar. El ganado y la vida silvestre interactúan en las áreas de pastoreo, a menudo negativamente, otras veces positivamente. El ganado ayuda a mantener algunos de los ecosistemas de pastizales abiertos en su estado natural, pero las preocupaciones de índole sanitario se convierten en una nueva amenaza para la vida silvestre.

La expansión de los pastos, con frecuencia a expensas de los bosques, tiene vastas consecuencias negativas en algunos de los ecosistemas más valiosos de América Latina, mientras que la degradación de los pastizales afecta a la biodiversidad en todos los continentes. La expansión y la

intensificación de las áreas de cultivos destinados a la producción de alimentos para el ganado, sin duda alguna afectan negativamente a la biodiversidad, a veces con consecuencias dramáticas como en el caso de la expansión de la soja en los bosques tropicales. La contaminación del agua y las emisiones de amoníaco provenientes principalmente de la producción pecuaria industrial comprometen la biodiversidad, con frecuencia de manera drástica en el caso de la vida acuática. El ganado seguirá desempeñando la función histórica de impulsor y facilitador de las invasiones de especies exóticas, a la vez que su importante contribución al cambio climático tendrá claras repercusiones sobre la biodiversidad.

Actualmente, el ganado da cuenta de cerca del 20 por ciento del total de la biomasa animal terrestre y ocupa una vasta superficie de lo que alguna vez fue el hábitat de la vida silvestre. Además, el ganado determina en gran parte los flujos de nitrógeno y fósforo. El hecho de que el sector pecuario se esté industrializando y concentrando en varios lugares, lo aísla de la base de la tierra e interrumpe el flujo de nutrientes entre la tierra y el ganado creando problemas de agotamiento de las fuentes (vegetación y suelo) y problemas de contaminación en los sumideros (cada vez más desechos de animales se arrojan a los cuerpos de agua en vez de ser devueltos a la tierra). La contaminación y la sobrepesca con el fin de obtener materias primas para la elaboración de piensos dan lugar a fuertes y crecientes impactos de la actividad pecuaria en la biodiversidad de los ecosistemas marinos.

Diferencias entre especies, productos y sistemas de producción

Hay grandes diferencias en el impacto ambiental causado por las diferentes formas de producción pecuaria y entre las distintas especies.

El ganado bovino suministra una gran cantidad de productos y servicios, entre los figuran la carne, la leche y la tracción. En los sistemas de producción mixtos, los bovinos generalmente están bien integrados en el ciclo de nutrientes y pueden tener un

impacto ambiental positivo. En los países en desarrollo los bovinos y los búfalos todavía suministran fuerza de tracción y, en algunas áreas, el uso de la tracción animal está registrando un incremento (zonas del África subsahariana) con una potencial sustitución del uso de combustibles fósiles. El ganado también usa los residuos de cosechas, que de lo contrario en muchos casos se quemarían, y de esta manera realiza una contribución neta a los objetivos ambientales. Sin embargo, con frecuencia los bovinos en los sistemas de producción extensiva de los países en desarrollo sólo tienen una productividad marginal. Como consecuencia, la mayor parte del alimento se destina al mantenimiento de los animales, dando lugar a ineficiencias en el uso de los recursos y a altos niveles de daño ambiental por unidad de producto.

El sector lechero está mucho mejor conectado con la tierra que otras formas de producción orientadas al mercado. La mayoría de las operaciones lecheras tienden a estar más cerca de las áreas donde se producen los forrajes debido a sus necesidades diarias de alimentos fibrosos, lo que permite una buena integración con los flujos de nutrientes, si bien el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en las explotaciones lecheras es una de las causas principales de los altos niveles de nitratos en las aguas superficiales en los países de la OCDE. Existe un riesgo de contaminación del suelo y el agua por las operaciones lecheras a gran escala, como testimonian las "colonias lecheras" en Asia meridional y las operaciones de tipo industrial en América del Norte y, cada vez más, también en China. La producción lechera también hace un uso intensivo de mano de obra y está menos sujeta a las economías de escala. De ahí que la producción lechera sea la actividad pecuaria en la que las operaciones a pequeña escala o la producción familiar pueden resistir a las presiones del mercado por mucho más tiempo frente a lo que ocurre con la producción de cerdos o aves de corral.

La producción de carne bovina presenta una amplia variedad en cuanto a nivel de intensidad y escalas. En ambos extremos de la gradación

de intensidad se producen considerables daños ambientales. Así, en el extremo de la producción extensiva, los bovinos influyen decisivamente en la degradación de vastas áreas de pastizales y son un factor que contribuye a la deforestación (conversión a pastos), y a las consiguientes emisiones de carbono, pérdidas de biodiversidad e impactos negativos en la calidad y los flujos de agua. En el extremo de la producción intensiva, por su parte, los corrales de engorde con frecuencia superan ampliamente la capacidad de las tierras circundantes para absorber los nutrientes. En la fase de corral de engorde la conversión del alimento concentrado en carne bovina es mucho menos eficiente que en la porcicultura o en la avicultura, por lo que la carne bovina tiene unas necesidades de recursos significativamente más altos por unidad que los cerdos o las aves de corral. Sin embargo, si se tiene en cuenta la totalidad del ciclo vital, incluida la fase de pastoreo, el alimento concentrado por kilogramo de aumento de peso es más bajo para la carne bovina que para los sistemas de no rumiantes (CAST, 1999).

La producción de ovejas y cabras generalmente es extensiva. Excepto para pequeñas zonas del Cercano Oriente y América del Norte en las que se utilizan los corrales de engorde, la producción intensiva basada en alimentos concentrados apenas existe. La capacidad de los pequeños rumiantes, en particular de las cabras, para crecer y reproducirse en condiciones que no son aptas para ninguna otra forma de producción agrícola las hace muy útiles, y con mucha frecuencia esenciales, para los agricultores pobres que se dedican a esta actividad por falta de medios de vida alternativos. Debido a su pastoreo adaptativo, las ovejas y las cabras han extendido su presencia más allá de donde lo han hecho los bovinos, es decir, las tierras áridas, escarpadas y los territorios marginales. El ramoneo de las cabras afecta a la cubierta vegetal y al potencial de rebrote de los bosques. En condiciones de excesiva población, son particularmente dañinas para el ambiente, por la degradación de la cubierta vegetal y el suelo. Sin embargo, el escaso valor económico de

la producción de ovejas y cabras implica que, en general, no dan lugar directamente a la deforestación mecanizada a gran escala, como en el caso de la producción bovina extensiva en el Brasil.

La producción porcina extensiva, basada en el uso de desperdicios domésticos y subproductos agroindustriales, desempeña varias funciones ambientales importantes al transformar la biomasa de valor no comercial, que de otra manera se desperdiciaría, en proteína animal de alto valor. Sin embargo, los sistemas extensivos son incapaces de responder a la creciente demanda urbana de muchos países en desarrollo, no sólo en términos de volumen sino también sanitarios y de otros estándares de calidad. El cambio consiguiente hacia sistemas industriales de gran escala basados en cereales ha estado asociado con la concentración geográfica hasta un punto tal que el equilibrio tierra/ganado ha llegado a ser muy desfavorable, produciendo una sobrecarga de nutrientes del suelo y la contaminación del agua. China es un ejemplo representativo de esta tendencia. Además, la mayor parte de la producción industrial de cerdos en los trópicos y los subtrópicos usa sistemas de eliminación de los desechos con chorros de agua, lo que supone un uso de grandes cantidades de este recurso. Esto se convierte en el principal agente contaminante, exacerbando los impactos ambientales negativos.

La producción de aves de corral ha sido la actividad más sujeta a cambios estructurales. En los países de la OCDE casi la totalidad de la producción es ya de tipo industrial, sistema predominante también en los países en desarrollo. Aunque la producción industrial de aves de corral se basa completamente en los cereales y otros materiales de alto valor nutricional, es la forma más eficiente de producir alimentos de origen animal (con la excepción de algunas formas de acuicultura) y tiene las necesidades de tierra más bajas por unidad de producto. El estiércol de las aves de corral tiene un gran contenido de nutrientes, es relativamente fácil de manejar y tiene un amplio uso como fertilizante y, algunas veces, como alimento

para animales. Aparte de los impactos producidos por la producción de los piensos, el daño ambiental suele ser de importancia local y de una escala más baja que el generado por otras especies.

En conclusión, las interacciones entre el sector pecuario y el medio ambiente con frecuencia son difusas e indirectas. Los daños se producen tanto en los extremos inferior como superior de la escala de intensidad, pero probablemente son más altos para el caso de la carne vacuna y más bajos para la producción de aves de corral.

7.2 ¿Qué es lo que se debe hacer?

El futuro de la interfaz entre el ganado y el medio ambiente estará determinado por la forma en que se resuelva el equilibrio entre dos demandas que compiten: la demanda de productos alimenticios de origen animal, por un lado, y la demanda de servicios ambientales por el otro. Las dos demandas son impulsadas por los mismos factores: aumento de la población y aumento de los ingresos y la urbanización. La base de recursos naturales dentro de la que estos factores tienen que encuadrarse es finita. Por esto, la considerable expansión del sector pecuario, estimulada por la expansión de la demanda, debe llevarse a cabo reduciendo sustancialmente los impactos ambientales producidos por las actividades pecuarias. En esta sección se presentan distintas perspectivas para lograrlo, en comparación con un escenario en que nada cambie.

El crecimiento de la demanda de productos animales durante las próximas décadas será considerable. Aunque la tasa de crecimiento anual será algo más baja que en las últimas décadas, el crecimiento en volumen absoluto será enorme. Se estima que la producción mundial de carne crecerá más del doble, pasando de 229 millones de toneladas en 1999-2001 a 465 millones de toneladas en 2050, mientras que la producción de leche se incrementará de 580 a 1 043 millones de toneladas (FAO, 2006a). La mayor parte del crecimiento de la producción de carne y leche se producirá en los países en desarrollo (FAO, 2006a). Entre los productos cárnicos, las aves de corral

serán el producto preferido por razones de aceptación entre las culturas y por la eficiencia técnica en relación con los alimentos concentrados.

La continuación de la tendencia actual genera problemas crecientes

En ausencia de medidas correctivas radicales, el impacto ambiental de la producción pecuaria empeorará drásticamente. Visto de manera muy simple, si la producción se duplica sin ninguna reducción de los impactos ambientales por unidad de producción, el daño ambiental se duplicará.

Aunque no se ha hecho un intento de cuantificar los impactos ambientales del ganado, si se tienen en cuenta los probables cambios en la estructura de la industria, cabe afirmar que de continuar la tendencia actual nos encontraremos con un escenario caracterizado por los siguientes hechos:

- La concentración comercial y espacial de la producción pecuaria continuará creciendo, lo que dará lugar a extensas áreas con altos excedentes de nitrógeno y fósforo, concentración de la descarga de materiales tóxicos, contaminación de la tierra y de las aguas superficiales y profundas, y destrucción de la biodiversidad terrestre y acuática. La continua concentración geográfica, con el crecimiento de la producción comercial a gran escala allí donde aún subsiste la pequeña producción menos intensiva y ampliamente diseminada, exacerbará el riesgo de las enfermedades zoonóticas tradicionales y facilitará la aparición de otras nuevas.
- La demanda de alimentos para el ganado crecerá, causando una conversión adicional de los hábitats naturales en tierras de cultivo, sobre todo en América Latina. Es muy probable que no se presenten los factores que causaron la disminución del uso de cereales para la alimentación animal en el período 1985-2005, entre los cuales pueden citarse la reforma de la política agrícola de la UE, los cambios estructurales drásticos en los países ex-socialistas de Europa oriental y la CEI, y el cambio global a las aves de corral por su mejor índice de conversión alimenticia (FAO, 2006a). En consecuencia, cabe afirmar que se proyecta una expansión del uso de cereales en la alimentación más en línea con el crecimiento de la producción de los productos pecuarios. La presión para expandir e intensificar los cultivos agrícolas seguirá siendo alta y aumentarán los impactos ambientales asociados, como el agotamiento del agua, el cambio climático y la pérdida de biodiversidad.
- La contribución de la producción animal a las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero se incrementará, en particular la del más agresivo, el óxido nitroso, lo que hará que aumente aún más la ya significativa participación del sector pecuario en el cambio climático.
- La degradación inducida por el ganado en las tierras áridas y semiáridas del mundo continuará, especialmente en África y Asia central y meridional, contribuyendo también así al cambio climático, el agotamiento del agua y la pérdida de biodiversidad y dando lugar algunas veces a pérdidas irreversibles de la productividad. Los pobres cuyos medios de vida dependen del ganado continuarán con la extracción de lo poco que quede de los recursos de propiedad comunal y tendrán que afrontar una marginalización cada vez mayor.

Los consumidores pueden impulsar el cambio hacia la sostenibilidad del sector pecuario

La continuación de la tendencia actual causaría un desastre y debe ser revertida en direcciones más beneficiosas. El crecimiento económico y demográfico combinado con el aumento de la escasez de los recursos naturales y el agravamiento de los problemas ambientales ya se están traduciendo en un aumento de la demanda de servicios ambientales. Esta demanda se ampliará cada vez más: desde los factores inmediatos de preocupación como las molestias causadas por las moscas o los malos olores, pasando por las demandas intermedias de agua y aire limpios, hasta llegar a preocupaciones ambientales más amplias y de largo plazo como el

cambio climático o la biodiversidad, entre otras. A nivel local, no hay dudas de que se desarrollarán mercados para la prestación de estos servicios, como sucede ya en el caso del agua en muchos lugares. A nivel global, esto resulta más incierto aunque ya existen modelos promisorios, como por ejemplo el comercio de carbono o los canjes de deuda por naturaleza.

Hay razones para el optimismo por lo que se refiere a la posibilidad de reconciliación de las demandas opuestas de productos animales y servicios ambientales. Ambas demandas son ejercidas por el mismo grupo de personas, una clase relativamente acaudalada, con un nivel de ingresos medios o altos, que ya no está reducida a los países industrializados. Esta clase, ya bien establecida en varios países desarrollados, está lista para un crecimiento considerable en la mayoría de los países en desarrollo durante las próximas décadas. Este grupo de consumidores está probablemente en condiciones de hacer oír su voz para ejercer una presión que contribuya a los cambios y probablemente estará dispuesta a asumir los inevitables aumentos de los precios. El desarrollo de mercados para los productos orgánicos y otras formas de eco-etiquetado son los precursores de esta tendencia, al igual que las tendencias hacia el vegetarianismo dentro de los países desarrollados y hacia dietas más saludables.

Fomentar la eficiencia mediante precios adecuados en el mercado

La eficiencia en el uso de los recursos es la clave para acortar la larga sombra del ganado. Se dispone de una multitud de opciones técnicas para mitigar los impactos ambientales que han sido ensayadas exitosamente y que pueden utilizarse en la gestión de los recursos, en la producción de cultivos y de animales, y en la reducción de pérdidas poscosecha. Estas opciones han quedado resumidas en varios capítulos de esta evaluación. No obstante, para que sean adoptadas y aplicadas ampliamente, requieren de señales de precios adecuadas, que reflejen mejor la verdadera escasez de los factores de producción

y que corrijan las distorsiones que actualmente suministran incentivos insuficientes para el uso eficiente de los recursos.

Los precios de los recursos de tierras, aguas y piensos que se utilizan en la producción pecuaria no reflejan su verdadera escasez. Esto da lugar a un uso excesivo de estos recursos por parte del sector pecuario, así como a ineficiencias importantes en el proceso de producción. Toda política futura para la protección del medio ambiente deberá, por lo tanto, introducir una fijación de precios adecuada para los principales insumos.

En particular, los precios del agua son demasiado bajos en la mayoría de los países. El desarrollo de mercados del agua y de diferentes modalidades de recuperación de los costos ha sido identificado como un mecanismo apto para corregir esta situación. En el caso de la tierra, los instrumentos sugeridos incluyen la introducción y el ajuste de tarifas al pastoreo, las tasas de arriendo y el mejoramiento de los arreglos institucionales para garantizar un acceso equitativo. Además, es probable que la eliminación de las medidas de apoyo a los precios a nivel de producto, es decir, los subsidios a la producción de los productos animales en la mayoría de los países industrializados, genere avances en la eficiencia técnica. Esto ha quedado demostrado, por ejemplo, en Nueva Zelanda donde a principios de la década de 1980 se suprimieron radicalmente los subsidios agrícolas, lo que ha dado como resultado una de las industrias de producción de rumiantes más eficientes y respetuosas del ambiente.

Tomar en consideración las externalidades ambientales

La eliminación de las distorsiones en los precios de los insumos y los productos permitirá aumentos considerables en la eficiencia técnica del uso de los recursos naturales en el proceso de producción pecuaria. No obstante, con frecuencia esta medida no será suficiente. Las externalidades ambientales, tanto positivas como negativas, deben contemplarse explícitamente en el marco

de las políticas aplicando el principio de que quien contamina paga y quien brinda el servicio cobra.

La consideración de las externalidades, tanto positivas como negativas, proporcionará a los productores de ganado opciones de gestión que son menos costosas para el medio ambiente. Es necesario que los productores pecuarios que presten servicios ambientales sean compensados, bien sea por el beneficiario inmediato (como en el caso de los usuarios que, aguas abajo, reciben agua de mejor calidad y cantidad) o por el público en general. Entre las acciones que podrían ser recompensadas cabe citar el manejo de la tierra y el uso de formas y cubiertas vegetales que mantienen o restauran la biodiversidad, o la retención de carbono en la materia orgánica estable del suelo como resultado de la ordenación de los pastos. El manejo de los pastizales con el fin de reducir la escorrentía e incrementar la infiltración puede reducir en gran medida la sedimentación de los reservorios de agua: se deben elaborar proyectos de compensación entre proveedores de electricidad y agua y criadores de ganado en pastoreo.

Por el contrario, los productores pecuarios que arrojen los desechos de los animales en los cursos de agua o liberen amoníaco en el ambiente deberán rendir cuentas y pagar por los daños, con el fin de fomentar un cambio hacia prácticas menos contaminantes. La aplicación del principio de "quien contamina paga" no debe representar problemas insuperables en situaciones como estas, dado que el florecimiento de la demanda de productos animales proporciona un potencial de ganancias adecuadas y que hay un aumento en la demanda de leche y carne producidos de modo sostenible. Sería difícil aplicar este principio, por ejemplo, a las emisiones de metano producidas por la vaca de un pequeño productor en la India, que apenas explota media hectárea de tierra en un sistema de producción mixto. Sin embargo, para la mayor parte de las emisiones en las unidades de producción intensivas, una combinación de desincentivos y controles parece ser el enfoque más adecuado.

Se espera que en el futuro el pago de impuestos por daños ambientales y los incentivos por los beneficios ambientales se apliquen de manera más rigurosa, abordando en primer lugar las externalidades locales y posteriormente, cada vez más, los impactos transfronterizos, mediante la aplicación de tratados internacionales, los marcos reglamentarios subyacentes y los mecanismos de mercado. Es posible que se necesiten políticas gubernamentales que proporcionen incentivos para la innovación institucional en este ámbito.

Acelerar el cambio tecnológico

En los sistemas de producción industriales y mixtos, la diferencia entre los niveles de productividad actuales y los que técnicamente podrían lograrse indica que es posible generar importantes aumentos de la eficiencia mediante la adopción de mejores tecnologías. Con los sistemas de pastoreo extensivo esto resulta más difícil, y algunas veces imposible, en especial en condiciones marginales con graves limitaciones de recursos (como en el caso del Sahel), donde la baja productividad actual podría ser el máximo alcanzable (Breman y de Wit, 1983). La intensificación sólo sería posible en un área limitada, estimada en cerca del 10 por ciento del área total de pastizales (Pretty *et al.*, 2000).

La consideración de las distorsiones y las externalidades propiciará que los precios de insumos y productos reflejen la verdadera escasez de los factores de producción y de los recursos naturales utilizados. Estos cambios en los precios inducirán cambios tecnológicos que hagan un mejor uso de los recursos y limiten la contaminación y los desperdicios. Los productores han demostrado su habilidad para dar respuestas rápidas y decisivas cuando las señales de los precios son consistentes.

Por ahora, la falta de tecnologías para mejorar la producción no parece ser un problema. En vista del gran mercado, y de las deficiencias de las políticas bajo las cuales opera el sector pecuario, todavía pueden realizarse muchos progresos mediante la adopción más generalizada de las tecnologías existentes ensayadas y aplicadas.

Sin embargo, hay una continua necesidad de investigación y desarrollo de nuevas tecnologías adaptadas para elaborar marcos de políticas más eficaces.

Es necesario que el cambio tecnológico se oriente hacia una utilización óptima de la tierra y el agua, los factores de producción más importantes para el ganado, incluida la producción de piensos. La investigación y el desarrollo de la producción de cultivos para piensos, necesita aumentos adicionales de los rendimientos y de la eficiencia de los factores. Sin embargo, esta cuestión queda fuera del alcance de este estudio.

En el sector pecuario, la búsqueda de aumentos en la eficiencia se centra en la nutrición, la cría y la sanidad animal. La aplicación de técnicas modernas de alimentación, en sistemas de producción que, aunque ya son industriales, tecnológicamente no son muy avanzados, puede contribuir significativamente a la reducción del consumo de cereales forrajeros, que equivalen probablemente a unos 120 millones de toneladas, es decir, al 20 por ciento del total de cereales utilizados (asumiendo que es posible reducir a la mitad las diferencias en los rendimientos entre la producción máxima alcanzable y el promedio mundial). Estos mejoramientos incluirían el uso de raciones optimizadas, enzimas y aminoácidos artificiales. Ahorros adicionales en los cereales pueden obtenerse a partir de genotipos animales avanzados. Si bien la mayor parte de la investigación sobre desarrollo tecnológico para la producción pecuaria comercial e industrial está a cargo del sector privado, es necesario que el sector público asuma un rol proactivo en la investigación y el desarrollo tecnológico con respecto a la gestión de los recursos naturales y a la reducción de las barreras del mercado para los pequeños productores.

Reducir los impactos ambientales y sociales de la producción intensiva

Como se describió en el Capítulo 1, se estima que un 80 por ciento del crecimiento del sector pecuario proviene de los sistemas de producción industrial. Los problemas ambientales generados

por los sistemas industriales no derivan de su gran escala o de la intensidad de producción, sino de su localización geográfica y su concentración. En casos extremos, el tamaño puede ser un problema: algunas veces las unidades productivas pueden ser tan grandes (por ejemplo, granjas con algunos cientos de miles de cerdos) que la eliminación de los desechos será siempre problemática, independientemente de su emplazamiento.

Los sistemas industriales con frecuencia se ubican en función de modalidades que impiden la gestión sostenible de los desechos. La producción de cultivos y las actividades pecuarias cada vez están más separadas, de manera que no se cuenta con tierra circundante suficiente para eliminar los desechos de una manera inocua. Hasta el momento no es frecuente que las preocupaciones ambientales sean el factor determinante de la distribución regional de la producción pecuaria. El fácil acceso al mercado de insumos y productos y los costos relativos de la tierra y la mano de obra han sido, con diferencia, los principales factores determinantes. En los países en desarrollo, es típica la concentración de las unidades industriales en zonas periurbanas debido a las limitaciones relacionadas con la infraestructura. En los países desarrollados, se está produciendo un traslado de estas unidades hacia el medio rural, si bien con frecuencia esto parece estar motivado por un afán de hacerse menos visibles y no por un intento de dar respuesta a las preocupaciones ambientales fundamentales. Sin embargo, las limitaciones en las densidades del ganado (como se ha establecido en la UE) han sido un factor clave para lograr un mejor equilibrio entre el ganado y el ecosistema adyacente.

Por lo tanto, es necesario que los volúmenes de desechos generados se correspondan con la capacidad de la tierra accesible para absorberlos. Debe hacerse todo lo posible por ubicar las explotaciones ganaderas industriales en lugares donde las tierras de cultivo a las que es posible llegar en forma económica puedan utilizarse para la eliminación de los desechos sin crear problemas relacionados con la carga de nutrientes, en lugar

de concentrar geográficamente las unidades de producción en zonas favorecidas por un buen acceso al mercado o por la disponibilidad de piensos. Las opciones de políticas adecuadas incluyen la zonificación y los permisos, los planes obligatorios de manejo de los nutrientes, y la facilitación de acuerdos contractuales entre los productores de ganado y los agricultores.

Solamente un sector pecuario descentralizado espacialmente creará oportunidades e incentivos suficientes para el reciclaje de los desechos de los animales en la tierra. A medio plazo, la opción preferida es la reintegración de las actividades agrícolas y pecuarias. Se necesitan políticas que orienten la descentralización de la producción animal intensiva e industrial hacia lugares alejados de los centros de consumo y de los puertos, es decir, hacia las zonas rurales con demanda de nutrientes. Estas políticas deben incluir marcos reglamentarios e incentivos. Asimismo, se necesitan reglamentos que aborden las cuestiones relativas a los residuos de metales pesados y de medicamentos en los piensos y en los desechos, y a otros aspectos relacionados con la salud pública, como los organismos patógenos transmitidos por los alimentos.

La descentralización espacial de las actividades pecuarias también puede ofrecer importantes beneficios para el desarrollo rural, especialmente en las zonas donde las alternativas de empleo y las oportunidades de crecimiento son limitadas. Se necesitan incentivos que acompañen dichas regulaciones, tales como menores impuestos para el establecimiento de unidades de producción comerciales en áreas deficitarias en nutrientes y, eventualmente, incluso subsidios para la reubicación de las empresas a gran escala.

Donde no sea posible la descentralización, es necesario que los sistemas industriales tengan niveles de emisiones cero en el sitio, como en el caso de los parques industriales con tratamiento completo de residuos, incluidos los biodigestores, y procesos de elaboración de estiércol para su uso como fertilizante. Con la tecnología actual, estos sistemas serán costosos e intensivos en el consu-

mo de energía, pero el biogás es un campo donde la tecnología está mejorando rápidamente y puede convertirse en una opción interesante.

Al mismo tiempo, hay que dar respuesta a los impactos ambientales relacionados con la producción de cereales, oleaginosas y proteínas forrajeras. Generalmente, los piensos se producen en sistemas agrícolas intensivos, y se debe dar amplia aplicación a los principios e instrumentos que se han elaborado para controlar los problemas ambientales. Entre estos cabe destacar la gestión integrada de plagas y del suelo y la fertilización. Paralelamente, para reducir la presión en la pesca de captura, el sector debe desarrollar alternativas para el uso de harina de pescado como alimento, por ejemplo, usando aminoácidos sintéticos.

El cambio a sistemas intensivos de producción está acompañado por un aumento en el tamaño de la explotación, que obedece a las economías de escala. El costo del crecimiento general del sector es la expulsión del mercado de numerosos productores a pequeña y mediana escala y de otros agentes. La tendencia se registra en todos los continentes siguiendo la vía de la intensificación, en la UE y América del Norte desde los inicios de la década de 1960 y en las economías emergentes desde los años ochenta y noventa. Esta tendencia genera problemas sociales relacionados con la emigración rural y la concentración de la riqueza. La diversificación dentro y fuera del sector agrícola y las redes de seguridad social son algunas de las políticas elaboradas para responder a estos problemas.

Reorientar el pastoreo extensivo hacia la prestación de servicios ambientales

Es necesario intensificar los sistemas de pastoreo en zonas cuyo potencial agroecológico lo permite, en particular en el caso de la producción lechera, y allí donde el balance de nutrientes es aún negativo.

En muchos países de la OCDE, la carga excesiva de nutrientes es un problema importante en las explotaciones de ganado de leche basadas en los

pastos. Se ha impuesto la reducción del número de cabezas, en algunos casos con resultados muy positivos.

Sin embargo, la gran mayoría de las tierras de pastoreo extensivo son de baja productividad. El pastoreo ocupa el 26 por ciento de la superficie terrestre, aunque la contribución de los sistemas de pastoreo extensivo a la producción total de carne es muy reducida, ya que equivale a menos del 9 por ciento del suministro total. En las áreas con escaso potencial para la intensificación, los sistemas de pastoreo extensivos suministran muy poco en términos de producto y tienen altos costos en términos de daños ambientales (flujos de agua, pérdidas de suelo, carbono, biodiversidad).

En un mundo que para el año 2050 contará con una población de 9 000 millones de personas, muchas de ellas tendrán mejores ingresos y demandarán servicios ambientales. Es muy dudoso que estos sistemas extensivos de baja productividad sobrevivan, a menos que incorporen la prestación de servicios ambientales como uno de sus propósitos más importantes. Estos sistemas necesitan reorientarse de modo que sus objetivos trasciendan la producción o la subsistencia e incorporen la prestación de los servicios ambientales. Esto puede facilitarse mediante los pagos por servicios ambientales y otros incentivos que permitan a los productores de ganado llevar a cabo este proceso de transición.

La cuestión central en este contexto es que el valor de la tierra marginal está cambiando y que la velocidad de este cambio aumentará. En el pasado, el ganado ocupaba vastos territorios porque no había un uso alternativo viable, es decir, la tierra no tenía costos de oportunidad. Esta fue la causa de que actividades productivas marginales como el pastoreo extensivo fueran rentables.

Es probable que en el futuro los servicios relacionados con el agua sean los primeros en crecer de manera significativa y que los planes locales para la prestación de estos servicios sean los que en primera instancia adquieran una aplicación más difundida. Con incentivos apropiados, los criadores de ganado en sistemas extensivos

estarán de acuerdo con la reducción y el manejo más cuidadoso del pastoreo, así como con el total abandono de las actividades de pastoreo en ciertas áreas sensibles.

Los servicios relacionados con la biodiversidad (por ejemplo, conservación de especies y del paisaje) son más difíciles de gestionar, a causa de las importantes cuestiones metodológicas relacionadas con la valoración de dicha biodiversidad. Sin embargo podrían financiarse con los ingresos provenientes del turismo. Esto no se aplicará sólo a los países ricos. Ejemplos recientes de la distribución de los beneficios provenientes de la vida silvestre en África y otros lugares demuestran que los ingresos del turismo pueden utilizarse para ayudar a los pastores a cohabitar con la fauna silvestre aunque hay que prestar extrema atención a estos pagos.

Los servicios de retención de carbono mediante ajustes en el manejo del pastoreo o mediante el abandono de pastizales, también plantearán dificultades, pero en vista del potencial de vastas tierras de pastoreo en el mundo para retener grandes cantidades de carbono y reducir emisiones, es necesario elaborar y establecer mecanismos que permitan utilizar un instrumento con una potencialidad tan alta en relación con los costos para responder al cambio climático. Los acuerdos internacionales deberán enmendarse a fin de incluir la retención de carbono en el sector uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS) y la expansión de los mecanismos de mercado que hasta ahora emergen como ensayos piloto.

En la medida en que aumenta la escasez de los recursos ambientales, también se producen aumentos en su valor. Cuando se encuentren mecanismos de mercado funcionales, la demanda de servicios ambientales podría desplazar la producción pecuaria en muchos lugares, en particular en las zonas más marginales, donde la intensidad de carga y, por lo tanto, los ingresos brutos, representarían sólo una tercera parte del promedio mundial. Esto es más fácil cuando la tierra está en régimen de propiedad privada y

más difícil cuando se trata de propiedad comunal, especialmente cuando un gran número de pastores o pequeños propietarios pobres dependen de esas tierras. Esto no quiere decir que no exista una administración responsable de los recursos naturales en las tierras de pastoreo extensivo, sino que más bien refleja el hecho de que estos sistemas están recibiendo una serie de presiones endógenas (crecimiento poblacional) y exógenas (ampliación de las tierras de cultivos), cuyo resultado es una creciente degradación ambiental.

El acceso al pastoreo tendrá que ser restringido y gestionado de manera que la producción ganadera sea un producto secundario y los servicios ambientales el producto primario. Esto ya está ocurriendo en los Alpes y en otras zonas de Europa o América del Norte que son de alta riqueza ambiental y a la vez muy vulnerables. El pago por servicios ambientales tendrá que producirse a escala local, nacional e internacional, en función de la naturaleza del servicio, ya que la conservación del agua y el suelo son bienes locales, mientras que la biodiversidad y el carbono son bienes globales.

Las grandes áreas que se han degradado como consecuencia de la pobre gestión y de la presión de pastoreo pueden ser restauradas si los países toman conciencia del inmenso daño resultante de la falta de intervención y de la importancia de las ganancias potenciales que se derivarían de un proceso orientado de un modo más consciente por las consideraciones ambientales. Las oportunidades para esta transición dependen del valor relativo del potencial productivo de un área determinada en comparación con su potencial para la prestación de servicios ambientales (Lipper, Pingali y Zurek, 2006). Cuanto más baja sea la productividad agrícola (suelos pobres o pendientes pronunciadas, por ejemplo) y más alto el potencial para la prestación de servicios ambientales (por ejemplo, protección de cuencas), más fácil será que se produzca el cambio. Las zonas de pastoreo degradadas cumplen los requisitos, especialmente en las zonas húmedas y de colina o montaña de los países en desarrollo, aunque el cambio

necesitará del establecimiento de instituciones apropiadas para vendedores y compradores de servicios ambientales a nivel local, nacional y mundial. Por esta razón, la elaboración de estos esquemas debe ser prioritaria.

Al proponer la transición de las actuales prácticas de pastoreo “extractivo” a un pastoreo orientado a los servicios ambientales surgen dos preguntas de importancia fundamental: cómo distribuir los beneficios obtenidos de los servicios ambientales y cómo ocuparse de los pobres, muy numerosos, que actualmente obtienen su sustento de la ganadería extensiva. La producción pecuaria constituye una importante fuente de subsistencia en los países pobres, como por ejemplo en Mauritania (donde aporta el 15 por ciento del PIB), en la República Centroafricana (21 por ciento) o en Mongolia (25 por ciento), aunque esto no necesariamente implica que el sector ganadero sea una vía para la reducción de la pobreza.

Obviamente no hay una solución mágica. La generación de empleo alternativo, la emigración y las redes de seguridad social son algunos de los ámbitos más obvios en los que es necesaria la intervención de las políticas. Sería posible argumentar que el establecimiento de redes de seguridad social para estas poblaciones puede considerarse una obligación internacional, especialmente en los países donde el potencial económico de otros sectores también es limitado y donde el patrimonio mundial como la biodiversidad o el clima están comprometidos. Estas medidas, combinadas con pagos por servicios ambientales, podrían facilitar la transición de una explotación marginal de las tierras de pastoreo a un uso más sostenible de estas vastas áreas.

7.3 Desafíos planteados

La producción pecuaria es un sector con fuertes contrastes. Aunque de importancia económica modesta, sigue teniendo sin embargo una considerable importancia social en muchos países en desarrollo. Origina daños ambientales de importancia en términos de cambio climático y contaminación atmosférica, oferta y calidad del

agua, y biodiversidad, pero, por otro lado, tiene efectos positivos en el reciclaje de desechos y la conservación de recursos no renovables, que caracterizaron la mayor parte de los sistemas de producción mixtos que siguieron a la Revolución Verde. Al mismo tiempo, existe una amenaza para los medios de vida de las personas pobres o en los límites de la pobreza cuya única alternativa es la cría de ganado.

Uno de los principales resultados de esta evaluación es que, en comparación con su rendimiento económico, las repercusiones ambientales del sector pecuario no se abordan de forma adecuada, a pesar de que se podrían lograr importantes reducciones del impacto a un costo muy razonable. Por consiguiente, el problema reside sobre todo en obstáculos institucionales y políticos, así como en la falta de mecanismos para proporcionar retroinformación ambiental, asegurar que se tengan en cuenta las externalidades e incorporar en el sector la administración de los recursos de propiedad comunal.

¿Por qué sucede esto? En primer lugar, la sociedad civil parece tener una percepción inadecuada del alcance del problema. Quizá incluso entre la mayoría de los ambientalistas y de los responsables de la formulación de políticas ambientales no se alcanza a apreciar la magnitud del enorme impacto del sector pecuario en el clima, la biodiversidad y los recursos hídricos. Es de esperar que esta evaluación pueda contribuir a poner fin a esta situación.

En segundo lugar, la acción de la sociedad civil en favor del medio ambiente generalmente se centra en las funciones y la protección de ecosistemas específicos. Como se ha visto, la movilidad de la industria pecuaria permite la reubicación de las explotaciones sin que surjan aparentemente grandes problemas. No obstante, estos desplazamientos implican que la presión sobre el medio ambiente se ejercerá en otro lugar y se manifestará de formas diferentes. Por ejemplo, la intensificación puede reducir la presión sobre las tierras de pastoreo, pero incrementa la presión sobre los cursos de agua.

En tercer lugar, y siempre en relación con lo anterior, la complejidad de las interacciones entre la producción pecuaria y el medio ambiente dificulta la adopción de medidas concertadas. Esto es cierto para muchos problemas ambientales y es la razón fundamental de que la formulación de políticas ambientales esté retrasada con relación a otros ámbitos.

Finalmente, el sector pecuario está orientado por otros objetivos de políticas. Para los responsables de las políticas es difícil responder simultáneamente a objetivos ambientales, económicos, sociales y de salud. El hecho de que los medios de vida de tantas personas dependan de la actividad pecuaria limita las opciones disponibles para los responsables de formular los marcos normativos e implica decisiones difíciles y políticamente delicadas por lo que se refiere a las compensaciones.

A pesar de estas dificultades, el impacto ambiental de las actividades pecuarias a nivel local y global es de tal magnitud que necesita respuestas urgentes. La información, la comunicación y la educación tienen una responsabilidad clave para promover una mayor voluntad de acción.

Es probable que los consumidores, debido a su fuerte y creciente influencia en la determinación de las características de los productos, se conviertan en la mayor fuente de presión comercial y política para orientar el sector pecuario hacia formas más sostenibles. En los sectores de pesca y silvicultura se han realizado importantes progresos en cuanto al ecoetiquetado de la pesca y de los bosques cosechados de manera sostenible. El ecoetiquetado como el promovido por los Consejos de Manejo Forestal y Marino ya ha ganado el interés de los consumidores, aunque esto aún no ha emergido en los sectores de la carne y la leche. Se requiere que las instituciones diseñen con urgencia sistemas de certificación y etiquetado apropiados que orienten a los consumidores y les permitan distinguir entre los productos provenientes de sistemas que protegen el ambiente y los producidos convencionalmente. El desarrollo y aplicación de los estándares medioambientales ha de recaer en instituciones que funcionen y que

incluyen los desafíos medioambientales específicos del sector ganadero.

Muchos de los impactos ambientales negativos se presentan en condiciones de vacío institucional, sin instituciones adecuadas para efectuar el seguimiento de la magnitud de los problemas o para afrontarlos. Las instituciones tradicionales que regulaban el acceso a los recursos de propiedad comunal ya no son efectivas o han desaparecido en su totalidad. Ahora es necesario que estas instituciones revivan o se adapten. Mientras tanto, la creación de instituciones modernas, a las que corresponde la regulación de las áreas problemáticas, no se está produciendo con la suficiente rapidez. El aumento de la producción industrial en Asia y en América Latina no ha ido acompañado del correspondiente ajuste de la normativa ambiental y de la adopción de medidas para su aplicación. Esto ha generado buena parte de los daños ambientales sin precedentes que existen actualmente.

Los daños ambientales son objeto de “comercio” en forma de piensos o productos animales, sin que los costos reales se reflejen en la balanza comercial (Galloway *et al.*, 2006). Se necesitan instituciones competentes para establecer mecanismos de fijación de los precios más apropiados que emitan señales reales sobre la escasez y las externalidades de los recursos naturales.

Los responsables de la formulación de políticas se encuentran ante el dilema de alcanzar objetivos múltiples como un razonable suministro de alimentos de alto valor, seguridad alimentaria, solidez de los medios de vida y un medio ambiente sano. Este es un sector sometido a un proceso de industrialización, pero aún dominado por un gran número de productores a pequeña escala en muchas partes del mundo. De hecho la pequeña producción familiar ha despertado el interés de las políticas pecuarias en muchos países.

Esperar que el sector pecuario produzca resultados en todos los frentes es un objetivo ambicioso. Será necesario realizar elecciones difíciles. Al igual que en otros sectores, el marco de políticas

para el sector pecuario está caracterizado por un gran número de relaciones de compensación. Por ejemplo, una gran expansión comercial del sector, con el beneficio de las economías de escala y con normas más elaboradas sobre inocuidad alimentaria, crea obstáculos para los pequeños productores. Muchos de ellos simplemente no disponen de los medios financieros y técnicos necesarios para competir, por lo que quedarán excluidos de la actividad. Análogamente, es posible corregir las distorsiones y las externalidades, pero los costos que implican unos insumos con precios más elevados y los controles ambientales tendrán que trasladarse al consumidor en la forma de precios más altos para la carne, la leche y los huevos. Como se ha mencionado, la clase media, que crece con rapidez, estaría dispuesta a pagar precios más altos.

Las tendencias actuales de cambio estructural implican la posibilidad y la probabilidad de que se acelere la salida de los pequeños productores del mercado tanto en los países desarrollados como en los países en desarrollo. Esta tendencia persistirá incluso en donde existan mecanismos institucionales adecuados, como las cooperativas o las modalidades de agricultura por contrato, que pueden utilizarse para conectar a los pequeños productores con los sistemas modernos y en crecimiento de los agronegocios. Estos mecanismos son importantes para amortiguar los impactos del cambio estructural. Sin embargo, muchos pobres se dedican a la cría de ganado a falta de otras alternativas, más que por elección. La desaparición de los pequeños productores, por tanto, no siempre sería un hecho negativo. Esto ya está pasando en los países de la OCDE, donde no se considera un problema ya que existen posibilidades de empleo fuera del sector.

No obstante, en los casos en que no hay oportunidades de empleo en otros sectores, esto se convertirá en un problema social muy importante y será necesario establecer redes de seguridad social. Las políticas encaminadas a mitigar la tendencia del cambio estructural para favorecer la agricultura familiar o de pequeña escala serán

muy costosas. Tal y como ha demostrado la política agrícola de la UE, lo único que pueden lograr es prolongar el proceso y quizás en esto también pueden ser ineficaces. La cuestión importante será encontrar opciones y alternativas para que la gente desplazada pueda tener medios para ganarse la vida fuera del sector agrícola o pecuario.

Considerando que los recursos naturales del planeta no son infinitos y teniendo en cuenta las demandas adicionales que supone para el medio ambiente una población mundial en crecimiento y más rica, es indispensable que el sector pecuario actúe con rapidez con miras a introducir cambios de amplio alcance. El presente análisis sugiere cuatro líneas de acción.

En primer lugar, hay que proseguir los esfuerzos para aumentar la eficiencia en el uso de los recursos destinados a la producción pecuaria sobre la base de la indispensable corrección de los precios de los insumos y el reemplazo de la actual producción no óptima por métodos avanzados en todas las etapas del proceso productivo, desde la producción de piensos hasta la distribución y el mercadeo, pasando por la producción y la elaboración pecuaria.

En segundo lugar, es necesario aceptar que la intensificación, y quizás también la industrialización de la producción pecuaria, constituye una característica inevitable de los resultados a largo plazo del proceso de cambio estructural que está experimentando la mayor parte del sector. El desafío principal consiste en lograr que este proceso resulte aceptable desde el punto de vista del medio ambiente, facilitando la ubicación adecuada de las explotaciones de manera que sea posible reciclar sus desechos en las tierras agrícolas y aplicando la tecnología adecuada, especialmente en lo que atañe a la alimentación y el manejo de los desechos. La ubicación de las explotaciones pecuarias industriales en entornos rurales idóneos, y no en zonas periurbanas congestionadas o entornos favorecidos por otros motivos, permite el reciclaje de los nutrientes.

En tercer lugar, seguirá existiendo una producción extensiva basada en la tierra. Sin embargo

la producción basada en pastizales tendrá que incluir entre sus principales objetivos la prestación de servicios ambientales. En el caso de las zonas más vulnerables es probable que este sea el objetivo más importante. Estos sistemas de producción, además de la producción convencional de productos animales, tendrán que ajustarse para brindar servicios como el mantenimiento del paisaje, la protección de la biodiversidad, el agua limpia y, con el tiempo, la retención de carbono.

Por último, pero no menos importante, para que los cambios sugeridos puedan realizarse se plantea la urgente necesidad de superar los marcos normativos actuales en el ámbito local, nacional e internacional. Para ello será necesario un fuerte compromiso político, basado en una sociedad civil que necesita ser más consciente de los riesgos ambientales que implica no modificar las tendencias actuales.

El sector pecuario tiene una importante participación en los daños ambientales. Con estos cambios, acometidos con un sentido de urgencia, el sector puede realizar una contribución muy significativa para reducir y revertir los daños ambientales.

Bibliografía

Bibliografía

- Ackerman, F., Wise T.A., Gallagher, K.P., Ney, L. y Flores, R.** 2003. *Free trade, corn and the environment: Environmental impacts of US-Mexico corn trade under NAFTA*. Global Development and Environment Institute. Documento de trabajo n.º 03-06 [disponible en <http://ase.tufts.edu/gdae/Pubs/wp/03-06-NAFTACorn.PDF>. Último acceso: junio de 2008].
- Ahmed, M.** 2000. Water pricing and markets in the Near East: Policy issues and options. *Water Policy*, 2: 229-242.
- Ajayi, S.S.** 1997. Pour une gestion durable de la faune sauvage: Le cas africain. En Estudio FAO Montes-122, *Ouvrages sur l'Aménagement Durable des Forêts*. Roma, FAO [disponible en <http://www.fao.org/docrep/T0843F/t0843f06.htm>. Último acceso: junio de 2008].
- Alder, J. y Lugten, G.** 2002. States to accountability, conservation and management of fisheries? *Marine Policy*, 26: 345-357.
- Allan, J.A.** 2001. Virtual Water - economically invisible and politically silent - a way to solve strategic water problems, *International Water and Irrigation*, 21(4): 39-41.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., y Smith, M.** 1998. *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Estudios FAO: Riego y Dremaje-56. Roma [disponible en <http://www.fao.org/docrep/009/x0490s/x0490s00.htm>].
- Altieri, M. y Pengue, W.** 2006. La soja transgénica en América Latina-Unamaquinariadehambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad*, 47: 14-19 [disponible en http://www.grain.org/biodiversidad_files/biodiv47-3.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- Amon, B., Moitzi, G., Schimpl, M., Kryvoruchko, V. y Wagner-alt, C.** 2002. *Methane, nitrous oxide and ammonia emissions from management of liquid manures, Final Report 2002*. Proyecto de Investigación n.º 1107, BMLF GZ 24.002/24-IIA1a/98 y extensión GZ 24.002/33-IIA1a/00 en nombre del Ministerio Federal de Agricultura, Silvicultura y Ordenación de Aguas y Medio Ambiente y el Ministerio Federal de Educación, Ciencia y Cultura.
- Anderson, D.M., Galloway, S.B. y Joseph, J.D.** 1993. Frozen fish block: how committed are North Atlantic. *Marine biotoxins and harmful algae: a national plan*. Informe técnico, Woods Hole, Massachusetts, USA, Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI) 93-02. 59 pp.
- Anderson, K. y Martin, W.** 2005. *Agricultural trade reform and the Doha Development Agenda*. Palgrave MacMillan, Banco Mundial, 444 pp.
- Anderson, M. y Magleby, R.** 1997. *Agricultural resources and environmental indicators, 1996-97*. Agricultural Handbook n.º 712, julio de 1997, 356 pp.
- Andreae, M.O. y Crutzen, P.J.** 1997. Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and roles in atmospheric chemistry. *Science*, 276: 1052-1057.
- Andreoni, J y D. Capman.** 2001. The simple analysis of the environmental Kuznets curve. *Journal of Public Economics* 80(2): 269-277.
- Animal Info.** 2005. *Information on endangered mammals*, [disponible en <http://www.animalinfo.org/index>. Último acceso: junio de 2008].
- Archer, S., Schimel, D.S. y Holland, E. A.** 1995. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change*, 29: 91-99.
- Ares, R.N.** 1953. Better cattle distribution through the use of mealsalt mix. *J. Range Manag.* 6:341-346.
- ARKive.** 2005. *Globally endangered chapter* [disponible en <http://www.arkive.org/species/GES/>. Último acceso: junio de 2008].
- Artaxo, P., Martins, J.V., Yamasoe, M.A., Procópio, A.S., Pauliquevis, T.M., Andreae, M.O., Guyon, P., Gatti, L.V. y Leal, A.M.C.** 2002. Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondonia, Amazonia. *Journal of Geophysical Research*, 107 [D20]: 8081-8095.
- Arthur, J.A. y Albers, G.A.A.** 2003. Industrial perspective on problems and issues associated with poultry breeding. En W.M. Muir, *Poultry genetics, breeding and biotechnology*.

- Asad, M., Azevedo, L.G., Kemper, K.E. y Simpson, L.D.** 1999. *Management of water resources: Bulk water pricing in Brazil*. Documento técnico del Banco Mundial n.º 432.
- Asner, G.P., Borghi, C.E. y Ojeda, R.A.** 2003. Desertification in central Argentina: Changes in ecosystem carbon and nitrogen from imaging spectroscopy. *Ecological Application*, 13(3): 629-648.
- Asner, G.P., Elmore, A.J., Olander, L.P., Martin, R.E. y Harris, A.T.** 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual review of environment and resources*, 29: 261-299.
- Atwill, E.R.** 1995. *Microbial pathogens excreted by livestock and potentially transmitted to humans through water*. Davis, USA, Veterinary Medicine Teaching and Research Center, School of Veterinary Medicine, University of California.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N.** eds. 2004. 2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment. Gland, Suiza y Cambridge, UK, Unión Mundial para la Naturaleza [IUCN].
- Baker, B., Barnett, G. y Howden, M.** 2000. *Carbon sequestration in Australia's rangelands*. Proceedings workshop *Management options for carbon sequestration in forest, agricultural and rangeland ecosystems*, CRC for Greenhouse Accounting, Canberra.
- Ballan, E.** 2003. De participation en conflit : la décision partagée à l'épreuve des faits dans la moyenne vallée du Zambèze. En Rodary E., Castellanet C. y Rossi G., eds. *Conservation de la nature et développement, l'intégration possible ?* París: Karthala & GRET, 225-237.
- Banco Asiático de Desarrollo (BAsD).** 2001. *Fire, smoke, and haze -- the ASEAN response strategy*. Editado por S. Tahir Qadri. Banco Asiático de Desarrollo. Manila, Filipinas. 246 pp.
- Banco Mundial.** 1997. *Water pricing experiences - An international perspective*. World Bank Technical Paper n.º 386, Banco mundial, Washington DC.
- Banco Mundial.** 2005a. Managing the livestock revolution: Policy and technology to address the negative impacts of a fast-growing sector. Departamento de Agricultura y Desarrollo Rural, Banco Mundial, Washington DC.
- Banco Mundial.** 2005b. *World development indicators: poverty estimates*, Washington DC.
- Banco Mundial.** 2006. *World development indicators*. Washington DC.
- Bari, F., Wood, M.K. y Murray, A.L.** 1993. Livestock grazing impacts on infiltration rates in a temperate range of Pakistan. *Journal of Range Management*, 46: 367-372.
- Barraud, V., Saleh, O.M. y Mamis, D.** 2001. *L'élevage transhumant au Tchad Oriental*. Chad : Vétérinaires Sans Frontières.
- Barrios, A.** 2000. *Urbanization and water quality*. CAE Working Paper Series. WP00-1. American Farmland Trust's Center for Agriculture in the Environment, DeKalb, Ill.
- Barrow, C.J.** 1991. *Land degradation: Development and breakdown of terrestrial environments*. Reino Unido: Cambridge University Press, 313 pp.
- Barrow, N.J. y Lambourne, L.J.** 1962. Partition of excreted nitrogen, sulphur, and phosphorus between the faeces and urine of sheep being fed pasture. *Australian Journal of Agricultural Research*, 13(3): 461-471.
- Batjes, N.H.** 2004. Estimation of soil carbon gains upon improved management within croplands and grasslands of Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 6:133-143.
- Behnke, R.** 1997. Range and Livestock Management in the Etanga Development Area, Kunene Region. Progress Report for the NOLIDEP Project. Windhoek, Namibia, Ministerio de Agricultura, Agua y Desarrollo Rural.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. y Kirk, G.J.D.** 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437: 245-248.
- Bellows, B.** 2001. *Nutrient cycling in pastures-livestock systems guide*. Fayetteville, Arizona, USA, ATTRA - National Sustainable Agriculture Information Service.
- Belsky, A.J., Matzke, A. y Uselman, S.** 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 419-431.
- Benoît, M.** 1998. *Statut et usages du sol en périphérie du parc national du « W » du Niger*. París, Niamey, ORSTOM.

- Berg, C.** 2004. *World fuel ethanol analysis and outlook*, (disponible en www.distill.com/World-Fuel-Ethanol-A&O-2004.html. Último acceso: junio de 2008).
- Bernstein, S.** 2002. Freshwater and human population: A global perspective. En Karen Krchnak, ed., *Human population and freshwater resources: US cases and international perspective*, New Haven, USA, Yale University. 177 pp.
- Bernués, J.L., Riedel, M.A., Asensio, M., Blanco, A., Sanz, R.R. y Casasús, I.** 2005. An integrated approach to studying the role of grazing livestock systems in the conservation of rangelands in a protected natural park (Sierra de Guara, Spain). *Livestock production science*, 96(1): 75-85.
- Biggs, R., Bohensky, E., Desanker, P. V., Fabricius, C., Lynam, T., Misselhorn, A., Musvoto, C., Mutale, M., Reyers, B., Scholes, R.J., Shikongo, S. y van Jaarsveld, A.S.** 2004. *Nature supporting people: the Southern Africa Millennium Ecosystem Assessment*. Pretoria, Council for Scientific and Industrial Research.
- Binot, A., Castel, V. y Caron, A.** 2006. *The wildlife-livestock interface in sub-Saharan Africa*. Sécheresse, junio de 2006.
- BirdLife International.** 2005. *Species factsheets*. (disponible en <http://www.birdlife.org>. Último acceso: junio de 2008).
- Black, R.** 2006. Public says 'no' to badger cull. BBC News (disponible en <http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/5172360.stm>. Último acceso: junio de 2008).
- Bolin, B., Degens, E.T., Kempe, S. y Ketner, P.** eds. 1979. *SCOPE 13 - The global carbon cycle*. Scientific Committee On Problems of the Environment [SCOPE] (disponible en <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope13/>. Último acceso: junio de 2008).
- Bolin, B., Crutzen, P.J., Vitousek, P.M., Woodmansee, R.G., Goldberg, E.D. y Cook, R.B.** 1981. *An overview of contributions and discussions at the SCOPE workshop on the interaction of biogeochemical cycles*, Örsundsbro, Suecia, 25-30 mayo de 1981, (disponible en www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope21/chapter01.html. Último acceso: junio de 2008).
- Boling, S.D., Douglas, M.W., Johnson, M.L., Wang, X., Parsons, C.M., Koelkebeck, K.W. y Zimmerman, R.A.** 2000. The effects of dietary available phosphorus levels and phytase on performance of young and older laying hens. *Poult-Sci.* 79(2): 224-30
- Bosworth, B., Cornish, G., Perry, C. y van Steenbergen, F.** 2002. *Water charging in irrigated agriculture Lessons from the literature*. Report OD 145. HR Wallingford, Wallingford, S. Connecticut: USA. 90 pp.
- Bouman, B.A.M., Plant, R.A.J. y Nieuwenhuyse, A.** 1999. Quantifying economic and biophysical sustainability trade-offs in tropical pastures. *Ecological Modelling*, 120(1): 31-46.
- Bourgeot, A. y Guillaume, H.** 1986. *Introduction au nomadisme: mobilité et flexibilité?* Bulletin de liaison n.º 8. ORSTOM.
- Bouwman, A.F.** 1995. *Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide*. Agricultural University, Wageningen (tesis doctoral).
- Bouwman, A.F. y van Vuuren, D.P.** 1999. *Global assessment of acidification and eutrophication of natural ecosystems*. RIVM report 402001012. Bilthoven, the Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). 51 pp.
- Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van Der Hoek, K.W. y Olivier J.G.J.** 1997. A global high-resolution emission inventory for ammonia, *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4): 561-587.
- Bowman, R.L., Croucher, J.C., Picard, M.T., Habib, G., Basit Ali Shah, Wahidullah, S., Jabbar, G., Ghufranullah, Leng, R.A., Saadullah, M., Safley, L.M., Cassada, M.E., Woodbury, J.W. y Perdok, H.B.** 2000. *Global impact domain: Methane emissions*. Documento de trabajo LEAD, Roma (disponible en www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/X6116E/X6116E00.HTM. Último acceso: junio de 2008).
- Boyd, J.W., Caballero, K. y Simpson, R.D.** 1999. *The law and economics of habitat conservation: Lessons from an analysis of easement acquisitions*. Discussion Paper 99-32. Resources for the Future, Washington D.C.
- Breman, H. y de Wit, C.T.** 1983. Rangeland productivity and exploitation in the Sahel. *Science*, 221(4618): 1341-1347.

- British Columbia Ministry of Forests.** 1997. *Remedial measures primer*. Forest Practices Branch, Forest Service British Columbia, Canadá (disponible en www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Fpb/RMP-01.htm. Último acceso: junio de 2008).
- Bromley, D.W.** 2000. Property regimes and pricing regimes in water resource management. En Ariel Dinar, ed., *The political economy of water pricing reforms*. Nueva York, USA: Oxford University Press. pp. 37-47.
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W. y Vertessy, R.A.** 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310(1-4): 28-61.
- Brown, I.H., Londt, B.Z., Shell, W., Manvell, R.J., Banks, J., Gardner, R., Outtrim, L., Essen, S.C., Sabirovic, M., Slomka, M. y Alexande, D.J.** 2006. *Incursion of H5N1 'Asian lineage virus' into Europe: source of introduction?* Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- Brown, J.H.** 1989. Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. En Drake, J.A., Mooney, H.A., di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmànek ,M., y Williamson M., eds., *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37 - Scientific Committee On Problems of the Environment. John Wiley & Sons Ltd. 506 pp.
- Brown, L.R.** 2002. *Water deficits growing in many countries water shortages may cause food shortages*. Earth Policy Institute, 6 de agosto de 2002-11 (disponible en www.earth-policy.org/Updates/Update15.htm. Último acceso: junio de 2008).
- Bruijnzeel, L.A.** 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 104(1): 185-228.
- Bryant, D., Burke, L., McManus, J. y Spalding, M.** 1998. *Reefs at risk: A map-based indicator of potential threats to the world's coral reefs*. 56 pp.
- Bryant, L.D.** 1982. Response of livestock to riparian zone exclusion. *J. Range Manage.* 35:780-785.
- Bull, W.B.** 1997. Discontinuous ephemeral streams. *Geomorphology*, 19(3-4): 227-276.
- Bureau of Land Management.** 2005. Resource Management Plan. Bakersfield Field Office (disponible en <http://www.ca.blm.gov/bakersfield/bkformp/rmpcontents.html>).
- Buret, A., deHollander, N., Wallis, P.M., Befus, D. y Olson, M.E.** 1990. Zoonotic potential of giardiasis in domestic ruminants. *The Journal of Infectious Diseases*, 162: 23-1-237.
- Burton, C.H.** 1997. *Manure management – treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford. UK. 196 pp.
- Burton, C.H. y Turner, C.** 2003,. Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture. 2.^a edición. Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK. Silsoe Research Institute, 451 pp.
- Butt, T.A., McCarl, B.A., Angerer, J., Dyke, P.R. y Stuth, J.W.** 2004. *Food security implication of climate change in developing countries: findings from a case study in Mali*. USA, Texas A&M University.
- Byerlee, D., Alex, G. y Echeverría, R.G.** 2002. The evolution of public research systems in developing countries: Facing new challenges. En Byerlee, D. y Echeverria, R.G., eds. *Agricultural research policy in an era of privatization*. CAB International 2002.
- Byers, B.A.** 1997. *Environmental threats and opportunities in Namibia: A comprehensive assessment*, Directorate of Environmental Affairs- Ministry of Environment and Tourism.
- California Trout.** 2004. *Grazing reform overview* (disponible en <http://www.caltrout.org>).
- Canadian Animal Health Institute.** 2004. *Hormones: A safe, effective production tool for the Canadian beef industry*. CAHI factsheet (disponible en www.cahi-icsa.ca/pdf/Beef-Hormones-Factsheet.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- Cantagallo, J.E., Chimenti, C.A. y Hall, A.J.** 1997. Number of seeds per unit area in sunflower correlates well with a photothermal quotient. *Crop Science*, 37: 1780-1786.
- Carlyle, G.C. y Hill, A.R.** 2001. Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. *Journal of Hydrology*, 247 (3-4): 151-168.

- Carney, J.F., Carty C.E. y Colwell R.R.** 1975. Seasonal occurrence and distribution of microbial indicators and pathogens in the Rhode river of Chesapeake Bay. *Applied and Environmental Microbiology*, 30(5): 771-780.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. y Smith, V.H.** 1998. Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.
- Carvalho, G., Moutinho, P., Nepstad, D., Mattos, L. y Santilli, M.** 2004. An Amazon perspective on the forest-climate connection: Opportunity for climate mitigation, conservation and development? *Environment, Development and Sustainability*, 6(1-2): 163-174.
- CAST.** 1999. *Animal Agriculture and Global Food Supply*. Council for Agricultural Science and Technology (CAST), 92 pp.
- Castel, V.** 2004. «Valeurs et Valorisation des ressources de la biodiversité: Quel Bilan? Quelles perspectives pour les éleveurs?» Documento de introducción del Tema 1 y el Tema 2 de la II.^a Conferencia electrónica de la Plataforma francófona LEAD (FAO) *Cohabitation ou compétition entre la faune sauvage et les éleveurs... Où en est-on aujourd'hui? Faut-il changer d'approche?* organizada por LEAD y CIRAD, 25 de octubre de 2004-14 de enero de 2005.
- Castel, V.** 2005. Síntesis de los debates sobre el Tema 1 «Valeurs et Valorisation des ressources de la biodiversité : Quel Bilan? Quelles perspectives pour les éleveurs?» de la II.^a Conferencia electrónica de la Plataforma francófona LEAD (FAO) *Cohabitation ou compétition entre la faune sauvage et les éleveurs... Où en est-on aujourd'hui? Faut-il changer d'approche?* organizada por LEAD y CIRAD, 25 de octubre de 2004-14 de enero de 2005.
- Cattoli, G. y Capua, I.** 2006. *A diagnostic approach to wild bird surveillance and environmental sampling*. Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- CDB.** 2006. *Perspectiva Mundial sobre Diversidad Biológica 2* de la Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica. Montreal, 81+vii páginas (disponible en <http://www.cbd.int/doc/gbo2/cbd-gbo2-es.pdf>).
- Cederberg, C. y Flysjö, A.** 2004. *Life cycle inventory of 23 dairy farms in south-western Sweden*. SIK report n.^o 728. 59 pp.
- Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación (CMVC).** 1998. *Freshwater biodiversity: a preliminary global assessment*. Por Brian Groombridge y Martin Jenkins. Cambridge, UK, World Conservation Press.
- Cerejeira, M.J., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valerio, M.J., Silva, A., Ferreira, M. y Silva-Fernandes, A.M.** 2003. Pesticides in Portuguese surface and groundwaters. *Water Research*, 37(5):1055-1063.
- Chamberlain, D.J. y Doverspike, M.S.** 2001. Water tanks protect streambanks. *Rangelands*, 23(2): 3-5.
- Chameides, W.L. y Perdue, E.M.** 1997. *Biogeochemical cycles: a computer-interactive study of earth system science and global change*. Nueva York, USA: Oxford University Press.
- Chapagain, A.K. y Hoekstra, A.Y.** 2003. *Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products*. Value of Water Research Report Series n.^o 13. UNESCO-IHE.
- Chapagain, A.K. y Hoekstra, A.Y.** 2004. *Water footprints of nations*. Volumen 1: Main Report. Value of Water Research Report Series n.^o 16. UNESCO-IHE. 76 pp. (disponible en <http://www.waterfootprint.org>).
- Chapman, E.W. y Ribic, C.A.** 2002. The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 49-59.
- Chauveau, J.P.** 2000. Question foncière et construction nationale en Côte d'Ivoire. *Politique Africaine*, 78: 94-125.
- Child, B.** 1988. The economic potential and utilization of wildlife in Zimbabwe. *Rev. Sci. tech.*, 1988.
- Chohin-Kuper, A., Rieu, T. y Montginoul, M.** 2003. *Water policy reform: Pricing water, cost recovery, water demand and impact on agriculture. Lessons from the Mediterranean experience*.
- Christensen, V., Guenette, S., Heymans, J.J., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D. y Pauly, D.** 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries*, 4(1): 1-24.
- Clark Conservation District.** 2004. *Healthy riparian areas* (disponible en <http://clark.scc.wa.gov/Page7.htm>).

- CMNUCC.** 2005. *El calor aprieta*. Documento electrónico de información básica – Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático [disponible en http://unfccc.int/portal_espanol/essential_background/feeling_the_heat/items/3303.php. Último acceso: junio de 2008].
- Cochrane, M.A. y Laurance, W.F.** 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 311-325.
- Collins R. y Rutherford K.** 2004. Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38(3): 700-712.
- Comisión Europea.** 2004. *European pasture monography and pasture knowledge base* PASK study [disponible en http://agrifish.jrc.it/marsstat/Pasture_monitoring/PASK/. Último acceso: junio de 2008].
- Conceição, M.A.P., Durão, R.M.B., Costa, I.M.H., Castro, A., Louzã, A. C. y Costa, J.C.** 2004. Herd-level seroprevalence of fasciolosis in cattle in north central Portugal. *Veterinary Parasitology*, 123 1-2: 93-103.
- Convers, A.** 2002. *Etat des lieux spatialisé et quantitative de la transhumance dans la zone périphérique d'influence du parc national du W (Niger)*. Informe CIRAD EMVT, 2002.
- Correll, D.L.** 1999. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5): 675-682.
- Costa, J.L., Massone, H., Martínez, D., Suero, E.E., Vidal, C.M. y Bedmar, F.** 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management*, 57(1): 33-47.
- Costales, A., Gerber, P. y Steinfeld, H.** 2006. Underneath the livestock revolution: Structural change. En A. McLeod, ed., *Livestock Report 2006*, pp. 15-29, FAO, Roma [disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0255e/a0255e01.pdf>. Último acceso: junio de 2008].
- Covacevich, J.A. y McDonald, K.R.** 1993. Distribution and conservation of frogs and reptiles of Queensland rainforests. *Memoirs of the Queensland Museum*, 34:189-199.
- Crutzen, P.J. y Andreae, M.O.** 1990. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250 (4988): 1669-1678.
- Crutzen, P.J. y Goldammer, J.G.** 1993. *Fire in the environment: The ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires*. Conferencia de Dahlem, 15-20 de marzo de 1992, Berlín, ES13, Chichester, UK, Wiley, 400 pp.
- Cumming, D.H.M.** 2005. Wildlife, livestock and food security in the South-East Lowveld of Zimbabwe. En Steven A. Osofsky, ed., *Conservation and development interventions at the wildlife/livestock interface implications for wildlife, livestock and human health*. Proceedings of the Southern and East African Experts Panel on Designing Successful Conservation and Development Interventions at the Wildlife/Livestock Interface: Implications for Wildlife, Livestock and Human Health, AHEAD (Animal Health for the Environment and Development), 14 y 15 de septiembre de 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 41-46.
- d'Antonio, C.M.** 2000. Fire, plant invasions and global changes. En H.A. Mooney y R.J. Hobbs, eds. *Invasive Species in a Changing World*, Washington DC: Island Press. pp 65-94
- Dalla Villa, R., de Carvalho Dores, E.F., Carbo. L. y Cunha, M.L.** 2006. Dissipation of DDT in a heavily contaminated soil in Mato Grosso, Brazil. *Chemosphere*, 64(4): 549-54.
- Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Edwards, D.R., Wedepohl, R. y Lemunyon, J.L.** 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(2): 30.
- Darlington, P. J., Jr.** 1943. Carabidae of mountains and islands: data on the evolution of isolated faunas, and on atrophy of wings. *Ecological Monographs* 13, 37-61.
- David, H.M.** 2005. Wildlife, livestock and food security in the South East of Zimbabwe. En Steven A. Osofsky, ed., *Conservation and development interventions at the wildlife/livestock interface implications for wildlife, livestock and human health*. Proceedings of the Southern and East African Experts Panel on Designing Successful Conservation and Development Interventions at the Wildlife/Livestock Interface: Implications for Wildlife, Livestock and Human Health, AHEAD (Animal Health for the Environment and Development), 14 y 15 de septiembre de 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 41-46.

- de Haan, C.H., Steinfeld, H. y Blackburn, H.** 1997. *Livestock and the environment: Finding a balance.* Suffolk, UK: WRENmedia.
- de Haan, C.H., Schillhorn van Veen, T. W., Brandenburg, B., Gauthier, J., Le Gall, F., Mearns, R. y Siméon, M.** 2001. *Livestock development, implications for rural poverty, the environment, and global food security.*, Washington DC: Banco Mundial.
- De la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F. y Bonson, T.** 2000. Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1590: 1-12.
- de Wit, J., van Keulen, H., van der Meer, H.G. y Nell, A.J.** 1997. Animal manure: asset or liability? *World Animal Review* 88-1997/1 (disponible en www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm. Último acceso: junio de 2008).
- Delgado, C. y Narrod, C.** 2002. *Impact of changing market forces and policies on structural change in the livestock industries of selected fast-growing developing countries.* Final research report of phase I - project on livestock industrialization, trade and social-health-environment impacts in developing countries.
- Delgado, C., Narrod, C.A. y Tiongco, M.M.** 2003. *Policy, technical, and environmental determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries.* Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias, Washington DC.
- Delgado, C., Narrod, C.A. y Tiongco, M.M.** 2006. *Determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries.* Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias, Washington DC.
- Delgado, C., Rosegrant, M., Steinfeld, H., Ehui, S. y Courbois, C.** 1999. *Livestock to 2020: The next food revolution.* Food, Agriculture, and the Environment Discussion Paper 28. Washington DC, IFPRI/FAO/IIIG [Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias/FAO/Instituto Nacional de Investigaciones Ganaderas].
- Delgado, C., Wada, N., Rosegrant, M.W., Meijer, S. y Mahfuzuddin, A.** 2003. *Fish to 2020: supply and demand in changing global markets.* Washington DC, Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias y WorldFish Center.
- Department of the Environment, Sport and Territories.** 1993. *Biodiversity and its value.* Biodiversity Series, Paper n.º 1. Biodiversity Unit, Department of the Environment, Sport and Territories of the Commonwealth of Australia.
- Devendra, C. y Sevilla, C.C.** 2002. Availability and use of feed resources in crop-animal systems in Asia, *Agricultural Systems*, 71(1): 59-73.
- Devine, R.** 2003. La consommation des produits carnés. *INRA Prod. Anim.*, 16(5): 325-327.
- di Castri, F.** 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. En J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmànek y M. Williamson, eds., *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37 - Scientific Committee On Problems of the Environment. John Wiley & Sons Ltd. 506 pp.
- di Tomaso, J.M.** 2000. Invasive weeds in rangelands: Species, impacts, and management. *Weed Science*, 48(2): 255-265.
- Di, H.J. y Cameron, K.C.** 2003. Mitigation of nitrous oxide emissions in spray-irrigated grazed grassland by treating the soil with dicyandiamide, a nitrification inhibitor. *Soil use and management*, 19(4), 284-290.
- Diamond, J. y Shanley, T.** 1998. *Infiltration rate assessment of some major soils.* Wexford, UK: Johnstown Castle Research Centre.
- Dinda, S.** 2005. A theoretical basis for the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* 53 (2005) 403-413.
- Dompka, M.V., Krchnak, K.M. y Thorne, N.** 2002. Summary of experts' meeting on human population and freshwater resources. En Karen Krchnak, ed., *Human Population and Freshwater Resources: U.S. Cases and International Perspective*, Yale University, New Haven, USA. 177 pp.
- Donner, S.D.** 2006. Surf or turf: A shift from feed to food cultivation could reduce nutrient flux to the Gulf of Mexico. *Global Environmental Change*. En prensa.

- Douglas, J.T. y Crawford, C.E.** 1998. Soil compaction effects on utilization of nitrogen from livestock slurry applied to grassland Source. *Grass and Forage Science*, 53(1): 31-34.
- Dregne, H., Kassa, M. y Rzanov, B.** 1991. A new assessment of the world status of desertification. *Desertification Control Bulletin*, 20, 6-18.
- Dregne, H.E.** 2002. Land degradation in dry lands. *Arid land research and management*, 16: 99-132.
- Dregne, H.E. y Chou, N.T.** 1994. Global desertification dimensions and costs. En H.E. Dregne, ed., *Degradation and restoration of arid lands*. Lubbock, USA, Texas Technical University.
- East Bay Municipal Utility District.** 2001. East Bay watershed *range resource and management plan* (RRMP). East Bay Municipal Utility District, Watershed and Recreation Division [disponible en http://www.ebmud.com/water_&_environment/environmental_protection/east_bay/range_resource_management_plan/default.htm. Último acceso: junio de 2008].
- Eckard, R., Dalley, D. y Crawford, M.** 2000. *Impacts of potential management changes on greenhouse gas emissions and sequestration from dairy production systems in Australia*. Proceedings workshop "Management Options for Carbon Sequestration in Forest, Agricultural and Rangeland Ecosystems", CRC for Greenhouse Accounting, Canberra.
- Els, A.J.E. y Rowntree, K.M.** 2003. *Water resources in the savannah regions of Botswana*. EU INCO/UNEP/SCOPE Southern African Savannas Project.
- EM.** 2005a. *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Washington DC, Island Press.
- EM.** 2005b. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*, Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Engels, C.L.** 2001. *The effect of grazing intensity on rangeland hydrology*. NDSU Central Grasslands Research Extension Center [disponible en www.ag.ndsu.nodak.edu/streeter/2001report/Chad_engels.htm. Último acceso: junio de 2008].
- English, W.R., Wilson, T. y Pinkerton, B.** [Sin fecha]. *Riparian management handbook for agricultural and forestry lands*. College of Agriculture, Forestry and Life Sciences, Clemson University, Clemson.
- EPA.** 2004. *US emissions inventory 2004: Inventory of u.s. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2002*. Agencia Federal de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos de América.
- EPA.** 2005a. *Mid-Atlantic Integrated Assessment* (MAIA). Agencia Federal de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos de América.
- EPA.** 2005b. *Global warming - Methane*. Agencia Federal de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos de América [disponible en <http://www.epa.gov/methane/>. Último acceso: junio de 2008].
- EPA.** 2006. *EPA livestock analysis model*. Agencia Federal de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos de América [disponible en www.epa.gov/methane/rlep/library/lam/lam.html. Último acceso: junio de 2008].
- EPICA community members.** 2004. Eight glacial cycles from an Antarctic ice core. *Nature*, 429. 10 de junio. pp. 623-628.
- Estergreen, V.L., Lin, M.T., Martin, E.L., Moss, G.E., Branen, A.L., Luedcke, L.O. y Shimoda, W.** 1977. Distribution of progesterone and its metabolites in cattle tissues following administration of progesterone-4- 14C. *Journal of Animal Science*, 45(3): 642-651.
- Eswaran, H., Lal, R. y Reich, P.F.** 2001. Land degradation: an overview. En E.M. Bridges, I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Pening de Vries, S.J. Scherr y S. Sompatpanit, eds., *Responses to land degradation*. Proceedings of the second International Conference on Land Degradation and Desertification, Khon Kaen, Tailandia. Nueva Delhi: Oxford Press.
- Falvey, L. y Chantalakhana, C.** eds. 1999. *Smallholder dairying in the tropics*. Instituto Internacional de Investigaciones Ganaderas (IIIG), Nairobi, Kenya. 462 pp.
- FAO.** 1995. *World livestock production systems: Current status, issues and trends*, por C. Seré y S. Steinfeld. Estudios FAO: Producción y sanidad animal 127, Roma [disponible en <http://www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6101E/X6101E00.HTM>. Último acceso: junio de 2008].
- FAO.** 1997. *Review of the state of world aquaculture*. FAO Cirulares de pesca n.º 886, Rev.1., Roma [disponible en <http://www.fao.org/docrep/003/w7499e/w7499e00.htm>. Último acceso: junio de 2008].

- FAO.** 1999a. *El estado mundial de la pesca y la acuicultura – 1998 (SOFIA)*. Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/w9900s/w9900s00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 1999b. Comercio, medio ambiente y desarrollo sostenible. En *Comercio agrícola: hojas informativas de la FAO*. Tercera conferencia Ministerial de la OMS, Seattle, 28 de noviembre-3 de diciembre de 1999, capítulo 1 (disponible en <http://www.fao.org/DOCREP/003/X6730S/X6730S01.HTM>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 1999c. *La caja de herramientas sobre ganadería y medio ambiente*. Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD), Roma.
- FAO.** 2000a. *Two essays on climate change and agriculture*. Estudios FAO: Desarrollo Económico y Social 145 (disponible en www.fao.org/docrep/003/x8044e/x8044e00.HTM).
- FAO.** 2000b. Agro-ecological Zoning System (disponible en www.fao.org/ag/agl/agll/prtaez.stm).
- FAO.** 2002. *Fertilizer use by crop*. Informe conjunto FAO, IFA, IFDC, IPI, PPI. 5.^a edición. 45 pp.
- FAO.** 2003a. *World agriculture: towards 2015/30. An FAO perspective*, editado por J. Bruinsma. Roma, FAO y London, Earthscan (disponible en <http://www.fao.org/docrep/005/y4252e/y4252e00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2003b. *Presentation from the Area Wide Integration Project* (LEAD), Bangkok Workshop.
- FAO.** 2003c. *Novel forms of livestock and wildlife integration adjacent to protected areas in Africa* – Documento del proyecto (LEAD).
- FAO.** 2004a. *The role of soybean in fighting world hunger*. Roma (disponible en <http://www.rlc.fao.org/prior/segalim/pdf/rol.pdf>).
- FAO.** 2004b. Secuestro de carbono en tierras áridas. Informe sobre recursos mundiales de suelos 102 (disponible en <http://www.fao.org/docrep/010/y5738s/y5738s00.htm>).
- FAO.** 2004c. La biodiversidad al servicio de la seguridad alimentaria. Día Mundial de la Alimentación, 16 de octubre de 2004. FAO (disponible en http://www.fao.org/wfd/2004/index_es.asp).
- FAO.** 2004d. *Sistemas de pago por servicios ambientales en cuencas hidrográficas*. Foro regional, 9-12 de junio de 2003, Arequipa, Perú. Organizado por la Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago, Chile. FAO, Roma (disponible en ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/lwdp3_es.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2004e. *Livestock waste management in East Asia*. Informe de preparación del proyecto, FAO, Roma.
- FAO.** 2005a. Evento especial sobre efectos del cambio climático y de las plagas y enfermedades en la seguridad alimentaria y la reducción de la pobreza. Documento de antecedentes, 31.^º período de sesiones del Comité de Seguridad Alimentaria Mundial, 23-26 de mayo de 2005. Roma (disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/009/j5411s.pdf>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2005b. *Situación de los bosques del mundo 2005*. Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/007/y5574s/y5574s00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2005c. Panorama mundial – Producción y situación mundial de los recursos pesqueros marinos. En *Examen de la situación de los recursos pesqueros marinos mundiales*, Sección A.1, FAO Documento técnico de pesca 457, Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/009/y5852s/Y5852S02.htm#ch1>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2005d. *Livestock Sector Brief: China*. Subdivisión de Información Ganadera y Análisis y Políticas del Sector. División de Producción y Sanidad Animal. Roma. (disponible en www.fao.org/ag/againfo/resources/en/publications/sector_briefs/lsb_CHN.pdf).
- FAO.** 2005e. Pollution from industrialized livestock production. *Livestock Policy Brief n.^o 2*, División de Producción y Sanidad Animal. Roma.
- FAO.** 2005f. *Evaluación de los recursos forestales mundiales*. Estudio FAO Montes n.^o 147. Roma (disponible en <http://www.fao.org/forestry/fra/es/>).
- FAO.** 2006a. *World agriculture: towards 2030/2050. Interim Report*. Roma (disponible en <http://www.fao.org/es/esd/AT2050web.pdf>). Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2006b. *FAOSTAT*. Roma (disponible en <http://faostat.fao.org/default.aspx?lang=es>).

- FAO.** 2006c. State of the World's Animal Genetic Resources. Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/010/a1250e/a1250e00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2006d. *Agro-ecological zones information portal*. Roma (disponible en www.fao.org/AG/agl/agll/prtaez.stm. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2006e. Cattle ranching and deforestation. *Livestock Policy Brief n.º 3*, División de Producción y Sanidad Animal. Roma.
- FAO.** 2006f. *Gridded livestock of the world – 2007*. Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/010/a1259e/a1259e00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO.** 2006g. *Food Insecurity, Poverty and Environment Global GIS Database (FGGD) and Digital Atlas for the Year 2000*, Environmental and Natural Resources Working Paper 26. Roma.
- FAO-AQUASTAT.** 2004. Bases de datos AQUASTAT. FAO (disponibles en <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/indexesp.stm>. Último acceso: junio de 2008).
- FAO/IFA.** 2001. *Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land*. Roma. 106 pp.
- Fargeot, C.** 2004. La chasse commerciale et le négoce de la venaison en Afrique centrale forestière. Proceedings de *La Faune Sauvage: Une Ressource Naturelle*, 6ème Symposium international sur l'utilisation de la faune sauvage. París 6-9 julio de 2004.
- Fayer, R., Santin, M., Sulaiman, I.M., Trout, J., Xunde, L., Schaefer, F.W., Xiao, L. y Lal, A.A.** 2002. *Animal reservoirs, vectors, and transmission of microsporidia*. Ponencia presentada en la 51.^a Reunión Anual de la American Society of Tropical Medicine and Hygiene, Denver, Colorado, USA, 10-14 noviembre de 2002.
- Fearnside, P.M.** 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation*, 28: 23-38.
- Field, L.Y., Embleton, K.M., Krause, A., Jones, D. y Childress, D.** 2001. *Livestock manure handling on the farm*. University of Wisconsin-Extension, Minnesota Extension Service and the United States Environmental Protection Agency Region 5 (disponible en <http://danpatch.ecn.purdue.edu/~epados/farmstead/yards/src/title.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- Filson, G.C.** 2001. *Agroforestry extension and the Western China development strategy*. Canadian Society of Extension.
- Fishmeal Information Network.** 2004. *Fish meal from sustainable stocks* (disponible en <http://www.gafta.com/fin/index.php>. Último acceso: junio de 2008).
- Flanigan, V., Shi, H., Nateri, N., Nam, P., Kittiratanapiboon, K., Lee, K. y Kapila, S.** 2002. *A fluidized-bed combustor for treatment of waste from livestock operations*. Conference on the Application of Waste Remediation Technologies to Agricultural Contamination of Water Resources, Great Plains/Rocky Mountain Hazardous Substance Research Center (HSRC), Kansas State University, USA, 30 de julio- 1 de agosto de 2002.
- Florinsky, I.V., McMahon, S. y Burton, D.L.** 2004. Topographic control of soil microbial activity: a case study of denitrifiers. *Geoderma*, 119(1-2): 33-53.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. y Snyder, P.K.** 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574.
- Folliott, P.** 2001. *Managing arid and semi-arid watersheds: Training course in watershed management*. USA, University of Arizona.
- Fouchier, R.A.M., Munster, V.J., Keawcharoen, J., Osterhaus, A.D.M.E. y Kuiken Thijss.** 2006. *Virology of avian influenza in relation to wild birds*. Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- Frank, L.G., Woodroffe, R. y Ogada, M.O.** 2005. People and predators in Laikipia District, Kenya. En R. Woodroffe, S. Thirgood y A.R. Rabinowitz, eds., *People and wildlife - Conflict or coexistence?*, Cambridge University Press.
- Frolking, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Li, C., Parton, W.J., Potter, C.S., Priesack, E., Stenger, R., Haberbosch, C., Dorsch, P., Flessa, H. y Smith, K.A.** 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: Simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52(2-3): 77-105.

- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. y Cosby, B.J.** 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4): 341-356.
- Galloway, J.N., Burke, M., Bradford, E., Falcon, W., Gaskell, J., McCullough, E., Mooney, H., Naylor, R., Oleson, K., Smil, V., Steinfeld, H. y Wassenaar, T.** 2006. International trade in Meat - The tip of the pork chop. *Ambio*, Vol. 36, n.º 8, pp. 622-629 (disponible en http://fse.stanford.edu/publications/international_trade_in_meat_the_tip_of_the_pork_chop/). Último acceso: junio de 2008).
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R. y Vörösmarty, C.J.** 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. y Schnoor, J.L.** 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(2): 235-252.
- Gate Information Services - GTZ.** 2002. *Treatment of tannery waste water*, hoja informativa.
- GDRS.** 2000. *Irrigation in the basin context: The Gediz River basin study, Turkey*. Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI) y General Directorate of Rural Services. IWMI, Colombo, Sri Lanka.
- Gerber, P.** 2006. *Putting pigs in their place, environmental policies for intensive livestock production in rapidly growing economies, with reference to pig farming in Central Thailand*. Tesis doctoral en Economía Agrícola, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 130 pp.
- Gerber, P. y Menzi, H.** 2005. Nitrogen losses from intensive livestock farming systems in South East Asia: a review of current trends and mitigation options. En *Greenhouse gases and animal agriculture: an update*. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 20-24 de septiembre de 2005, Zurich, Suiza.
- Gerber, P. y Steinfeld, H.** 2006. *Regional planning or pollution control: policy options addressing livestock waste, with reference to industrial pig production in Thailand*. Enviado.
- Gerber, P., Carsjens, G.J., Pak-Uthai, T. y Robinson, T.** 2006a. Spatial decision support for livestock policies: addressing the geographical variability of livestock production systems. *Journal of Environmental Management*. Enviado.
- Gerber, P., Chantsavang, S., Menzi, H. y Rieder, P.** 2006b. Cost of compliance with environmental regulations in intensive livestock production and potential effects on competitiveness: the case of pig farming in Thailand. *Environment and Development Economics*. Enviado.
- Gerber, P., Chilonda, P., Franceschini, G. y Menzi, H.** 2005. Geographical determinants and environmental implications of livestock production intensification in Asia. *Bioresource Technology*, 96: 263-276.
- Gerlach Jr., J.D.** 2004. The impacts of serial land-use changes and biological invasions on soil water resources in California, USA. *Journal of Arid Environments*, 57: 365-379.
- GESAMP y Advisory Committee on Protection of the Sea.** 2001. *Protecting the oceans from land-based activities - Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment*. Informes y estudios del Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Producción del Medio Marino n.º 71, 162 pp.
- Gibon, A.** 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96(1): 11-31.
- Gilbert, M., Wint, W. y Slingenbergh, J.** 2004. Ecological factors in disease emergence from animal reservoir. FAO AGAH, informe inédito. 39 pp.
- Gillen, R. L., Krueger, W. C. y Miller, R. F.** 1984. Cattle distribution on mountain rangeland in northeastern Oregon. *J. Range Manage*, 37:549-553.
- GISD.** 2006. *Global Invasive Species Database* (disponible en <http://www.issg.org/database/welcome/>). Último acceso: junio de 2008).
- Gleick, P.H.** 2000. Water futures: A review of global water resources projections. En F.R. Rijsberman, ed., 2000. *World water scenarios: Analyses*. Earthscan Publications, Londres, pp. 27-45.

- Global Footprint Network.** *The ecological footprint* (disponible en www.footprintnetwork.org/gfn_sub.php?content=footprint_overview. Último acceso: junio de 2008).
- Global Land Cover.** 2000. Global Land cover 2000 (disponible en <http://www-gem.jrc.it/glc2000/>. Último acceso: junio de 2008).
- Godwin, D.C. y Miner, J.R.** 1996. The potential of off-stream livestock watering to reduce water quality impacts. *Bioresource Technology*, 58(3): 285-290.
- Goldewijk, K. y Battjes, J.J.** 1997. *A hundred year database for integrated environmental assessments*. Bilthoven, Países Bajos, National Institute of Public Health and the Environment.
- Golfinopoulos, S.K., Nikolaou, A.D., Kostopoulou, M.N., Xilourgidis, N.K., Vagi, M.C. y Lekkas, D.T.** 2003. Organochlorine pesticides in the surface waters of Northern Greece. *Chemosphere*, 50(4): 507-516.
- Grazing and Pasture Technology Program.** 1997. *Grazing Management of Rangeland: A Watershed Perspective*. *The Grazing Gazette*; 8(3). Grazing and Pasture Technology Program, Regina Saskatchewan, Canadá.
- Gretton, P. y Salma, U.** 1996. *Land degradation and the Australian agricultural industry*. Industry Commission, Australian Government Publishing Service.
- Groenewold, J.** 2005. *Classification and characterization of world livestock production systems* – actualización de los conjuntos de datos sobre sistemas de producción pecuaria de 1994 con datos recientes. Informe inédito.
- Hadjigeorgiou, I., Osoro, K., Fragoso de Almeida, J.P. y Molle, G.** 2005. Southern European grazing lands: Production, environmental and landscape management aspects. *Livestock Production Science*, 96(1): 51-59.
- Hagemeijer, W. y Mundkur, T.** 2006. *Migratory flyways in Asia, Eurasia and Africa and the spread of HP H5N1*. Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- Hahn, R.W., Olmstead, S.M. y Stavins, R.N.** 2003. *Environmental regulation in the 1990s: A retrospective analysis* (disponible en http://www.law.harvard.edu/students/orgs/elr/vol27_2/hahn.pdf. Último acceso: junio de 2008).
- Hall, S.J. y Matson, P.A.** 1999. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 400 (6740): 152-155.
- Hamilton, D.W., Fathepure B., Fulhage, C.D., Clarkson, W. y Lalman, J.** 2001. Treatment lagoons for animal agriculture. pp. 547-574. En J.M. Rice, D.F. Caldwell, F.J. Humenik, eds., *Animal agriculture and the environment: national center for manure and animal waste management White Papers*. St. Joseph, Michigan, USA, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Hanley, N., Shogren, J. y White, B.** 2001. *Introduction to environmental economics*, Oxford University Press.
- Harper, J., George, M. y Tate, K.** 1996. What is a watershed? *Fact Sheet n.º 4: Rangeland Watershed Program*, U.C. Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center, Agronomy and Range Science, Davis, USA, University of California.
- Harrington, G.** 1994. Consumer demands: major problems facing industry in a consumer-driven society. *Meat Science*, 36: 5-18.
- Harris, B.L., Hoffman, D.W. y Mazac, F.J. Jr.** 2005. *TEX*ASySyst*. Water Sciences Laboratory, Blackland Research Center, Temple, Texas (disponible en <http://waterhome.brc.tamus.edu/index.html>. Último acceso: junio de 2008).
- Harris, D. y Rae, A.** 2006. Agricultural policy reform and adjustment in Australia and New Zealand. En D. Blandford y B. Hill, eds., *Policy reform and adjustment in the agricultural sectors of developed countries*, Oxford, UK, CABI.
- Harrison, P.F. y Lederberg, J.** eds. 1998. *Antimicrobial resistance: Issues and options*. Forum on Emerging Infections, Institute of Medicine. Washington DC, National Academy Press.
- Harvey, B.** 2001. Synthesis report. A primer for planners. En *Biodiversity and fisheries*, capítulo 1. Actas del taller internacional "Blue Millennium: Managing Global Fisheries for Biodiversity" Victoria, organizado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo (CIID), 25-27 de junio de 2001.

- Harvey, J.W., Conklin, M.H. y Koelsch, R.S.** 2003. Predicting changes in hydrologic retention in an evolving semi-arid alluvial stream. *Advances in Water Resources*, 26(9): 939-950.
- Haynes, R.J. y Williams, P.H.** 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49:119-199.
- Hegarty, R.S.** 1998. Reducing methane emissions through elimination of rumen protozoa. En P.J Reyenga y S.M. Howden, eds., *Meeting the Kyoto Target. Implications for the Australian Livestock Industries*. Bureau of Rural Sciences, 55-61.
- Helsel, Z.R.** 1992. Energy and alternatives for fertilizer and pesticide use. En R.C. Fluck, ed., *Energy in farm production*. Vol.6 in *Energy in world agriculture*. Elsevier, Nueva York. pp.177-201 (disponible en www.sarep.ucdavis.edu/NEWSLTR/v5n5/sa-12.htm). Último acceso: junio de 2008).
- Herrmann, S.M., Anyamba, A. y Tucker, C.J.** 2005. Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change*, 15: 394-404.
- Heywood, V.** 1989. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. En J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek y M. Williamson, eds., *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37 - Scientific Committee On Problems of the Environment. John Wiley & Sons Ltd. pp 31-60
- Hobbs, P.T., Reid, J.S., Kotchenruther, R.A., Ferek, R.J. y Weiss, R.** 1997. Direct radiative forcing by smoke from biomass burning, *Science*, 275: 1776-1778.
- Hodgson, S.** 2004. Land and water – the rights interface. Livelihoods Support Programme (LSP), FAO, Roma (disponible en www.fao.org/docrep/007/j2601e/j2601e00.htm).
- Hoffmann, I. y Scherf, B.** 2006. Animal genetic resources - time to worry?. En A. McLeod, ed., *Livestock report 2006*. FAO, Roma. pp 57-74.
- Hooda, P.S., Edwards, A.C., Anderson, H.A. y Miller, A.** 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment*, 250(1-3):143-167.
- Houben, P., Edderai, D. y Nzego, C.** 2004 L'élevage d'aulacodes : présentation des résultats préliminaires de la vulgarisation dans trois pays d'Afrique Centrale. Actas de *La Faune Sauvage : Une Ressource Naturelle*, 6ème Symposium international sur l'utilisation de la faune sauvage. París, 6-9 de julio de 2004.
- Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Treanton, K., Matanya, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., y Callander, B.A.** eds. 1997. *Directrices del IPCC para los invernaderos nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada en 1996*. Libro de Trabajo. Volumen 2. IPCC/OCDE/AIE (disponible en <http://www.ipcc-nngip.iges.org.jp/public/gl/spanish.html>).
- Houghton, R.A.** 1991. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. *Climatic Change*, 19(1-2): 99-118.
- Hrudey.** 1984. Citado por UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry, 2004. Fact Sheet 7: Food Manufacturing Series.
- Hu, D., Reardon, T.A., Rozelle, S., Timmer, P. y Wang, H.** 2004. The emergence of supermarkets with Chinese characteristics: challenges and opportunities for China's agricultural development. *Development Policy Review*, 22(5): 557-586.
- Hutson, S.S., Barber, N.L., Kenny, J.F., Linsey, K.S., Lumia, D.S. y Maupin, M.A.** 2004. Estimated use of water in the United States in 2000. US Geological Survey Circular 1268, p. 46.
- Ibisch, P., Jennings, M.D. y Kreft, S.** 2005. Biodiversity needs the help global change managers not museum-keepers. *Nature*, 438:156.
- IFA.** 2002. *Fertilizer indicators*. 2.^a edición. Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes, París. p. 20 (disponible en www.fertilizer.org/ifa/statistics/indicators/ind_reserves.asp). Último acceso: junio de 2008).
- IFFO.** 2006. *Industry Overview*. Organización Internacional de la Harina y el Aceite de Pescado (disponible en <http://www.iffo.net/default.asp>).
- Immordino, G.** 2003. Looking for a guide to protect the environment: The development of the precautionary principle. *Journal of Economic Surveys*, 17(5): 629.

- Institute for International Cooperation in Animal Biologics.** 2004. *Cryptosporidiosis: Factsheet*. Center for Food Security and Public Health, College of Veterinary Medicine, Iowa State University [disponible en www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/cryptosporidiosis.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- Institute for International Cooperation in Animal Biologics.** 2005. *Campylobacteriosis: Factsheet*. Center for Food Security and Public Health, College of Veterinary Medicine, Iowa State University [disponible en www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/campylobacteriosis.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- Instituto de Recursos Mundiales.** 2000. Freshwater biodiversity in crisis. Por Carmen Revenga y Greg Mock [disponible en http://earthtrends.wri.org/pdf_library/feature/watfea_biodiversity.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- Instituto de Recursos Mundiales.** 2003. *The watersheds of the world CD*. Publicado por la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN), el Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI), el Ramsar Convention Bureau y el Instituto de Recursos Mundiales (WRI).
- Instituto de Recursos Mundiales.** 2005. *EarthTrends: The Environmental Information Portal* [disponible en <http://earthtrends.wri.org>. Último acceso: junio de 2008].
- Instituto Internacional para el Manejo del Agua.** 2000. *Projected water scarcity in 2025* [disponible en www.iwmi.cgiar.org/home/wsmap.htm].
- IPCC.** 1997. *Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories - Reference manual* (Volumen 3). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [disponible en www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm. Último acceso: junio de 2008].
- IPCC.** 2000a. *Informe especial del IPCC. Escenarios de emisiones*. Resumen para responsables de políticas. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. OMM y FAO [disponible en <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-sp.pdf>. Último acceso: junio de 2008].
- IPCC.** 2000b. *Land use, land use change and forestry. A special report of the IPCC*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- IPCC.** 2001a. *Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability*. IPCC Third Assessment Report. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, UK, Cambridge University Press. 1032 pp.
- IPCC.** 2001b. *Climate change 2001: The scientific basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Editado por J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge, UK y Nueva York, Cambridge University Press. 881 pp.
- IPCC.** 2002. Climate change and biodiversity. Editado por H. Gitay, A. Suárez, R. T. Watson y D. J. Dokken. IPCC Technical Paper V. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Isik, M.** 2004. Environmental regulation and the spatial structure of the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economic*, 86(4): 949.
- Jagtap, S. y Amissah-Arthur, A.** 1999. Stratification and synthesis of crop-livestock production system using GIS. *GeoJournal*, 47(4): 573-582.
- Jalali, M.** 2005. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 110 (3-4): 210-218.
- Jansen, H.G.P., Ibrahim, M.A., Nieuwenhuysse, A., Mannetje, L., Joenje, M. y Abarca, S.** 1997. The economics of improved pasture and sylvipastoral technologies in the Atlantic Zone of Costa Rica. *Tropical Grasslands*, 31: 588-598.
- Jayasuriya, R.T.** 2003. Measurement of the scarcity of soil in agriculture. *Resources Policy*, 29(3-4): 119-129.
- Jenkinson, D.S.** 1991. The Rothamsted long-term experiments: are they still of use? *Journal of Agronomy*, 83: 2-12.
- Jin, L. y Young, W.** 2001. Water use in agriculture in China: importance, challenges and implications for policy. *Water Policy*, 3: 215-228.
- Johansson, R.C.** 2000. *Pricing irrigation water - a literature survey*. Policy Research Working Paper 2249, Washington DC, Banco mundial.
- Johansson, R.C., Tsur, Y., Roe, T.L., Doukkali, R. y Dinar, A.** 2002. Pricing irrigation water: a review of theory and practice. *Water Policy*, 4: 173-199.

- Johnson, N., Ravnborg, H.M., Westermann, O. y Probst, K.** 2002. User participation in watershed management and research. *Water Policy*, 3(6): 507-520.
- Kallis, G. y Butler, F.** 2001. The EU water framework directive: measures and implications. *Water Policy*, 3(2): 125-142.
- Kawashima, T.** 2006. Use of co-products for animal feeding in Japan. Artículo presentado en el taller "Improving total farm efficiency in swine production", organizado en Taiwan Provincia de China por el Food and Fertilizer Technology Centre y el Taiwan Livestock Research Institute.
- Ke, B.** 2004 *Livestock sector in China: Implications for food security, trade and environment*. Research Center for Rural Development (RCRE).
- Keller, A. y Keller, J.** 1995. Effective efficiency: A water use concept for allocating freshwater resources. Water Resources and Irrigation Division, Discussion Paper 22, Winrock International.
- Keller, A., Keller, J. y El-Kady, M.** 1995. Effective irrigation efficiency applied to Egypt's Nile system. Working Paper Series Number 5-1. Ministry of Public Works and Water Resources, Environmental and Natural Resources Policy and Training Project (EPAT), Winrock International Institute for Agricultural Development y USAID, El Cairo, Egipto.
- Khaleel, R., Reddy, K.R. y Overcash, M.R.** 1980. Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: a review. *Water Research*, 14(5): 421-436.
- Khalil, M.A.K. y Shearer, M.J.** 2005. *Decreasing emissions of methane from rice agriculture*. En *Greenhouse gases and animal agriculture: an update*. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 20-24 de septiembre de 2005, Zurich, Suiza. p. 307-315.
- Kijne, J.W., Barker, R. y Molden, D.** 2003. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*. Wallingford, UK, CABI Publishing.
- King, B.S., Tietyen, J.L. y Vickner, S.S.** 2000. Consumer trends and opportunities. Lexington, USA, University of Kentucky.
- Kinje, J.** 2001. *Water for food for sub-Saharan Africa*. Documento de antecedentes para la conferencia electrónica "Water for Food in Sub-Saharan Africa" 15 de marzo - 23 de abril de 1999, Roma.
- Klare, M.T.** 2001. *Resource wars: the new landscape of global conflict*. Nueva York, USA, Metropolitan Books/Henry Holt and Company.
- Klimont, Z.** 2001. *Current and future emissions of ammonia in China*. Proceedings of the 10th International Emission Inventory Conference "One Atmosphere, One Inventory, Many Challenges", Denver, USA, 30 de abril - 3 de mayo de 2001.
- Klopp, J.** 2002. Can moral ethnicity trump political tribalism? The struggle for land and nation in Kenya. *African Studies* 61(2): 269-294.
- Kock, R.A.** 2005. What is this infamous "wildlife/livestock disease interface?" A Review of Current Knowledge for the African Continent. En Steven A. Osofsky, ed., *Conservation and development interventions at the wildlife/livestock interface implications for wildlife, livestock and human health*. Proceedings of the Southern and East African Experts Panel on Designing Successful Conservation and Development Interventions at the Wildlife/Livestock Interface: Implications for Wildlife, Livestock and Human Health, AHEAD (Animal Health for the Environment and Development), 14 y 15 de septiembre de 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 1-13.
- Kossila V.** 1987. The availability of crop residues in developing countries in relation to livestock populations. En J.D Reed, B.S. Capper y P.J.H. Neate, eds., 1988. *Plant breeding and the nutritive value of crop residues*. Actas del taller celebrado en el ILCA, Addis Abbeba, Etiopía. International Livestock Centre for Africa, Addis Abbeba (disponible en www.ilri.cgiar.org/InfoServ/Webpub/Fulldocs/X5495e/x5495e03.htm. Último acceso: junio de 2008).
- Krapac, I.G., Dey, W.S., Roy, W.R., Smyth, C.A., Storment, E., Sargent, S.L. y Steele, J.D.** 2002. Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environmental Pollution*, 120(2): 475-492.
- Krystallis, A. y Arvanitoyannis, I.S.** 2006. Investigating the concept of meat quality from the consumers perspective: the case of Greece. *Meat Science*, 72: 164-176.

- Kumar, M.D. y Singh, O.P.** 2001. Market instruments for demand management in the face of scarcity and overuse of water in Gujarat, Western India. *Water Policy*, 3: 387-403.
- Lal, R.** 1995. Erosion–crop productivity relationships for soils of Africa. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 661-667.
- Lal, R.** 1997. Residue management conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research*, 43: 81-107.
- Lal, R.** 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 17(3): 19-464.
- Lal, R.** 2001. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Adv. Agron.*, 76: 1-30.
- Lal, R.** 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304 [5677]: 1623-1627.
- Lal, R.** 2004b. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* 33(4): 528-544.
- Lal, R. y Bruce, J.P.** 1999. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science and Policy*, 2: 177-185.
- Lal, R., Kimble, J., Follett, R. y Cole, C.V.** 1998. *Potential of US cropland for carbon sequestration and greenhouse effect mitigation*. Chelsea, Michigan, USA, Sleeping Bear Press. 128 pp.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramkrishnan, P.S., Richards, J.F., Skanes, H., Steffen, W.L., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C. y Zu, J.** 2001. The causes of land use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11: 261-269.
- LandScan.** LandScan Project. Oak Ridge National Laboratory (disponible en <http://www.ornl.gov/sci/landscan>. Último acceso: junio de 2008).
- Larsen, R.E.** 1995. Manure loading into streams from direct fecal deposits - Fact Sheet n.º 25. Rangeland Watershed Program, UC Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center, Agronomy and Range Science, Davis, USA, University of California.
- Le Bel, S., Gaidet, N., Snoden, M., Le Doze, S. y Tendayi, N.** 2004. *Communal game ranching in the mid-Zambezi valley: Challenges of local empowerment and sustainable game meat production for rural communities*. Proceedings de *La Faune Sauvage: Une Ressource Naturelle*, 6ème Symposium international sur l'utilisation de la faune sauvage. París 6-9 de julio de 2004.
- Le Quesne, T. y McNally, R.** 2004. *The green buck : Using economic tools to deliver conservation goals*. WWF field guide. The WWF Sustainable Economics Network, WWF. 69 pp.
- LEAD.** 2002. *AWI Nutrient balance*.
- Lenné, J.M., Fernández-Rivera, S. y Bümmel, M.** 2003. Approaches to improve the utilization of food-feed crops – synthesis. *Field Crops Research*, 84(1-2): 213-222.
- Leonard, D.K.** 2006. *The political economy of international development and pro-poor livestock policies*. PPLPI Working Paper n.º 35. FAO, Roma.
- Lerner, J., Matthews, E. y Fung, I.** 1988. Methane emissions from animals: a global high resolution database. *Global Biogeochemical Cycles*, 2, p. 139-156.
- Leslie, R.** ed. 1999. Coral reefs: Assessing the threat. En *World resources: a guide to the global environment 1998-99*, American Association for the Advancement of Science, p. 193.
- Lind, L., Sjögren, E., Melby, K. y Kaijser, B.** 1996. DNA fingerprinting and serotyping of campylobacter jejuni isolates from epidemic outbreaks. *Journal of Clinical Microbiology*, 34(4): 892-896.
- Lipper, L., Pingali, P.L. y Zurek, M.** 2006. *Less-favoured areas: Looking beyond agriculture towards ecosystem services*. Agricultural and Development Economics Division (ESA) Working Paper. FAO, Roma.
- Livestock in Development.** 1999. *Livestock in poverty focused development*. Crewkerne: Livestock in development.

- Loreau, M. y Oteng-Yeboah, A.** 2006. Diversity without representation. *Nature*, 442: 245-246.
- Lorimor, J., Fulhage, C., Zhang, R., Funk, T., Sheffield, R., Sheppard, D.C. y Newton, G.L.** 2001. *Manure management strategies/technologies*. White paper summaries, National center for manure and waste management.
- LPES.** 2005. *Livestock and Poultry Environmental Stewardship Curriculum: A national educational program* (disponible en http://www.lpes.org/Lessons/Lesson01/1_Environmental_Stewardship.html. Último acceso: junio de 2008).
- Luke, G.J.** 1987. *Consumption of water by livestock*. Resource Management Technical Report n.º 60, Department of Agriculture Western Australia.
- MacDonald, N.W., Randlett, D.L. y Zak, D.R.** 1999. Soil warming and carbon loss from a Lake States Spodosol. *Soil Science Society of America Journal*, 63(1): 211-218.
- Mack, R.N.** 1989. Temperate grasslands vulnerable to plant invasions: Characteristics and consequences. Pages 155-179. En Drake, J.A., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, y M. Williamson, eds., *Biological invasions: a global perspective*. SCOPE 37 - Scientific Committee On Problems of the Environment. John Wiley & Sons Ltd. 506 pp.
- MAF.** 2005. *Environmental consequences of removing agricultural subsidies*. Ministerio de Agricultura y Silvicultura (MAF), Nueva Zelanda (disponible en <http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/environmental-effects-of-removing-subsidies/agref004.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- MAFF.** 1998. *Ministry of Agriculture Fisheries and Food Code of agricultural practices for the protection of water*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAFF), Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, Londres.
- MAFF.** 1999. *Agricultural land sales and prices in England*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAFF), Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (disponible en <http://statistics.defra.gov.uk/esg/pdf/alp9906.pdf>).
- Mainstone, C.P. y Parr, W.** 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the Total Environment*, 282: 25-47.
- Margni, M., Jolliet, O., Rossier, D. y Crettaz, P.** 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems Agriculture. *Ecosystems and Environment*, 93(1-3): 379-392.
- Margulis, S.** 2004. *Causes of deforestation of the Brazilian Amazon*. Banco Mundial, Washington DC, USA.
- Marris, E.** 2005. Conservation in Brazil: The forgotten ecosystem. *Nature*, 437: 944-945.
- Marzocca, A.** 1984. *Manual de Malezas*, 3.^a edición. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, 580 pp.
- Mather, A.** 1990. *Global forest resources*. Portland, Oregón, USA. Timber Press.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. y Swift, M.J.** 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277[5325]: 504-509.
- Matthews, E., Payne, R., Rohweder, M. y Murray, S.** 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: Forest ecosystems*. Informe de investigación, Instituto de Recursos Mundiales, Washington DC, 100 pp.
- May, P.H., Boyd, E., Veiga, F. y Chang, M.** 2003. *Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia: a view from the field*. Shell Foundation e IIMAD – Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo: Río de Janeiro, octubre de 2003 (disponible en <http://www.iied.org/index.html>. Último acceso: junio de 2008).
- Mayrand, K., Dionne, S., Paquin, M., Ortega, G.A. y Marron, L.F.** 2003. *The economic and environmental impacts of agricultural subsidies: A look at Mexico and other OECD countries*. Montreal, Canadá.
- McCann, L.** 2004. Induced institutional innovation and transaction costs: the case of the australian national native title tribunal. *Review of Social Economy*, Vol. 62, n.º 1, marzo de 2004, Routledge. pp. 67-82(16).
- McChesney, I. G., Sharp, B. M. H. y Hayward, J. A.** 1982. Energy in New Zealand agriculture: current use and future trends. *Energy Agric.* 1:141-153
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M. y Medley, K.** 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1(1): 21-36.

- McDowell, R.W., Drewry, J.J., Paton, R.J., Carey, P.L., Monaghan, R.M. y Condron, L.M.** 2003. Influence of soil treading on sediment and phosphorus losses in overland flow. *Australian Journal of Soil Research*, 41(5): 949-961.
- McKergow, L.A., Weaver, D.M., Prosser, I.P., Grayson, R.B. y Reed, A.E.G.** 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology*, 270(3-4): 253-272.
- McLeod, A., Morgan, N., Prakash, A. y Hinrichs, J.** 2005. *Economic and social impacts of avian influenza*. Reunión sobre Influenza Aviar - Ginebra, 7-9 de noviembre de 2005, FAO (disponible en <http://www.fao.org/ag/againfo/subjects/en/health/diseases-cards/CD/documents/Economic-and-social-impacts-of-avian-influenza-Geneva.pdf>). Último acceso: junio de 2008).
- Meat Research Corporation (MRC).** 1995. *Identification of nutrient sources, reduction opportunities and treatment options for Australian abattoirs and rendering plants*. Proyecto n.º M.445. Preparado por Rust PPK Pty Ltd and Taylor Consulting Pty Ltd.
- Médard, C.** 1998. Dispositifs électoraux et violences ethniques: réflexions sur quelques stratégies territoriales du régime Kényan. *Politique Africaine*, 70: 32-39.
- Melse, R.W. y van der Werf, A.W.** 2005. Biofiltration for mitigation of methane emissions from animal husbandry. *Environmental Science y Technology*, 39(14): 5460-5468.
- Melvin, R.G.** 1995. *Non point Sources of Pollution on Rangeland* - Fact Sheet n.º 3. Rangeland Watershed Program, U.C. Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center - Agronomy and Range Science - UC Davis.
- Melvin, R.G., Larsen, R.E., McDougald, N.K., Tate, K.W., Gerlach, J.D. y Fulgham, K.O.** 2004. Cattle grazing has varying impacts on stream-channel erosion in oak woodlands. *California Agriculture*, 58(3): 138.
- Mendis, M. y Openshaw, K.** 2004. The clean development mechanism: making it operational. *Environment, Development and Sustainability*, 6(1-2): 183-211.
- Mengjie, W. y Yi, D.** 1996. The importance of work animals in rural China. *World Animal Review*, FAO. pp. 65-67.
- Menzi, H.** 2001. *Needs and implications for good manure and nutrient management in intensive livestock production in developing countries*. Area Wide Integration Workshop. Inédito.
- Menzi, H. y Kessler, J.** 1998. *Heavy metal content of manures in Switzerland*. Proceedings of the 8th international Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (Formerly Animal Waste Management). Rennes, Francia, 26-29 de mayo de 1998.
- Mestbank.** 2004. *Voortgang 2004 aangaande het mest beleid in Vlaanderen* (disponible en www.vlm.be/Mestbank/FAQ/algemeen/04voortgangsrapport.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- Metting, F., Smith, J. y Amthor, J.** 1999. Science needs and new technology for soil carbon sequestration. En N. Rosenberg, R. Izaurralde y E. Malone, eds., *Carbon sequestration in soils. Science monitoring and beyond*, pp. 1-34. Proc. St. Michaels Workshop. Columbus, USA, Battelle Press.
- Micheli, E.R. y Kirchner, J.W.** 2002. Effects of wet meadow riparian vegetation on streambank erosion. 1. Remote sensing measurements of streambank migration and erodibility. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(6): 627-639.
- Milchunas, D.G. y Lauenroth, W.K.** 1993. A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63(4): 327-366.
- Miller, E.J.** 1986. Energy management in milk processing. En R. P. Singh, ed., *Energy in Food Processing*, Nueva York: Elsevier, p. 137.
- Miller, J.J.** 2001. *Impact of intensive livestock operations on water quality*. Proceedings of the Western Canadian Dairy Seminar.
- Milne, J.A.** 2005. Societal expectations of livestock farming in relation to environmental effects in Europe. *Livestock Production Science*, 96(1): 3-9.

- Miner, J.R., Buckhouse, J.C. y Moore, J.A.** 1995. Will a Water Trough Reduce the Amount of Time Hay-Fed Livestock Spend in the Stream (and therefore improve water quality)? Fact Sheet n.º 20 Rangeland Watershed Program, UC Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center, Agronomy and Range Science, Davis, USA, University of California.
- Ministerio de Ciencia y Tecnología.** 2002. *Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Emissões de metano da pecuária*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) - Ministério da Ciência e Tecnologia. (disponible en www.ambiente.sp.gov.br/proaong/SiteCarbono/2/Pecuaria.pdf).
- Ministerio de Ciencia y Tecnología.** 2004. *Brazil's initial national communication to the united nations framework convention on climate change*. Ministry of Science and Technology, General Coordination on Global Climate Change. Brasilia, Brasil. p. 271.
- Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J.D., Brooks, T.B., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. L. y Fonseca, G.A.B.** 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. Ciudad de México, CEMEX. 390 pp.
- Mizutani, F., Muthiani, E., Kristjanson, P. y Recke, H.** 2005. Impact and value of wildlife in pastoral livestock production systems in Kenya: Possibilities for healthy ecosystem conservation and livestock development for the poor. En Steven A. Osofsky, ed., *Conservation and development interventions at the wildlife/livestock interface implications for wildlife, livestock and human health*. Proceedings of the Southern and East African Experts Panel on Designing Successful Conservation and Development Interventions at the Wildlife/Livestock Interface: Implications for Wildlife, Livestock and Human Health, AHEAD (Animal Health for the Environment and Development), 14 y 15 de septiembre de 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 121-132.
- Molden, D. y de Fraiture, C.** 2004. *Investing in water for food, ecosystems and livelihoods*. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI).
- Molden, D., Sakthivadivel, R. y Habib, Z.** 2001. Basin-Level Use and Productivity of Water: Examples from South Asia. Research Report 49. Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI), Colombo, Sri Lanka.
- Molle, F.** 2003. Allocating and accessing water resources: practice and ideology in the Chao Phraya delta. En F. Molle y T. Sriantr, eds. *Thailand's rice bowl: Perspectives on social and agricultural change in the Chao Phraya delta*. Bangkok: White Lotus.
- Monteny, G.J., Bannink, A. y Chadwick, D.** 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112:163-170.
- Mooney, H.A.** 2005. Invasive alien species: the nature of the problem. En H.A. Mooney, R.N. Mack, J.A. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei y J.K. Waage, eds., *Invasive alien species: a new synthesis*, p. 1-15, SCOPE 63, Washington DC, Island Press.
- Morrison, J.A., Balcombe, K., Bailey, A., Klonaris, S. y Rapsomanikis, G.** 2003. Expenditure on different categories of meat in Greece: the influence of changing tastes. *Agricultural Economics*, 28: 139-150.
- Morse y Jackson.** 2003. *Fate of a representative pharmaceutical in the environment*. Informe final enviado al Texas Water Resources Institute. Texas Tech University.
- Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J. y Palm, C.** 2004. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environment, Development and Sustainability*, 6(1-2): 11-49
- Mosley, J.C., Cook, P.S., Griffis, A.J. y O'Laughlin, J.** 1997. *Guidelines for managing cattle grazing in riparian areas to protect water quality: Review of research and best management practices policy*. Report n.º 15, Policy Analysis Group (PAG) Report Series. Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group.
- Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. y McAdam, J.** eds. 2004. *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management*. Lugo, España, abril de 2004. Walingford, UK, CABI Publishing.

- Mott, J.J.** 1986. Planned invasions of Australian tropical sanannas. En R.H. Groves y J.J. Burdon, eds., *Ecology of biological invasions*, pp. 89-96., Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Muirhead, R.W., Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M. y Nagels, J.W.** 2004. Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Water Research*, 38(5): 1215-1224.
- Muller, W. y Schneider, B.** 1985. *Heat, water vapour and CO₂ production in dairy cattle and pig housing*. Parte 1. Provisional planning data for the use of heat exchangers and heat pumps in livestock housing [En alemán] Tierätzliche Umschau 40, 274-280.
- Mulongoy, K.J. y Chape, S.P.** eds. 2004. *Protected areas and biodiversity: An overview of key issues*. PNUMA-CMVC Biodiversity Series 21. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) y Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación (CMVC), Cambridge, UK.
- Murgueitio, E.** 2004. Silvopastoral systems in the Neotropics. En M.R. Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez y J. McAdam, eds., *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management*. Lugo, España, abril de 2004. Walingford, UK, CABI Publishing.
- Mwendera, E.J. y Mohamed Saleem, M.A.** 1997. Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 64(1): 33-41.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., de Fonseca, G.A.B. y Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Myers, R.J.K.y Robbins, G.B.** 1991. Sustaining productive pastures in the tropics 5: maintaining productive sown grass pastures. *Tropical Grasslands*, 25: 104-110.
- Myers, T.J. y Swanson, S.** 1995. Long-term aquatic habitat restoration: Mahogany Creek, Nevada, as a case study. *Water Resources Bulletin*, 32(2): 241-252.
- Nagle, G.N. y Clifton, C.F.** 2003. Channel changes over 12 years on grazed and ungrazed reaches of Wickiup Creek in eastern Oregon. *Physical Geography*, 24(1): 77-95.
- Napier, T.** 2000. Soil and water conservation policy approaches in North America, Europe, and Australia. *Water Policy*, 1(6): 551-565.
- Narrod, C.A y Fuglie, K.O.** 2000. Private investment in livestock breeding with implications for public research policy. *Agribusiness*, Volumen 16/4 , pp 385-508.
- NASA.** 2005. *Global temperature trends: 2005 summation*. Administración Nacional de la Aeronáutica y el Espacio [disponible en <http://data.giss.nasa.gov/gistemp/2005/>. Último acceso: junio de 2008].
- National Conservation Buffer Team.** 2003. *Leaflet*.
- National Park Service.** 2004. *Geologic resource monitoring parameters: Soil and sediment erosion*. Departamento del Interior, USA [disponible en http://www2.nature.nps.gov/geology/monitoring/soil_erosion.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- National Public Lands Grazing Campaign.** 2004. *Livestock and water* [disponible en http://www.publiclandsranching.org/htmlres/fs_cows_v_water.htm. Último acceso: junio de 2008].
- National Research Council.** 1981. *Effects of environment on nutrient requirements of domestic animals*. Subcommittee on Environmental Stress, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 168 pp.
- National Research Council.** 1985. *Nutrient requirements of sheep*. 6.^a edición revisada, Subcommittee on Sheep Nutrition, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 112 pp.
- National Research Council.** 1987. *Predicting feed intake of food-producing animals*. Subcommittee on Feed Intake, Committee on Animal Nutrition National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 248 pp.
- National Research Council.** 1993. *Managing global genetic resources: Livestock*. Committee on Managing Global Genetic Resources: Agricultural Imperatives. Washington DC, National Academy Press.
- National Research Council.** 1994. *Nutrient requirements of poultry*, 9.^a edición revisada. Subcommittee on Poultry Nutrition, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 176 pp.

- National Research Council.** 1998. *Nutrient requirements of swine*, 10.^a edición revisada. Subcommittee on Swine Nutrition, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 210 pp.
- National Research Council.** 2000a. *Nutrient requirements of beef cattle*, 7.^a edición revisada. Subcommittee on Beef Cattle Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 248 pp.
- National Research Council.** 2000b. *Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. Washington DC, National Academy Press.
- National Research Council.** 2003. *Air emissions from animal feeding operations: current knowledge, future needs*. Ad Hoc Committee on Air Emissions from Animal Feeding Operations, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 263 pp.
- NatureServe.** 2005. *NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life* [aplicación web]. Versión 4.5. NatureServe, Arlington, Virginia (disponible en www.natureserve.org/explorer. Último acceso: junio de 2008).
- Naylor, R., Steinfeld, H., Falcon, W., Galloway, J., Smil, V., Bradford, E., Alder, J. y Mooney, H.** 2005. Losing the links between livestock and land. *Science*, 310: 1621-1622.
- Nelson, P.N., Cotsaris, E. y Oades, J.M.** 1996. Nitrogen, phosphorus, and organic carbon in streams draining two grazed catchments. *Journal of Environmental Quality*, 25 (6):1221-1229.
- Neumann, C.G., Bwibo, N.O., Murphy, S.P., Sigman, M., Whaley, S., Allen, L.H., Guthrie, D., Weiss, R.E. y Demment, M.W.** 2003. Animal Source Foods Improve Dietary Quality, Micronutrient Status, Growth and Cognitive Function in Kenyan School Children: Background, Study Design and Baseline Findings. *The American Society for Nutritional Sciences. J. Nutr.* 133:3941S-3949S.
- Ni, J.Q., Hendriks, J., Coenegrachts, J. y Vinckier, C.** 1999. Production of carbon dioxide in a fattening pig house under field conditions. 1. Exhalation by pigs. *Atmospheric Environment*, 33: 3691-3696.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C. y Chambers, B.J.** 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 311: 205-219.
- Nielsen, L.H. y Hjort-Gregersen, K.** 2005. Greenhouse gas emission reduction via centralized biogas co-digestion plants in Denmark. *Agric. Ecosys. Environ.* 112.
- Niklinska, M., Maryanski, M. y Laskowski, R.** 1999. Effect of temperature on humus respiration rate and nitrogen mineralization: Implications for global climate change. *Biogeochemistry*, 44: 239-257.
- Nill, K.** 2005. *US soybean production is more sustainable than ever before*. Press Release, septiembre de 2005. American Soybean Association.
- NOAA.** 2006. *Trends in atmospheric carbon dioxide*. Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA)/Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division.
- Nori, M., Switzer, J. y Crawford, A.** 2005. *Hherding on the brink: Towards a global survey of pastoral communities and conflict*. Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible.
- Norton, R.D.** 2003. *Agricultural development policy: Concepts and experiences*. FAO. UK, John Wiley & Sons Ltd.
- Norton-Griffiths, M.** 1995. Economic incentives to develop the rangelands of the Serengeti: Implications for wildlife conservation. En A.R.E. Sinclair y P. Arcese, eds., *Serengeti II: research, management and conservation of an ecosystem*. Chicago, USA: University of Chicago Press. 14 pp.
- Notermans, S., Dufrenne, J. y Oosterom, J.** 1981. Persistence of Clostridium Botulinum type B on a cattle farm after an outbreak of Botulism. *Applied and Environmental Microbiology*, 41(1): 179-183.
- Novotny, V., Imhoff, K.R., Olthof, M. y Krenkel, P.A.** 1989. *Handbook of urban drainage and wastewater*. New York, USA, Wiley & Sons Publishers.
- Nye, P.H. y Greenland, D.J.** 1964. Changes in the soil after clearing tropical forest, *Plant and Soil*, 21(1): 101-112.
- Odling-Smeè, L.** 2005. Dollars and sense. *Nature*, 437: 614-616.

- OCDE.** 1982. *The energy problem and the agro-food sector.* París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- OCDE.** 1999. *Agricultural water pricing in OECD Countries.* París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- OCDE.** 2001. *Towards more liberal agricultural trade.* Documento informativo sobre políticas. París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- OCDE.** 2002. *Farm household income issues in OECD countries: A synthesis report.* París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- OCDE.** 2004. *Agriculture and the environment: lessons learned from a decade of OECD work.* París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- OCDE.** 2006. *Agricultural policies in OECD countries - at a glance.* París: Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos.
- Oldeman, L.R.** 1994. The global extent of land degradation. En D.J. Greenland y I. Szabolcs, eds., *Land resilience and sustainable land use*, 99-118. Wallingford, UK, CABI Publishers.
- Oldeman, L.R. y Van Lyden, G.W.J.** 1998. Revisiting the GLASOD methodology. En R. Lal, W.H. Blum, C. Valentine y B.A. Stewart, eds., *Methods for assessment of soil degradation*, pp. 423-440. Boca Raton, USA, CRC/Lewis Publishers.
- Olea, L., López-Bellido, R.J. y Poblaciones, M.J.** 2004. European types of silvopastoral systems in the Mediterranean area: dehesa. En M.R. Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez y J. McAdam, eds., *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management.* Lugo, España, abril de 2004. Wallingford, UK, CABI Publishing.
- Olivier, J.G.J., Brandes, L.J., Peters, J.A.H.W. y Coenen, P.W.H.G.** 2002. Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2000. National Inventory Report 2002. Rijksinstituut voor Volkgezondheid en Milieu. RIVM Rapport 773201006. 150 pp.
- Olson, D.M. y Dinerstein, E.** 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology*, 12: 502-515.
- Olson, D.M. y Dinerstein, E.** 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89 : 125-126.
- Olson, M.E., O'Handley, R.M., Ralston, B.J., McAllister, T.A. y Thompson, R.C.A.** 2004. Update on Cryptosporidium and Giardia infections in cattle. *Trends in Parasitology*, 20(4): 185-191.
- OMS.** 2003. Obesity and overweight. Fact sheet, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.
- OMS y Tufts University.** 1998. Keeping fit for life: Meeting the nutritional needs of older persons, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.
- Ong, C., Moorehead, W., Ross, A. y Isaac-Renton, J.** 1996. Studies of Giardia spp. and Cryptosporidium spp. in two adjacent watersheds. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8): 2798-2805.
- Ongley, E.D.** 1996. *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos.* Estudio FAO Riego y Drenaje n.º 55, FAO, Roma.
- ONU.** 1992. *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.* Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), Nueva York, USA.
- ONU.** 2003. *World Population Prospects. The 2002 Revision.* Naciones Unidas, Nueva York, USA [disponible en <http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2002/WPP2002-HIGHLIGHTSrev1.PDF>. Último acceso: junio de 2008].
- ONU.** 2005. *World Population Prospects. The 2004 Revision.* Naciones Unidas, Nueva York, USA, [disponible en http://www.un.org/esa/population/publications/WPP2004/2004Highlights_finalrevised.pdf. Último acceso: junio de 2008].
- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Gian-Kasper Plattner, Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, Marie-France, Yamanaka, Y. y Yoo, A.** 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twentyfirst century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437: 681-686.

- Osoro, K., Celaya, R., Martínez, A. y Vasallo, J.M.** 1999. Development of sustainable systems in marginal heathland regions. *LSIRD Network Newsletter Issue 6*. European Network for Livestock Systems and Integrated Rural Development.
- Osterberg, D. y Wallinga, D.** 2004. Determinants of rural health. *American Journal of Public Health* 94(10).
- Ostermann, O.P.** 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 968-973.
- Oweis, T.Y. y Hachum, A.Y.** 2003. Improving water productivity in the dry areas of West Asia and North Africa. Capítulo 11, pp 179-198, En J.W. Kijne, R. Barker, y D. Molden, eds., *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*. Wallingford, UK, CABI Publishing.
- Pagiola, S., Agostini, P., Gobbi, J., de Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., Ramirez, E., Rosales, M. y Pablo Ruiz, J.** 2004. *Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes*. Environment Department Paper n.º 96. Washington DC, World Bank Environment Department, Banco Mundial.
- Pagiola, S., von Ritter, K. y Bishop, J.** 2004. *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Environment Department Paper n.º 101. Washington DC, World Bank Environment Department, Banco Mundial.
- Pallas, Ph.** 1986. *Water for animals*. Land and Water Development Division, FAO (disponible en www.fao.org/docrep/R7488E/R7488E00.htm). Último acceso: junio de 2008).
- Parris, K.** 2002. Environmental impacts in the agricultural sector: using indicators as a tool for policy purposes. Artículo presentado en la Reunión de la Comisión sobre Cooperación Ambiental: *Assessing the Environmental Effects of Trade*, Montreal, Canadá, 17-18 de enero de 2002.
- Parry, M.L., Rosenzweig, C., Iglesias, A., Livermore, M. y Fischer, G.** 2004. Effects of climate change on global food production under SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 14: 53-67.
- Patten, D.T., Ohmart, R.D., Meyerhoff, R., Ricci, E., Shirley, D., Minckley, W.L. y Kubly, D.M.** 1995. The Arizona Comparative Environmental Risk Project: Ecosystems. *Riparian ecosystems*, Sección 2, Capítulo 1. The Arizona Comparative Environmental Risk Project (ACERP) Report. Arizona EarthVision.
- Patterson, B., Kasiki, S., Selempo, E. y Kays, R.** 2004. Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National Parks, Kenya. *Biological Conservation*, 119: 507-516.
- Pauly, D. y Watson, R.** 2003. Counting the last fish. *Scientific American Magazine*, 289(1): 34-39.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P. y Watson, R.** 2003. The Futures for Fisheries. *Science*, 302[5649]:1359-1361.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M. y Woomer P.L.** 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate carbon dioxide emissions. *Soil Use and Management*, 13(4): 230-244.
- Pearce, D.** 2002. Environmentally Harmful Subsidies: Barriers to Sustainable Development. Artículo presentado en el taller de la OCDE sobre subsidios perjudiciales para el medio ambiente, 7-8 de noviembre de 2002, París.
- Perrings, C. y Touza-Montero, J.** 2004. *Spatial interactions and forests management: policy issues*. Actas de la Conferencia sobre *Policy Instruments for Safeguarding Forest Biodiversity - Legal and Economic Viewpoints*. V Conferencia Internacional BIOECON, 15-16 de enero de 2004, House of Estates, Helsinki (disponible en <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2004/mwp001-03.pdf>- Último acceso: junio de 2008).
- Perry, C.J., Rock, M. y Seckler, D.** 1997. Water as an economic good: a solution or a problem? En M. Kay, T. Franks, L.E. Smithy F.N. Spon, eds., *Water: economics, management and demand*, pp. 3-10.
- Phoenix, G.K., Hicks, W.K., Cinderby, S., Kuylenstierna, J.C.I., Stock, W.D., Dentener, F.J., Giller, K.E., Austin, A.T., Lefroy, R.D.B., Gimeno, B.S., Ashmore, M.R. y Ineson, P.** 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: The need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Global Change Biology*, 12(3): 470-476.

- Pidwirny, M.** 1999. *Fundamentals of physical geography: Introduction to the hydrosphere*, Capítulo 8. Departamento de Geografía, Okanagan University College.
- Pierre, C.** 1983. US agriculture and the environment. *Food Policy*, 8(2): 99-110.
- Pieters, J.** 2002. *When removing subsidies benefits the environment: Developing a checklist based on the conditionality of subsidies*. Artículo presentado en el taller de la OCDE sobre subsidios perjudiciales para el medio ambiente, 7-8 de noviembre de 2002, París.
- Pimentel, D., Berger, B., Filiberto, D., Newton, M., Wolfe, B., Karabinakis, E., Clark, S., Poon, E., Abbott, E. y Nandagopal, S.** 2004. *Water resources, agriculture and the environment* (disponible en http://ecommons.library.cornell.edu/bitstream/1813/352/1/pimentel_report_04-1.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- Pingali, P.L. y Heisey, P.W.** 1999. *Cereal crop productivity in developing countries: past trends and future prospects*. CIMMYT Working Paper 99-03. Centro internacional de mejoramiento de maíz y trigo (CIMMYT).
- PNUD/PNUMA/Banco Mundial/WRI.** 2000. *A guide to world resources 2000-2001: People and ecosystems - The fraying web of life*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Banco Mundial, Instituto de Recursos Mundiales. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- PNUMA.** 1991. *Status of desertification and implementation of the United Nations Plan of Action to combat desertification*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Nairobi. 79 pp.
- PNUMA.** 1994. Land degradation in South Asia: Its severity, causes and effects upon the people. *World Soil Resources Report* 78. INDP/PNUMA/FAO. FAO, Roma.
- PNUMA.** 1997. *World atlas of desertification*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2.^a edición. Nairobi. 182 pp.
- PNUMA.** 2001. *Economic reforms, trade liberalization and the environment: A Synthesis of UNEP Country Projects*, 5 de noviembre 2001, Ginebra, Suiza.
- PNUMA.** 2002. *Protecting the environment from land degradation* UNEP's action in the framework of the Global Environment Facility.
- PNUMA.** 2003. *Global Environmental Outlook 3*. UNEP GEO Team, Division of Environmental Information, Assessment and Early Warning (DEIA&EW), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- PNUMA.** 2004a. *GEO Yearbook 2003*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Earthprint, 76 pp. (disponible en www.unep.org/geo/yearbook/yb2003/). Último acceso: junio de 2008).
- PNUMA.** 2004b. *Land degradation in drylands (LADA): GEF grant request*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Nairobi.
- PNUMA.** 2005a. *Global Environment Outlook Year Book 2004/05*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (disponible en <http://www.unep.org/geo/yearbook/yb2004/>). Último acceso: junio de 2008).
- PNUMA.** 2005b. *Environmental strategies and policies for cleaner production*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (disponible en www.unepie.org/pc/cp/understanding_cp/cp_policies.htm). Último acceso: noviembre de 2005).
- PNUMA-CMVC.** 1994. *Biodiversity data sourcebook*. Editado por B. Groombridge, CMVC Biodiversity Series n.^o 1. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación. Cambridge, UK, World Conservation Press. 155 pp.
- PNUMA-CMVC.** 1996. *The diversity of the seas: a regional approach*. CMVC Biodiversity Series n.^o 4. Editado por B. Groombridge y M.D. Jenkins. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación. Cambridge, UK, World Conservation Press.
- PNUMA-CMVC.** 2000. *Global Biodiversity Outlook: Global Biodiversity: Earth's living resources in the twenty-first century*, capítulo 1. B. Groombridge y M.D. Jenkins, Cambridge, UK, World Conservation Press.
- PNUMA-CMVC.** 2002. *Mountain watch: environmental change and sustainable development in mountains*. WCMC Biodiversity Series n.^o 12. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación. Cambridge, UK, World Conservation Press.

- Pons, A., Couteau, M., de Beaulieu, J.L. y Reille, M.** 1989. The plant invasions in Southern Europe from the paleoecological point of view. En F. di Castri, A.J. Hansen y M. Debussche, eds., *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*, Kluwer Academic Publications, Dordrecht.
- Popkins, B., Horton, S. y Kim, S.** 2001. The nutrition transition and prevention of diet-related chronic diseases in Asia and the Pacific. *Food and Nutrition Bulletin*, 22 (4: Suppl.). Tokyo, United Nations University Press.
- Porter, G.** 2003. *Agricultural trade liberalisation and the environment in North America: Analysing the "production effect"*. Preparado para el "Second North American Symposium on Assessing the Environmental Effects of Trade". Comisión sobre Cooperación Ambiental.
- Postel, S.** 1996. *Dividing the waters: Food security, ecosystem health, and the new politics of scarcity*. Worldwatch Paper 132, septiembre de 1996. 76 pp.
- Pott, R.** 1998. Effects of human interference on the landscape with special reference to the role of livestock. En M.F. WallisDeVries, J.P. Bakker y S.E. Van Wieren, eds., *Grazing and conservation management*. Kluwer, Dordrecht, pp. 107-134.
- Poulsen, L.P.** 1986. Regression analysis for assessing and forecasting energy requirements. En R. P. Singh, ed., *Energy in Food Processing*, Nueva York: Elsevier, p. 155.
- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D. y van der Bijl, G.** 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*, 65(2): 113-136.
- Price, L., Worrell, E., Martin, N., Lehman, B. y Sinton, J.** 2000. *China's industrial sector in an international context*. Environmental Energy Technologies Division. Lawrence Berkeley National Laboratory. Report LBNL 46273. p. 17 [disponible en <http://eetd.lbl.gov/ea/IES/iespubs/46273.pdf>. Último acceso: junio de 2008].
- Prince, S.D. y Goward, S.N.** 1995. Global primary production: a remote sensing approach. *Journal of Biogeography* 22: 815-835.
- Purcell, D.L. y Anderson, J.R.** 1997. *Agricultural Research and Extension: Achievements and problems in national systems*, World Bank Operations Evaluation Study, Washington DC, Banco Mundial.
- Purdue University.** 2006. *Department of Agronomy: Crop, Soil and Environmental Sciences* [disponible en www.agry.purdue.edu/index.asp. Último acceso: junio de 2008].
- Quinlan Consulting.** 2005. *The effects of deforestation on the hydrological regime* [disponible en www.headwaterstreams.com/hydrology.html].
- Quist y Chapela, I.** 2001. Transgenic DNA introgressed into traditional landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature*, 414(6863): 541-543.
- Rabalais, N.N., Turner, R. y Scavia, D.** 2002. Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi river. *BioScience*, 52(2), 129-142.
- Rae, A.** 1998. The effects of expenditure growth and urbanisation on food consumption in East Asia: a note on animal products. *Agricultural Economics*, 18(3): 291-299.
- Rae, A. y Strutt, A.** 2003. Agricultural trade reform and environmental pollution from livestock in OECD countries. Artículo presentado en la 6.^a Conferencia Annual sobre Análisis Económico Global, La Haya, 12-14 de junio de 2003.
- RAMSAR.** 2005. Convención sobre los humedales: notas informativas sobre los valores y las funciones de los humedales. Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas [disponible en http://www.ramsar.org/info/values_intro_s.htm. Último acceso: junio de 2008].
- Ranjan, S.K.** 1998. *Nutrient Requirements of livestock and Poultry*. Indian Council of Agricultural Research, Nueva Delhi, India.
- Rao, J.M.** 1989. Taxing agriculture: instruments and incidence. *World Development*, 17(6), 1989: 813.
- Reardon, T., Timmer, C.P., Barret, C.B. y Berdegué, J.** 2003. The Rise of Supermarkets in Africa, Asia and Latin America. *Amer. Journal of Agricultural Economics* 85 (5), diciembre, 1140-1146.

- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. y Gale, P.M.** 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1): 83-146.
- Redecker, B., Hardtle, W., Finck, P., Riecken, U. y Schroder, E.** eds. 2002. *Pasture, landscape and nature conservation*. Springer. 435 pp.
- Redmon, L.A.** 1999. *Conservation of soil resources on lands used for grazing*. Proceedings of the third workshop "Conservation and use of natural resources and marketing of beef cattle", 27-29 de enero de 1999. Monterrey, México.
- Reich, P.B., Peterson, D.A., Wrage, K. y Wedin, D.** 2001. Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest-grassland continuum. *Ecology*, 82: 1703-1719.
- Reich, P.F., Numbem, S.T., Almaraz, R.A. y Eswaran, H.** 1999. Land resource stresses and desertification in Africa. En E.M. Bridges, I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Pening de Vries, S.J. Scherr y S. Sompatpanit, eds., *Responses to land degradation*. Proceedings of the 2nd international conference on land degradation and desertification, Khon Kaen, Tailandia. Nueva Delhi, Oxford Press.
- Reid, R., Thornton, P.K., Mccrabb, G., Kruska, R., Atieno, F. y Jones, P.** 2004. Is it possible to mitigate greenhouse gas emissions in pastoral ecosystems of the tropics? *Environment, Development and Sustainability*, 6: 91-109.
- Rejmánek, M., Richardson, D.M., Higgins, S.I., Pitcairn, M.J. y Grotkopp, E.** 2005. Ecology of invasive plants: State of the art. En H.A. Mooney, R.N. Mack, J.A. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei y J.K. Waage, eds., *Invasive alien species, a new synthesis*, SCOPE 63, Island Press. 368 pp.
- Relyea, R.A.** 2004. The growth and survival of five amphibian species exposed to combinations of pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23:1737-1742.
- Renner, M.** 2002. *The anatomy of resource wars*. Worldwatch Paper n.^o 162. Worldwatch Institute.
- Renter, D.G., Sargeant, J.M., Oberst, R.D. y Samadpour, M.** 2003. Diversity, frequency, and persistence of *Escherichia coli* O157 strains from range cattle environments. *Applied Environmental Microbiology*, 69(1): 542-547.
- Requier-Desjardins, M. y Bied-Charreton, M.** 2006. *Evaluation des coûts économiques et sociaux de la dégradation des terres et de la désertification en afrique*. Centre d'économie et d'éthique pour l'environnement et le développement, Université de Versailles Saint Quentin-en-Yvelines, Versailles, Francia.
- Rice, C.W.** 1999. *Subcommittee on production and price competitiveness hearing on carbon cycle research and agriculture's role in reducing climate change*.
- Richards, K.** 2004. A brief overview of carbon sequestration economics and policy. *Environmental Management* 33(4): 545-558.
- Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S.L., Sechrest, W., Wallace, G. E, Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N.D., Church, D.R., Cox, N., Knox, D., Loucks, C., Luck, G.W., Master, L.L., Moore, R., Naidoo, R., Ridgely, R., Schatz, G.E., Shire, G., Strand, H., Wettengele, W. y Wikramanayake, E.** 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 102(51): 18497-18501.
- Rihani, N.** 2005. *Cours supérieur de production animale*. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, España.
- Risse, L.M., Cabrera, M.L., Franzluebbers, A.J., Gaskin, J.W., Gilley, J.E., Killorn, R., Radcliffe, D.E., Tollner, W.E. y Zhang, H.** 2001. Land application of manure for beneficial reuse. pp. 283-316. En J.M. Rice, D.F. Caldwell, F.J. Humenik, eds., *Animal agriculture and the environment: national center for manure and animal waste management white papers*. St. Joseph, Michigan, USA, publicado por la American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Ritter, W.F. y Chirnside, A.E.M.** 1987. Influence of agricultural practices on nitrates in the water table aquifer. *Biological Wastes*, 19(3): 165-178.

- Rodary, E. y Castellanet, C.** 2003. Les trois temps de la conservation. En E. Rodary, C. Castellanet y G. Rossi, eds., *Conservation de la nature et développement, l'intégration possible?* París. Karthala and GRET, 225-237.
- Rogers, P., Bhatia, R. y Huber, A.** 1998. *Water as a social and economic good: How to put the principle into practice.* Asociación Mundial para el Agua/Agencia Sueca de Cooperación Internacional para el Desarrollo.
- Rook, A.J., Dumont, B., Osoro, K., WallisDeFries, M.F., Parente, G. y Mills, J.** 2004 Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation*, 119:137-150.
- Roost, N., Molden, D., Zhu, Z. y Loeve, R.** 2003. *Identifying water saving opportunities: examples from three irrigation districts in China's Yellow River and Yangtze Basins.* 1st International Yellow River Forum on River Basin Management, 12-15 de mayo de 2003, Zhengzhou, China.
- Rosales, M. y Livinets, S.** 2005. Grazing and land degradation in CIS countries and Mongolia. En Proceedings of the electronic conference "Grazing and land degradation in CIS countries and Mongolia". 10 de junio - 30 de julio de 2005.
- Rosegrant, M.W. y Binswanger, H.** 1994. Markets in tradable water rights: Potential for efficiency gains in developing country irrigation. *World Development*, 22: 1613-1625.
- Rosegrant, M.W., Cai, X. y Cline, S.A.** 2002. *Global water outlook to 2025, Averting an impending crisis. A 2020 vision for food, agriculture, and the environment initiative.* Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias (IFPRI) e Instituto Internacional para el Manejo del Agua (IWMI).
- Rosegrant, M.W., Leach, N. y Gerpacio, R.V.** 1999. Meat or wheat for the next millennium? Alternative futures for world cereal and meat consumption. *Proceedings of the Nutrition Society*, 58: 219-234.
- Roth, E.** 2001. *Water pricing in the EU: A review.* Oficina Europea del Medio Ambiente.
- Rotz, C.A.** 2004. Management to Reduce Nitrogen Losses in Animal Production. *Journal of Animal Science*, 82 (e. SUPPL.):E119-E137.
- Roulet, P.A.** 2004. *Chasseur blanc, cœur noir ? La chasse sportive en Afrique centrale. Une analyse de son rôle dans la conservation de la faune sauvage et le développement rural au travers des programmes de gestion de la chasse communautaire.* Tesis doctoral en Geografía. Laboratoire ERMES/IRD. Université d'Orléans.
- Rudel, T.K.** 1998. Is there a forest transition? Deforestation, reforestation and development. *Rural Sociology*, 64(4): 533-551.
- Rudel, T.K., Bates, D. y Machtinguashi, R.** 2002. A tropical forest transition? Agricultural changes, out-migration and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers*, 92: 87-102.
- Russelle, M.P. y Birr, A.S.** 2004. Large-scale assessment of symbiotic dinitrogen fixation by crops: Soybean and alfalfa in the Mississippi river basin. *Agronomy Journal*, 96: 1754-1760.
- Rutherford, J.C. y Nguyen, M.L.** 2004. Nitrate removal in riparian wetlands: interactions between surface flow and soils. *Journal of Environmental Quality*, 33(3):1133-1143.
- Ruttan, V.W.** 2001. *Technology, growth, and development: An induced innovation perspective.* Nueva York, USA: Oxford University Press.
- Ryan, B. y Tiffany, D.G.** 1998. Energy use in Minnesota agriculture. *Minnesota Agricultural Economist* n.º 693. Otoño 1998, Minnesota Extension Service, University of Minnesota (disponible en www.extension.umn.edu/newsletters/ageconomist/components/ag237-693b.html. Último acceso: junio de 2008).
- Sainz, R.** 2003. *Framework for calculating fossil fuel use in livestock systems.* Livestock, Environment and Development initiative report (disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/nonfao/LEAD/X6100E/X6100E00.PDF>. Último acceso: junio de 2008).
- Salmon Nation.** 2004. *Ten ways ranchers can help restore clean water and salmon* (disponible en www.4sos.org/howhelp/ranchers2.html. Último acceso: junio de 2008).

- Salter, L.** 2004. *A clean energy future? The role of the CDM in promoting renewable energy in developing countries*. WWF International, pp. 11 (disponible en http://www.panda.org/downloads/climate_change/liamsalterfullpapercorrected.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- Sanderson, J., Alger, K., da Fonseca, G., Galindo-Leal, C., Inchausti, V.H. y Morrison, K.** 2003. Biodiversity conservation corridors: Planning, implementing and monitoring sustainable landscapes. Center for Applied Biodiversity Science- Conservation International. pp.43.
- Saunders, C.S., Cagatay, S. y Moxey, A.P.** 2004. *Trade and the environment: economic and environmental impacts of global dairy trade liberalisation*. Agribusiness and Economics Research Unit (AERU), Research report n.º 267, febrero de 2004.
- Sauvé Jilene, L., Goddard, T.W. y Cannon, K.R.** 2000. *A preliminary assessment of carbon dioxide emissions from agricultural soils*. Artículo presentado en el Alberta Soil Science Workshop, 22-24 de febrero de 2000, Medicine Hat, Alberta (disponible en [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/aesa8419?opendocument](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/aesa8419?opendocument)). Último acceso: junio de 2008).
- Schepers, J.S., Hackes, B.L. y Francis, D.D.** 1982. Chemical water quality of runoff from grazing land in Nebraska: II contributing factors. *Journal of Environmental Quality*, 11(3): 355-359.
- Scherf, B.** ed. 2000. *World watch list for domestic animal diversity*, 3.ª edición. FAO/PNUD, Roma.
- Scherr, S.J. y Yadav, S.** 1996. *Land degradation in the developing world issues and policy options for 2020*. Washington DC, IFPRI.
- Schiere, H. y van der Hoek, R.** 2000. *Livestock keeping in urban areas a review of traditional technologies*. Informe FAO.
- Schmidhuber, J.y Shetty, P.** 2005. The nutrition transition to 2030. Why developing countries are likely to bear the major burden. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section C Economy*, 2(3-4): 150-166.
- Schnittker, J.** 1997. *The history, trade, and environmental consequences of soybean production in the United States*. Informe para el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). 110 pp.
- Schofield, K., Seager, J. y Merriman, R.P.** 1990. The impact of intensive dairy farming activities on river quality: The eastern Cleddau catchment study. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 4(2): 176-186.
- Scholes, M. y Andreae, M.O.** 2000. Biogenic and pyrogenic emissions from Africa and their impact on the global atmosphere. *Ambio*, 29: 23-29.
- Scholes, R.J., Schulze, E.D., Pitelka, L.F. y Hall, D.O.** 1999. Biogeochemistry of terrestrial ecosystems. En B. Walker, W. Steffen, J. Canadell y J. Ingram, eds., *The Terrestrial Biosphere and Global Change: Implications for Natural and Managed Ecosystems*, pp. 271-303. Cambridge, UK, University Press Cambridge.
- Schlutheiß, U., Döhler H., Eckel, H., Früchtenicht, K., Goldbach, H., Kühnen, V., Roth, U., Steffens, G., Uihlein, A. y Wilcke, W.** 2003. *Heavy metal balances in livestock farming*. Proceeding form the workshop: AROMIS - Assessment and reduction of heavy metal inputs into agro-ecosystems. 24-25 de noviembre de 2003, Kloster Banz, Alemania.
- Schultz, R.C., Isenhart, T.M. y Colletti, J.P.** 1994. *Riparian buffer systems in crop and rangelands*. Agroforestry and Sustainable Systems: Symposium Proceedings, agosto de 1994.
- Schulze, D.E. y Freibauer, A.** 2005. Carbon unlocked from soils. *Nature*, 437: 205-206.
- Schwartz, P. y Randall, D.** 2003. *An abrupt climate change scenario and its implications for United States national security* (disponible en www.greenpeace.org/raw/content/international/press/reports/an-abrupt-climate-change-scena.pdf). Último acceso: junio de 2008).
- SCOPE 21.** 1982. *The major biogeochemical cycles and their interactions*. Comité Científico sobre los Problemas del Medio Ambiente (SCOPE) (disponible en <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope21/>). Último acceso: junio de 2008).
- Scrimgeour, G.J. y Kendall, S.** 2002. Consequences of livestock grazing on water quality and benthic algal biomass in a Canadian natural grassland plateau. *Environmental Management*, 29(6): 824-844.

- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.** 2003. *Interlinkages between biological diversity and climate change. Advice on the integration of biodiversity considerations into the implementation of the United Nations Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol.* Montreal, SCBD, 154 p. (CBD Technical Series n.º 10).
- Sharpley, A., Meisinger, J.J. Breeuwsma, A., Sims, J.T., Daniel, T.C. y Schepers, J.S.** 1998. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. En J.L. Hatfield, y B.A. Stewart, eds., *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*, pp. 173-242. Chelsea, Michigan, USA, Ann Arbor Press.
- Sharrow, S.H.** 2003. Soil compaction during forest grazing. *The Grazier*, 317:2, Oregon State University.
- Sheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. y Walker, B.** 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Sheldrick, W., Syers, J.K. y Lingard, J.** 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66[2]: 119-131.
- Shepherd, C.J., Pike, I.H. y Barlow, S.M.** 2005. *Sustainable feed resources of marine origin.* European Aquaculture Society Special Publication 35: 59-66.
- Shere, J.A., Bartlett, K.J. y Kaspar, W.** 1998. Longitudinal study of *Escherichia coli* O157:H7 dissemination on four dairy farms in Wisconsin. *Applied and Environmental Microbiology*, 64[4]: 1390-1399.
- Shere, J.A., Kaspar, C.W., Bartlett, K.J., Linden, S.E., Norell, B., Francey, S. y Schaefer, D.M.** 2002. Shedding of *Escherichia coli* O157:H7 in dairy cattle housed in a confined environment following waterborne inoculation. *Applied and Environmental Microbiology*, 68[4]: 1947-1954.
- Shore, L.S., Harel-Markowitz, E., Gurevich, M. y Shemesh, M.** 1993. Factors affecting the concentration of testosterone in poultry litter. *Environ. Sci. Health Part A* A28: 1737-1749.
- Siebers, J., Binner, R. y Wittich, K.P.** 2003. Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere*, 51[5]: 397-407.
- Siebert, S., Döll, P. y Hoogeveen, J.** 2001. Global map of irrigated areas version 2.0, Center for Environmental Systems Research, University of Kassel, Alemania / FAO, Roma.
- Siegenthaler, U., Stocker, T.F., Monnin, E., Lüthi, D., Schwander, J., Stauffer, B., Raynaud, D., Barnola, J., Fischer, H., Masson-Delmotte, V. y Jouzel, J.** 2005. Stable carbon cycle-climate relationship during the late pleistocene. *Science*, 310(5752): 1313-1317.
- Simberloff, D.** 1996. Impacts of introduced species in the United States. *Consequences*, 2[2]:13-22.
- Singh, B. y Sekhon, G.S.** 1976. Nitrate pollution of groundwater from nitrogen fertilizers and animal wastes in the Punjab, India. *Agriculture and Environment*, 3[1]: 57-67.
- Singh, R. P.** 1986. Energy accounting of food processing operations. En R. P. Singh, ed., *Energy in Food Processing* Nueva York: Elsevier, p. 20.
- Siriwardena, L., Finlayson, B.L. y McMahon, T.A.** 2006. The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: The Comet River, Central Queensland, Australia. *Journal of Hydrology*, 326[14]: 199-214.
- Sirohi, S. y Michaelowa, A.** 2004. *CDM potential of dairy sector in India.* HWWA discussion paper 273. Hamburgisches Welt-Wirtschafts-Archiv (HWWA). Hamburg Institute of International Economics. 73 pp.
- Skinner, B.J., Porter, S.C. y Botkin, D.B.** 1999. *The blue planet: An introduction to earth system science*, 2.^a edición. 576 pp.
- Slifko, T.R., Smith, H.V. y Rose, J.B.** 2000. Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30[12-13]: 1379-1393.
- Small, L. y Carruthers, I.** 1991. *Farmer financed irrigation - allocating a scarce resource: Water-use Efficiency.* Cambridge University Press, Capítulo 5, pp. 77-95.
- Smil, V.** 1999. Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, 13[2]: 647-662.
- Smil, V.** 2001. *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production.* USA, MIT Press, 411 pp.
- Smil, V.** 2002. Nitrogen and food production: proteins for human diets. *Ambio*, 31[2]: 126-131.

- Smith, B.E.** 2002. Nitrogenase reveals its inner secrets. *Science*, 297(5587): 1654-1655.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. y Møller, H.B.** 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69: 143-154.
- Soto, A., Calabro, J.M., Precht, N.V., Yau, A.Y., Orlando, E.F., Daxenberger, A., Kolok, A.S., Guillette, L.J. Jr., le Bizec, B., Lange, I.G. y Sonnenschein, C.** 2004. Androgenic and estrogenic activity in water bodies receiving cattle feedlot effluent in eastern Nebraska, USA. *Environmental Health Perspectives*, 112(3).
- Spahni, R., Chappellaz, J., Stocker, T.F., Loulergue, L., Hausmann, G., Kawamura, K., Flückiger, J., Schwander, J., Raynaud, D., Masson-Delmotte, V. y Jouzel, J.** 2005. Atmospheric methane and nitrous oxide of the late Pleistocene from Antarctic ice cores. *Science*, 310(5752): 1317-1321.
- Speedy, A.W.** 2003. Global production and consumption of animal source foods. *Journal of Nutrition*, 133: 4048S-4053S.
- Staliknecht, D.E. y Justin D.** 2006 *Brown wild birds and the epidemiology of Avian Influenza*. Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- Steinfeld, H. y Chilonda, P.** 2006. Old players, new players. En A. McLeod, ed., *Livestock Report 2006*, pp. 3-15, FAO, Roma (disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0255e/a0255e01.pdf>). Último acceso: junio de 2008).
- Steinfeld, H., de Haan, C.H., y Blackburn, H.** 1997. *Livestock and the environment Interactions: Issues and Options*. Suffolk, UK, WRENmedia.
- Steinfeld, H., Wassenaar, T. y Jutzi, S.** 2006. Livestock production systems in developing countries: Status, drivers, trends. *Rev. Sci. Rech. Off. Int. Epiz.*, 25(2). En prensa.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R.D. y Eden, P.** 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4): 337-365.
- Sumberg, J.** 2003. Toward a dis-aggregated view of crop-livestock integration in Western Africa. *Land Use Policy*, 20(3) 253-264.
- Sundermeier, A., Reeder, R. y Lal, R.** 2005. *Soil carbon sequestration – Fundamentals*. Ohio State University Extension Fact Sheet AEX-510-05 (disponible en ohioline.osu.edu/aex-fact/0510.html). Último acceso: junio de 2008).
- Sundquist, B.** 2003. *Grazing lands degradation: A global perspective*, 4.^a edición.
- Sundquist, E.T.** 1993. The global carbon dioxide budget. *Science*, 259: 934-941.
- Sustainable Table.** 2005. *The issues, Environment* (disponible en www.sustainabletable.org/issues/environment/). Último acceso: junio de 2008).
- Sutton, A., Applegate, T., Hankins, S., Hill, B., Sholly, D., Allee, G., Greene, W., Kohn, R., Meyer, D., Powers, W. y van Kempen, T.** 2001. Manipulation of animal diets to affect manure production, composition and odours: state of the science. En J.M. Rice, D.F. Caldwell y F.J. Humenik, eds., *Animal agriculture and the environment: National Center For Manure And Animal Waste Management White Papers*, pp. 377-408. St. Joseph, Michigan, USA. Publicado por la American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Swanson, S.** 1996. *Riparian pastures*, Fact sheet n.^o 19. Rangeland Watershed Program, UC Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center, Agronomy and Range Science. Davis, USA, University of California.
- Swift, M.J., Seward, P.D., Frost, P.G.H., Qureshi, J.N. y Muchena, F.N.** 1994. Long-term experiments in Africa: developing a database for sustainable land use under global change. En R.A. Leigh, y A.E. Johnston, eds., *Long-term experiments in agricultural and ecological sciences*, pp. 229-251. Wallingford, UK, CABI Publishers.
- Syvitski, J.P.M., Peckham, S.D., Hilberman, R. y Mulder, T.** 2003. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective. *Sedimentary Geology*, 162: 5-24.
- Szott, L., Ibrahim, M. y Beer, J.** 2000. *The hamburger connection hangover: cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America*. Turrialba, Costa Rica, CATIE.

- Tabarelli, M. y Gascon, C.** 2005. Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3): 734-739.
- Tadesse, G. y Peden, D.** 2003. Livestock grazing impact on vegetation, soil and hydrology in a tropical highland watershed. En P.G. McCornick, A.B. Kamara y G. Tadesse, eds., *Integrated water and land management research and capacity building priorities for Ethiopia*. Proceedings of a MoWR/EARO/IWMI/ILRI international workshop. Instituto Internacional de Investigaciones Agropecuarias, 2-4 de diciembre de 2002, Addis Abeba, Etiopía, pp. 87-97.
- Tansey, G.J., Stroppiana, D., Sousa, A., Silva, J., Pereira, J.M.C., Boschetti, L., Maggi, M., Brivio, P.A., Fraser, R., Flasse, S., Ershov, D., Binaghi, E., Graetz, D. y Peduzzi, P.** 2004. Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, Vol. 109, D14S03.
- Tate, K.W.** 1995. *Infiltration and overland flow*. Fact Sheet n.º 37. Rangeland Watershed Program, UC Cooperative Extension and USDA Natural Resources Conservation Service, California Rangelands Research and Information Center, Agronomy and Range Science, Davis, USA, University of California.
- Thellung, A.** 1912. La flore adventice de Montpellier. *Memoires de la Société Nationale des Sciences Naturelles et Mathématiques*, 38: 57-728.
- The State of Queensland.** 2004. *The Desert Uplands*. NRM facts, Land series. The State of Queensland, Department of Natural Resources and Mines.
- Thobani, M.** 1997. Formal water markets: why, when and how to introduce tradable water rights. *The World Bank Research Observer*, 12(2), agosto de 1997: 163-165.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Lee Hannah, Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. y Williams, S.E.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427:145-148.
- Thomas, D.S.** 2002. Sand, grass, thorns, and cattle: The modern Kalahari. En Deborah Sporton y David S. G. Thomas, eds., *Sustainable livelihoods in Kalahari environments: Contributions to global debates*. Nueva York, Oxford University Press, Inc. pp 21-38.
- Thompson, A.M., Witte, J.C., Hudson, R.D., Guo, H., Herman, J.R. y Fujiwara, M.** 2001. Tropical tropospheric ozone and biomass burning. *Science*, 291: 2128-2132.
- Thorsten, C., Schneider, R.J., Färber, H.A., Skutlarek, D. y Goldbach, H.E.** 2003. Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31(1): 36-44.
- Tidwell, J.H. y Allan, G.L.** 2001. *Fish as food: aquaculture's contribution*. European Molecular Biology Organization (EMBO) reports 2(11): 958-963.
- Tietenberg, T.** 2003. *Environmental and natural resource economics*, 6.^a edición, Addison Wesley.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. y Swackhamer, D.** 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515): 281-284.
- Tonhasca, A. y Byrne, D.N.** 1994. The effects of crop diversification on herbivorous insects: a meta-analysis approach. *Ecological Entomology*, 19: 239-244.
- Toutain, B.** 2001. *Mission d'appui scientifique sur le thème de la transhumance*. Programme régional parc du W - ECOPAS. Rapport CIRAD - EMVT No.01-43, julio de 2001.
- Tran Thi Dan, Thai Anh Hoa, Le Quang Hung, Bui Minh Tri, Ho Thi Kim Hoa, Le Thanh Hien y Nguyen Ngoc Tri.** 2003. *LEAD pilot project on the Area-wide integration (AWI) of specialized crop and livestock activities in Vietnam*. Editado por C. Narrod y P. Gerber.
- Travasso, M.I., Magrin, G.O., Rodríguez, G.R. y Boullón, D.R.** 1999. Climate Change assessment in Argentina: II. Adaptation strategies for agriculture. *Food and Forestry: Global Change and Global Challenge*. GCTE Focus 3 Conference. Reading, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, septiembre de 1999.
- Tremblay, L.A. y Wratten, S.D.** 2002. Effects of Ivermectin in dairy discharges on terrestrial and aquatic invertebrates. *DOC Science Internal Series* 67. Department of Conservation, Wellington. 13 pp.

- Trimble, S.W. y Mendel, A.C.** 1995. The cow as a geomorphic agent—a critical review. *Geomorphology*, 13: 233-253.
- Tschakert, P. y Tappan, G.** 2004. The social context of carbon sequestration: considerations from a multi-scale environmental history of the Old Peanut Basin of Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59(3): 535-564.
- Tsur, Y. y Dinar, A.** 1997. The relative efficiency and implementation costs of alternative methods of pricing irrigation water. *The World Bank Economic Review*, 11(2), mayo de 1997: 243-262.
- Turner, K., Georgiou, S., Clark, R., Brouwer, R. y Burke, J.** 2004. Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. FAO water reports n.º 27, FAO, Roma (disponible en <http://www.fao.org/docrep/007/y5582e/y5582e00.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- Tveteras, S. y Tveteras, R.** 2004. *The global competition for wild fish resources between livestock and aquaculture*. 13th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics. 25-28 de junio de 2004, Budapest, Hungría.
- IUCN.** 2000. *IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. Unión Mundial para la Naturaleza, Gland, Suiza.
- IUCN.** 2004. *The 2004 IUCN red list of threatened species*. Unión Mundial para la Naturaleza (disponible en http://www.iucn.org/themes/ssc/red_list_2004/GSAexecsumm_EN.htm). Último acceso: junio de 2008).
- IUCN.** 2005. Wetlands and water resources: The ongoing destruction of precious habitat. Unión Mundial para la Naturaleza (disponible en <http://www.iucn.org/themes/wetlands/wetlands.html>. Último acceso: junio de 2008).
- IUCN.** 2006. *Summary statistics for globally threatened species*. Unión Mundial para la Naturaleza, Ginebra.
- UNESCO.** 1979. *Tropical grassland ecosystems*. UNESCO, París.
- UNESCO.** 2005. *Portal agua* (disponible en http://www.unesco.org/water/index_es.shtml). Último acceso: junio de 2008).
- Unión Europea.** 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Anexo I: Tipos de hábitats naturales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación (disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:ES:HTML>. Último acceso: junio de 2008).
- Unión Europea.** 2006. *El portal de la Unión Europea* (disponible en http://europa.eu/index_es.htm. Último acceso: junio de 2008).
- Unklesbay, N. y Unklesbay, K.** 1982. *Energy Management in Foodservice*. AVI Publishing Co., Westport, CT.
- Uri, N.D. y Lewis, J.A.** 1998. The dynamics of soil erosion in US agriculture. *The Science of the Total Environment*, 218(1): 45-58.
- USDA.** 2004. *US agriculture and forestry greenhouse gas inventory: 1990-2001*. U.S. Department of Agriculture, Global Climate Change Program, Technical Bulletin n.º 1907 (disponible en www.usda.gov/oce/global_change/gg_inventory.htm. Último acceso: junio de 2008).
- USDA/ERA.** 2002. Adoption and pesticide use. *Adoption of Bioengineered Crops*. Agricultural Economic Report n.º (AER810), 67 pp.
- USDA/FAS.** 2000. *Meat and bone meal ban may induce South American soybean planting*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio Agrícola del Exterior (disponible en www.fas.usda.gov/pecad2/highlights/2000/12/EU_mbmb_ban.htm. Último acceso: junio de 2008).
- USDA/FAS.** 2004. *World Broiler Trade Overview*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio Agrícola del Exterior (disponible en <http://www.fas.usda.gov/dlp2/circular/2004/04-10LP/broileroverview.html>. Último acceso: junio de 2008).
- USDA/NASS.** 2001. *Agricultural chemical use*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio Nacional de Estadísticas Agrícolas.
- USDA/NRCS.** 1998. *Soil quality indicators: Infiltration*. Soil Quality Information Sheet. Soil Quality Institute, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio de Conservación de Recursos Naturales.

- USDA/NRCS.** 1999. *Risk of human induced water erosion map*. Soil Survey Division, World Soil Resources, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América: Servicio de Conservación de Recursos Naturales. Washington DC.
- US-Geological Survey.** 2005a *The water cycle*. United States Geological Survey (USGS) [disponible en <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycle.html>. Último acceso: junio de 2008].
- US-Geological Survey.** 2005b. *Estimated use of water in the United States in 1990: Livestock water use*. United States Geological Survey (USGS) [disponible en <http://water.er.usgs.gov/watuse/wulv.html>].
- Vallentine, J.F.** 1990. *Grazing Management*. San Diego, California: Academic Press. 533 p.
- Van Aardenne, J.A., Dentener, F.J., Olivier, J.G.J., Klein Goldewijk, C.G.M. y Lelieveld, J.** 2001. A high resolution dataset of historical anthropogenic trace gas emissions for the period 1890-1990. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4): 909-928.
- van Auken, W.O.** 2000. Shrub invasions of North American semi-arid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:197-216.
- Van der Hoek, K.W.** 1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution*, 102: 127-132.
- van Ginkel, J.H., Whitmore, A.P. y Gorissen, A.** 1999. Lolium perenne grasslands may function as a sink for atmospheric carbon dioxide. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1580-1584.
- Van Vuuren, A.M. y Meijis, J.A.C.** 1987, *Animal manure on grassland and fodder crops: fertiliser or waste?* Editado por H.G.Van der Meer, R.J. Unwin, T.A. van Dijk y G.C. Ennik, Nijhoff, Dordrecht, Países Bajos. pp 27-45.
- Vannuccini, S.** 2004. Overview of fish production, utilization, consumption and trade. *Fishery Information, Data And Statistics Unit, FAO*. 20 pp.
- Vasilikiotis, C.** 2001. Can Organic Farming "Feed the World"? University of California, Berkeley. *Energy Bulletin* [disponible en http://www.cnr.berkeley.edu/~christos/articles/cv_organic_farming.html. Último acceso: junio de 2008].
- Velusamy, R., Singh, B.P. y Raina, O.K.** 2004. Detection of *Fasciola gigantica* infection in snails by polymerase chain reaction. *Veterinary Parasitology*, 120(1-2): 85-90.
- Vera, F.W.M.** 2000. *Grazing ecology and forest history*. Wallingford, UK, CABI Publishing.
- Verburg, P.H., Chen, Y.Q. y Veldkamp, A.** 2000. Spatial explorations of land-use change and grain production in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82: 333-354.
- Verburg, P.H., Hugo, A.C. y Van Der Gon, D.** 2001. Spatial and temporal dynamics of methane emissions from agricultural sources in China. *Global Change Biology*, 7(1): 31-47.
- Vet, R.** 1995. *GCOS observation programme for atmospheric constituents: Background, status and action plan*. Global Climate Observing System Report n.º 20. Organización Meteorológica Mundial.
- Vickery, J. A., Tallowin, J.R.B., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. y Brown, V.K.** 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38 : 647-664.
- Viollat, P.L.** 2006. *Argentine, un cas d'école*. Le Monde Diplomatique, abril de 2006.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. y Tilman, D.G.** 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3): 737-750.
- Vlek, P.L.G., Rodríguez-Kuhl, G. y Sommer, R.** 2004. Energy use and CO₂ production in tropical agriculture and means and strategies for reduction or mitigation. *Environment, Development and Sustainability*, 6(1-2): 213-233.
- von Dörte, E.** 2004. *Water management in rural China: The role of irrigation water charges* [disponible en <http://umweltoekonomie.tu-berlin.de/fileadmin/documents/umweltoekonomie/lehre-diplomarbeiten-Ehrenspurger%202004.pdf>. Último acceso: junio de 2008].

- von Tschudi, J.J.** 1868. *Reisen durch Sudamerika*, Vol. 4. Leipzig: Verlag 1 Brockhaus. Stuttgart: Omnitipie-Gesellschaft Nachf. Leopold Zechnall rep. 1971. 320 pp.
- Vought, L.B.M., Pinay, G., Fuglsang, A. y Ruffinoni, C.** 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31(1-3): 323-331.
- Wahl, R.W.** 1997. *Water pricing experiences: An international perspective - United States*. World Bank Technical Paper n.º 386, pp 144-148.
- Walker, R.** 1993. Deforestation and economic development. *Canadian Journal of Regional Science*, 16(3): 481-497.
- Wallinga, D.** 2002. Antimicrobial use in animal feed: An ecological and public health problem. *Minnesota Medical Association*, Volumen 85, octubre de 2002.
- Ward, A.D.** 2004. ACSM 370 Teaching Materials: Principles of Hydrology, Lecture 2: Infiltration. Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, Ohio State University, USA.
- Ward, F. y Michelsen, A.** 2002. The economic value of water in agriculture: concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5): 423-446.
- Ward, G.M., Knox, P. L. y Hobson, B.W.** 1977. Beef production options and requirements for fossil fuel. *Science*, 198: 265-271.
- Ward, R.C. y Robinson, M.** 2000. *Principles of hydrology*, 4.^a edición, McGraw-Hill Publishing Company, Londres, 450 pp.
- Wardrop Engineering.** 1998. Citado por UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry, 2004. Fact Sheet 7: Food Manufacturing Series (disponible en <http://www.gpa.uq.edu.au/CleanProd/Res/facts/FACT7.HTM>).
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M. y Steinfeld, H.** 2006. Projecting land use changes in the Neotropics - The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*. En prensa.
- Waters, T.F.** 1995. *Sediment in streams: sources, biological effects, and control*. American Fisheries Society Monograph 7. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 251 pp.
- Watson, R. y Pauly, D.** 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534 536.
- Webster, R.G., Naeve, C.W.y Krauss, S.** 2006. *The evolution of influenza viruses in wild birds*. Conferencia Científica Internacional OIE/FAO sobre la Influenza Aviar y la Avifauna Silvestre, FAO, Roma, 30-31 de mayo de 2006.
- Westing, A.H., Fox, W. y Renner, M.** 2001. *Environmental degradation as both consequence and cause of armed conflict*. Working Paper prepared for Nobel Peace Laureate Forum participants by PREPCOM subcommittee on Environmental Degradation.
- White, R.P., Murray, S. y Rohweder, M.** 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: grassland ecosystems*. Washington DC, Instituto de Recursos Mundiales.
- Whitehead, W.K. y Shupe, W.L.** 1979. Energy requirements for processing poultry. *Transactions of the ASAE* [American Society of Agricultural Engineers], v. 22(4), pp. 889-893.
- Whitmore, A.P.** 2000. *Impact of livestock on soil*. Sustainable Animal Production (disponible en <http://www.agriculture.de/acms1/conf6/ws4lives.htm>. Último acceso: junio de 2008).
- Wichelns, D.** 2003. The role of public policies in motivating virtual water trade, with an example from Egypt (I. Delft, Trans.). En A.Y. Hoekstra, ed., *Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade*, Value of Water Research Series n.º 12, UNESCO-IHE.
- Wilcock, R.J., Scarsbrook, M.R., Cooke, J.G., Costley, K.J. y Nagels, J.W.** 2004. Shade and flow effects on ammonia retention in macrophyte-rich streams: implications for water quality. *Environmental Pollution*, 132(1): 95-100.
- Woodroffe, R., Linsey, P., Romanach, S., Stein, A. y Ranah, S. M.K.** 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation*, 124: 225-234.
- WWF.** 2003. Soy expansion losing forests to the fields. Forest Conversion INFO - Soy. WWF Forest Conversion Initiative, Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) (disponible en <http://assets.panda.org/downloads/wwfsoyexpansion.pdf#search=%22WWF%202003%20-%20CERRADO%22>). Último acceso: junio de 2008).
- WWF.** 2005. *Wild Places Ecoregions*. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) (disponible en <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/>). Último acceso: junio de 2008).

- Xercavins Valls, J.** 1999. *Carrying capacity in east sub-Saharan Africa: A multilevel integrated assessment and a sustainable development approach.* Tesis doctoral. Universita Politècnica de Catalunya.
- Yang, H., Zhang, X. y Zehnder, A.J.B.** 2003. Water scarcity, pricing mechanism and institutional reform in Northern China irrigated agriculture. *Agricultural Water Management*, 61: 143-161.
- Yang, X., Zhang, K., Jia, B. y Ci, L.** 2005. Desertification assessment in China: an overview. *Journal of Arid Environments*, 63[2]: 517-531.
- You, L., Wood, S. y Wood-Sichra, U.** 2006. Generating global crop distribution maps: from census to grid. Artículo presentado en la Conferencia de la International Association of Agricultural Economists, 11-18 de agosto de 2006, Gold Coast, Australia.
- Zhang, H., Dao, T. H., Wallace, H.A., Basta, N.T., Dayton, E.A. y Daniel, T.C.** 2001. *Remediation techniques for manure nutrient loaded soils.* White paper summaries, National center for manure and waste management.
- Zhang, H.C., Cao, Z.H., Shen, Q.R. y Wong, M.H.** 2003. Effect of phosphate fertilizer application on phosphorus (P) losses from paddy soils in Taihu Lake Region I. Effect of phosphate fertilizer rate on P losses from paddy soil. *Chemosphere*, 50(6): 695-701.
- Zhang, Y.K. y Schilling, K.E.** 2006. Increasing streamflow and baseflow in Mississippi River since the 1940 s: Effect of land use change. *Journal of Hydrology*, Vol. 324. 1-4, 15 de junio de 2006, pp. 412-422.
- Zhou, Z.Y., Wu, Y.R. y Tian, W.M.** 2003. *Food consumption in rural China: preliminary results from household survey data.* Proceedings of the 15th Annual Conference of the Association from Chinese Economics Studies, Australia.
- Zimmer, D. y Renault, D.** 2003. *Virtual water in food production and global trade: review of methodological issues and preliminary results.* Actas de la reunión de expertos celebrada el 12-13 de diciembre de 2002, Delft, Países Bajos. Editor Arjen Hoekstra, Delft, Países Bajos, UNESCO-IHE.

Anexo 1

Mapas mundiales

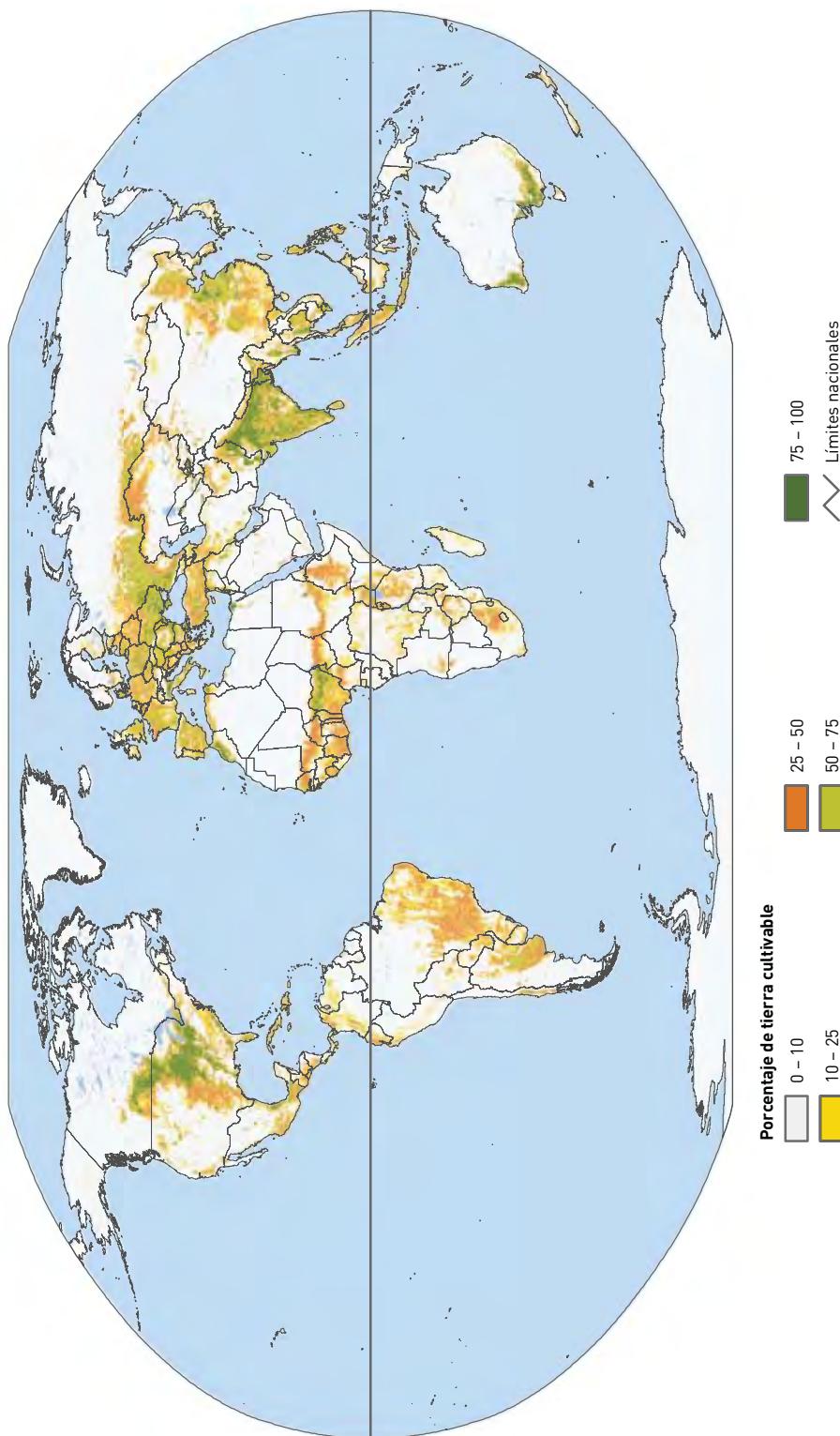
Anexo 1

Mapas mundiales

Mapa 1	Extensión de la tierra cultivable en 2000	363
Mapa 2	Transición de los bosques y degradación del suelo en las tierras secas	364
Mapa 3	Distribución estimada de la población humana	365
Mapa 4	Productividad primaria neta estimada en las áreas con predominio de pastizales	366
Mapa 5	Producción estimada de maíz para la alimentación animal	367
Mapa 6	Producción estimada de cebada para la alimentación animal	368
Mapa 7	Producción estimada de trigo para la alimentación animal	369
Mapa 8	Producción agregada estimada de maíz, trigo y cebada para la alimentación animal	370
Mapa 9	Producción estimada de soja para la alimentación animal	371
Mapa 10	Uso actual dominante de la tierra en zonas con un alto índice de aptitud para los pastos actualmente destinadas a otros usos	372
Mapa 11	Aptitud estimada para la producción de cereales de secano – alto nivel de insumos	373
Mapa 12	Aptitud estimada para la producción de soja – maximización de la tecnología	374
Mapa 13	Distribución estimada de los sistemas de producción pecuaria	375
Mapa 14	Distribución estimada de la población de aves de corral producida industrialmente	376
Mapa 15	Distribución estimada de la población de cerdos producida industrialmente	377
Mapa 16	Distribución estimada de las aves de corral	378
Mapa 17	Distribución estimada del ganado porcino	379
Mapa 18	Distribución estimada del ganado bovino	380
Mapa 19	Distribución estimada de los pequeños rumiantes	381
Mapa 20	Distribución agregada estimada de cerdos, aves de corral, bovinos y pequeños rumiantes	382
Mapa 21	Estimación del superávit/déficit de piensos – cereales (cerdos y aves de corral)	383
Mapa 22	Estimación del superávit/déficit de piensos – harina de soja (cerdos y aves de corral)	384
Mapa 23	Estimación del superávit/déficit de carne de aves de corral	385
Mapa 24	Estimación del superávit/déficit de carne de cerdo	386
Mapa 25	Estimación del superávit/déficit de carne de bovino	387
Mapa 26	Riesgo de degradación de los pastos en tierras secas y en tierras frías	388
Mapa 27	Presión humana sobre la demanda ambiental de agua (extracción de agua como proporción del agua disponible para uso humano)	389
Mapa 28	Ecoregiones afectadas por la producción pecuaria	390

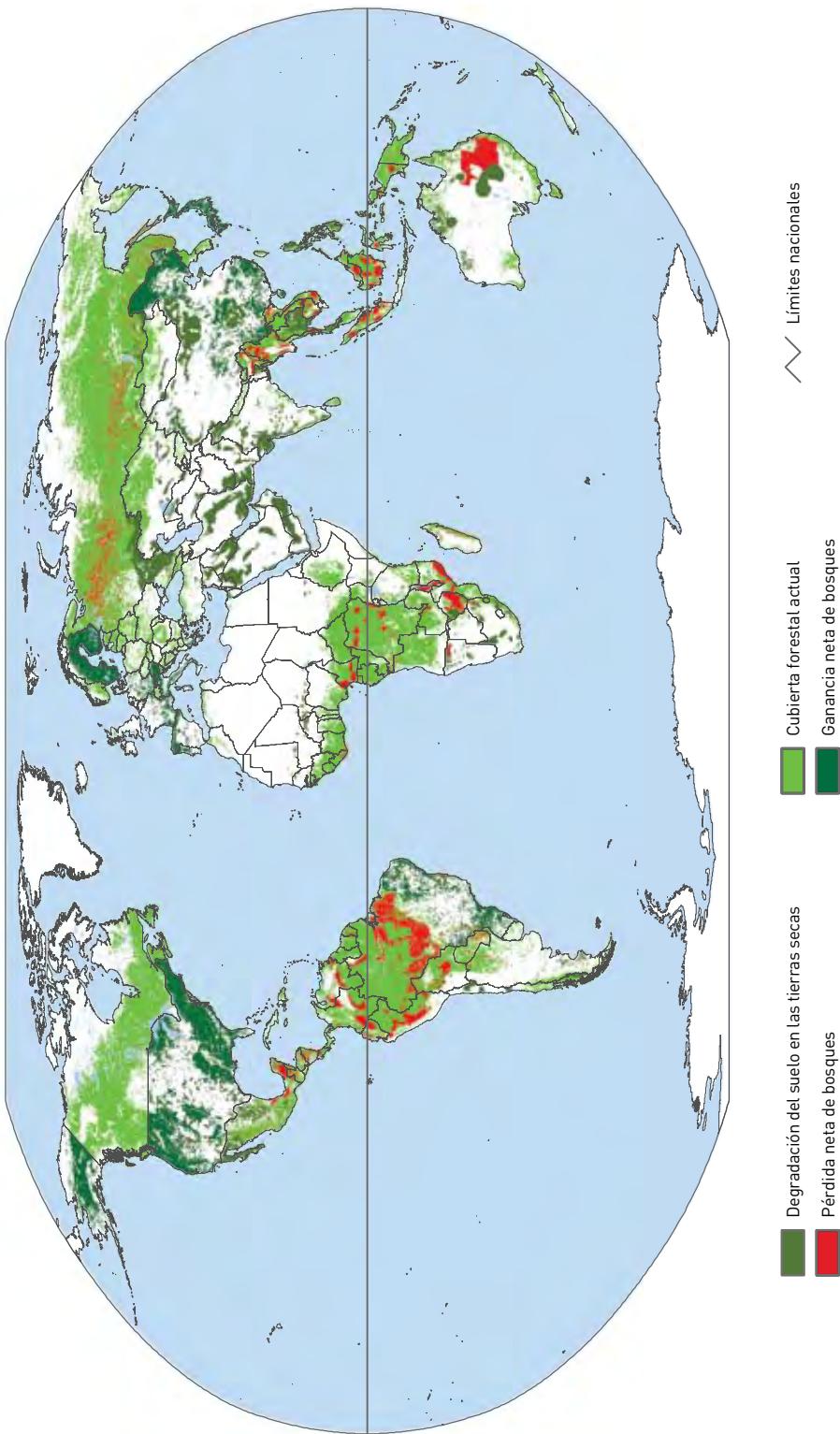
<u>Mapa 29</u>	La producción pecuaria como una amenaza para los lugares críticos en biodiversidad en el mundo	391
<u>Mapa 30</u>	Emisiones totales de gases de efecto invernadero provenientes de la fermentación entérica y el estiércol, por especies y principales sistemas de producción	392
<u>Mapa 31</u>	Emisiones totales de metano provenientes de la fermentación entérica y el estiércol, por especies y principales sistemas de producción	393
<u>Mapa 32</u>	Emisiones de óxido nitroso provenientes del estiércol, por especies y principales sistemas de producción	394
<u>Mapa 33A</u>	Proyecciones sobre la expansión de las tierras cultivadas y los pastos en los bosques neotropicales de 2000 a 2010	395
<u>Mapa 33B</u>	Proyecciones sobre la expansión de las tierras cultivadas y los pastos en los bosques neotropicales de 2000 a 2010	396

Mapa 1 Extensión de la tierra cultivable en 2000



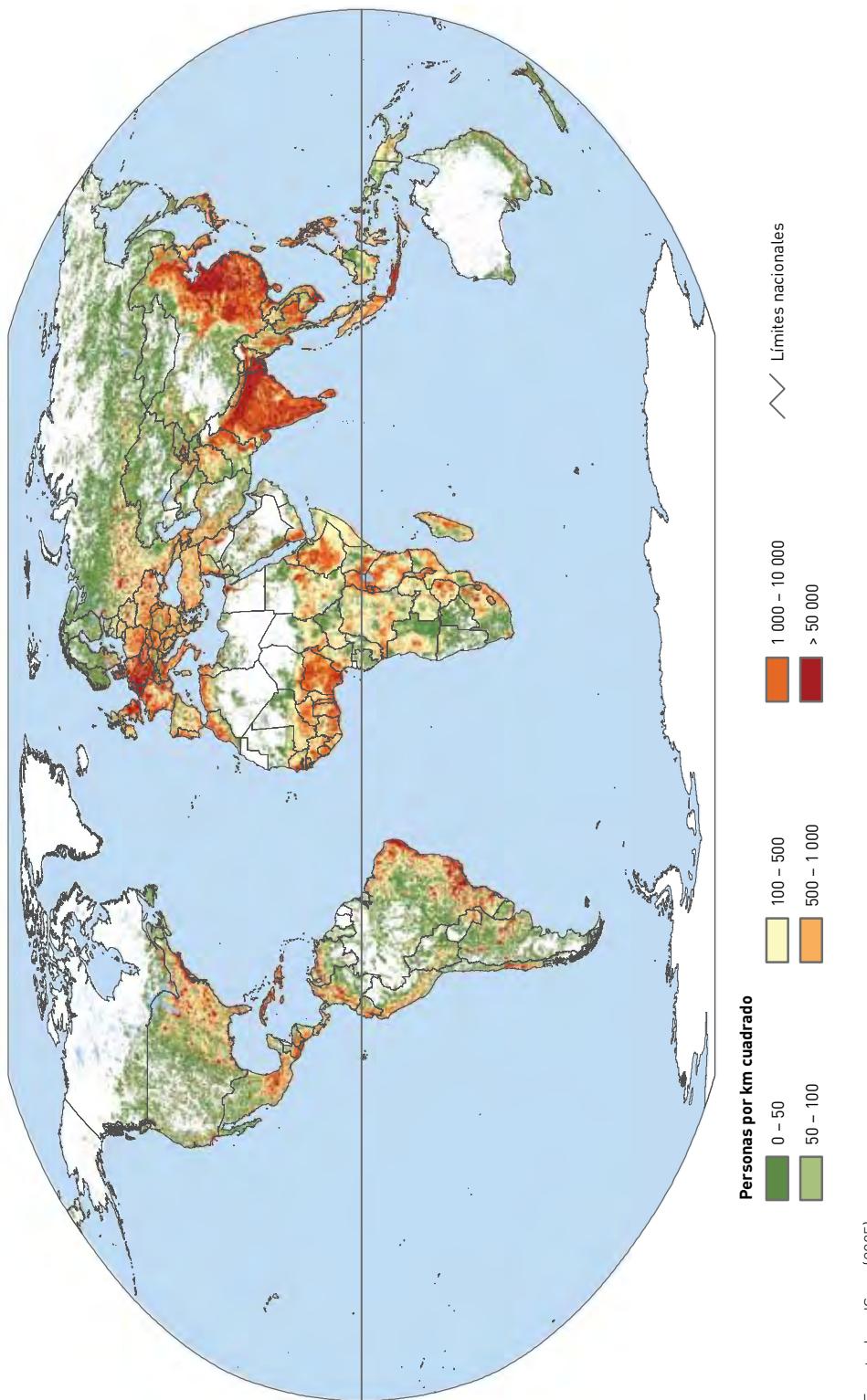
Fuente: FAO (2006f).

Mapa 2 Transición de los bosques y degradación del suelo en las tierras secas



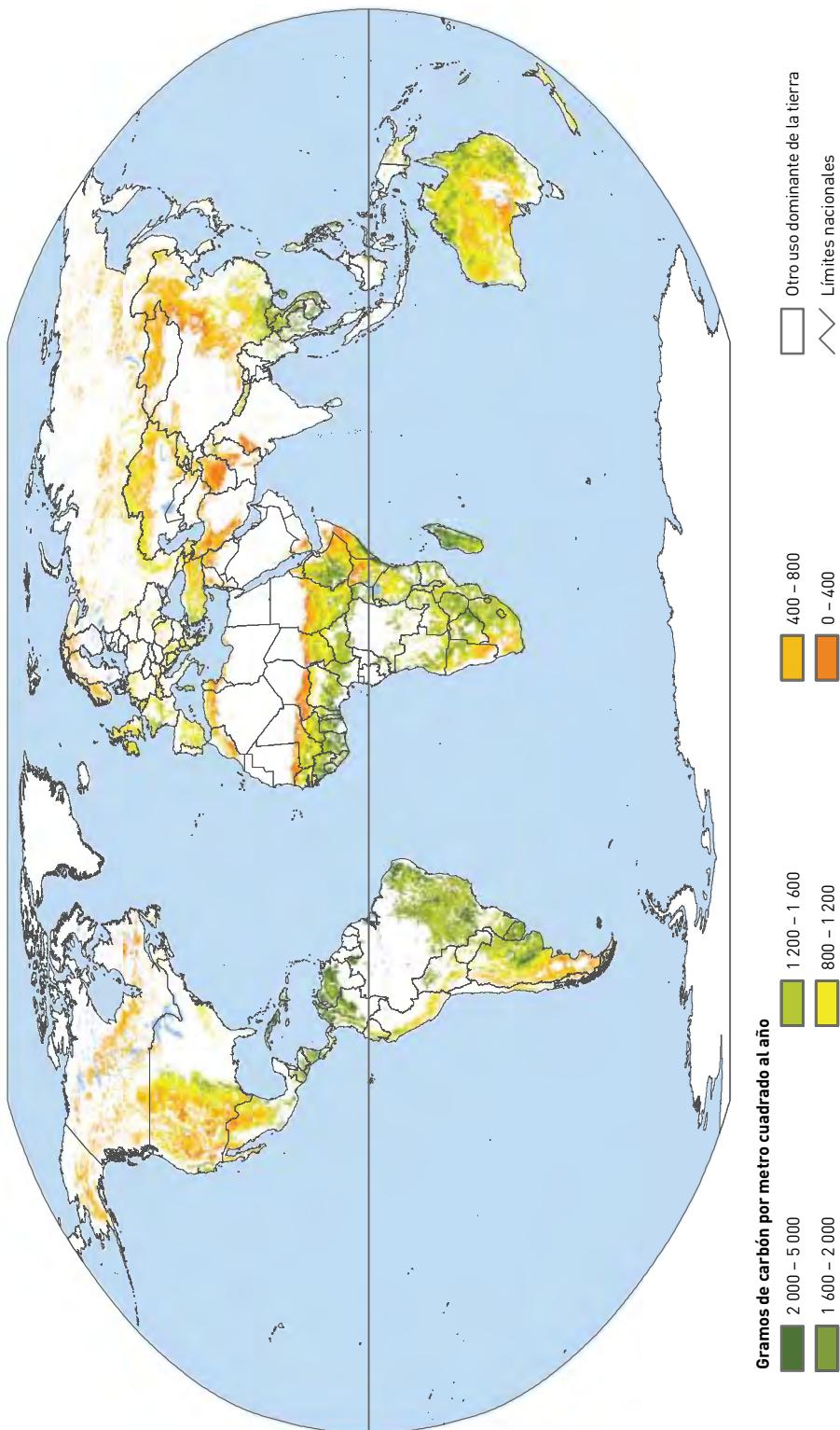
Fuente: EM (2005a).

Mapa 3 Distribución estimada de la población humana

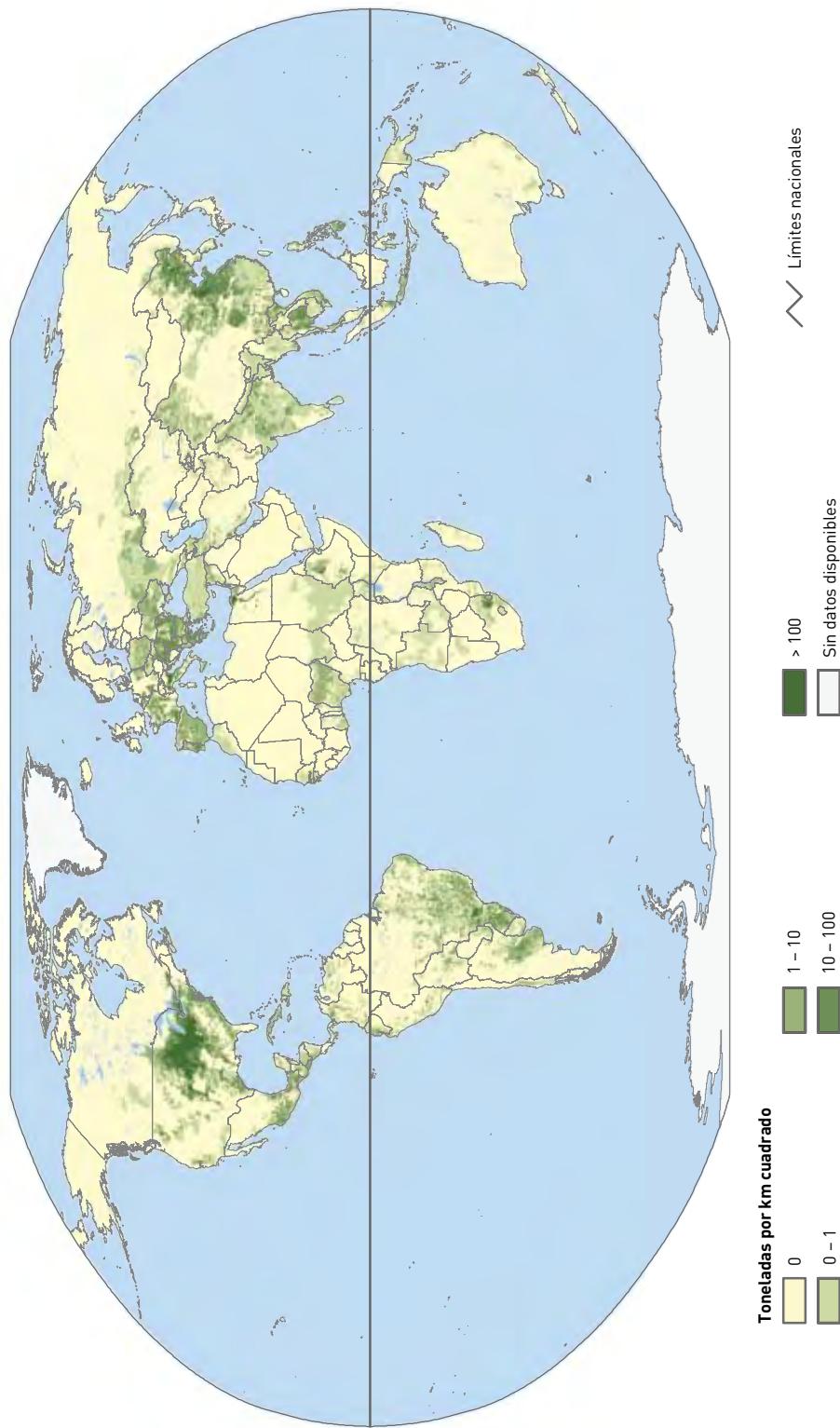


Fuente: LandScan [2005].

Mapa 4 Productividad primaria neta estimada en las áreas con predominio de pastizales

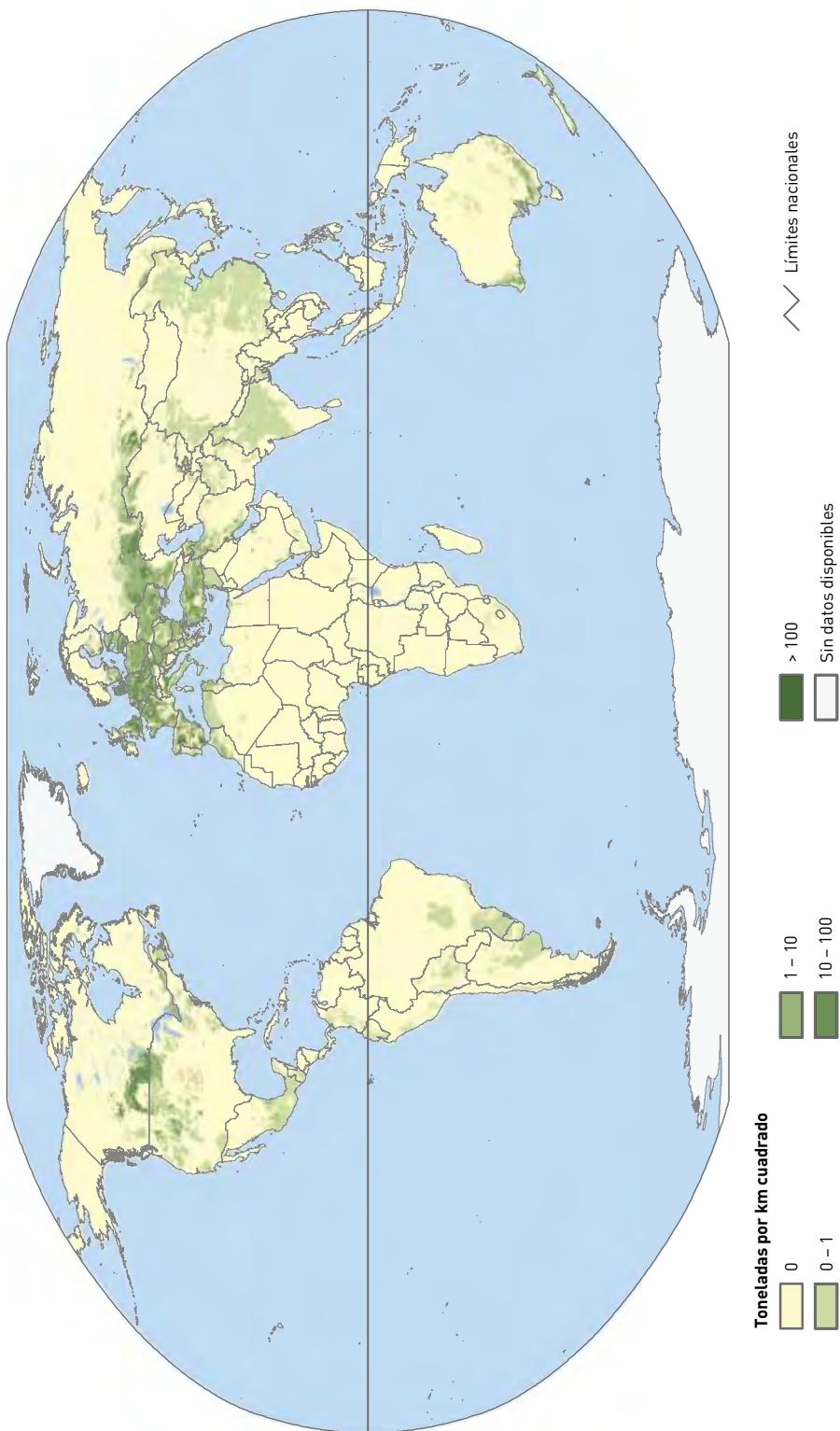


Fuente: La productividad primaria neta estimada [Prince y Goward, 1995] se visualiza para las cuadrículas en las que al menos una tercera parte de la superficie se usa como pasto [FAO,2006f].

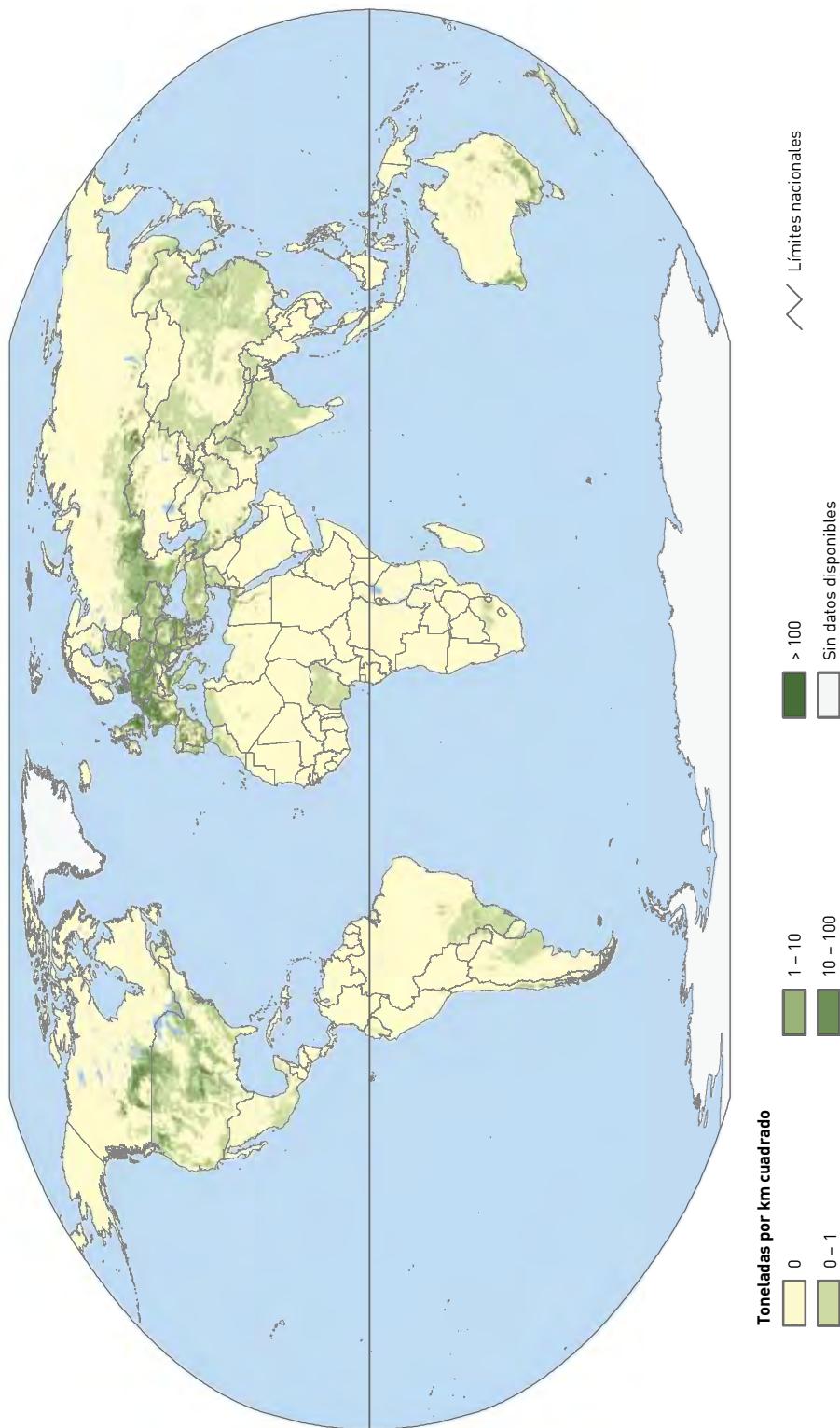
Mapa 5 Producción estimada de maíz para la alimentación animal

Fuente: LEAD. Se realizó una estimación de la fracción de la producción total dedicada a la alimentación animal a nivel nacional [FAO, 2006b] y las relaciones se aplicaron al mapa de producción de cultivos [You, Woody y Wood-Schra, 2006].

Mapa 6 Producción estimada de cebada para la alimentación animal

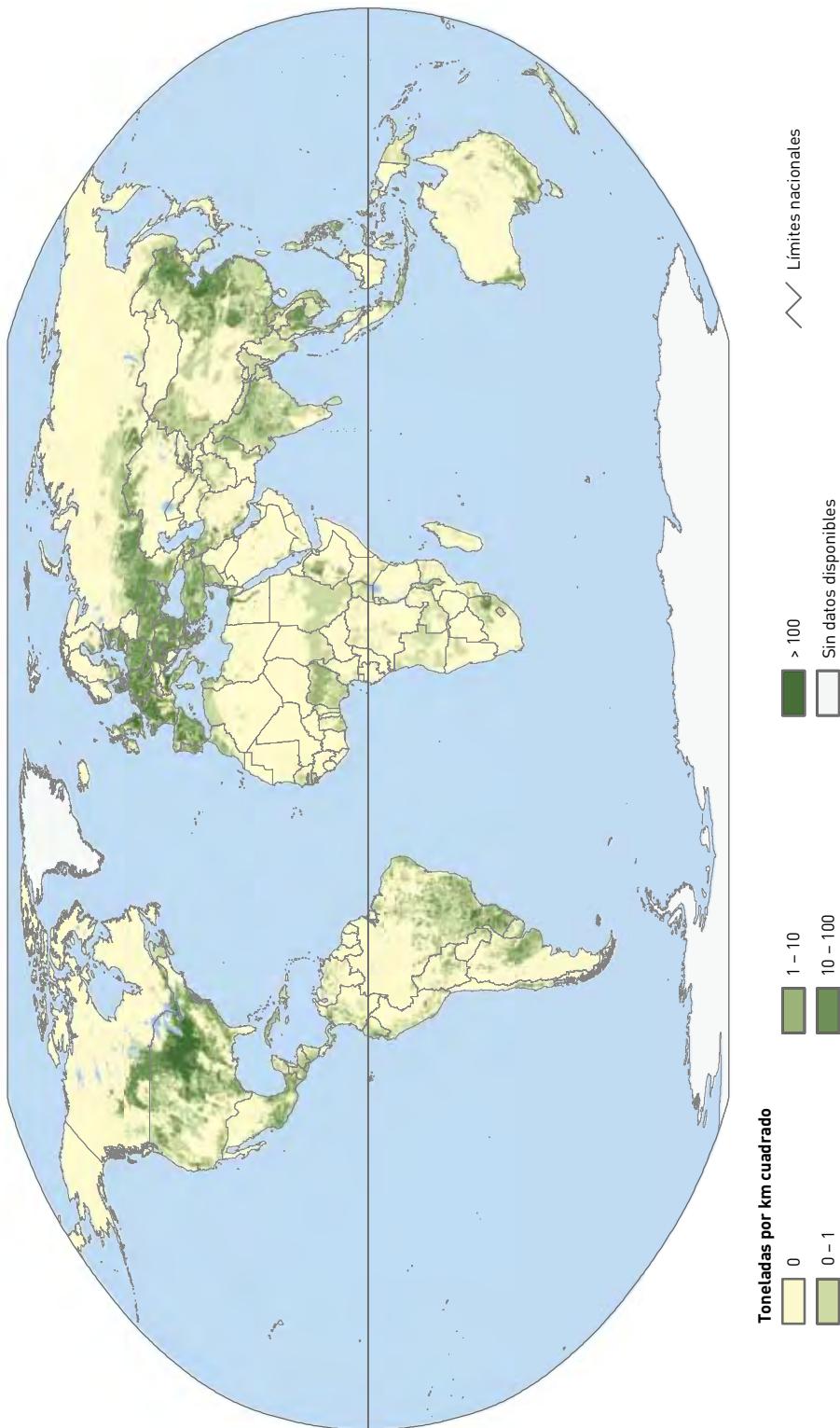


Fuente: LEAD. Se realizó una estimación de la fracción de la producción total dedicada a la alimentación animal a nivel nacional [FAO, 2006b] y las relaciones se aplicaron al mapa de producción de cultivos [You, Woody y Wood-Sichra, 2006].

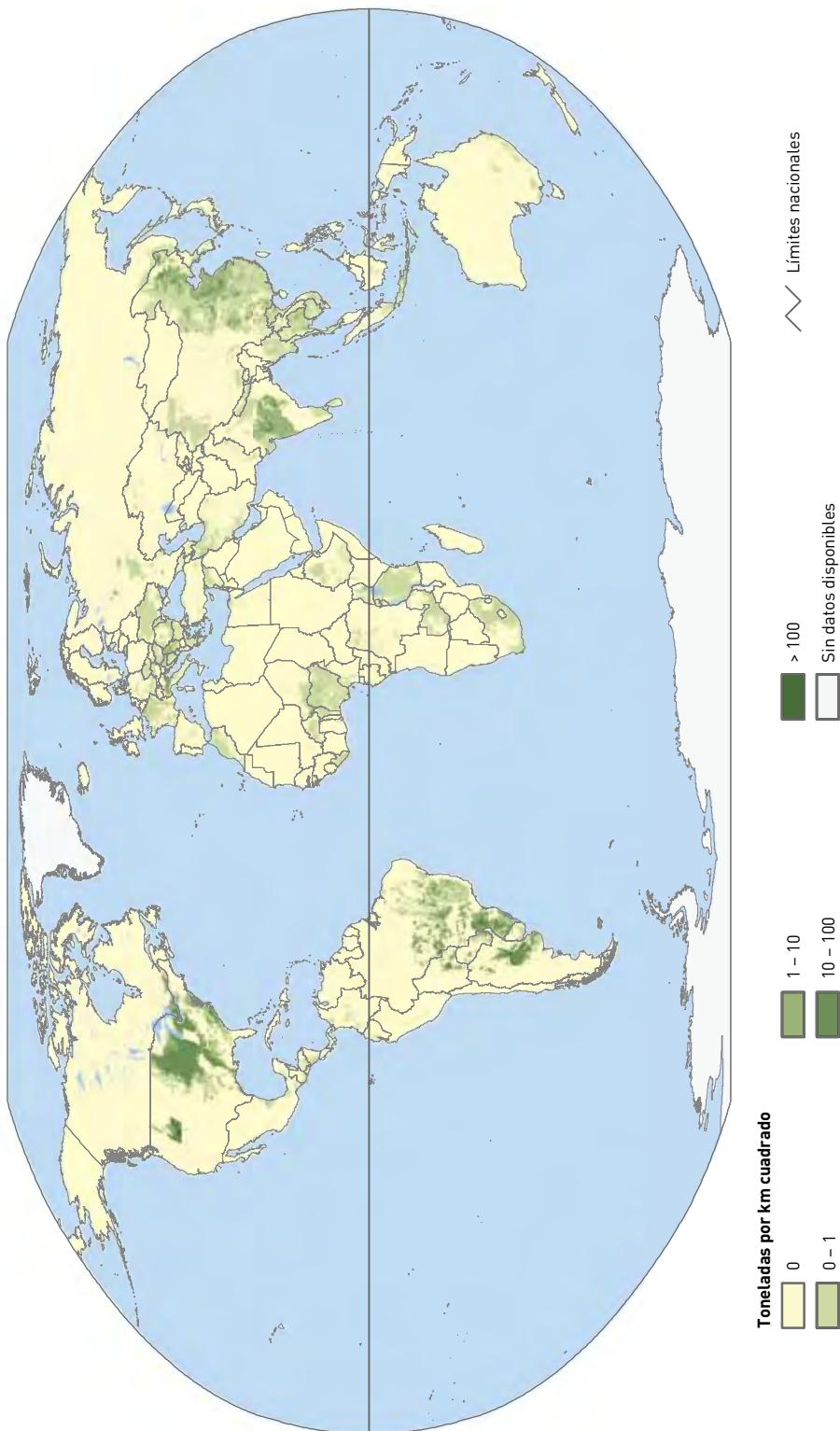
Mapa 7 Producción estimada de trigo para la alimentación animal

Fuente: LEAD. Se realizó una estimación de la fracción de la producción total dedicada a la alimentación animal a nivel nacional [FAO, 2006b] y las relaciones se aplicaron al mapa de producción de cultivos [You, Woody y Wood-Sichra, 2006].

Mapa 8 Producción agregada estimada de maíz, trigo y cebada para la alimentación animal

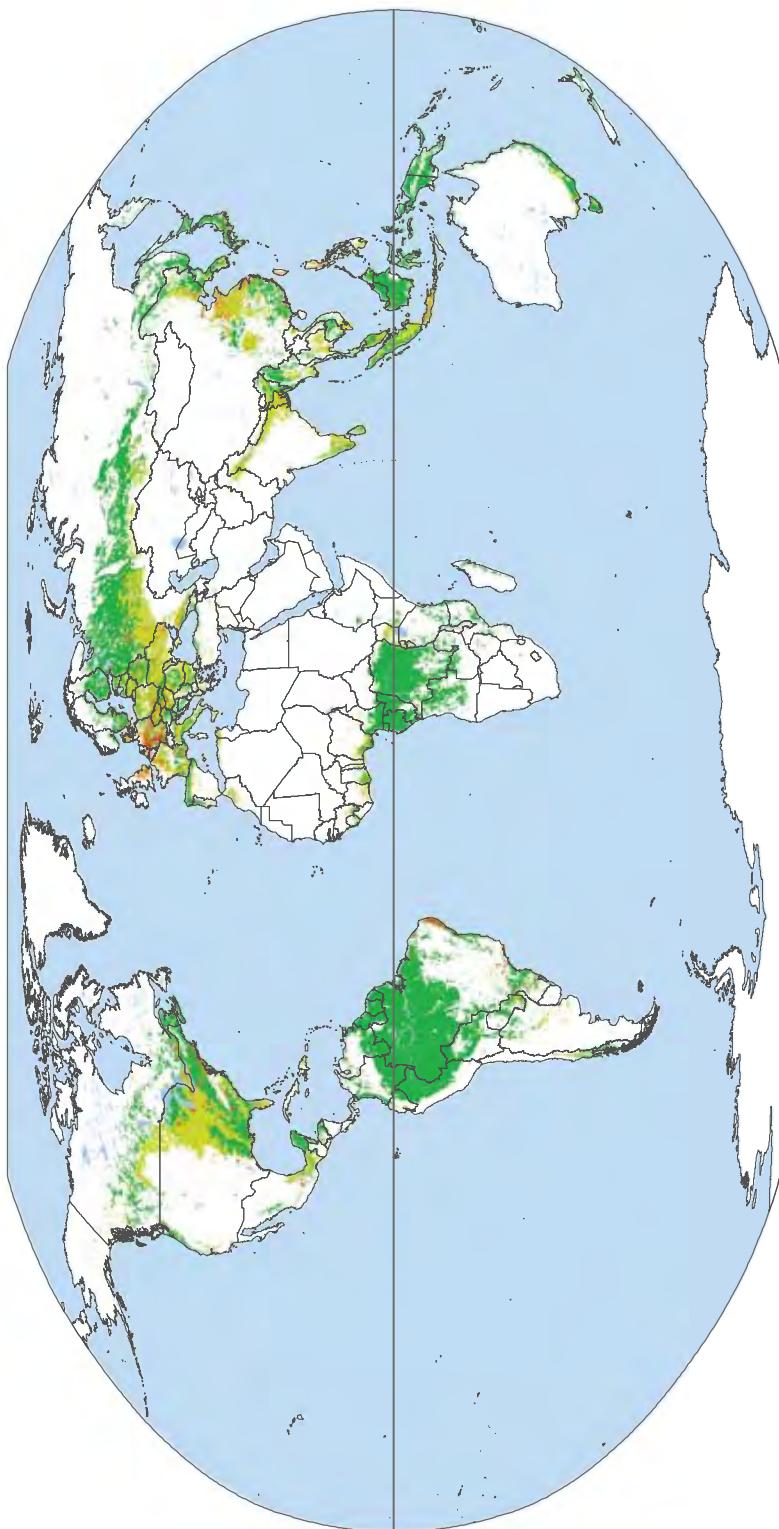


Fuente: LEAD. Se realizó una estimación de la fracción de la producción total dedicada a la alimentación animal a nivel nacional [FAO, 2006b] y las relaciones se aplicaron al mapa de producción de cultivos [You, Woody y Wood-Sichra, 2006].

Mapa 9 Producción estimada de soja para la alimentación animal

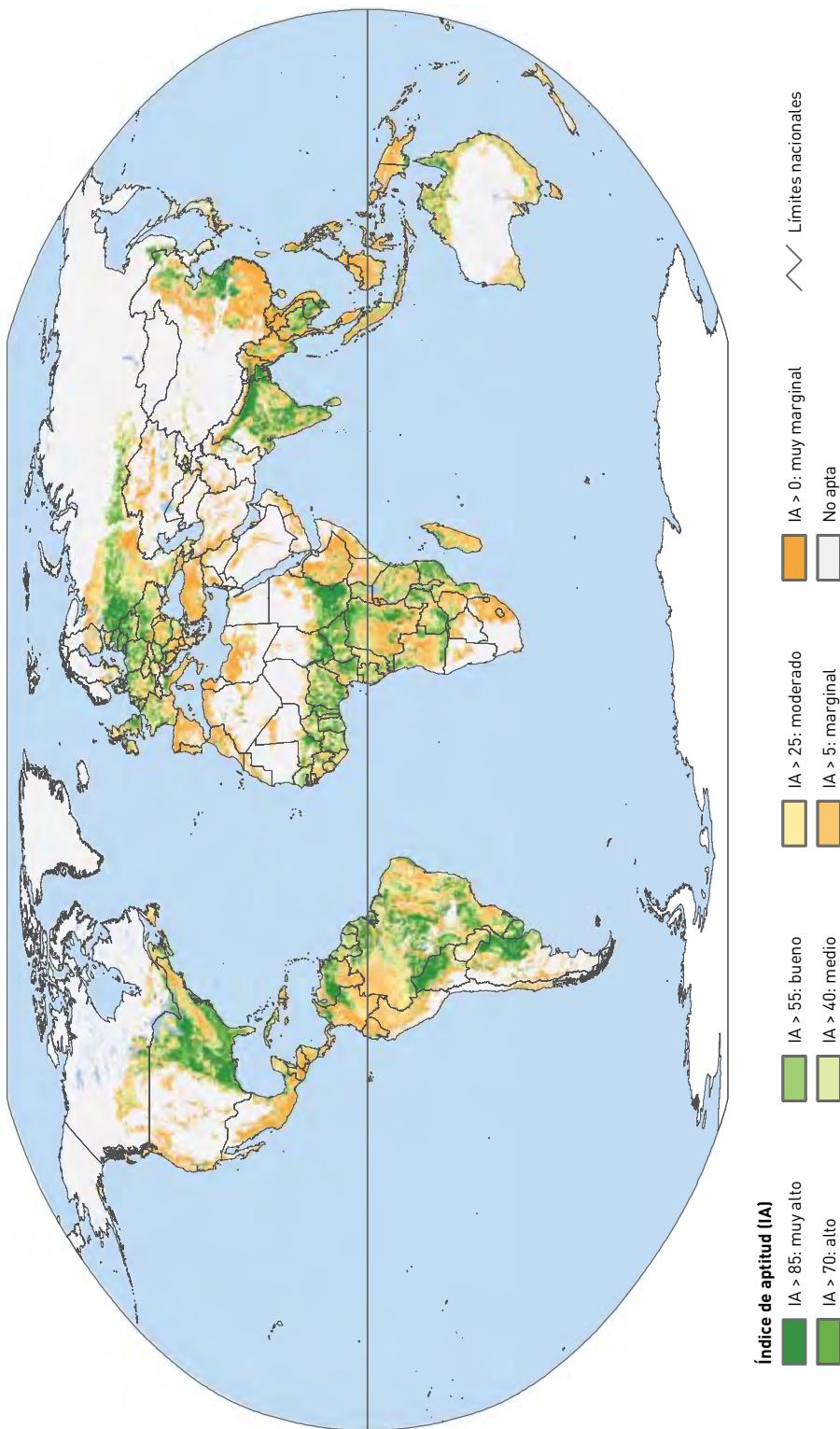
Fuente: LEAD. Se realizó una estimación de la fracción de la producción total dedicada a la alimentación animal a nivel nacional [FAO, 2006b] y las relaciones se aplicaron al mapa de producción de cultivos [You, Woody y Wood-Sichra, 2006].

Mapa 10 Uso actual dominante de la tierra en zonas con un alto índice de aptitud para los pastos actualmente destinadas a otros usos



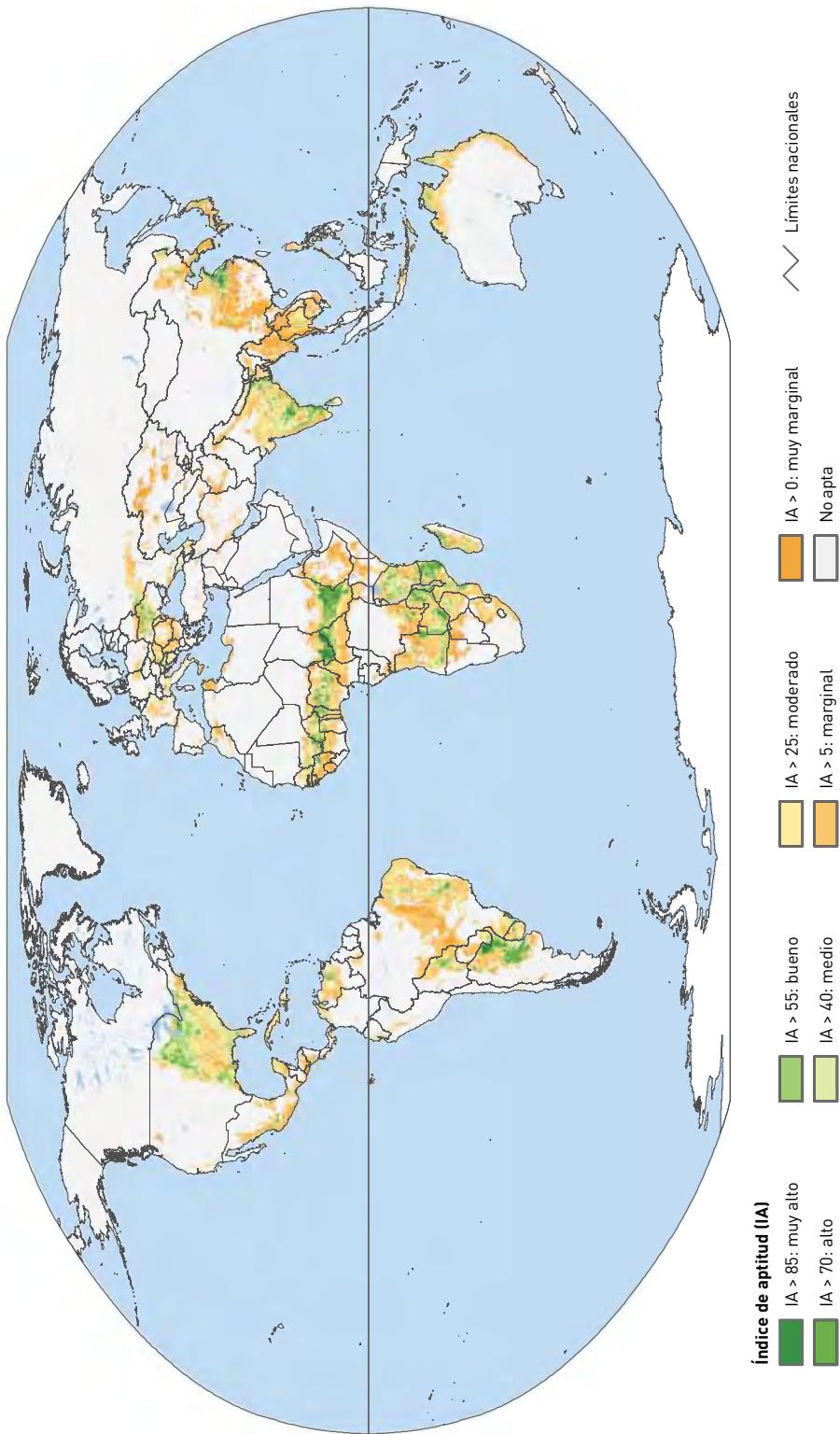
Fuente: LEAD. El uso actual dominante de la tierra se visualiza para las cuadriculas que se estima tienen un alto índice de aptitud para los pastos [FAO, 2006f] y menos de una tercera parte del área destinada a este uso [FAO, 2006f].

Mapa 11 Aptitud estimada para la producción de cereales de secano – alto nivel de insumos



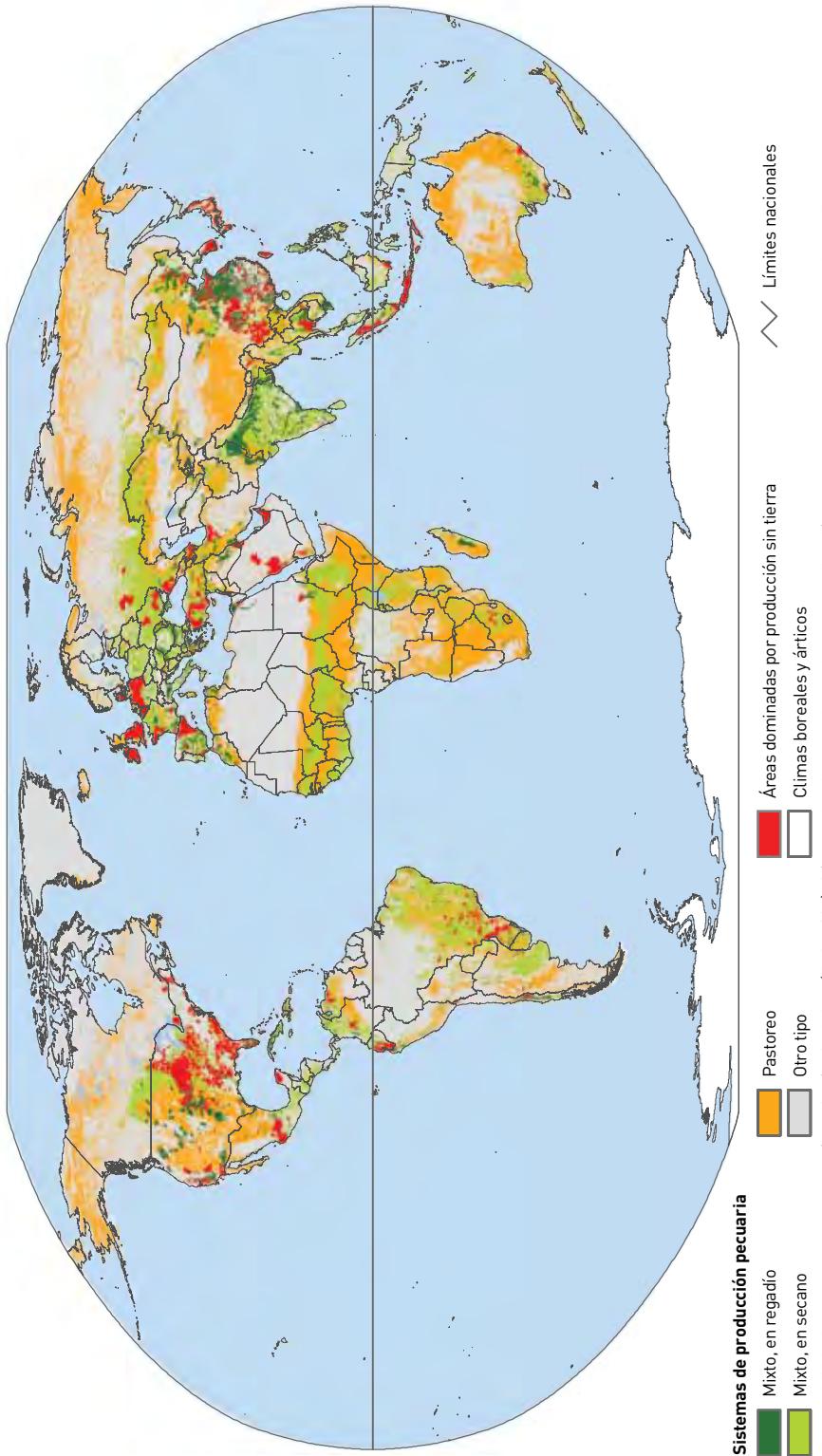
Fuente: FAO (2000b).

Mapa 12 Aptitud estimada para la producción de soja – maximización de la tecnología



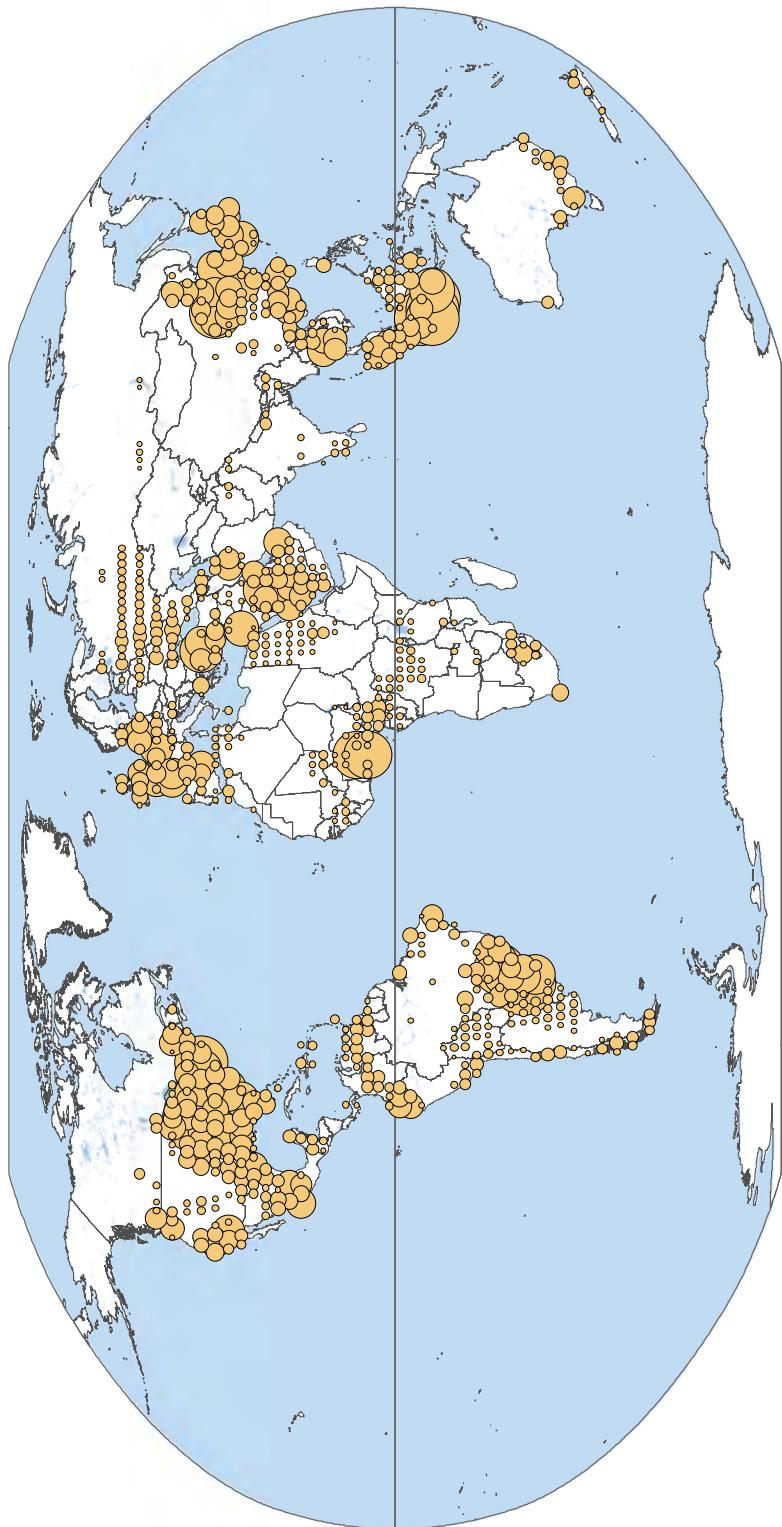
Fuente: FAO (2000b).

Mapa 13 Distribución estimada de los sistemas de producción pecuaria



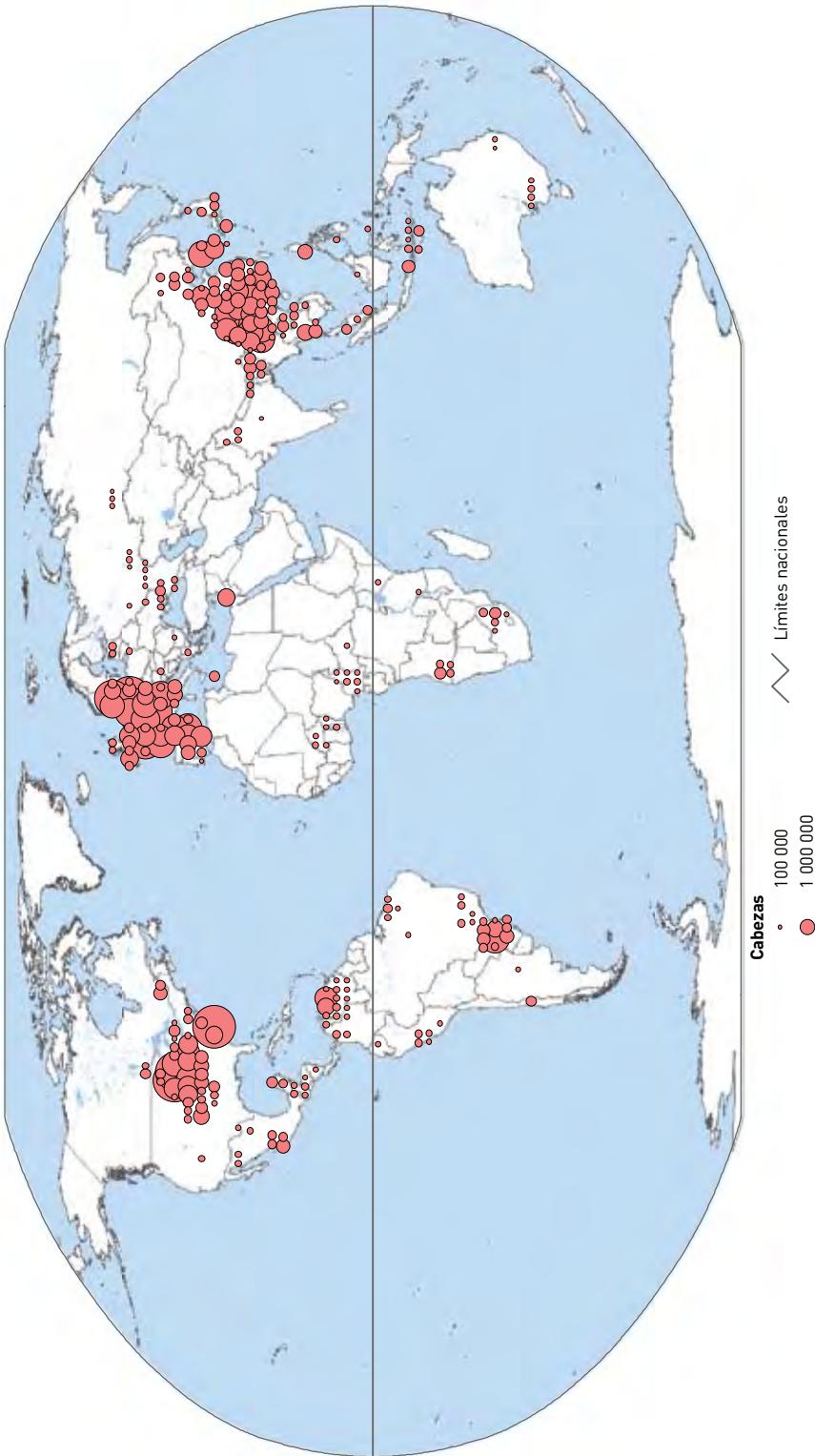
Fuente: LEAD. Basado en la metodología de Sérey y Steinfeld [FAO, 1996]. Sólo se visualiza el primer nivel de clasificación de los sistemas basados en la tierra. Este se basa en los datos de cobertura de la tierra [Global Land Cover, 2000, disponible en www.gvmr.jrc.it/glc2000/] y áreas en regadío [Global Map of Irrigated Areas, Versión 2.1, Siebert, Döll y Hoogeveen, 2001]. Las áreas con predominio de la producción industrial (*sin tierra*) hacen referencia exclusivamente a la producción de monogástricos. Los sistemas basados en la tierra que albergan poblaciones de cerdos y aves de corral se estiman localmente de conformidad con el enfoque de Gilbert, Wint y Singenbergh [2004], utilizando los datos totales de población animal local. En mapas 16 y 17, las estimaciones de producción basadas en la tierra a nivel nacional [Groenewold, 2004], las poblaciones nacionales agrícola y humana [FAO, 2006b] y los mapas de densidad de la población rural mundial [LandScan, 2003]. Las áreas con predominio de los sistemas de producción industrial son áreas administrativas subnacionales en las que las poblaciones de los sistemas agrregados basados en la tierra producen menos de la mitad de la producción total del área, lo que se explica por la mayor productividad de los sistemas industriales.

Mapa 14 Distribución estimada de la población de aves de corral producida industrialmente



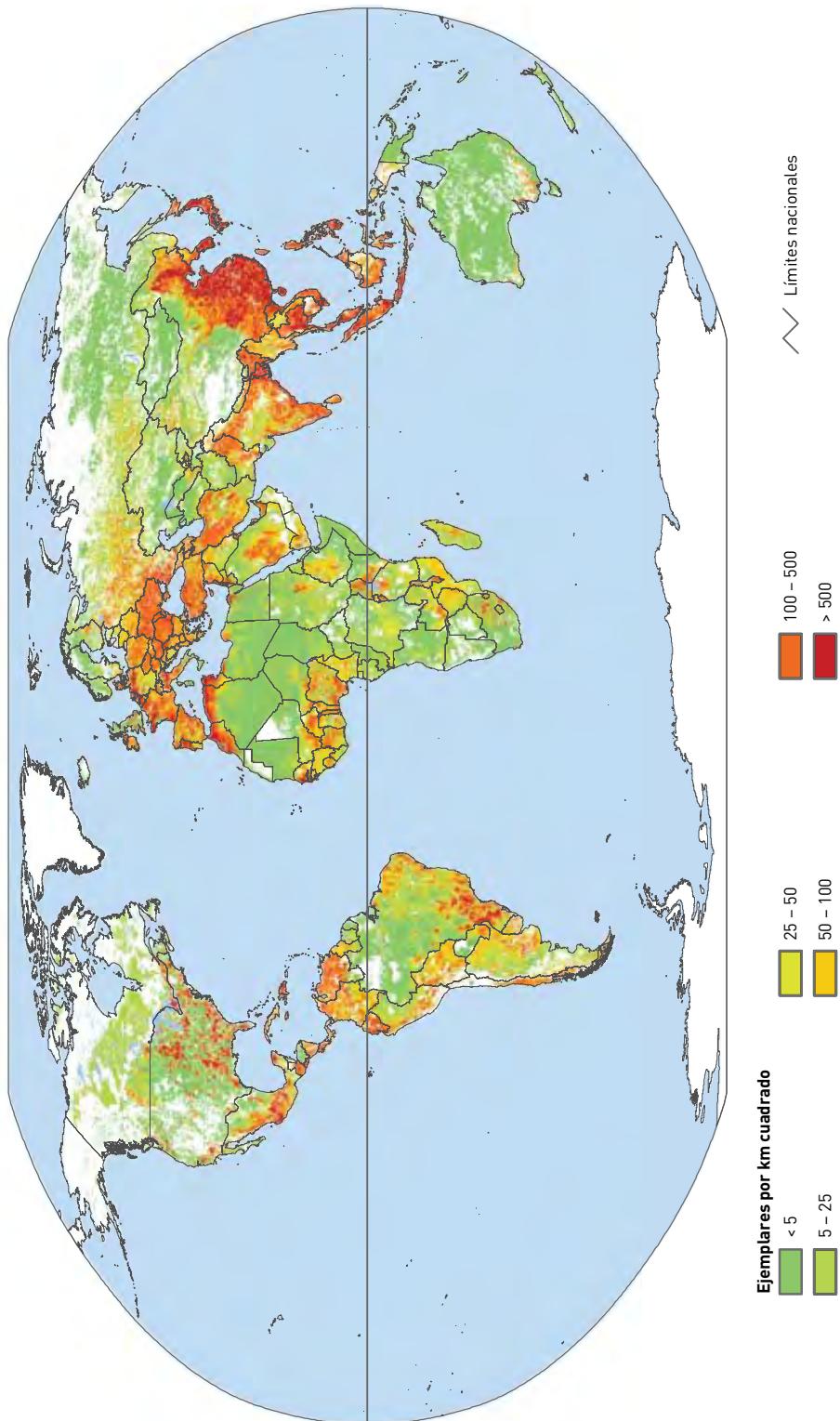
Fuente: LEAD. La población avícola industrial es el resultado de la diferencia entre la población local total y la población estimada en los sistemas locales basados en la tierra [Mapa 13]. Sólo se consideran las áreas subnacionales donde la producción industrial es predominante [Mapa 13]. Las poblaciones correspondientes de los sistemas avícolas industriales han sido agregadas dentro de cada una de las cuadrigonas de una red de mapa mundial con un tamaño de cuadrigona de 250×250 km [proyección cilíndrica de área equivalente, reprojectada aquí a la proyección de Robinson]. Se representan únicamente poblaciones industriales con más de un millón de ejemplares por cuadrigona.

Mapa 15 Distribución estimada de la población de cerdos producida industrialmente

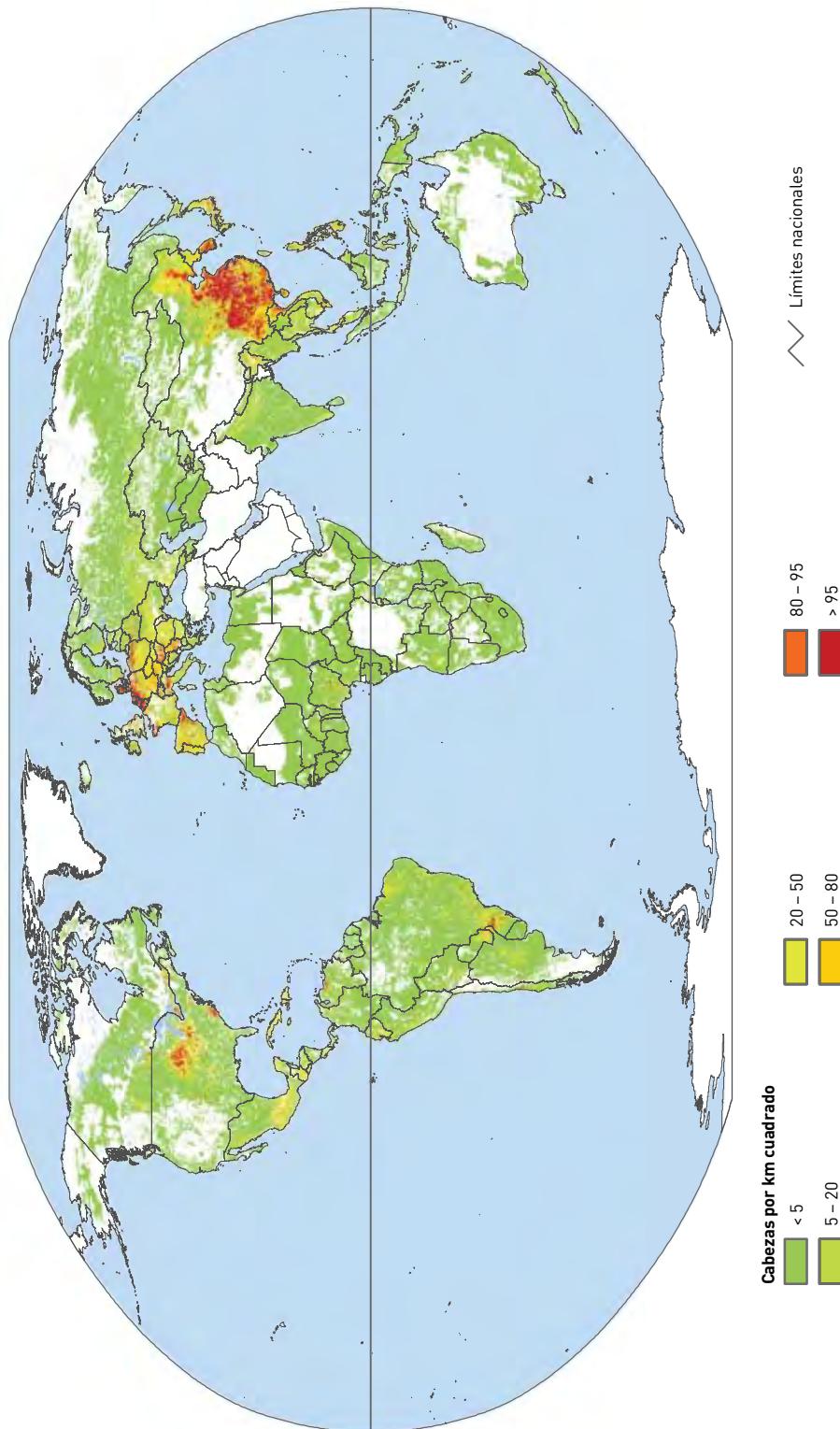


Fuente: ILRAD. La población porcina industrial es el resultado de la diferencia entre la población local total y la población estimada en los sistemas locales basados en la tierra [13]. Sólo se consideran las áreas subnacionales donde la producción industrial es predominante [Mapa 13]. Las poblaciones correspondientes de los sistemas porcícolas industriales han sido agregadas dentro de cada una de las cuadrículas de una red de mapa mundial con un tamaño de cuadrícula de 250 x 250 km [proyección cilíndrica de área equivalente, reprojectada aquí a la proyección de Robinson]. Se representan únicamente poblaciones industriales con más de 100 000 cabezas por cuadrícula.

Mapa 16 Distribución estimada de las aves de corral

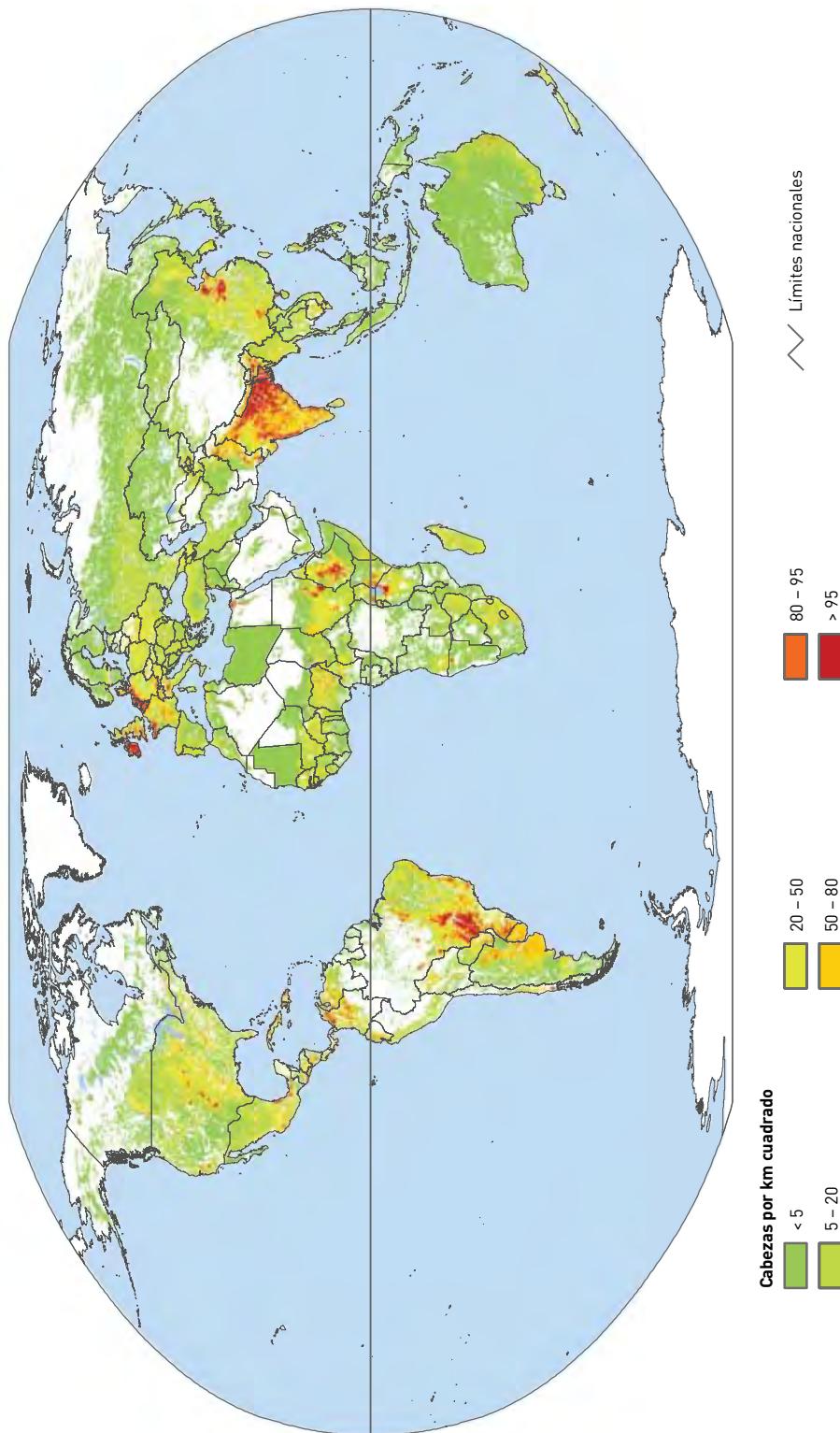


Mapa 17 Distribución estimada del ganado porcino



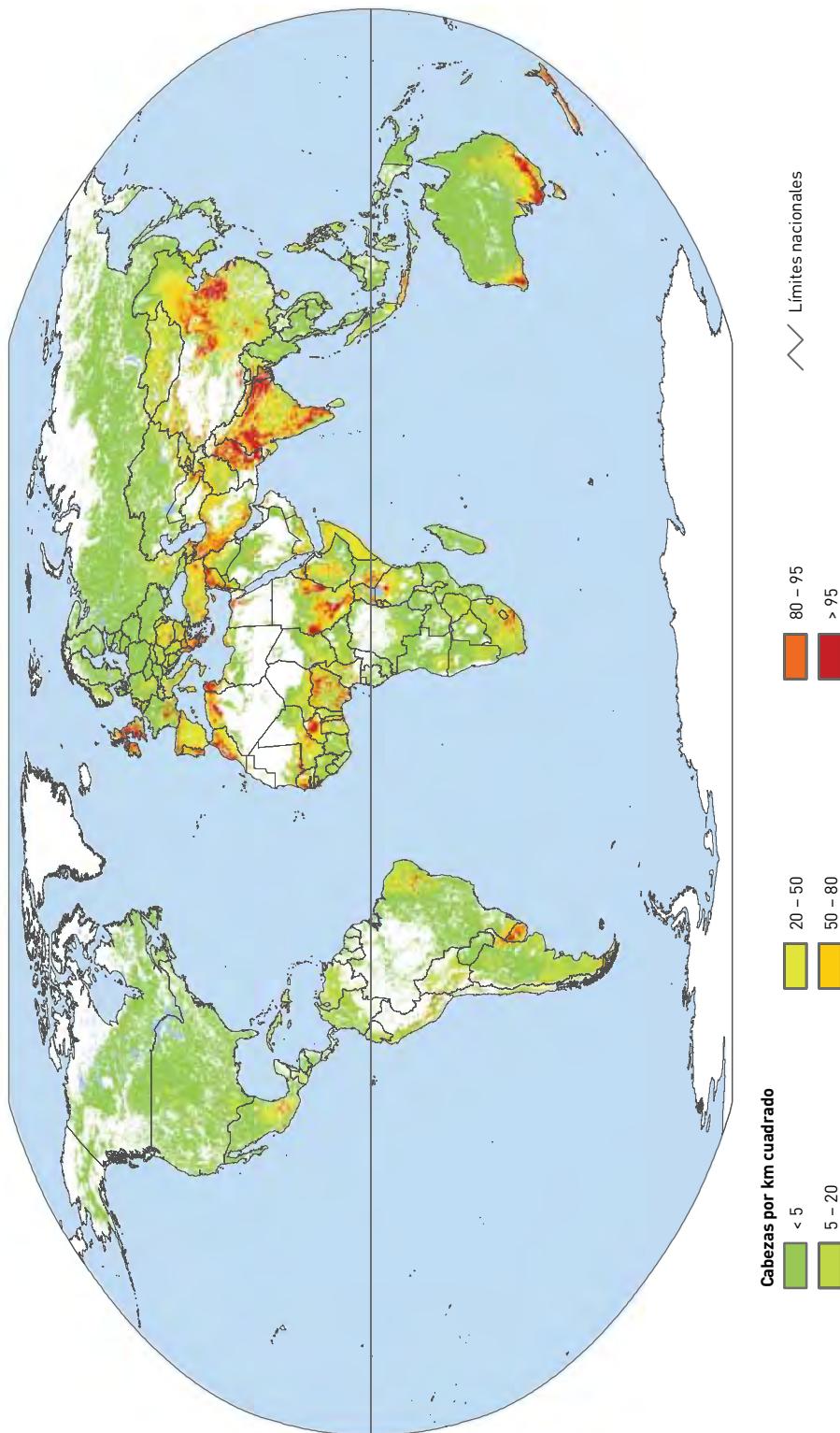
Fuente: FAO [2006g].

Mapa 18 Distribución estimada del ganado bovino

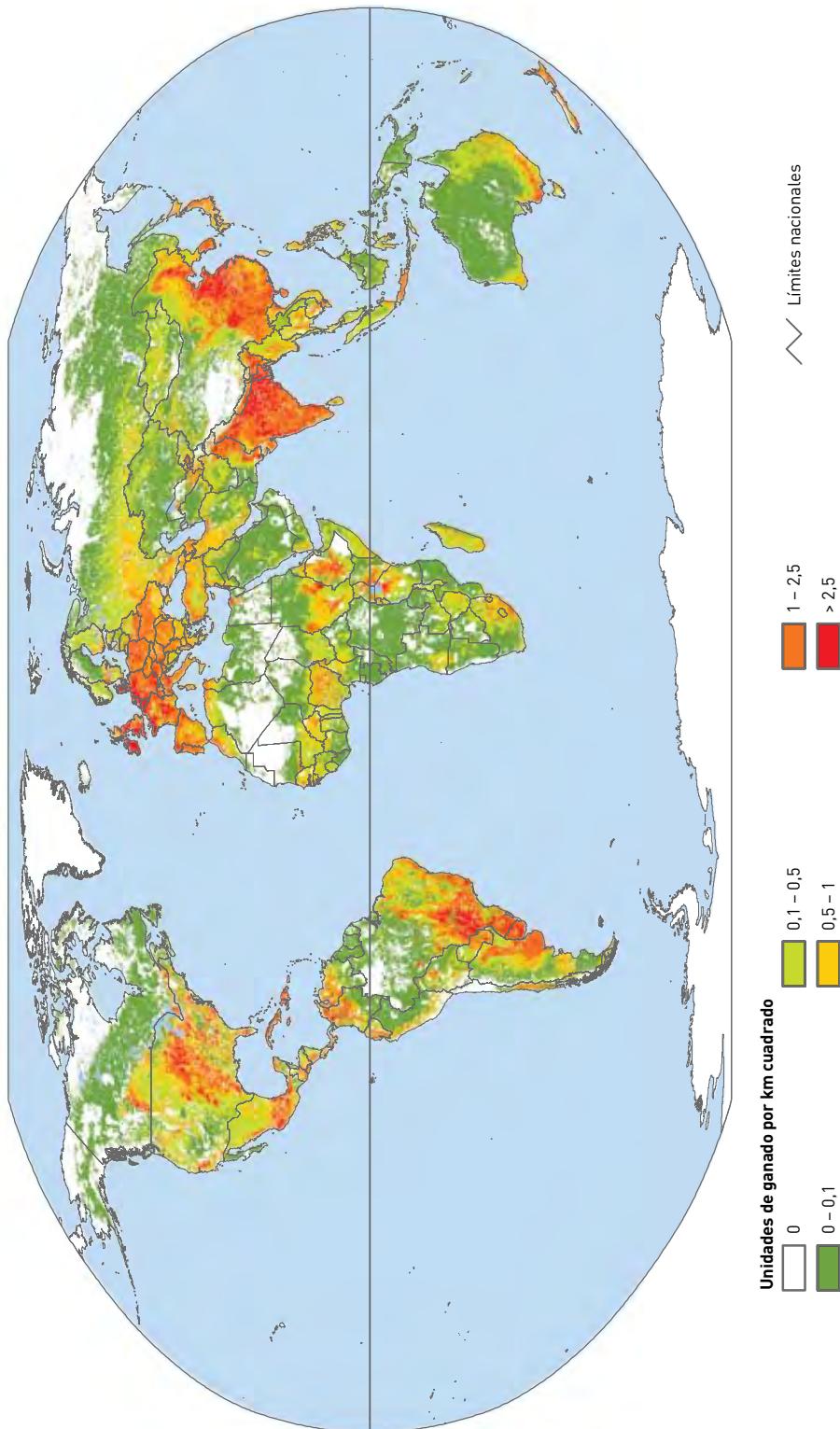


Fuente: FAO [2006g].

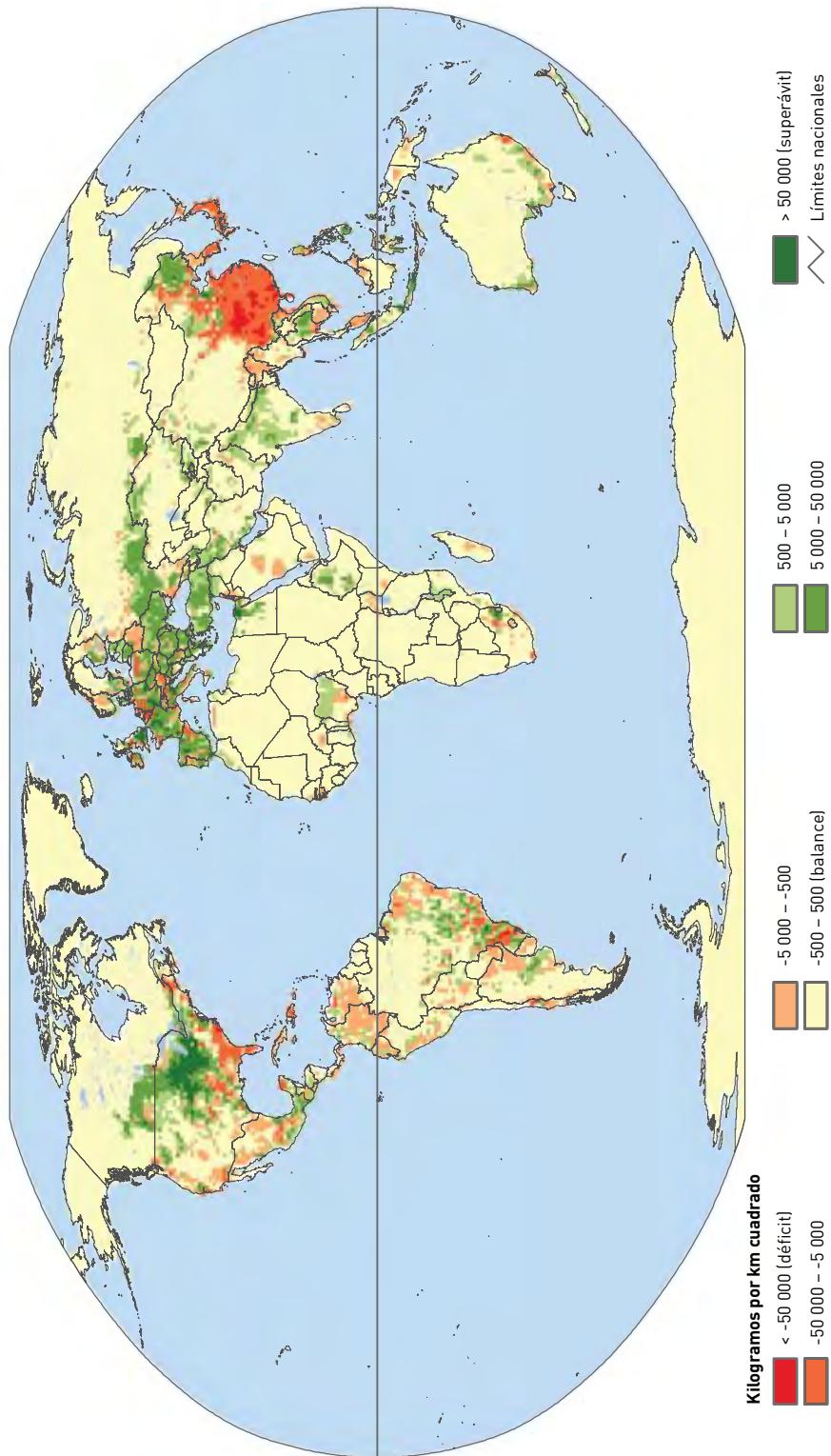
Mapa 19 Distribución estimada de los pequeños rumiantes



Mapa 20 Distribución agregada estimada de cerdos, aves de corral, bovinos y pequeños rumiantes

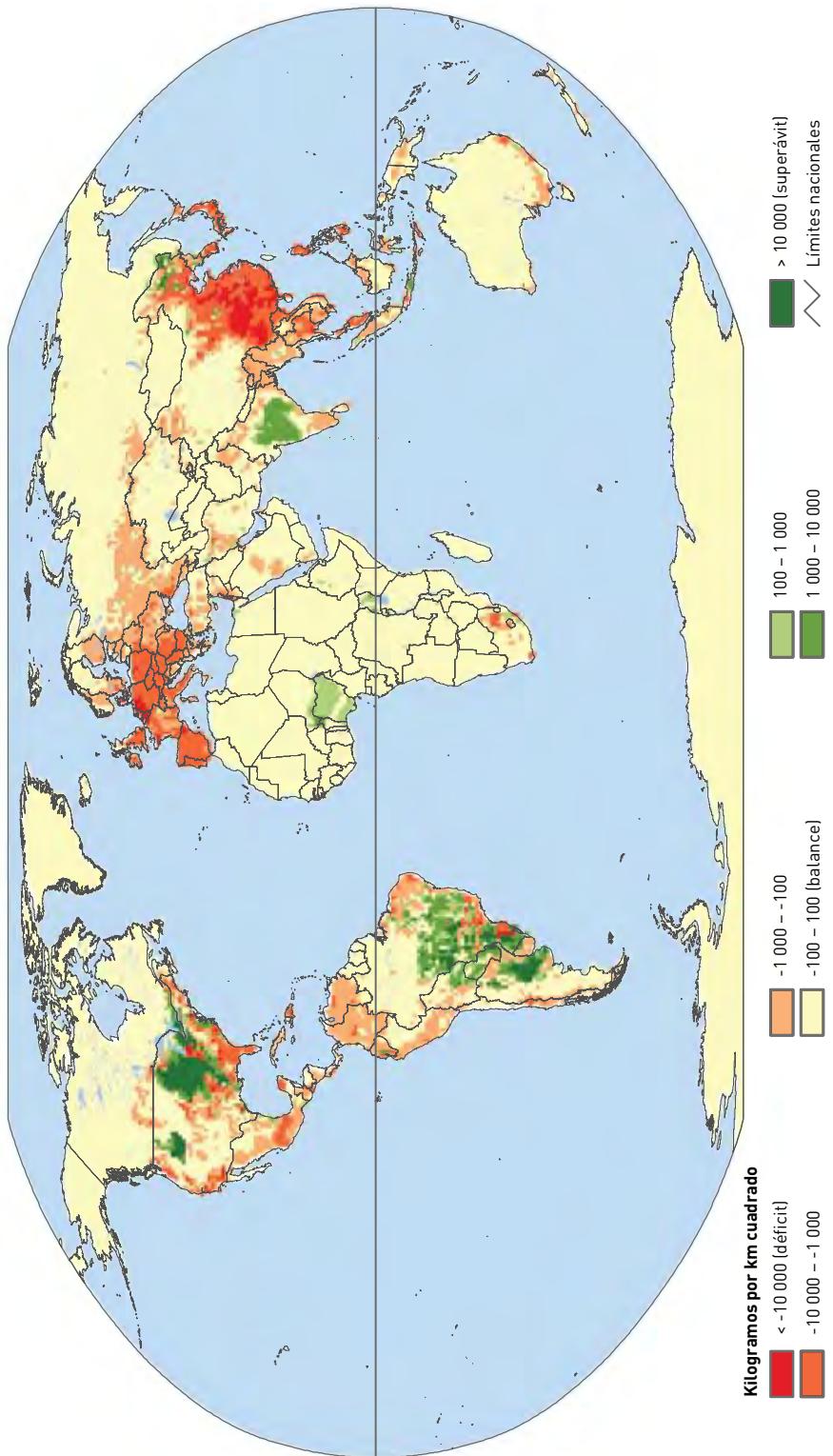


Mapa 21 Estimación del superávit/déficit de piensos – cereales [cerdos y aves de corral]



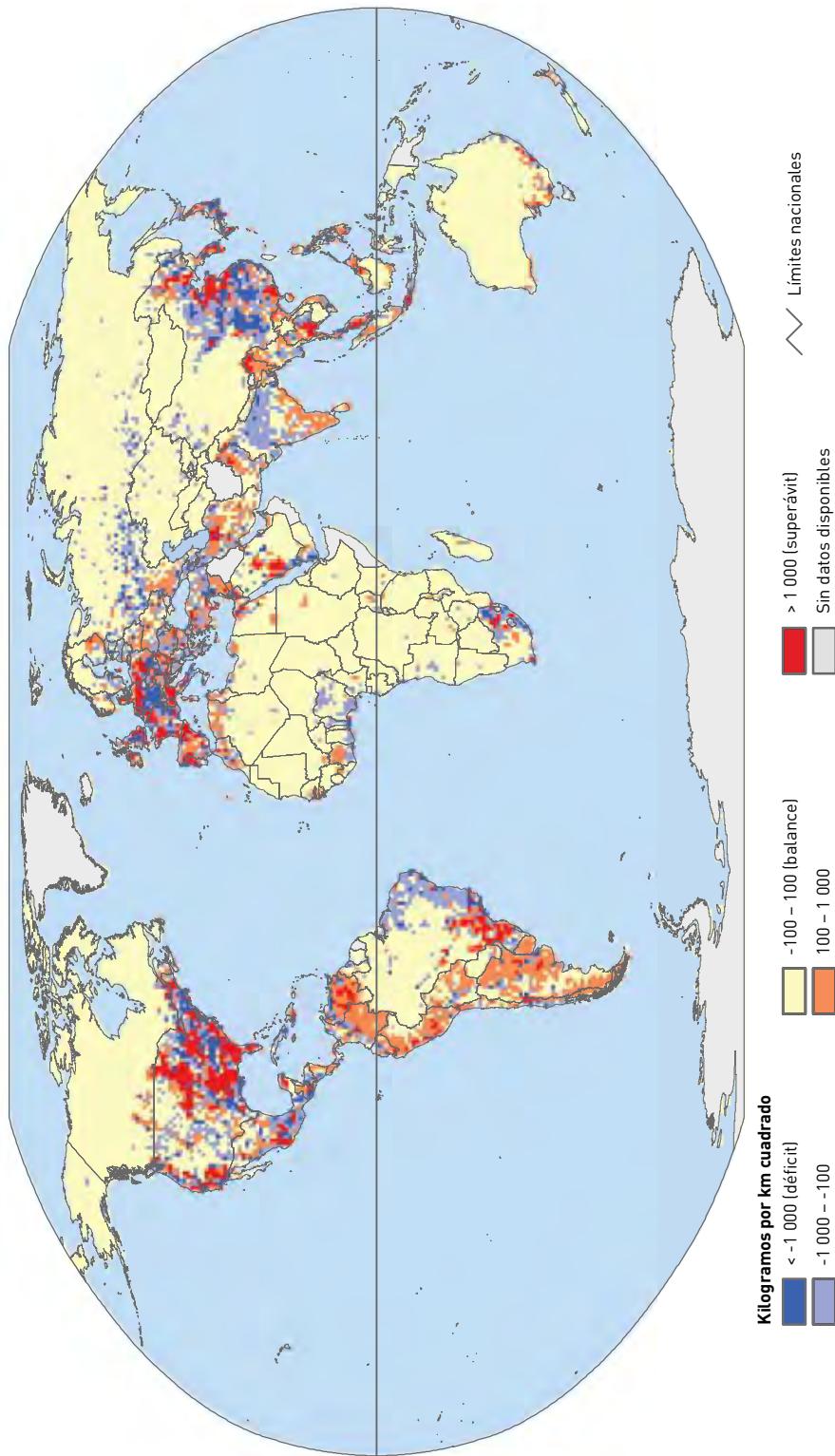
Fuente: FAO. Para cada cuadrícula de 100×100 km, el balance se calcula como la diferencia entre la producción agregada estimada de maíz, trigo y cebada (MTC) destinada a la alimentación de cerdos y aves de corral y su consumo de MTC. El mapa de producción se basa en la producción estimada de MTC para la alimentación animal (Mapa 8), eliminando la fracción de piensos MTC destinada a los rumiantes (Galloway *et al.*, 2006). El mapa de consumo ha sido calculado a partir de los mapas de producción de cerdo y de ave (ver la fuente de los mapas 23 y 24). Los índices obtenidos a nivel nacional se utilizaron en primer lugar para estimar la producción en peso vivo y el consumo total de piensos (FAO, 2006b). Para cada país, el porcentaje de MTC en la composición de la cesta de alimentos para los animales fue extrapolada de los datos a disposición (Capítulo 2, gráficos 2.6 y 2.7). Por último, este porcentaje se utilizó para el cálculo del consumo de MTC de cerdos y aves en cada cuadrícula.

Mapa 22. Estimación del superávit/déficit de piensos – harina de soja (cerdos y aves de corral)



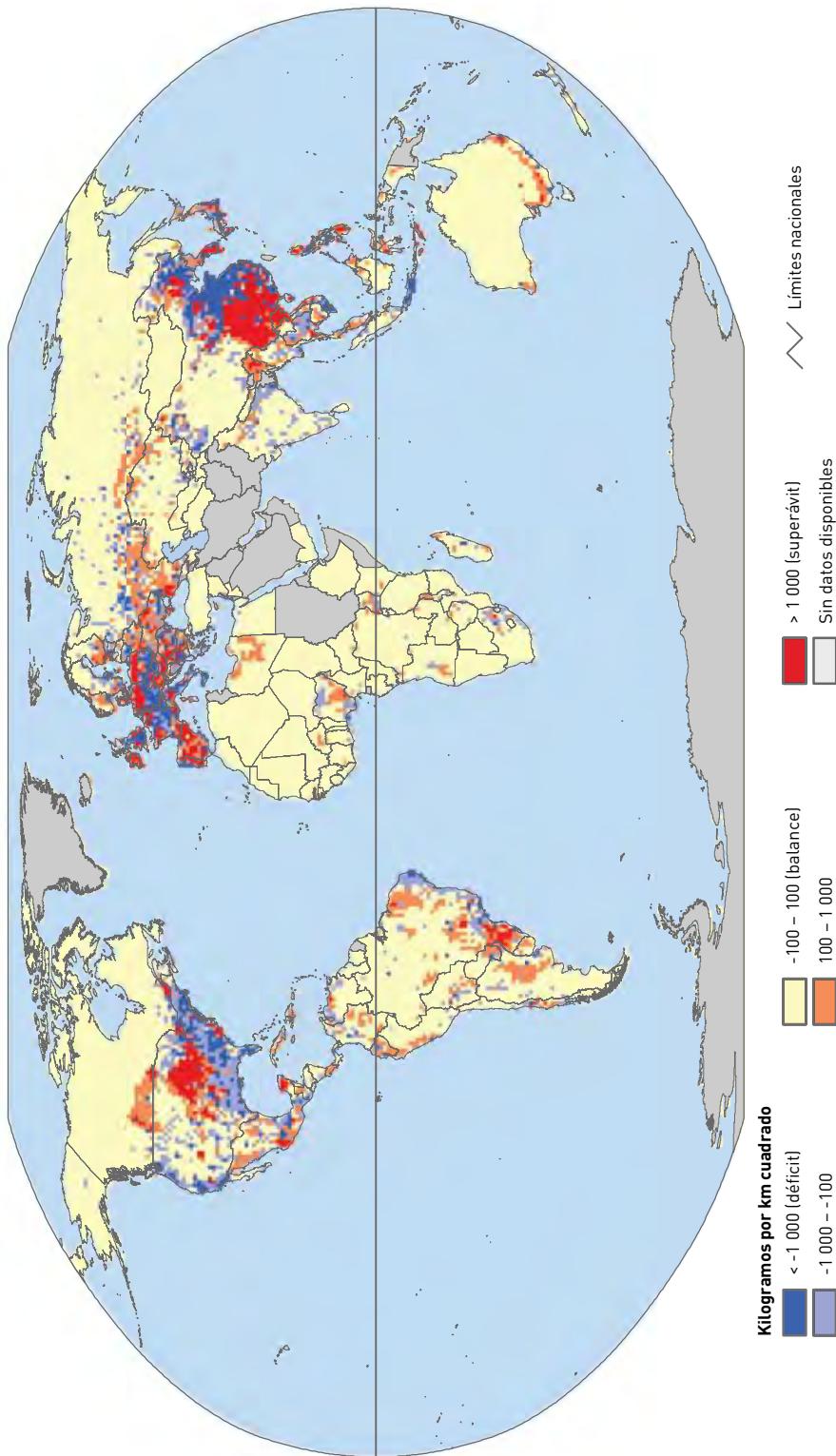
Fuente: IEAD. Para cada cuadrícula de 100×100 km, el balance se calcula como la diferencia entre la producción estimada de harina de soja destinada a la alimentación de cerdos y aves de corral y el consumo de harina de soja de los cerdos y las aves. El mapa de producción de harina de soja se basa en la producción estimada de soja para la alimentación animal (Mapa 8), eliminando la fracción destinada a los rumiantes (Galloway *et al.*, 2006) y aplicando un factor de conversión de peso de grano a harina (Schnittker, 1997). El mapa de consumo ha sido calculado a partir de los mapas de producción de carne de cerdo y de ave (ver la fuente de los mapas 23 y 24). Los índices obtenidos a nivel nacional al se utilizaron en primer lugar para estimar la producción en peso vivo y el consumo total de piensos (FAO, 2006b). Para cada país, el porcentaje de harina de soja en la composición de la cesta de alimentos para los animales fue extrapolada de los datos a disposición (Capítulo 2, gráficos 2.6 y 2.7). Por último, este porcentaje se utilizó para el cálculo del consumo de harina de soja de cerdos y aves en cada cuadrícula.

Mapa 23 Estimación del superávit/déficit de carne de aves de corral



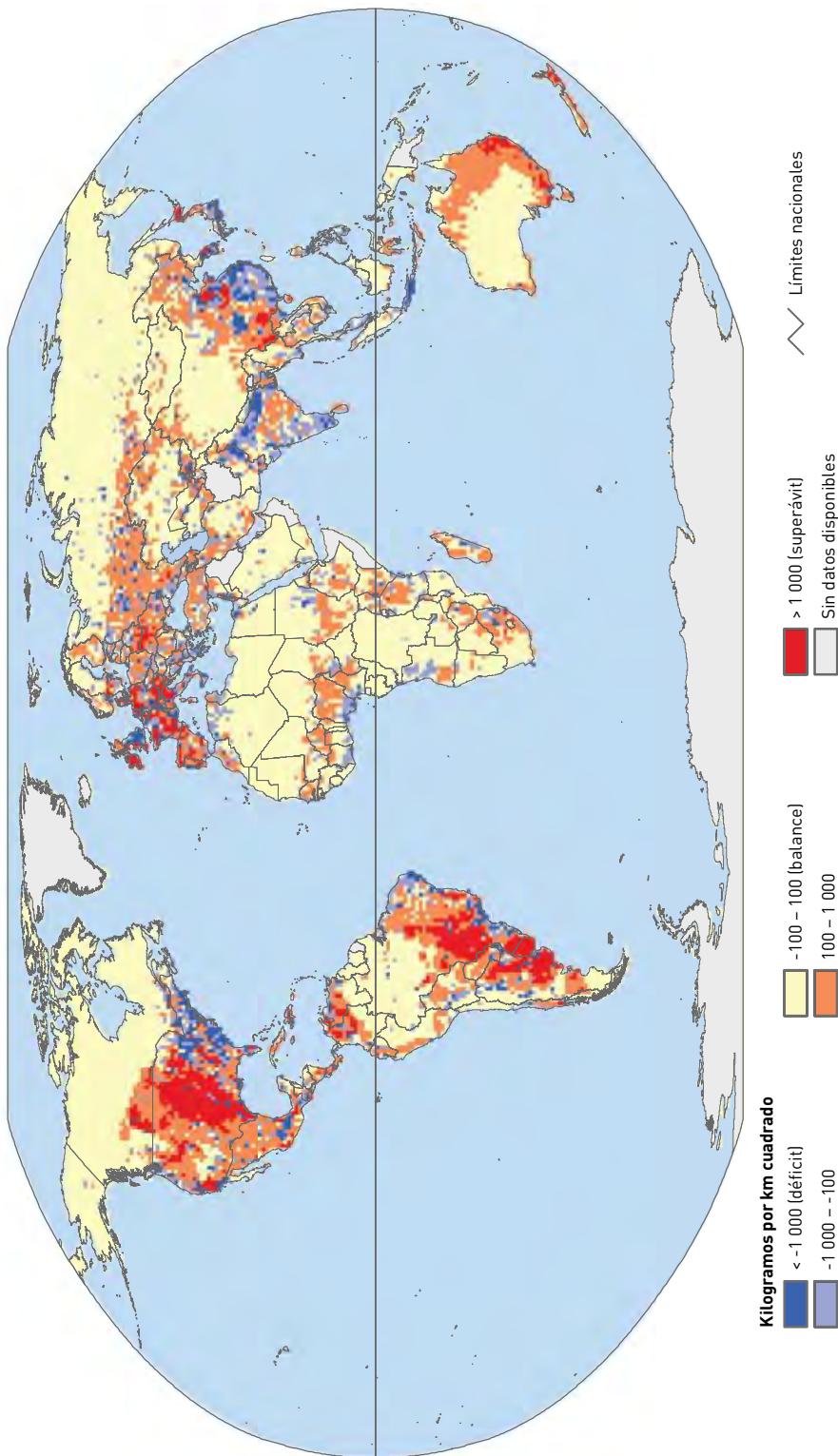
Fuente: LEAD. Para cada cuadricula de 100×100 km, el balance se calcula como la diferencia entre la producción y el consumo estimados de carne de ave. El mapa de producción se basa en las estadísticas nacionales [FAO, 2006b] distribuidas por las densidades animales (Mapa 16) y corregidas para el nivel de intensidad de la producción (Mapa 14). El mapa de consumo ha sido calculado a partir de las estadísticas nacionales [FAO, 2006b] distribuidas por población humana (Mapa 31). En los países en desarrollo, se han atribuido niveles de consumo más altos a las áreas urbanas que a las rurales [LandScan, 2005].

Mapa 24. Estimación del superávit/déficit de carne de cerdo



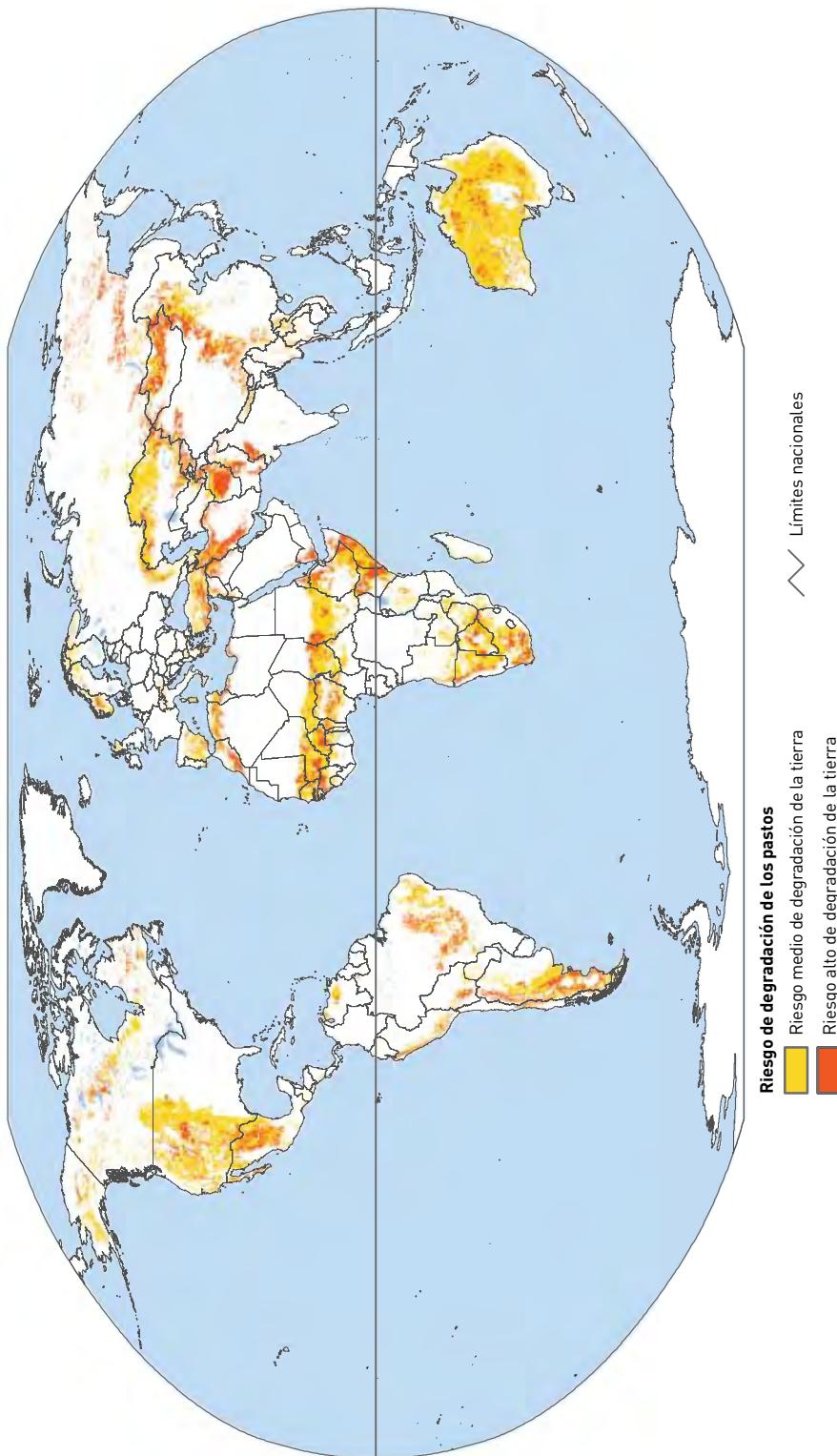
Fuente: LEAD. Para cada cuadrícula de 100×100 km, el balance se calcula como la diferencia entre la producción y el consumo estimados de carne porcina. El mapa de producción se basa en las estadísticas nacionales [FAO, 2006b] distribuidas por las densidades animales (Mapa 17) y corregidas para el nivel de intensidad de la producción (Mapa 15). El mapa de consumo ha sido calculado a partir de las estadísticas nacionales [FAO, 2006b] distribuidas por población humana (Mapa 3). En los países en desarrollo, se han atribuido niveles de consumo más altos a las áreas urbanas que a las rurales [LandScan, 2005].

Mapa 25 Estimación del superávit/déficit de carne de bovino



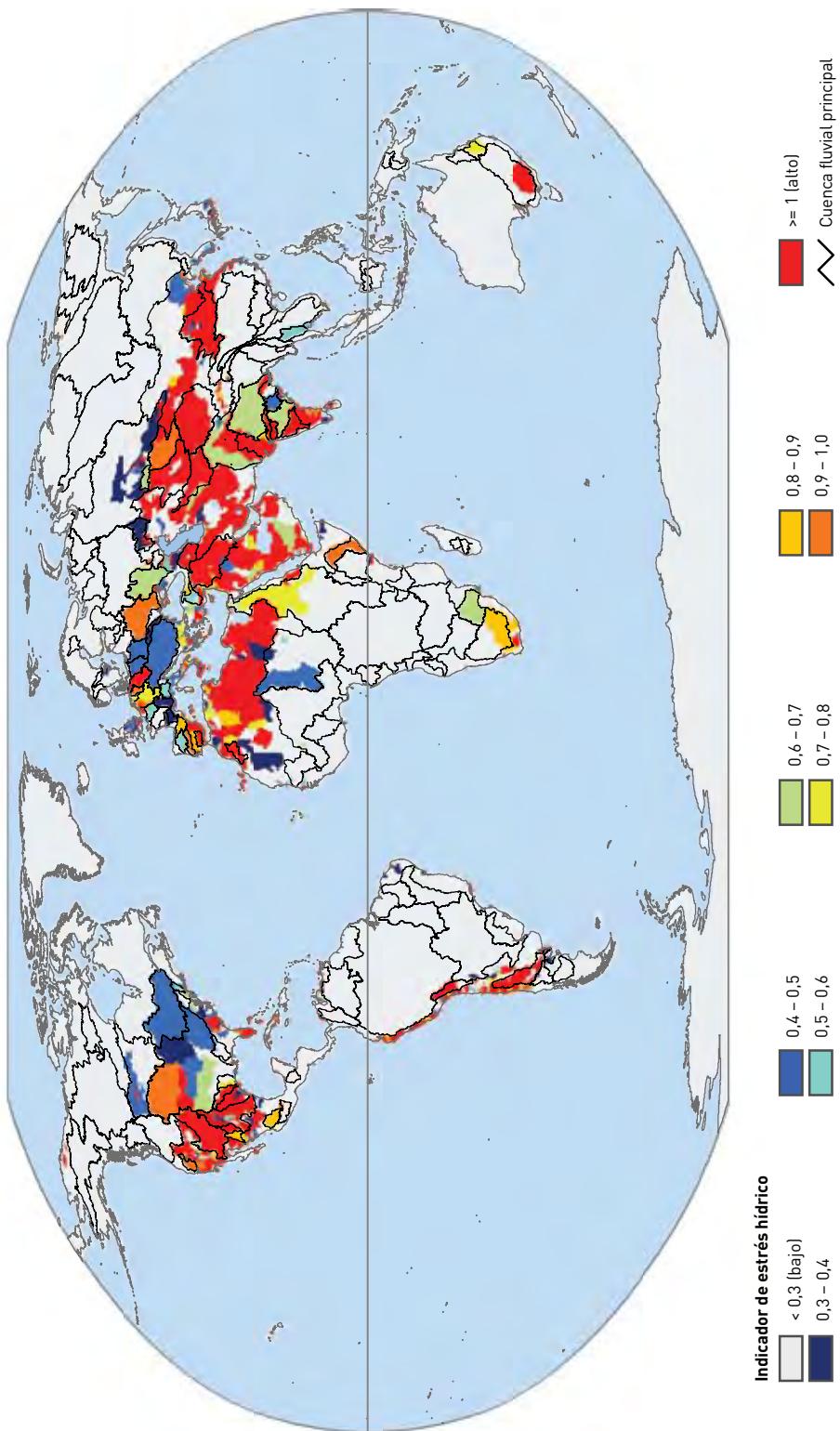
Fuente: LEAD. Para cada cuadrícula de 100×100 km, el balance se calcula como la diferencia entre la producción y el consumo estimados de carne bovina. El mapa de producción se basa en las estadísticas nacionales [FAO, 2006a] distribuidas por las densidades animales (Mapa 18). El mapa de consumo ha sido calculado a partir de las estadísticas nacionales [FAO, 2006b] distribuidas por población humana (Mapa 3). En los países en desarrollo, se han atribuido niveles de consumo más altos a las áreas urbanas que a las rurales [LandScan, 2005].

Mapa 26 Riesgo de degradación de los pastos en tierras secas y en tierras frías



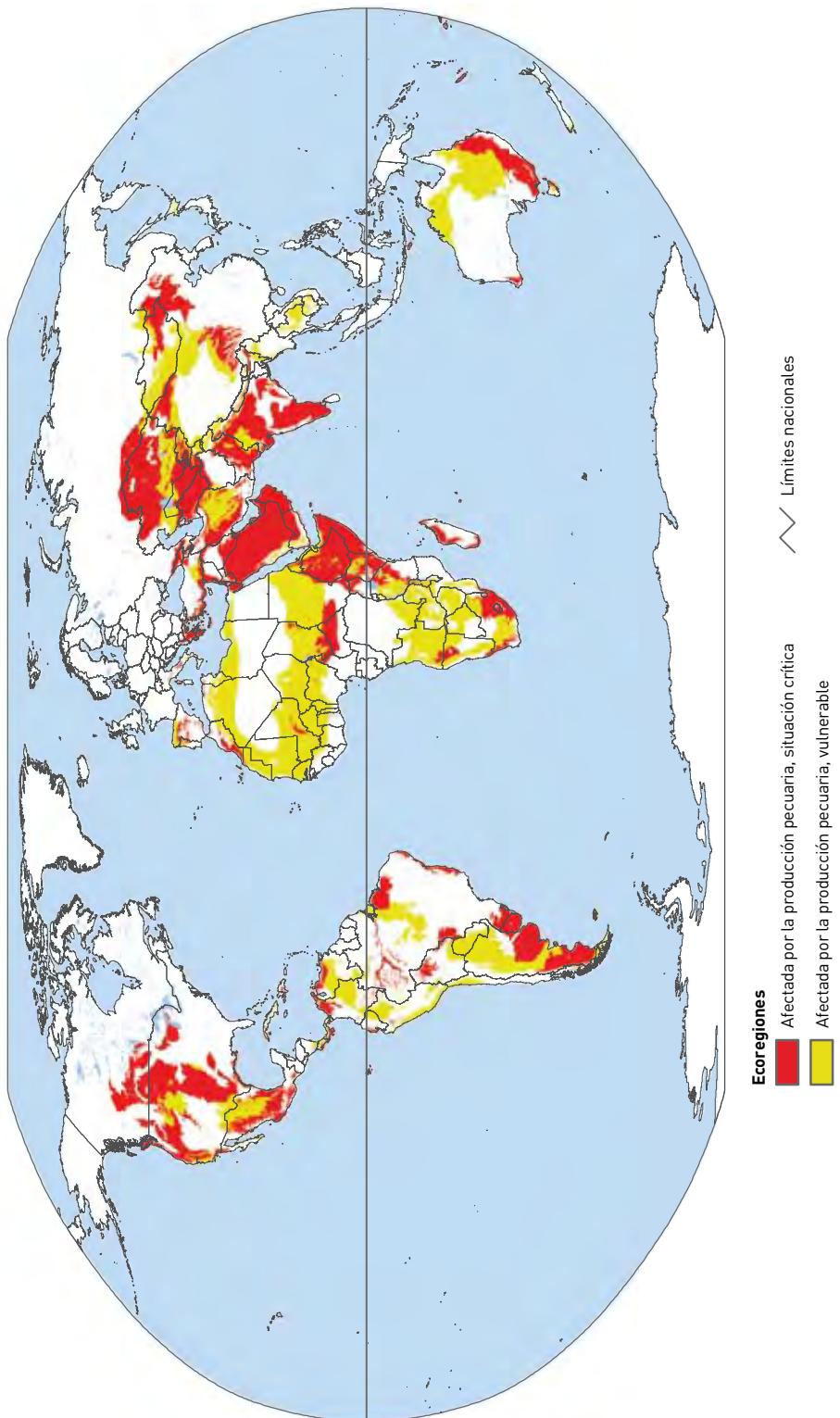
Fuente: LEAD. Las cuadriculas con una aptitud para los pastos baja o muy baja [FAO, 2006f] y al menos una tercera parte de la superficie usada como pastos [FAO, 2006f] han sido asignadas a la categoría "riesgo alto", mientras que las cuadriculas con una aptitud para los pastos media [FAO, 2006f] y al menos un tercio de la superficie usada como pasto [FAO, 2006f] se han asignado a la categoría "riesgo medio". Las categorías de riesgo de degradación alto y medio han sido asignadas a cuadriculas con población bovina [Mapa 18].

Mapa 27 Presión humana sobre la demanda ambiental de agua [extracción de agua como proporción del agua disponible para uso humano]



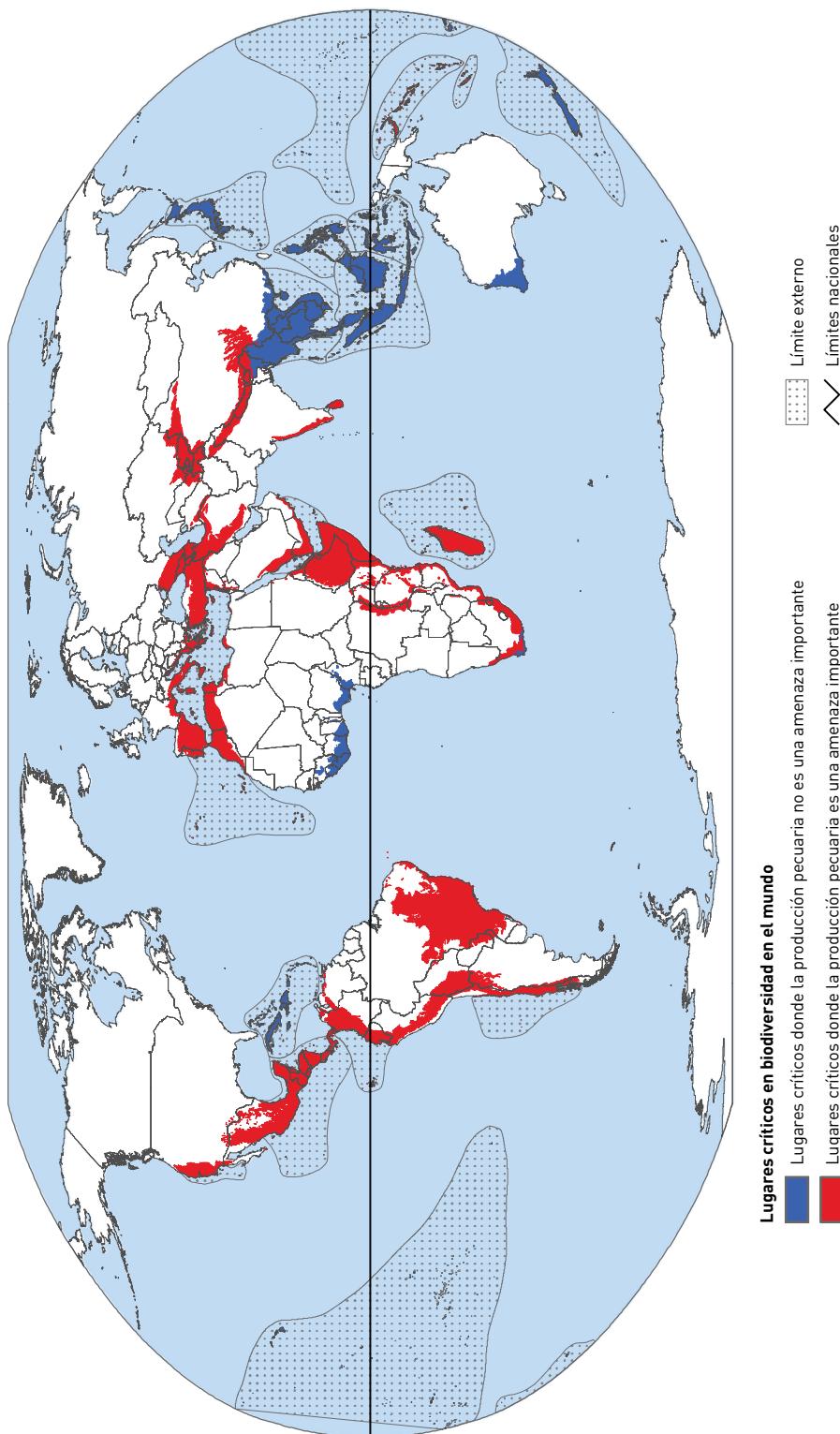
Fuente: Instituto de Recursos Mundiales (2003).

Mapa 28 Ecoregiones afectadas por la producción pecuaria



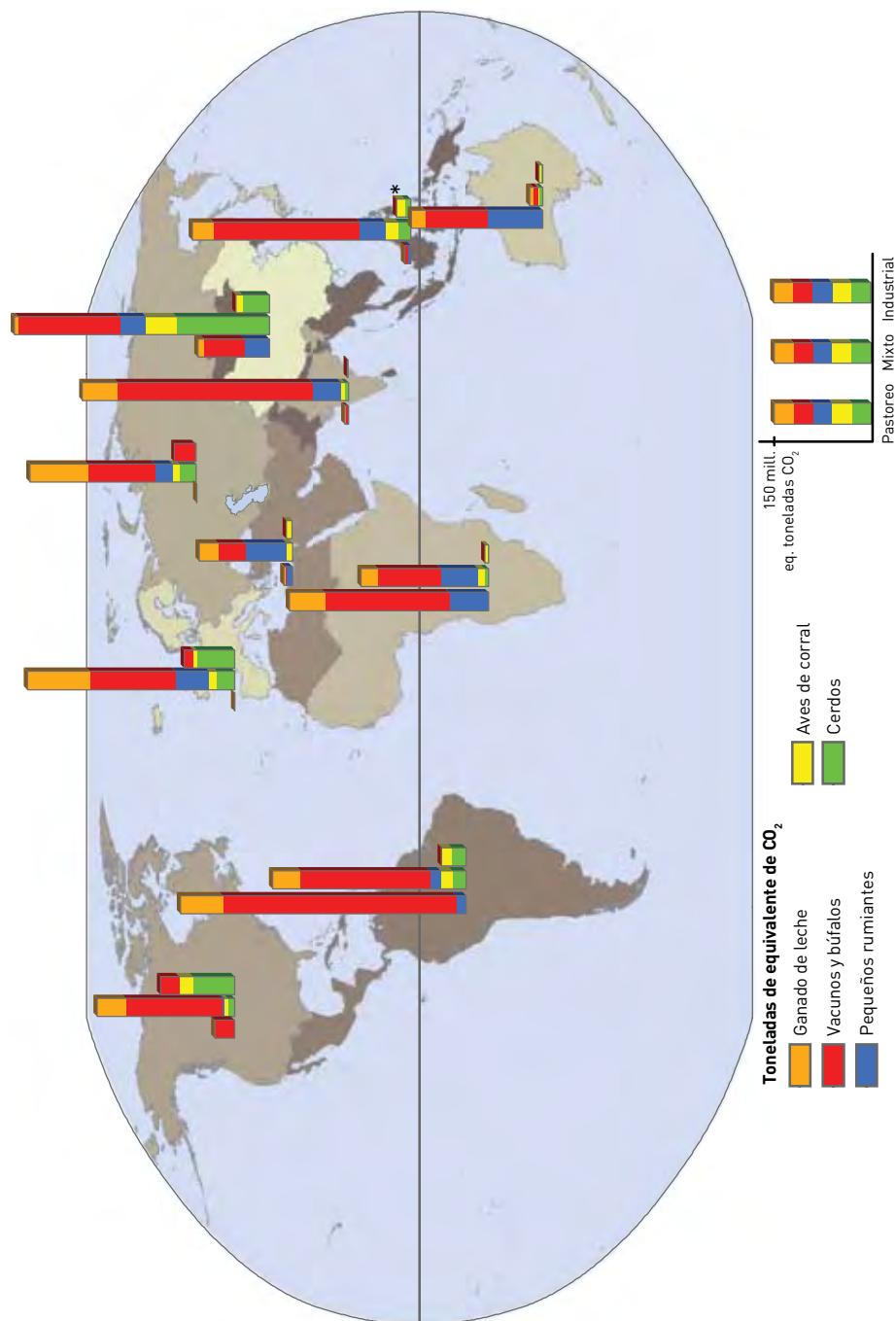
Fuente: Olson y Dinerstein (2002).

Mapa 29 La producción pecuaria como una amenaza para los lugares críticos en biodiversidad en el mundo



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

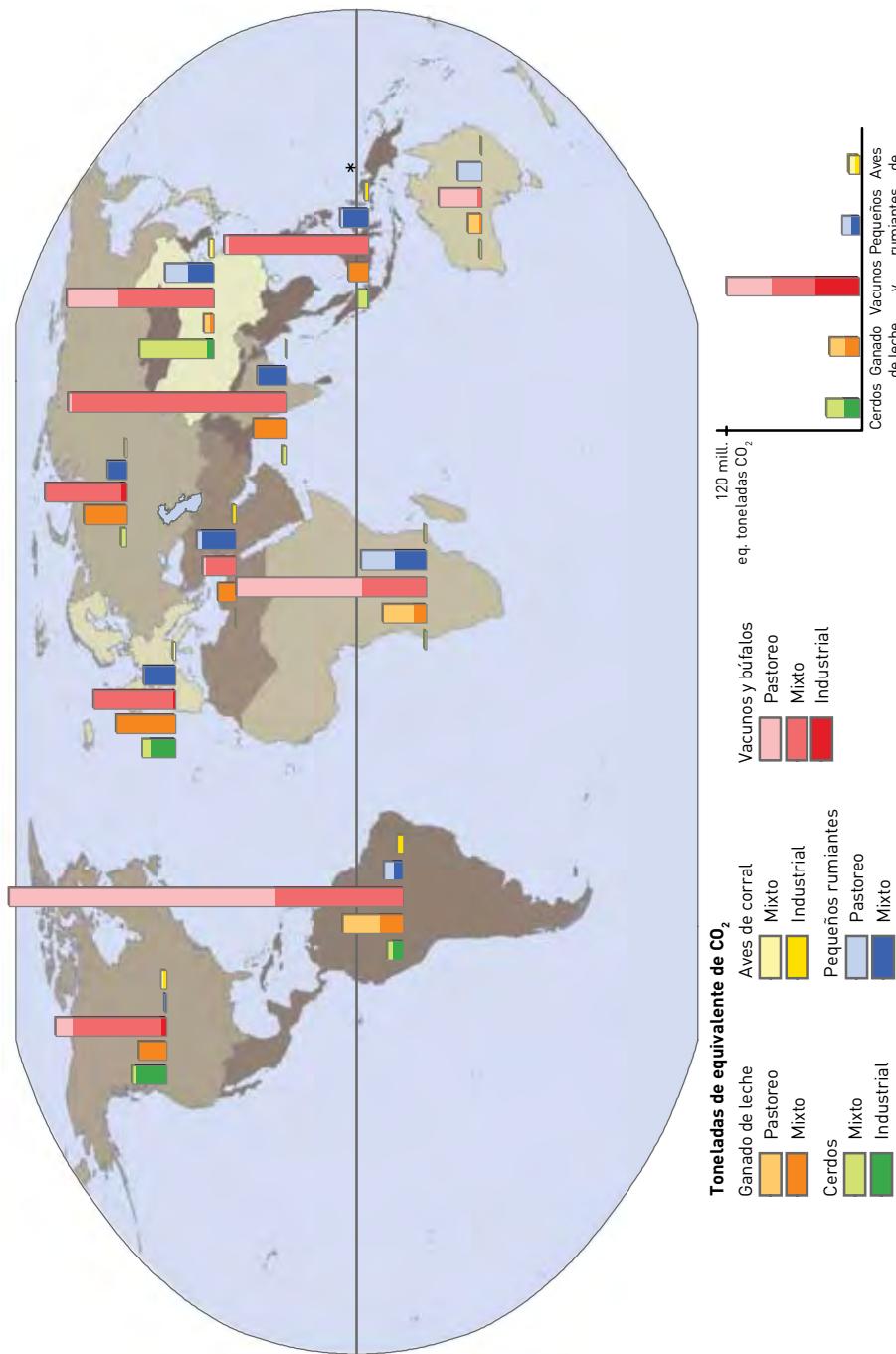
Mapa 30 Emisiones totales de gases de efecto invernadero provenientes de la fermentación entérica y el estiércol, por especies y principales sistemas de producción



Fuente: LEAD. Basado en estimaciones de población específicas para sistemas de producción y regiones (Groenewold, 2005) y factores de emisión (ver Capítulo 3, Recuadro 3.4 y anexos 3.1 y 3.2).

*Asia oriental y meridional, excluidas China y la India.

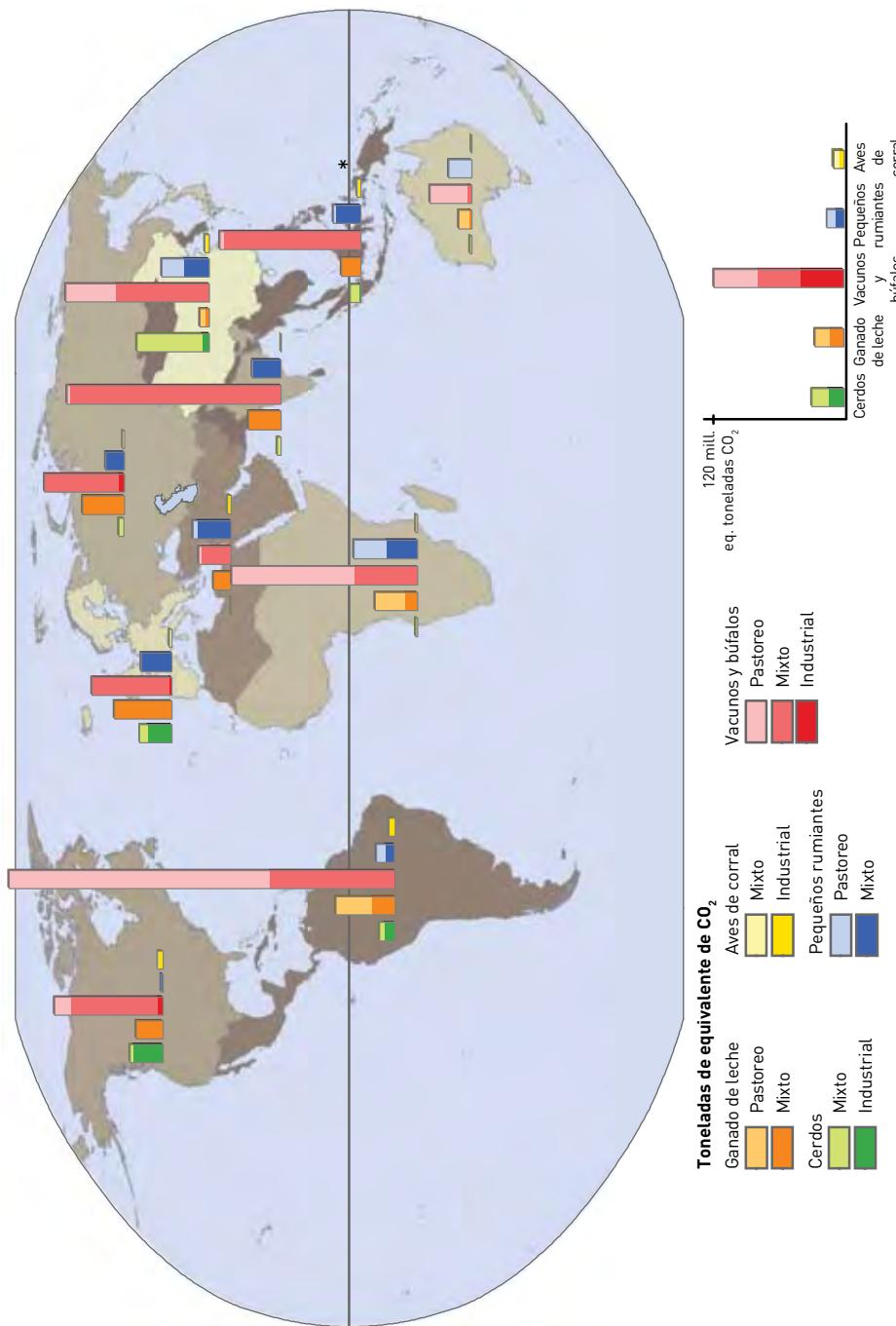
Mapa 31 Emisiones totales de metano provenientes de la fermentación entérica y el estiércol, por especies y principales sistemas de producción



Fuente: LEAD. Basado en estimaciones de población específicas para sistemas de producción y regiones [Groenewold, 2005] y factores de emisión (ver anexos 3.1 y 3.2).

*Asia oriental y meridional, excluidas China y la India.

Mapa 32 Emisiones de óxido nitroso provenientes del estiércol, por especies y principales sistemas de producción



Fuente: LEAD. Basado en estimaciones de población específicas para sistemas de producción y regiones [Groenewold, 2005] y factores de emisión (ver Capítulo 3, Recuadro 3.4).

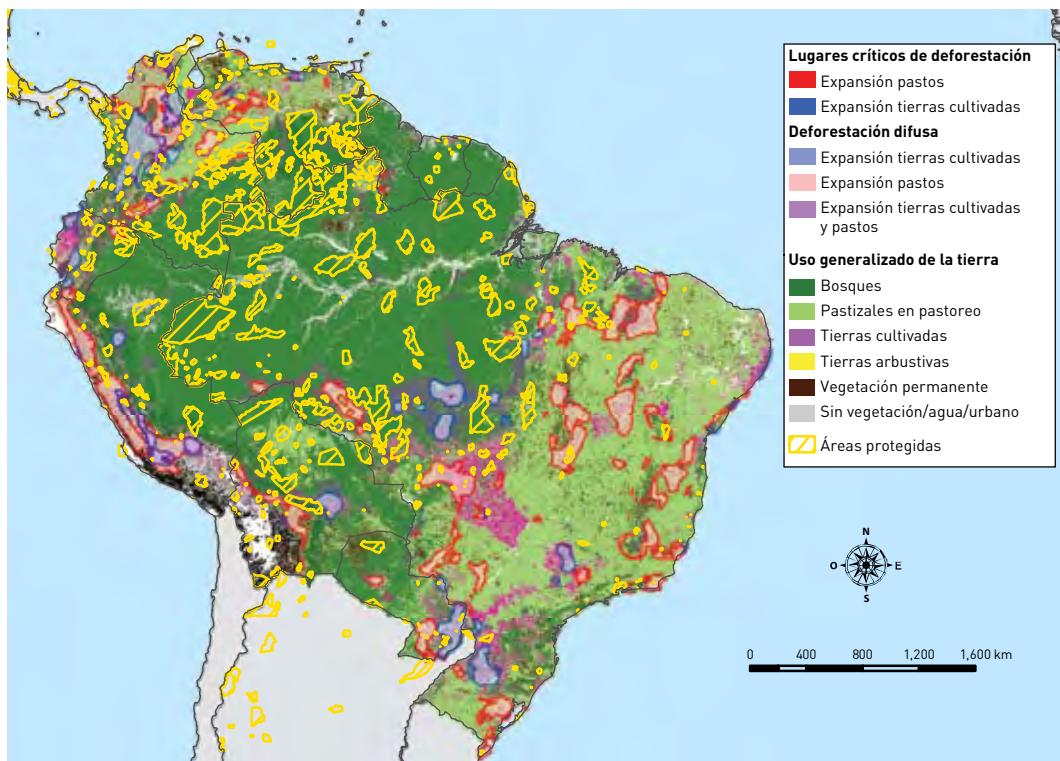
*Asia oriental y meridional, excluidas China y la India.

Mapa 33A Proyecciones sobre la expansión de las tierras cultivadas y los pastos en los bosques neotropicales de 2000 a 2010



Fuente: Wassenaar *et al.* (2006).

Mapa 33B Proyecciones sobre la expansión de las tierras cultivadas y los pastos en los bosques neotropicales de 2000 a 2010



Fuente: Wassenaar *et al.* (2006).

Anexo 2

Cuadros

Anexo 2

Cuadros

<u>Cuadro 1</u>	Tendencias a nivel regional de tres indicadores de la intensificación del uso de la tierra (1961-2001)	400
<u>Cuadro 2</u>	Ingesta total de calorías, proteínas y grasas y contribución de los alimentos de origen animal en las regiones y países seleccionados	400
<u>Cuadro 3</u>	Superficie de pastizales y porcentaje de pastizales respecto a la superficie total de tierras en las regiones y países seleccionados	401
<u>Cuadro 4</u>	Productividad primaria neta estimada en las áreas con predominancia de pastizales	401
<u>Cuadro 5</u>	Uso actual predominante de la tierra en zonas con aptitud elevada para pasto actualmente dedicadas a otros usos	402
<u>Cuadro 6</u>	Población de aves de corral, densidad en las tierras agrícolas y relación aves/población humana en las regiones y países seleccionados	402
<u>Cuadro 7</u>	Población de cerdos, densidad en las tierras agrícolas y relación cerdos/población humana en las regiones y países seleccionados	403
<u>Cuadro 8</u>	Población de bovinos, densidad en las tierras agrícolas y relación bovinos/población humana en las regiones y países seleccionados	403
<u>Cuadro 9</u>	Población de pequeños rumiantes, densidad en las tierras agrícolas y relación pequeños rumiantes/población humana en las regiones y países seleccionados	404
<u>Cuadro 10</u>	Comercio de maíz a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años	405
<u>Cuadro 11</u>	Comercio de soja a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años	406
<u>Cuadro 12</u>	Comercio de harina de soja a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años	407
<u>Cuadro 13</u>	Comercio de carne de bovino a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años	408
<u>Cuadro 14</u>	Comercio de carne de aves de corral a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años	409
<u>Cuadro 15</u>	Principales flujos de comercio de carne en el período 2001-2003, sus volúmenes y emisiones de CO ₂ asociadas al transporte marítimo	410
<u>Cuadro 16</u>	Possible contribución del sector pecuario a la extinción de especies debido a la pérdida o degradación del hábitat	411

La larga sombra del ganado

Cuadro 1

Tendencias a nivel regional de tres indicadores de la intensificación del uso de la tierra (1961-2001)

Región	Uso de tractores		Uso de fertilizantes minerales			Superficie de regadío		
	Tasa de crecimiento anual (%)		Tierra de cultivo ¹ por tractor en 2001 (ha)	Tasa de crecimiento anual (%)		Fertilizante mineral usado por ha de tierra de cultivo ¹ en 2001 (kg)	Tasa de crecimiento anual (%)	
	1961-1991	1991-2001		1961-1991	1991-2001		1961-1991	1991-2001
Asia	11,1	1,7	77,3	9,0	1,5	134,7	1,9	1,4
Oceanía	-0,8	-0,9	139,7	0,7	5,6	59,0	2,6	1,8
Estados bálticos y CEI	n.d.	n.d.	67,1	n.d.	n.d.	30,2	n.d.	n.d.
Europa oriental	7,1	0,2	19,4	1,4	1,2	80,7	3,8	-1,4
Europa occidental	3,1	-0,2	12,0	2,0	-1,5	180,7	1,9	0,9
África del Norte	4,4	1,3	91,8	4,6	2,1	69,5	1,0	1,6
África subsahariana	0,9	-2,8	773,8	5,0	-1,0	11,1	1,9	0,9
América del Norte	0,1	0,4	41,5	3,2	1,0	96,3	1,4	0,7
América Latina y el Caribe	3,9	-0,2	95,7	6,0	4,2	75,9	2,5	0,8
Países desarrollados	2,3	-0,1	33,2	3,0	-2,2	79,1	2,0	0,2
Países en desarrollo	6,6	1,8	125,3	9,5	1,8	97,1	2,0	1,3
Mundo	2,5	-0,1	58,0	4,6	0,1	89,6	2,0	1,0
								17,9

¹ Incluye tierras cultivables y cultivos permanentes.

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 2

Ingesta total de calorías, proteínas y grasas y contribución de los alimentos de origen animal en las regiones y países seleccionados

Región/País	Total			Porcentaje proveniente de productos animales		
	Calorías/persona/día (número)	Proteínas/persona/día (g)	Grasas/persona/día (g)	Calorías/persona/día	Proteínas/persona/día	Grasas/persona/día
Comunidad de Estados Independientes	2 793	81	73	21	45	56
África del Norte	3 203	88	65	8	21	28
América del Norte	3 588	105	125	22	51	43
África subsahariana y África meridional	2 248	55	46	7	21	22
Asia oriental y sudoriental	2 686	65	55	9	29	31
Europa oriental	3 180	93	107	26	49	59
América Latina y el Caribe	2 852	77	81	20	48	48
Cercano Oriente	2 897	80	69	11	25	32
Oceanía	2 971	94	115	29	63	54
Asia meridional	2 394	56	50	9	20	28
Europa occidental	3 519	108	150	31	60	55
Australia	3 096	104	135	33	67	53
Brasil	3 006	81	92	22	52	50
China	2 942	82	86	20	37	58
India	2 423	56	52	8	19	25
Países desarrollados	3 304	100	122	26	56	51
Países en desarrollo	2 651	68	65	13	31	41
Mundo	2 792	75	77	17	38	45

Nota: promedio de tres años (2000-2002).

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 3

Superficie de pastizales y porcentaje de pastizales respecto a la superficie total de tierras en las regiones y países seleccionados

Región/País	Superficie total de pastizales (km ²)	Porcentaje de pastizales respecto a la superficie total
América del Norte	7 970 811	41,1
América Latina y el Caribe	7 011 738	34,2
Europa occidental	1 216 683	32,5
Europa oriental	293 178	25,2
Comunidad de Estados Independientes	6 816 769	31,1
Asia occidental y África del Norte	1 643 563	13,6
África subsahariana y África meridional	7 731 638	31,5
Asia meridional	661 613	14,9
Asia oriental y sudoriental	5 286 989	32,9
Oceanía	5 187 147	58,1
Australia	4 906 962	63,6
China	3 504 907	37,3
India	371 556	11,7
Brasil	2 179 466	25,6
Países desarrollados	19 803 555	35,4
Países en desarrollo	18 369 118	24,0
Mundo	38 172 673	28,8

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 4

Productividad primaria neta estimada en las áreas con predominancia de pastizales

Región/País	Productividad primaria neta media	Superficie por debajo de 1 200 (gr carbono por m ² y año)		Superficie por encima de 1 200 (gr carbono por m ² y año)	
		km ²	%	km ²	%
Comunidad de Estados Independientes	726,5	3 057 780	96,7	105 498	3,3
América Latina y el Caribe	1 254,6	2 297 740	47,4	2 548 350	52,6
Europa occidental	948,8	766 276	72,4	291 848	27,6
Asia occidental y África del Norte	637,0	1 800 730	92,7	142 480	7,3
África subsahariana y África meridional	1 226,1	5 066 060	42,8	6 777 050	57,2
Asia meridional	708,2	224 012	79,0	59 504	21,0
Asia oriental y sudoriental	1 158,1	652 412	43,0	863 624	57,0
América del Norte	718,5	4 090 920	90,9	411 074	9,1
Europa oriental	1 080,4	152 280	72,0	59 261	28,0
Oceanía	1 189,3	143 905	58,3	102 736	41,7
Australia	1 065,6	3 895 680	69,4	1 721 570	30,6
Brasil	1 637,7	37 424	1,3	2 893 640	98,7
India	385,9	131 927	93,8	8 682	6,2
China	774,5	2 644 020	86,8	402 534	13,2
Países desarrollados	871,0	12 473 500	79,8	3 153 290	20,2
Países en desarrollo	1 153,1	12 486 800	48,5	13 233 500	51,5
Mundo	1 046,5	24 960 300	60,4	16 386 790	39,6

Nota: resumen del Mapa 4, Anexo 1.

Fuente: cálculos de los autores.

La larga sombra del ganado

Cuadro 5

Uso actual predominante de la tierra en zonas con aptitud elevada para pasto actualmente dedicadas a otros usos

Región/País	Bosques		Tierras de cultivo		Uso urbano	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Comunidad de Estados Independientes	3 381 180	65,6	1 608 240	31,2	166 923	3,2
América Latina y el Caribe	3 375 720	87,3	432 466	11,2	60 685	1,6
Europa occidental	825 342	46,5	747 410	42,1	201 770	11,4
Asia occidental y África del Norte	40 782	21,4	134 138	70,3	15 933	8,3
África subsahariana y África meridional	3 642 730	87,9	442 489	10,7	58 440	1,4
Asia meridional	51 925	19,1	205 745	75,9	13 486	5,0
Asia oriental y sudoriental	2 167 580	64,1	1 124 630	33,2	91 498	2,7
América del Norte	2 515 240	51,4	2 172 750	44,4	203 408	4,2
Europa oriental	334 619	36,5	517 651	56,5	64 671	7,1
Oceanía	362 790	95,9	13 080	3,5	2 294	0,6
Australia	390 805	79,5	88 358	18,0	12 467	2,5
Brasil	4 766 500	95,3	126 222	2,5	107 969	2,2
India	186 840	22,9	595 042	72,9	34 553	4,2
China	873 628	42,4	1 047 920	50,9	138 976	6,7
Países desarrollados	7 748 680	57,0	5 205 720	38,3	650 239	4,8
Países en desarrollo	15 161 600	76,8	4 044 780	20,5	523 734	2,7
Mundo	22 910 280	68,7	9 250 500	27,8	1 173 973	3,5

Nota: resumen del Mapa 12, Anexo 1.

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 6

Población de aves de corral, densidad en las tierras agrícolas y relación aves/población humana en las regiones y países seleccionados

Región/País	N.º de animales (en miles)	N.º de animales por superficie agrícola (aves/ha)	N.º de animales por población humana (aves/persona)
América del Norte	2 058 729	4,3	6,7
América Latina y el Caribe	2 255 899	2,2	4,5
Europa occidental	1 097 990	7,5	2,8
Europa oriental	231 172	3,6	1,9
Comunidad de Estados Independientes	558 194	1,0	2,0
Asia occidental y África del Norte	1 263 426	2,8	3,3
África subsahariana	862 304	0,9	1,4
Asia meridional	700 772	1,7	0,5
Asia oriental y sudoriental	5 994 579	4,4	3,1
Oceanía	111 857	0,1	3,7
Australia	86 968	0,2	4,7
China	3 830 469	6,9	3,1
India	377 000	2,1	0,4
Brasil	877 884	3,3	5,3
Países desarrollados	4 518 867	2,5	3,5
Países en desarrollo	10 627 741	3,3	2,3
Mundo	15 146 608	3,0	2,6

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 7

Población de cerdos, densidad en las tierras agrícolas y relación cerdos/población humana en las regiones y países seleccionados

Región/País	N.º de animales	N.º de animales por superficie agrícola	N.º de animales por población humana
	(en miles)	(cabezas/ha)	(cabezas/persona)
América del Norte	73 017	0,15	0,24
América Latina y el Caribe	76 793	0,10	0,15
Europa occidental	124 617	0,85	0,32
Europa oriental	40 177	0,62	0,33
Comunidad de Estados Independientes	31 160	0,06	0,11
Asia occidental y África del Norte	665	0,00	0,00
África subsahariana	20 480	0,02	0,03
Asia meridional	14 890	0,07	0,01
Asia oriental y sudoriental	528 673	0,66	0,27
Oceanía	5 509	0,01	0,18
Australia	2 733	0,01	0,15
China	452 215	0,82	0,36
India	13 867	0,08	0,01
Brasil	32 060	0,12	0,19
Países desarrollados	285 215	0,16	0,22
Países en desarrollo	632 420	0,20	0,14
Mundo	917 635	0,18	0,16

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 8

Población de bovinos, densidad en las tierras agrícolas y relación bovinos/población humana en las regiones y países seleccionados

Región/País	N.º de animales	N.º de animales por superficie agrícola	N.º de animales por población humana
	(en miles)	(cabezas/ha)	(cabezas/persona)
América del Norte	110 924	0,23	0,36
América Latina y el Caribe	357 712	0,46	0,71
Europa occidental	84 466	0,58	0,21
Europa oriental	16 042	0,25	0,13
Comunidad de Estados Independientes	58 395	0,10	0,21
Asia occidental y África del Norte	31 759	0,07	0,08
África subsahariana	213 269	0,21	0,35
Asia meridional	246 235	1,09	0,19
Asia oriental y sudoriental	152 578	0,19	0,08
Oceanía	37 796	0,08	1,26
Australia	27 726	0,06	1,49
China	103 908	0,19	0,08
India	191 218	1,06	0,20
Brasil	177 204	0,67	1,07
Países desarrollados	326 830	0,18	0,25
Países en desarrollo	983 781	0,31	0,22
Mundo	1 310 611	0,26	0,22

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 9

Población de pequeños rumiantes, densidad en las tierras agrícolas y relación pequeños rumiantes/población humana en las regiones y países seleccionados

Región/País	N.º de animales <i>(en miles)</i>	N.º de animales por superficie agrícola <i>(cabezas/ha)</i>	N.º de animales por población humana <i>(cabezas/personal)</i>
América del Norte	9 132	0,02	0,03
América Latina y el Caribe	115 514	0,15	0,23
Europa occidental	121 574	0,83	0,31
Europa oriental	20 902	0,32	0,17
Comunidad de Estados Independientes	59 649	0,11	0,21
Asia occidental y África del Norte	227 378	0,50	0,59
África subsahariana	370 078	0,37	0,60
Asia meridional	298 822	1,33	0,23
Asia oriental y sudoriental	345 716	0,43	0,18
Oceanía	153 302	0,32	5,11
Australia	112 202	0,25	6,03
China	289 129	0,52	0,23
India	181 300	1,00	0,19
Brasil	24 008	0,09	0,14
Países desarrollados	400 136	0,22	0,31
Países en desarrollo	1 322 038	0,42	0,29
Mundo	1 722 175	0,34	0,29

Fuente: cálculos de los autores.

Cuadro 10

Comercio de maíz a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años

Desde Hacia	Asia			África subsahariana			África del Norte			UE-15			Europa oriental			
	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)		
Asia	11 669	853,1	193,6	207,3	0,6	-	8,8	-	-92,0	293,3	82,9	-	-	-		
África subsahariana	220,5	574,3	759,6	94,7	0,1	-	26,5	-	-54,6	6,7	-14,1	-	-	-		
África del Norte	41,8	386,0	1,7	-	43,4	-	24,6	-	-92,1	83	-7,0	-	-	-		
UE-15	6,8	-44,3	4,9	345,5	0,2	-	8 837,4	41,7	20,4	-87,6	38,6	806,5	257,6	-		
Resto de Europa occidental	0	-100,0	0,1	-	0,8	-	64,1	-	32,2	892,9	237,2	-	-	-		
Europa oriental	0,5	-98,7	0,3	-	0	-	6	-	-88,0	130	-69,1	-	-	-		
Estados bálticos y CEI	6,7	-99,4	0,2	-	0	-	-	-	0,7	-56,3	2,5	733,3	-	-		
América del Norte	0,3	-	0,2	-	0	-	-	-	0,3	-76,9	0	-	-	-		
América del Sur	0,2	-100,0	0,6	-90,3	0	-	-	-	0,1	-99,8	0	-100,0	0	-		
América Central y el Caribe	16,7	53,2	1,7	-	0	-	-	-	0	-100,0	0	-	-	-		
Oceania	2,6	-99,8	0	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Desde Hacia	Estados bálticos y CEI			América del Norte			América del Sur			América Central y el Caribe			Oceania			
	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)
Asia	79,1	n.a.	24 120	13,0	6 631,8	362,8	0	-	-	-	23,6	-	-	-	-51,3	-
África subsahariana	0,3	n.a.	404,9	180,4	525,8	879,1	7,3	-	-	-	3	-	-	-	-	-
África del Norte	113,9	n.a.	5 791,7	143,9	2 347,4	452,3	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-
UE-15	45,9	n.a.	68,6	-97,6	2 530,5	276,7	0	-	-	-	0,1	-	-	-	-50,0	-
Resto de Europa occidental	0,5	n.a.	45,7	182,1	164,3	466,6	6,7	-	-	-	0	-	-	-	-	-
Europa oriental	n.a.	10,7	-98,1	201	104,3	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estados bálticos y CEI	261	n.a.	43,8	-99,2	7,8	-99,0	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-
América del Norte	n.a.	3 799,9	998,2	56,7	18,6	37	469,2	0	-	-	-	-	-	-	-	-
América del Sur	14,8	n.a.	2 815,9	138,8	2 745,9	431,1	4,3	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-
América Central y el Caribe	10,2	n.a.	9 162,2	147,4	131	-75,0	19,4	-	-	-	0	-	-	-	-	-
Oceania	0	n.a.	22,2	404,5	0	-	0	-	-	-	23,1	50,0	-	-	-	-

Nota: n.a. – datos no disponibles para el período 1986-1988.

-: volumen de comercio no significativo para el promedio 2001-2003.

Fuente: FAO (2006b).

La larga sombra del ganado

Cuadro 11

Comercio de soja a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años

Desde	EE.UU.		Brasil		Argentina	
	En miles de toneladas	Incremento	En miles de toneladas	Incremento	En miles de toneladas	Incremento
	(%)		(%)		(%)	
Total producción	73 424,7	49,1	43 829,5	172,1	30 614,7	287,5
Total exportaciones	29 128,8	44,2	17 178,7	655,5	7 412,6	266,6
Destino por región						
Asia	16 935,3	127,0	6 305,8	1 813,7	6 207,1	7 342,6
África subsahariana	6,2	-71,9	0	-100,0	19,5	-
África del Norte	336,3	294,7	111,9	-	193,8	-
UE-15	5 587,9	-38,5	9 852,7	498,6	745,4	-37,4
Resto de Europa occidental	19,1	-90,2	404	859,6	0,3	-99,1
Europa oriental	45,4	-91,2	106,8	87,0	5,4	-93,1
Estados bálticos y CEI	65,6	-92,0	17,7	5 800,0	0	-100,0
América del Norte	640,7	311,2	2,2	-	12,7	-
América del Sur	213,5	-62,8	248,8	82 833,3	198,7	-
América Central y el Caribe	4 563,4	279,1	128,7	4 190,0	29,8	33,6
Oceanía	18,6	-41,9	0	-100,0	0	-
Desde	Paraguay		Canadá		India	
	En miles de toneladas	Incremento	En miles de toneladas	Incremento	En miles de toneladas	Incremento
	(%)		(%)		(%)	
Total producción	3 671,9	212,3	2 079,7	84,5	5 773,6	419,1
Total exportaciones	2 019,1	103,1	671,8	233,9	83,3	-
China					15 768,3	33,5
América del Sur					263,9	-82,6
Destino por región						
Asia	14,3	-	344,7	353,0	83,1	3 362,5
África subsahariana	0,1	-	0,3	200,0	0	-
África del Norte	0	-100,0	5,6	51,4	0	-
UE-15	62,5	-75,5	200,7	208,3	0	-
Resto de Europa occidental	208,6	104,5	0	-100,0	0	-
Europa oriental	0	-	1,1	-	0	-
Estados bálticos y CEI	1,7	-	0,1	-99,5	0	-
América del Norte	0	-100,0	112,5	224,2	0,1	-
América del Sur	1 383,8	1 176,6	0	-	0	-
América Central y el Caribe	348,1	234,7	6,3	-	0	-
Oceanía	0	-	0,4	-	0	-
China					0,6	-92,7
América del Sur					0	-

Nota: -: volumen de comercio no significativo para el promedio 2001-2003.

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 12

Comercio de harina de soja a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años

Desde Hacia	Asia			África subsahariana			África del Norte			UE-15			Europa oriental			
	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)		
Asia	2 890,3	177,1	0,1	-	0	-	30,7	-	-72,3	0	-	-	-	-		
África subsahariana	10,5	218,2	6,8	-50,0	8,8	-	13,5	-	-2,9	0	-	-	-	-		
África del Norte	41,3	3,8	0,2	-	0	-	27,5	-	-69,3	0	-	-	-	-		
UE-15	7,7	-96,8	0,2	-	0	-	4.417,9	38,2	1,5	-	-	-	-	-		
Resto de Europa occidental	0,1	-99,7	0	-	0	-	143,1	-	530,4	0	-	-	-	-		
Europa oriental	1,5	-99,6	0	-	0	-	1 617,6	1	202,4	40,3	-	-	-	-		
Estados bálticos y CEI	3,7	-93,5	0	-	0	-	217,4	-	-14,6	3,4	-	-	-	-		
América del Norte	0,2	-96,8	0	-	0	-	0,7	-	250,0	0	-	-	-	-		
América del Sur	0,5	-	0,1	-	0	-	0,4	-	-50,0	0	-	-	-	-		
América Central y el Caribe	0	-100,0	0	-	0	-	0,3	-	-91,4	0	-	-	-	-		
Oceania	3,7	208,3	0	-	0	-	27,4	-	6750,0	0	-	-	-	-		
Desde Hacia	Estados bálticos y CEI			América del Norte			América del Sur			América Central y el Caribe			Oceania			
	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)	En miles de toneladas	Incremento (%)
Asia	n.a.	2 122,9	196,9	-	6 361,9	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
África subsahariana	0	n.a.	4,8	-94,5	532,8	366,1	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
África del Norte	0	n.a.	421	10,0	1 298,7	714,2	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
UE-15	0	n.a.	345,7	-85,0	18 875,8	223,1	10,9	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Resto de Europa occidental	0	n.a.	2,2	450,0	36,1	163,5	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Europa oriental	0	n.a.	13,4	-93,2	851,9	-49,3	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Estados bálticos y CEI	14	n.a.	106	-77,2	9,8	-99,3	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
América del Norte	1	n.a.	764,4	3,5	46,1	-	1,1	-	-57,7	0	-	-	-	-	-	-
América del Sur	2	n.a.	324	-54,9	1 912,8	-	14,8	-	0	0	-	-	0	-	0	-
América Central y el Caribe	0	n.a.	1 509,8	256,4	82,6	-54,6	30,2	174,5	0	-	0	-	0	-	0	-
Oceania	0	n.a.	322,8	701,0	190,3	-	0	-	0,2	-75,0	-	-	-	-	-	-

Nota: n.a. – datos no disponibles para el período 1986-1988.

-: volumen de comercio no significativo para el promedio 2001-2003.

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 13

Comercio de carne de bovino a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años

Desde Hacia	Asia			África subsahariana			África del Norte			UE-15			Europa oriental		
	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	
Asia	271,1	330,3	1,9	533,3	0,4	-	132,5	-45,8	0,3	-	97,3	-	42,3	-	-
África subsahariana	42,3	-	48,7	-	0,0	-	42,0	-79,5	0,0	-	100,0	-	9,7	-	-
África del Norte	9,7	-	1,3	-	0,0	-	2,4	-98,3	0,0	-	100,0	-	8,8	-	-
UE-15	8,8	-	14,5	29,5	0,1	-	1514,4	6,7	23,3	-	57,2	-	Resto de Europa occidental	0,9	-
Resto de Europa occidental	0,9	-	2,0	-	0,0	-	9,4	-30,4	0,2	-	89,5	-	Europa oriental	0,6	-
Europa oriental	0,6	-	0,0	-	0,0	-	24,3	-68,6	40,0	-	273,8	-	Estados bálticos y CEI	31,7	-11,9
Estados bálticos y CEI	31,7	-11,9	0,0	-	0,0	-	351,5	343,3	23,0	-	63,5	-	América del Norte	2,5	-
América del Norte	2,5	-	0,0	-	0,0	-	1,7	-98,1	0,1	-	99,3	-	América del Sur	0,2	-
América del Sur	0,2	-	0,0	-	0,0	-	0,6	-99,5	0,0	-	100,0	-	América Central y el Caribe	0,1	-90,0
América Central y el Caribe	0,1	-90,0	0,0	-	0,0	-	1,2	-90,3	0,0	-	100,0	-	Oceania	0,4	-
Oceania	0,4	-	0,0	-	0,0	-	0,2	-98,2	0,1	-	0,0	-			
Desde Hacia	Estados bálticos y CEI			América del Norte			América del Sur			América Central y el Caribe			Oceania		
	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas
Asia	n.a.	680,5	260,6	270,1	108,6	-	1,0	-60,0	686,5	-	173,3	-	África subsahariana	0,2	-
África subsahariana	0,0	n.a.	0,3	0,0	21,9	-28,9	0,0	-	3,6	-	-	-	África del Norte	0,0	-
África del Norte	0,0	n.a.	8,2	-	132,9	-	0,0	-	4,5	-	-	-	UE-15	0,8	-
UE-15	0,8	n.a.	3,5	-65,0	390,5	84,1	0,0	-	11,1	-	-31,9	-	Resto de Europa occidental	0,0	-
Resto de Europa occidental	0,0	n.a.	1,4	75,0	9,0	-13,5	0,0	-	2,5	-	177,8	-	Europa oriental	0,0	-
Europa oriental	0,0	n.a.	0,4	-	52,3	-	0,0	-	2,2	-	-	-	Estados bálticos y CEI	236,3	-
Estados bálticos y CEI	236,3	n.a.	5,4	-	53,1	-	0,0	-	6,9	-	-	-	América del Norte	0,0	-
América del Norte	0,0	n.a.	520,8	416,7	161,3	86,5	42,5	-14,8	903,7	14,3	-	-	América del Sur	0,0	-
América del Sur	0,0	n.a.	3,4	-87,7	208,9	139,3	2,0	-	0,1	-	-	-	América Central y el Caribe	0,0	-
América Central y el Caribe	0,0	n.a.	333,8	2 110,6	16,3	3,2	29,1	627,5	19,8	219,4	-	-	Oceania	0,0	-
Oceania	0,0	n.a.	1,4	75,0	0,6	500,0	0,0	-	40,6	50,4	-	-			

Nota: n.a. – datos no disponibles para el período 1986-1988.

-: volumen de comercio no significativo para el promedio 2001-2003.

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 14

Comercio de aves de corral a nivel regional: promedio 2001-2003 e incremento durante los últimos 15 años

Desde Hacia	Asia			África subsahariana			África del Norte			UE-15			Europa oriental		
	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	
Asia	915,9	526,5	1,6	-	0,6	500,0	291	48,4	6,7	-	-53,5				
África subsahariana	7,6	-	10,9	-	0,1	-	215,9	149,3	0,4	-	-60,0				
África del Norte	0,2	100,0	0	-	0	-	2,9	-62,8	0,2	-	-92,3				
UE-15	194	-	2,7	-	0,6	-	1 836,9	265,6	143,2	-	130,6				
Resto de Europa occidental	9	718,2	0	-	0	-	25,5	9,9	8,6	-18,9					
Europa oriental	19,9	-	0	-	0	-	123,3	-	-	47,8	414,0				
Estados bálticos y CEI	28,8	-	0	-	0	-	304,5	-	-	26,8	-82,5				
América del Norte	2,9	314,3	0,1	-	0	-	1,7	54,5	0	-	-100,0				
América del Sur	2,6	-	0,2	-	0	-	0,8	-87,5	0	-	-100,0				
América Central y el Caribe	1,1	-	0	-	0	-	20	-6,5	0	-	-100,0				
Oceania	0,8	-38,5	0	-	0	-	4,8	6,7	0,2	-	100,0				
Desde Hacia	Estados bálticos y CEI			América del Norte			América del Sur			América Central y el Caribe			Oceania		
	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	En miles de toneladas	Incremento [%]	
Asia	0,1	n.a.	946	382,9	927	378,1	1,1	-	-	-	9,7	781,8			
África subsahariana	0	n.a.	104,9	-	115,9	-	0	-	-	-	9,9	-			
África del Norte	0	n.a.	1,9	-90,9	28	27,3	0	-	-	-	-	-			
UE-15	0,1	n.a.	48,9	304,1	375,4	-	0	-	-	-	0	-			
Resto de Europa occidental	0	n.a.	2,6	420,0	3	-57,7	0	-	-	-	0	-			
Europa oriental	0,3	n.a.	122,2	-	30,5	-	0	-	-	-	0	-			
Estados bálticos y CEI	34,2	n.a.	1022,5	-	225,2	-	0	-	-	-	0,2	-			
América del Norte	0,1	n.a.	164,1	374,3	2,5	-	-	-	-	-	-	-			
América del Sur	0	n.a.	43,5	-	31,6	212,9	0,4	-	-	-	0	-			
América Central y el Caribe	0	n.a.	502,6	570,1	43,5	559,1	5,2	-	-	-	0	-			
Oceania	0	n.a.	25,2	334,5	1,5	-	0	-	-	-	5,7	159,1			

Nota: n.a. – datos no disponibles para el período 1986-1988.

-: volumen de comercio no significativo para el promedio 2001-2003.

Fuente: FAO (2006b).

Cuadro 15

Principales flujos de comercio de carne en el período 2001-2003, sus volúmenes y emisiones de CO₂ asociadas al transporte marítimo

País de origen	Países destinatarios	Cantidad comercializada (10 ³ toneladas)	Emisiones de CO ₂ procedentes de combustible fósil (10 ³ toneladas)
Carne de bovino			
Estados Unidos	Canadá, Japón, Hong Kong, Corea, México	1 000	34
Australia	EE.UU., Canadá, Japón, Corea del Sur	1 055	61
Brasil	Hong Kong, UE, Arabia Saudita, EE.UU., Egipto	390	28
Canadá	EE.UU., México	497	7
Nueva Zelanda	EE.UU., Canadá	418	20
porcentaje del comercio mundial:			60%
			150
Carne de aves de corral			
Estados Unidos	China, Hong Kong, Japón, Corea del Sur, Rusia, México, Canadá	2 093	137
Brasil	Japón, Hong Kong, Rusia, Arabia Saudita, UE	921	82
Unión Europea	Rusia, Arabia Saudita	342	9
China	Japón	364	4
Tailandia	UE, Japón	381	20
Hong Kong	China	660	5
porcentaje del comercio mundial:			63%
			257
Carne de cerdo			
Canadá	Japón, EE.UU.	543	14
Unión Europea	Japón, Rusia	473	34
Estados Unidos	Japón, México	400	12
Brasil	Hong Kong, Rusia	247	23
China	Hong Kong, Rusia	133	1
porcentaje del comercio mundial:			53%
			85

Fuente: Datos sobre el flujo de comercio de carne- FAO (2006b).

Cuadro 16**Possible contribución del sector pecuario a la extinción de especies debido a la pérdida o degradación del hábitat**

Especies	Descripción
ANIMALES	Anfibios
<i>Atelopus longirostris</i>	Endémica de la vertiente noroccidental de los Andes ecuatorianos en las provincias de Esmeraldas, Imbabura, Cotopaxi y Pichincha a 500-2500 m sobre el nivel del mar. Era una especie terrestre que habitaba en los bosques pluviales tropicales montanos. El declive de su población no ha recibido explicación y es posible que se deba a la quitridiomicosis. Entre otros posibles factores pueden citarse el cambio climático, la contaminación y la pérdida de hábitat, si bien es poco probable que estos factores por sí solos expliquen el nivel de declive observado.
<i>Atelopus vogli</i>	Endémica del Pozo del Diablo en el río Güey, en la vertiente sur de la Cordillera de la Costa, Venezuela. El hábitat original (bosque húmedo) en esta zona ha sido drásticamente modificado por sucesivas talas y quemas. El entorno actual se asemeja al de una sabana. Se presume que esta zona anteriormente estaba ocupada por bosques semicaducífolios. Se cree que la especie se ha extinguido como consecuencia de la rápida modificación del hábitat para uso agrícola.
<i>Eleutherodactylus chrysozetes</i>	Esta especie era endémica de la Quebrada de Oro en el Río Viejo, Honduras, a 880-1 130 m sobre el nivel del mar. Habitaba a lo largo de los cursos de agua de los bosques húmedos premontanos. Probablemente no pudo sobrevivir a la intensa degradación del hábitat, entre cuyas amenazas destaca la deforestación como resultado de la expansión de la agricultura y la actividad pecuaria, la colonización, la explotación maderera, los incendios y los deslizamientos de tierra. La quitridiomicosis también pudo ser también un factor determinante.
<i>Eleutherodactylus milesi</i>	Endémica de los bosques húmedos premontanos y los bosques húmedos montanos bajos de las montañas de la zona occidental y noroccidental de Honduras a 1 050-1 720 m sobre el nivel del mar. Sufrió los fuertes efectos adversos de la quitridiomicosis y de la destrucción del hábitat para dar paso a la agricultura de subsistencia.
<i>Rheobatrachus silus</i>	Una especie endémica australiana que habitaba en los bosques pluviales, bosques esclerófilos húmedos, y bosques abiertos de ribera restringida a 350-800 m sobre el nivel del mar en las praderas de Blackall y Conondale en la zona sudoriental de Queensland. Las razones para la desaparición de esta especie son desconocidas. Su hábitat ha sido amenazado por los cerdos asilvestrados, la invasión de malezas (especialmente Ageratina riparia), la alteración en los flujos y la calidad del agua por las perturbaciones aguas arriba y, posiblemente, por la quitridiomicosis.
<i>Rheobatrachus vitellinus</i>	Endémica australiana que habitaba exclusivamente en los bosques pluviales no perturbados del Parque Nacional Eungella, en la zona centro-occidental de Queensland a 400-1 000 m sobre el nivel del mar (Covacevich y McDonald, 1993). La especie se extendía por un área inferior a los 500 km ² . Las causas del declive de la población son desconocidas. Entre las posibles razones se incluyen la destrucción del hábitat por los fuegos estacionales, la fragmentación, las malezas, la extracción del agua superficial y la quitridiomicosis.
	Aves
<i>Cabalus modestus</i>	Endémica de Chathan, Mangere y las Islas Pitt de Nueva Zelanda. Se presume que su extinción fue causada por predación de ratas y gatos, destrucción del hábitat para el suministro de pasto a las ovejas (que hacia 1900 provocó la destrucción de todos los arbustos y gramíneas de macolla) y por el pastoreo de cabras y conejos.
<i>Caracara lutosa</i>	Esta especie era endémica de la Isla Guadalupe, México. La isla era una vez rica en vegetación que hoy ha sido casi totalmente consumida por las cabras. La causa primaria del declive de la especie fue la acción de los colonos.
<i>Coturnix novaezelandiae</i>	Endémica de hábitats abiertos en las Islas del Norte, las Islas del Sur y las Islas Great Barrier de Nueva Zelanda. Fue bastante común hasta mediados del siglo XIX, pero declinó rápidamente hasta extinguirse hacia el año 1875. La extinción fue causada por las quemas a gran escala, la depredación por los perros, gatos y ratas, el pastoreo de las ovejas y la propagación de enfermedades mediante las aves de caza introducidas.

(continúa)

Cuadro 16 (continuación)

Possible contribución del sector pecuario a la extinción de especies debido a la pérdida o degradación del hábitat

Especies	Descripción
Drepanis funerea	Endémica de las capas forestales inferiores en Molokai, Hawaï (EE.UU.). Su extinción probablemente se debió en gran medida a la destrucción de su hábitat por la introducción de bovinos y ciervos y a la depredación de ratas y mangostas.
Moho bishopi	Endémica de los bosques de las Islas Hawaï (EE.UU.). La destrucción del hábitat causada por la conversión a la agricultura y por el pasto de animales asilvestrados dio inicio al declive de la especie. La introducción de ratas comunes <i>Rattus rattus</i> y la propagación de enfermedades transmitidas por los mosquitos introducidos se consideran las causas fundamentales del declive de la especie.
Myadestes myadestinus	Endémica de Kaua'i en las Islas Hawaï (EE.UU.), donde probablemente estuvo restringida a bosques montanos densos y donde fue el ave más común. Las enfermedades transmitidas por los mosquitos introducidos y la destrucción y degradación de los bosques han sido probablemente las principales causas de la extinción. El avance de los cerdos asilvestrados en bosques altos vírgenes degradó el hábitat y facilitó la propagación de los mosquitos. La competencia con aves introducidas pudo haber agravado los problemas para esta especie.
Sceloglaux albifacies	Endémica de Nueva Zelanda, en las Islas del Sur y las Islas Stewart. La especie anidaba entre las rocas a campo abierto y en los linderos del bosque. Las causas de la extinción de la especie no están claras; posiblemente se trató de la modificación del hábitat por el pastoreo o las quemas o la depredación por ratas introducidas.
Psephotus pulcherrimus	Habituaba en sabanas abiertas con montes bajos y en praderas con arbustos en el centro, sur (y posiblemente al norte) de Queensland y en el norte de Nuevo Gales del Sur (Australia). Su declive probablemente fue debido a la reducción de suministro alimenticio (semillas de gramíneas nativas) a causa de la sequía, el sobrepastoreo, la alteración en la frecuencia de las quemas y la propagación del higo chumbo. Otros factores determinantes fueron las enfermedades, las trampas y la recolección de sus huevos, la depredación de los nidos por especies introducidas y autóctonas y la tala de eucaliptos mediante el descorteza en anillos.
PLANTAS	
Magnoliopsida	
Nesiota elliptica	Endémica de la Isla de Santa Elena. Era un pequeño árbol polinizado por una mosca sírfido, que también polinizaba otros árboles endémicos. La amenaza para esta especie fue la pérdida de hábitats debido a la explotación maderera y la tala para dar lugar a plantaciones. Los seres humanos han explotado los recursos de la isla durante más de 450 años, destruyendo la mayor parte de la vegetación autóctona con la deforestación, la agricultura y el pastoreo de las cabras introducidas.
Cyanea marksii	Pequeño árbol parecido a una palma de los bosques pluviales del distrito de Kona en Hawaï. Los bosques y las plantas raras del sur de Kona están amenazados por el pastoreo de bovinos, la tala, los cerdos asilvestrados, y las plantas exóticas. Las plantas también sufren la amenaza natural de los flujos de lava del Mauna Loa.
Melicope haleakalae	Pequeño árbol o arbusto visto por última vez en 1919 en Ukuele, en Maui. Habitaba los bosques pluviales a 1 220 metros sobre el nivel del mar. Conocido solo en el lado occidental de Haleakala, Maui. La situación de esta especie no está clara; podría ser más común de lo que se presume. Las amenazas incluyen los cerdos asilvestrados y las plantas exóticas.
Melicope paniculata	Endémica del Lihue Ditch Trail a 875 m y de Waihiawa Bog a 580 m. Amenazada por cerdos asilvestrados, cabras y plantas exóticas.
Oldenlandia adscensionis	Documentada en las estribaciones norte y occidental de las Great Mountains entre los 356 m y los 680 m. Esta especie fue muy susceptible al pastoreo de los mamíferos. Las plantas introducidas reemplazaron por completo las comunidades de vegetación original y con toda probabilidad el ganado (ovejas y asnos presentes actualmente) y las cabras han sido históricamente los responsables del declive.

(continúa)

Cuadro 16 (continuación)**Possible contribución del sector pecuario a la extinción de especies debido a la pérdida o degradación del hábitat**

Especies	Descripción
Wikstroemia skottsbergiana	Parece que la especie se extinguió de sus únicos emplazamientos en el Valle Hanalei y Kauhao en Kauai. Las plantas nativas raras del Valle Hanalei y las Montañas Wahiawa están amenazadas por los cerdos asilvestrados y por plantas exóticas.
Wikstroemia villosa	Se podía encontrar en una de las estribaciones de Hakeakala en Maui oriental y en el encuentro de las cumbres en el Valle Wailuku en Maui occidental. Especie de los bosques pluviales montanos, parte de los cuales han sido convertidos en pastizales. Las principales amenazas son los cerdos asilvestrados y las plantas exóticas. Posiblemente también fue amenazada por ciervos, bovinos y cabras asilvestradas.
Liliopsida	
Sporobolus durus	La introducción de especies como Melinis minutiflora (gramínea pionera de amplio uso en el pastoreo) es probablemente el factor responsable de su declive. Melinis minutiflora es una gramínea productiva, de fácil establecimiento y de aceptable valor nutricional; también se usa para la conservación de suelos en laderas con fuerte declive y suelos pobres. Resistente a la sequía pero no al fuego ni al anegamiento. Crece durante todo el año con lluvias escasas. Debe establecerse antes del pastoreo. Palatable para el ganado una vez los animales se acostumbran a su olor.

Fuente: compilación realizada con datos de UICN, NatureServe, BirdLife International y ARKive.

Anexo 3

Metodología de cuantificación y análisis

Anexo 3

Metodología de cuantificación y análisis

3.1 Tendencias del uso de la tierra para la producción animal

Metodología elaborada para evaluar el uso de la tierra cultivable para la producción pecuaria

Basado en el artículo “Water footprints of nations”, de Chapagain y Hoekstra (2004).

Las categorías de cultivos incluidas en este análisis son:

- cereales: trigo, maíz, cebada, trigo sarraceno, centeno, sorgo, mijo, avena, mezcla de cereales, arroz con cáscara;
- semillas oleaginosas y frutos para aceite, como soja, girasol, cártamo, colza, linaza, maní, semilla de algodón, semilla de mostaza, cáñamo común, coco, fruto de la palma de aceite, aceitunas, capoc;
- tubérculos y hortalizas, como Yuca, ñame, papa, batata, col, calabaza común, caña de azúcar, altramuz o lupino, veza, algarroba, plátano;
- legumbres, como guisante, frijol, lenteja;
- frutas, como sandía, manzana, banano, dátil, cítricos.

El cálculo establece una diferencia entre los cultivos para la alimentación directa del ganado (en su forma primaria) y los cultivos previamente elaborados cuyos subproductos se destinan a la alimentación del ganado. Los residuos de cultivos no fueron incluidos ya que no hay datos a disposición.

- a) Los cultivos para la alimentación directa del ganado incluyen los productos primarios obtenidos directamente de la tierra sin ser sometidos a ningún proceso de elaboración

real. Para la obtención de la superficie de tierra cultivable destinada a estos cultivos se parte de la relación entre el producto alimenticio y la suma del total del suministro y utilización de los productos multiplicada por la superficie total cosechada.

- b) Los subproductos o productos derivados utilizados en la alimentación del ganado incluyen:
 - tortas obtenidas de la elaboración de frutas y semillas oleaginosas para la extracción de aceite;
 - salvado, harina (maíz y trigo), gluten (maíz y trigo) y germen (maíz y trigo) obtenidos de la elaboración de cereales;
 - pulpa de cítricos;
 - melazas obtenidas de la elaboración de caña de azúcar y remolacha azucarera.

La cantidad de cultivos cosechados que se elabora se obtiene inicialmente de bases de datos estadísticas. Después se calcula la tierra cultivable asociada a la cantidad de cosecha elaborada usando la misma técnica descrita para los cultivos suministrados directamente al ganado.

El siguiente paso es el cálculo de la fracción de tierra a la que puede atribuirse la producción de los subproductos destinados a la alimentación animal. Esta se obtiene multiplicando la superficie de tierra cultivable asociada al producto procesado por la fracción de valor del subproducto en comparación con todo el producto o todos los productos del proceso de elaboración. El resultado es la cantidad de tierra atribuida al subproducto.

Los datos procedieron de las siguientes fuentes:

- Las cuentas de utilización de suministro de la FAO, que proporcionan un informe detallado de la cantidad del cultivo suministrado y de su distribución entre los diferentes usos al que es destinado, tales como alimentos para el consumo humano, piensos, residuos, elaboración, semillas y otros, en un período determinado. Las cuentas también especifican la superficie cosechada, los rendimientos, la producción y la superficie sembrada (FAO, 2006b). Precios

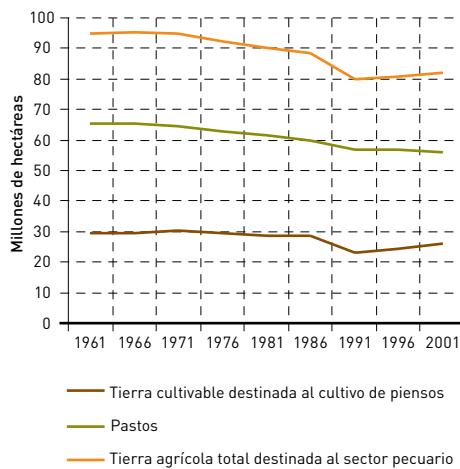
internacionales de los productos primarios y los productos derivados: Chapagain y Hoekstra (2004) y los precios internacionales de los productos registrados por la FAO.

- Los árboles de productos básicos/producto, los cuales proporcionan los coeficientes de extracción y las fracciones del producto, por ejemplo, la cantidad (en términos porcentuales) de producto elaborado que se obtiene mediante la transformación del producto originario (árboles de productos básicos de la FAO y Chapagain y Hoekstra, 2004)

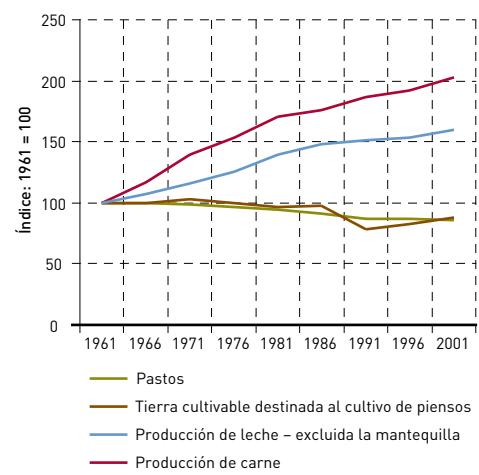
Resultados seleccionados

UE – 15

UE – 15: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

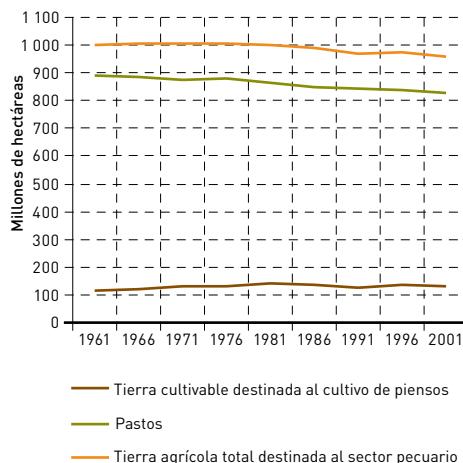


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

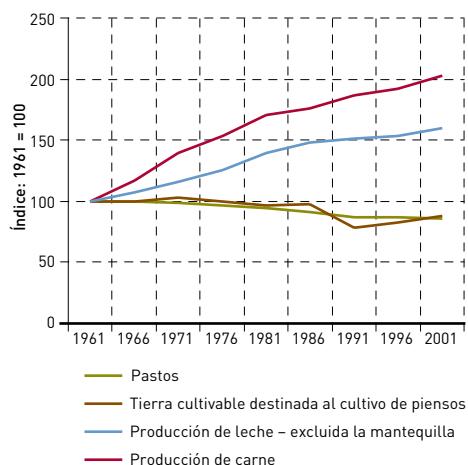


OCDE

OCDE: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

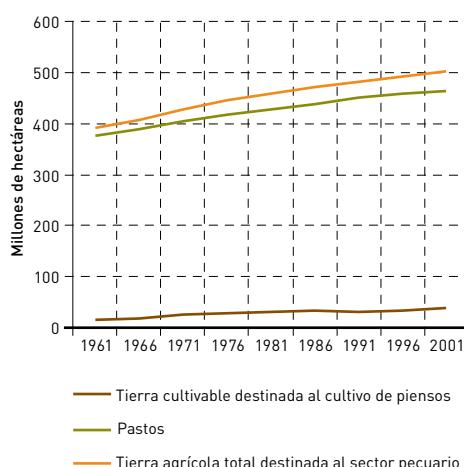


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

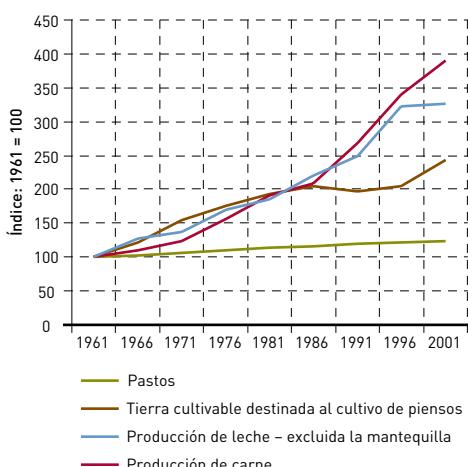


AMÉRICA DEL SUR

América del Sur: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

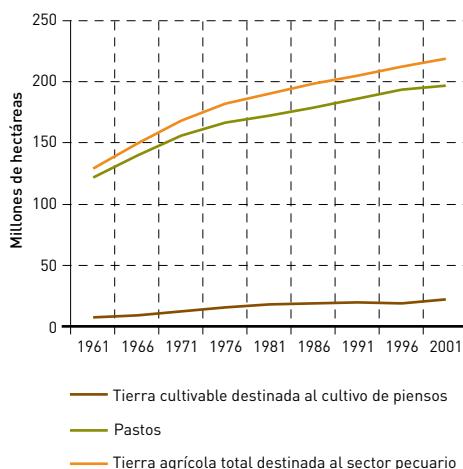


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

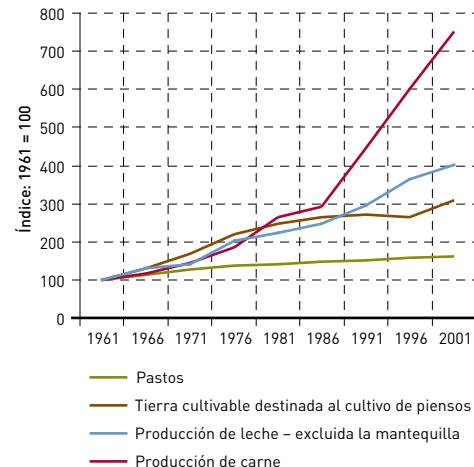


BRASIL

Brasil: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

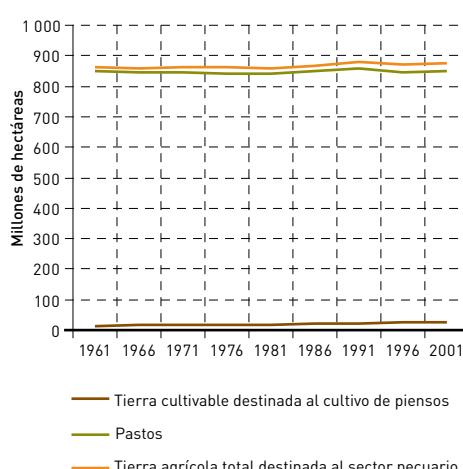


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

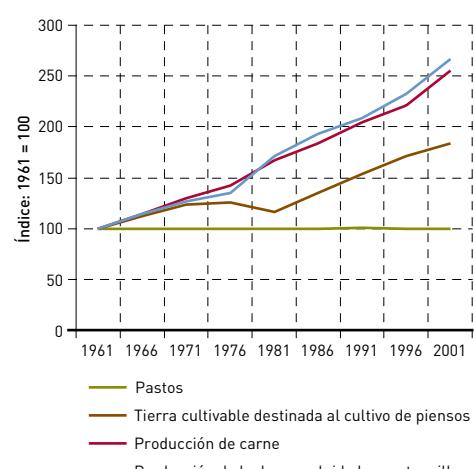


ÁFRICA SUBSAHARIANA

África subsahariana: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

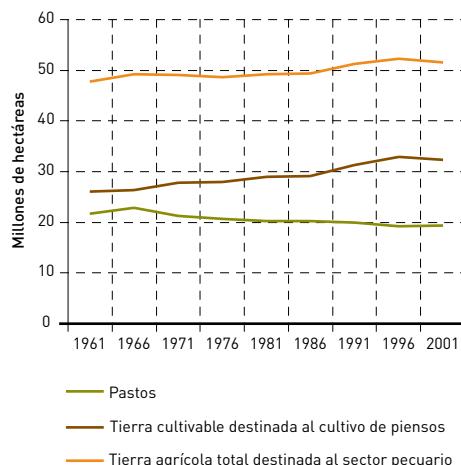


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

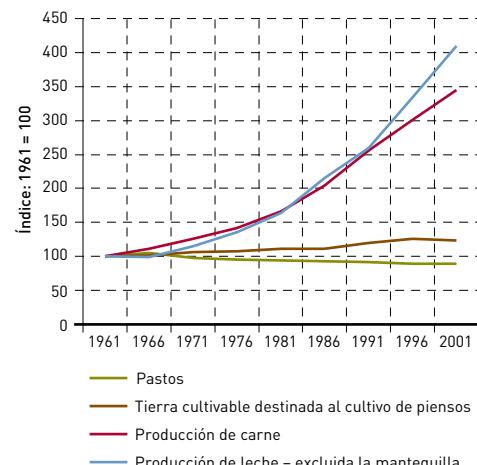


ASIA MERIDIONAL

Asia meridional: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

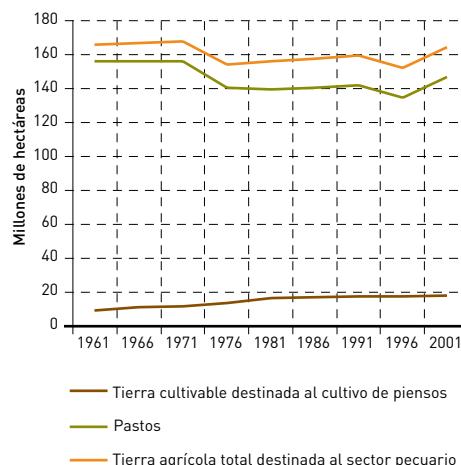


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

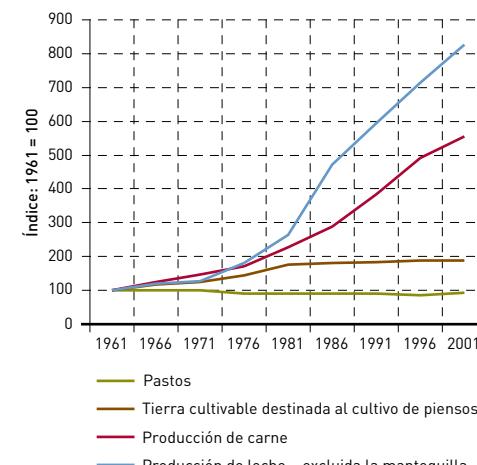


ASIA ORIENTAL Y SUDORIENTAL

Asia oriental y sudoriental: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

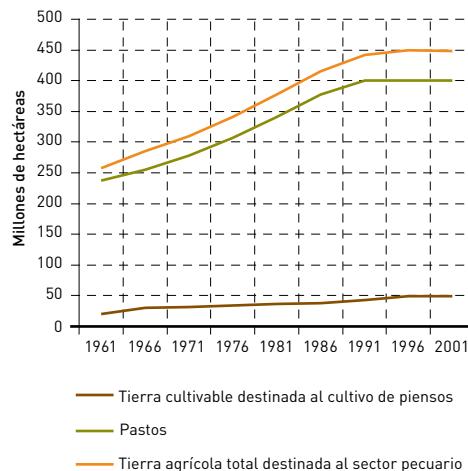


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

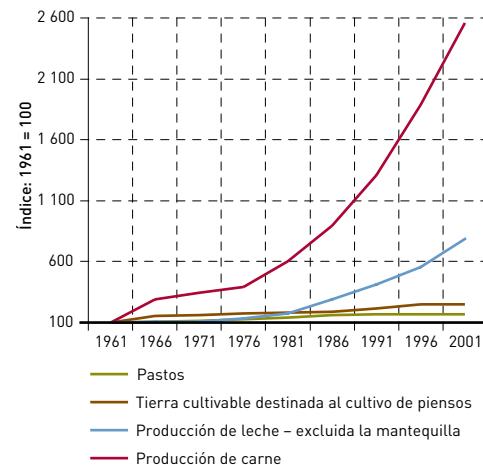


CHINA

China: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria

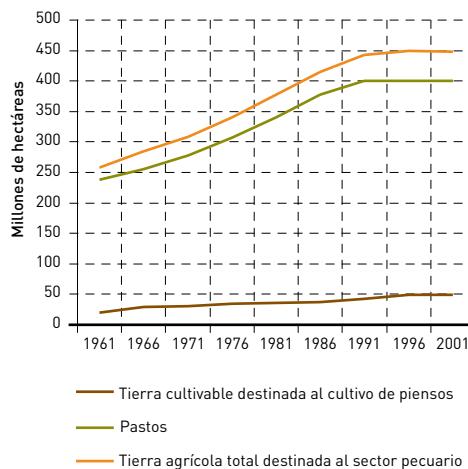


Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche

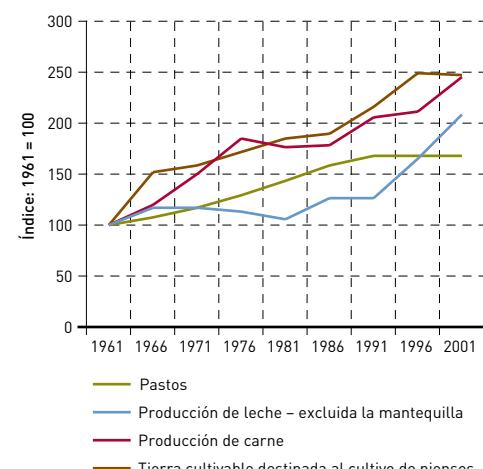


OCEANÍA

Oceanía: tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria



Tendencias de la superficie de la tierra destinada a la producción pecuaria y a la producción de carne y leche



3.2 Emisiones actuales de metano provenientes de la fermentación entérica por sistemas de producción, especies y región

Gran parte de la información utilizada por el IPCC para establecer los factores de emisión por defecto para el metano en regiones específicas fue publicada hace ya 20 años. Tal y como se señaló en el Capítulo 2, las características de la producción pecuaria en muchas regiones han experimentado considerables transformaciones desde entonces. A efectos del presente informe, se realizó una evaluación para valorar la discrepancia entre los resultados. Se utilizó el método de cálculo del nivel II del IPCC para obtener los factores de emisión de la fermentación entérica de las categorías de animales más importantes, como el ganado de leche y otros bovinos (Houghton *et al.*, 1997).

La ingestión media de energía diaria por animal se ajusta con un factor de conversión a metano para tipos de alimento específicos. Se necesitaron los siguientes datos para la obtención de esta ingestión:

- peso vivo;
- ganancia de peso diaria media (sin relevancia para el ganado de leche);
- sistema de alimentación animal (en confinamiento, en pastoreo en buenos pastos, en pastoreo extensivo);
- producción de leche diaria;
- trabajo desempeñado diariamente (referido a animales de tiro, sin relevancia para el ganado de leche);
- porcentaje de vacas que paren anualmente;
- digestibilidad del alimento.

La producción media diaria de leche por vaca y el peso medio para otros bovinos, para cada región y sistema de producción, se obtuvieron de las bases de datos de la FAO. Otros datos necesarios relativos a cada región del mundo se obtuvieron de las Directrices del IPCC recogidas en el Manual de referencia (Houghton *et al.*, 1997; Cuadro A3.1). La digestibilidad y las tasas de conversión de metano se obtuvieron a partir de Houghton *et al.* (1997) y del modelo de análisis pecuario de la Agencia Federal de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA).

Cuadro A3.1

Factores de emisión (FE) de la fermentación entérica para bovinos (kilogramo de CH₄ por cabeza al año) por sistema de producción y región del mundo. Estimaciones basadas en el método de cálculo del nivel I comparadas con los factores de emisión del método de cálculo del nivel II

Región	Bovinos de leche				Otros bovinos				
	Pastoreo	Mixto	FE ponderado	FE nivel I	Pastoreo	Mixto	Industrial	FE ponderado	FE nivel I
África subsahariana	79	39	60	36	44	27	-	36	32
Asia, con exclusión de China y la India	79	53	54	56	66	38	-	38	44
India	70	45	45	46	41	17	-	18	25
China	102	63	84	56	85	38	-	49	44
América Central y América del Sur	93	62	78	57	58	33	23	47	49
Asia occidental y África del Norte	91	60	61	36	49	31	-	32	32
América del Norte	115	100	100	118	50	33	26	35	47
OCDE, con exclusión de América del Norte	102	97	98	100	45	27	26	32	48
Europa oriental y la CEI	-	59	59	81	-	45	24	41	56
Otros países desarrollados	96	129	99	36	45	27	28	45	32

Fuente: cálculos de los autores.

Dado que no se contaba con datos más detallados y que la cantidad de fuentes es mucho menor que en el caso del ganado bovino, para otras especies de ganado se utilizó el enfoque del método de cálculo del nivel II.

Así, por consiguiente, para búfalos, ovejas, cabras y cerdos se utilizaron los factores de emisión por defecto tal y como se presentan en el Cuadro 4-3 del Manual del IPCC, aplicando los parámetros para los “países desarrollados” a los “sistemas industriales” donde fuera apropiado (como en el caso de la cría intensiva de porcinos en los países en desarrollo).

El Cuadro A3.1 nos permite comparar los resultados con los actuales factores de emisión del nivel I del IPCC. En comparación, los principales resultados del uso del método de cálculo del nivel II del IPCC para obtener los factores de emisión de metano para la fermentación entérica en el ganado bovino han sido:

- un aumento en el promedio ponderado de los factores de emisión para el ganado de leche en la mayoría de las regiones en desarrollo (según la proporción de animales asociados con cada sistema de producción);
- una disminución para otros tipos de ganado en las regiones de la OCDE y de los países en transición.

La principal razón para estas diferencias es una mejor diferenciación entre los factores de digestibilidad de los alimentos y de la conversión de metano que se relaciona con los diversos tipos de pienso utilizados en cada sistema de producción. Para el ganado de leche, el cálculo por defecto del nivel I asume una digestibilidad de los alimentos del 60 por ciento para todas las regiones, excepto América del Norte (65 por ciento) y la India (55 por ciento), y un factor de conversión de metano del 6 por ciento para todas las regiones.

Para el enfoque del método del nivel II, se estimaron los factores de digestibilidad de los alimentos y de conversión de metano para los diferentes sistemas de producción y regiones del mundo de conformidad con las recomendaciones de la EPA (EPA, rumiantes). En el caso de los

bovinos, la digestibilidad de los piensos suele situarse entre el 50 y el 60 por ciento para los subproductos de cosecha y pastizales, el 60 y el 70 por ciento para pastos de buena calidad, forrajes bien conservados y dietas con suplementos de cereales, el 75 y el 80 por ciento para dietas de alta calidad basadas en cereales en los corrales de engorde. El factor de conversión de metano para “piensos de buena calidad” se ha establecido en un 6 por ciento, mientras que para los alimentos de “pobre calidad,” que podría corresponder a la situación de los sistemas de pastoreo en la mayor parte de los países en desarrollo, se ha establecido en un 7 por ciento. En consecuencia, la asociación del factor de digestibilidad baja del alimento y la conversión alta de metano, situaciones comunes en los países en desarrollo, ha dado lugar a un factor de emisión más alto al aplicar en estos sistemas el método del nivel II en vez del método del nivel I. Además, hubo algunas diferencias en el cálculo de la producción de leche por defecto utilizado para obtener los valores del método del nivel I y los obtenidos de las estadísticas recientes de la FAO, utilizados en los cálculos del método del nivel II. Obviamente, se podrían hacer grandes mejoras en la estimación de los factores de emisión si hubiese más datos disponibles sobre nutrición y producción.

3.3 Emisiones actuales de metano procedentes del estiércol por sistemas de producción, especies y región

Como en el caso de los factores de emisión de la fermentación entérica, los factores de emisión por defecto de metano procedente del estiércol fueron establecidos hace ya largo tiempo, por lo que es probable que no reflejen correctamente la situación actual. Los cambios estructurales en el sector pecuario pueden tener un impacto importante en la totalidad de las emisiones de metano procedentes del estiércol.

Al igual que en el caso anterior, se realizó una evaluación para este informe con el fin de valorar la discrepancia entre los datos a disposi-

ción: el enfoque del método de cálculo del nivel II se utilizó para obtener los factores de emisión del manejo del estiércol para ganado de leche, otros bovinos y cerdos (Houghton *et al.*, 1997). El factor de emisión por cabeza se obtuvo a partir del contenido de sólidos volátiles calculados del estiércol por tipo de ganado, junto con una estimación del potencial de producción de metano del estiércol (valor Bo) y un factor de conversión de metano, en función del sistema de manejo del estiércol.

Para el cálculo de los sólidos volátiles, se necesitaron datos sobre el consumo de energía, la digestibilidad y el contenido de cenizas del estiércol. Para el ganado de leche, se utilizó el mismo aporte energético del pienso calculado para los factores de emisión de la fermentación entérica junto con los valores por defecto del IPCC para digestibilidad y cenizas. Para otros bovinos y para los cerdos, se utilizaron los valores por defecto del IPCC para estos parámetros. Para la porcicultura industrial, en las regiones en desarrollo se usaron los mismos valores aplicados para los países desarrollados. Los factores de emisión se obtuvieron partiendo de los siguientes supuestos sobre los sistemas de manejo del estiércol:

- Para bovinos (de leche y otros) en sistemas de producción en pastoreo, se asumió que todo el manejo del estiércol se consideraría como manejo de pastos/pastizales (es decir, el 100 por ciento en esta categoría).
- Para "otros bovinos" en sistemas industriales, se asumió que todo el manejo del estiércol se consideraría de establos (es decir, el 100 por ciento en esta categoría).
- Para las restantes categorías de manejo del estiércol (ver Houghton *et al.*, 1997) se asumió que estaban asociadas con sistemas de producción mixta; para pastos y pastizales se asumió un 15 por ciento de estiércol para los sistemas de leche mixtos y un 20 por ciento para los sistemas de carne mixtos.
- Para cerdos, se utilizaron respuestas a encuestas, asumiendo que en los países desarrolla-

dos los sistemas industriales predominantes son estiércol líquido/lagunas con más de un mes de almacenamiento.

- Para otras especies de ganado, se utilizaron valores por defecto (Houghton *et al.*, 1997) para los sistemas correspondientes (desarrollado = industrial) y las regiones templadas. Se utilizó aquí también el enfoque del nivel I dado el menor número de datos de actividad a disposición para esta categoría de ganado y porque ésta representa además una fuente menor de emisiones.

Para los factores de emisión de metano del manejo del estiércol, el método del nivel II del IPCC arroja estimaciones mucho más altas que las obtenidas cuando se emplea el nivel I por defecto (Cuadro A3.2), con valores particularmente altos para los sistemas industriales. Esto se debe en gran medida al uso de los factores revisados de conversión de metano para los sistemas de almacenamiento de estiércol líquido conforme al IPCC (2000). Estos se incrementaron de un 10, un 35 y un 65 por ciento para los climas fríos, templados y cálidos, respectivamente (corresponden a los valores en los que se basan los valores por defecto del nivel I) a un 39, un 45 y un 72 por ciento para esos mismos climas. Además, las características de la digestibilidad de los alimentos, como se describió anteriormente, influyeron en el cálculo de la producción de sólidos volátiles del estiércol por animal, en los cuales se basa el factor de emisión de metano del manejo del estiércol.

El impacto de la diferencia depende obviamente de la importancia relativa de las correspondientes poblaciones de ganado, así como también de si los factores del nivel I se usan en la actualidad (países no incluidos en el Anexo 1, es decir, países en desarrollo). A este respecto, es importante subrayar el incremento del factor de emisiones estimado por el método del nivel I para los bovinos en África y los países de la CEI. Igualmente, las diferencias en el factor de emisiones para cerdos en regiones del mundo

Cuadro A3.2

Factores de emisión (FE) de metano de la gestión del estiércol (kilogramo de CH₄ por cabeza al año) por sistema de producción y región del mundo. Estimaciones basadas en el método de cálculo del nivel I comparadas con los factores de emisión del método de cálculo del nivel II

Región	Bovinos de leche		Otros bovinos		Cerdos	
	FE ponderado	FE nivel I	FE ponderado	FE nivel I	FE ponderado	FE nivel I
Africa subsahariana	2,5	1	1,5	1	1,6	2
Asia, con exclusión de China y la India	18,6	16	0,8	1	7,4	4-7
India	5,3	6	1,5	2	12,4	6
China	12,9	16	1,0	1	7,6	4-7
América Central y América del Sur	2,4	2	1,0	1	9,6	2
Asia occidental y África del Norte	3,8	2	2,4	1	1,7	6
América del Norte	51,0	54	9,5	2	22,7	14
OCDE, con exclusión de América del Norte	41,8	40	10,9	20	11,1	10
Europa oriental y la CEI	13,7	6	9,1	4	2,8	4
Otros países desarrollados	12,8	1	1,9	1	21,7	6

Fuente: cálculos de los autores.

en desarrollo de rápida industrialización como Asia (en particular, en China) y América Latina comportarán diferencias entre nuestra cuantificación y la cuantificación previa.

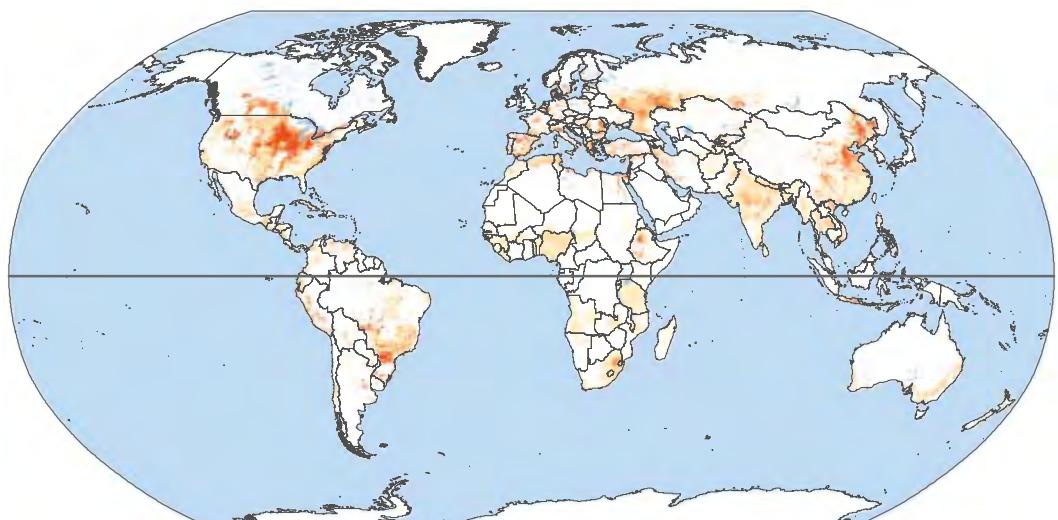
3.4 Estimación del consumo de agua para la producción de piensos

Generalmente la estimación de la cantidad de agua consumida por un cultivo determinado se hace de manera mecánica, usando un enfoque con una modelación más o menos compleja. A nivel regional y mundial estos enfoques generalmente son simples y, por lo tanto, están sujetos a supuestos fuertes. Así, por ejemplo, Chapagain y Hoekstra (2004) al estimar la huella hídrica de las naciones, basan su cálculo del uso de agua para los cultivos en el método de Allen *et al.* (1998), multiplicando la evapotranspiración de un cultivo de referencia por un coeficiente de cultivo.

El método de este último autor considera la variedad de cultivo y el clima, a diferencia de Chapagain y Hoekstra (2004) que no contemplan el clima. Se supone que un nivel adecuado de agua en el suelo se mantiene por la lluvia y/o

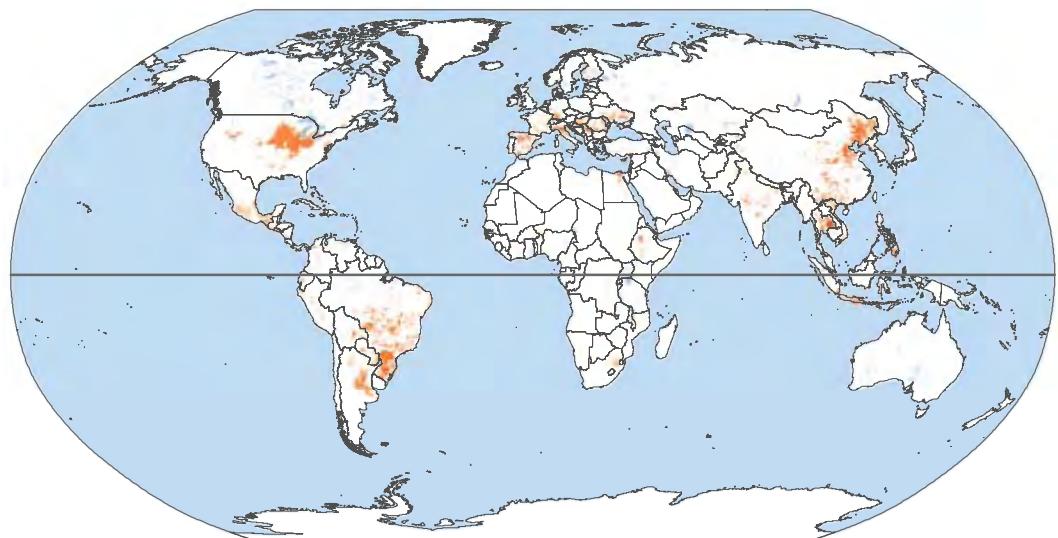
por el regadío, de manera que no es una limitante para el crecimiento de las plantas y para el rendimiento del cultivo. Esto da lugar a considerables sobreestimaciones en las regiones más cálidas y secas, que según los autores se ven compensadas por la omisión de las pérdidas de irrigación, si bien la porción de agua no utilizada localmente en el riego actualmente no se reconoce como una pérdida (Molden y de Fraiture, 2004).

En este informe, estos problemas se eluden adoptando un enfoque más deductivo: desde hace no mucho tiempo se dispone de información global detallada sobre la distribución espacial de la tierra cultivable en general, así como sobre un número específico de cultivos para alimento del ganado de gran importancia. Esta información se combinó con balances hídricos y estimaciones del uso de agua para riego calibrados y detallados espacialmente (FAO, 2003a, Recuadro 4.3). En el cálculo del balance hídrico se tienen en cuenta las precipitaciones locales, la evapotranspiración de referencia, las propiedades de los suelos para el almacenamiento de humedad, la extensión de la superficie de rega-

Mapa 1 Consumo de agua para la producción de piensos: cebada, maíz, trigo y soja

100% de uso de agua para los piensos CMTS
0% de uso de agua para los piensos CMTS

↗ Límites nacionales



100% de uso de agua para los piensos CMTS
0% de uso de agua para los piensos CMTS

↗ Límites nacionales

Fuente: LEAD. Las zonas de producción de piensos (área de color diverso al blanco) y la fracción de uso de agua para los piensos CMTS son el resultado del enfoque del área con amplia integración de los piensos (mapa superior) y del enfoque de concentración espacial de los piensos (mapa inferior).

dío y las áreas de riego para los principales cultivos. El consumo de agua para el riego (en áreas equipadas) se calcula como el agua necesaria adicional a la procedente de las precipitaciones (incluida la escorrentía desde las áreas más altas) para un óptimo crecimiento de las plantas durante el período vegetativo.

Esta información evita el uso de estadísticas sobre uso o extracción de agua, lo que comportaría la dificultad de considerar la eficiencia del riego. Al mismo tiempo, la información detallada sobre la distribución de importantes cultivos para piensos evita tener que combinar la información previa sobre consumo de agua con las estadísticas de rendimiento a nivel nacional y local, lo que habría sido incompatible con los supuestos del cálculo del balance hídrico.

Resta aún una cuestión difícil de resolver: antes de superponer el conjunto de los mapas de cultivos con los mapas de consumo de agua en las áreas de secano y de regadio es necesario determinar los lugares en que los cultivos se destinan a la alimentación del ganado. Esta información no existe a nivel global. Sin embargo, es posible valorar la situación mediante la utilización de dos posibles hipótesis extremas:

Hipótesis 1: concentración espacial de los piensos. Ciertas áreas están enteramente destinadas a la producción de piensos y al cotejar su producción con las estadísticas nacionales de producción de piensos se asume que la producción de piensos en otros lugares es insignificante.

Hipótesis 2: área con amplia integración de los piensos. Suponiendo que en las tierras agrícolas hay una distribución uniforme de los cultivos destinados al consumo humano y de los piensos, se asume que en todos los lugares de producción de un determinado cultivo, una parte de la producción igual al promedio nacional se destina a la producción de piensos.

Con el fin de tener una idea de la precisión con que puede estimarse el consumo de agua en la producción de piensos, se utilizaron los dos enfoques. Una gran diferencia en los dos resultados habría sugerido una incertidumbre

considerable. No obstante, los resultados de la aplicación de los dos enfoques son similares (véase el Capítulo 4), lo que indica que los resultados tienen un nivel de fiabilidad. Desafortunadamente, sólo se dispone de mapas detallados de cultivos a nivel mundial para un número muy limitado de piensos. Los cultivos considerados en esta evaluación son la cebada, el maíz, el trigo y la soja (en adelante, CMTS).

El área correspondiente a la hipótesis 1 se estima de la siguiente manera: la producción de CMTS domina la producción total de cultivos. Además, la producción combinada de soja, maíz y cebada en esta área será superior a la del trigo, generalmente menos usado como pienso. Este último criterio fue usado como un parámetro ajustable para calcular el tamaño del área con respecto a las estadísticas nacionales del área cosechada combinada de cebada, maíz y soja. Las áreas de dominancia de la producción de CMTS fueron definidas como aquellas áreas donde la producción combinada (haciendo uso de un reciente mapa detallado de la fracción de la superficie de cultivo) excede las 100 toneladas por kilómetro cuadrado. En las áreas resultantes se usaron fracciones “agregadas” de piensos específicas para el país con el propósito de atribuir el consumo de agua en el área de la producción de piensos. Esta fracción agregada se calcula como un promedio ponderado basado en la producción de cebada, maíz y soja en el área y su correspondiente promedio nacional de las fracciones del uso de los piensos (FAO, 2006b). En el caso específico de la soja, se usó una fracción fija del 66 por ciento, correspondiente a la fracción del valor de la harina de soja (Chapagain y Hoekstra, 2004).

Bajo la hipótesis 2, se considera que el área total cultivada con CMTS, tal y como puede observarse en los respectivos mapas de producción de cultivos, se destina a la producción de piensos, pero sólo hasta el punto correspondiente de la fracción de piensos nacional de la producción, según las cuentas de utilización de suministro de la FAO). También aquí se utilizó el

66 por ciento como fracción de valor para la soja. Dividiendo la suma resultante de la producción de piensos CMTS por la suma de la producción total de CMTS se obtiene un mapa local de la fracción de piensos CMTS. El paso final para determinar la fracción local del consumo de agua en la producción de piensos consiste en multiplicar las fracciones de la producción destinada a piensos por la fracción del área cultivada con CMTS (respecto a otros cultivos). Estas fracciones de área se definen como la suma de áreas de cultivo individuales (estimadas dividiendo los mapas de producción por los rendimientos promedio nacionales) divididas por el área total cultivada.

En los mapas que figuran al final de este Anexo puede observarse el contraste entre la distribución de la producción de piensos en ambos enfoques. El contraste aparente en el correspondiente consumo de agua es menos drástico de lo que parece, ya que las diversas porciones de consumo se atribuyen localmente a la producción de piensos bajo las dos hipótesis. Estas porciones generalmente son más altas en la hipótesis 1 que en la hipótesis 2.

El consumo de agua de los piensos CMTS que resulta de esta evaluación (Cuadro 4.7) no representa el consumo total de agua para la producción de piensos. En las figuras 2.6 y 2.7 (Capítulo 2) se muestra que estos cuatro cultivos considerados conjuntamente constituyen aproximadamente las tres cuartas partes de los alimentos concentrados para cerdos y aves de corral, es decir, el consumo mundial total de agua para la producción de piensos podría corresponder, de manera aproximada, a 1,3 veces el de los piensos CMTS. Por último, vale la pena subrayar que estas estimaciones excluyen el consumo de agua para la producción de los pastos naturales utilizados en el pastoreo y de los forrajes cultivados. Su inclusión cambiaría sustancialmente las estimaciones del consumo de agua para la producción de piensos, en particular en el caso del consumo en las zonas de secano. No obstante, gran parte del consumo de las hierbas destinadas a pasto no tiene un costo de oportunidad, a diferencia de lo que ocurre con las áreas cultivadas, por lo que incluirlo, en caso de que hubiese sido posible, habría disminuido la relevancia ambiental del resultado.

Índice analítico

Índice analítico

- Acidificación, 264
- de aguas dulces: 235
 - de ecosistemas, véase Ecosistemas
 - de la lluvia: 92
 - del suelo: 80, 132
 - véase también N₂O
- Actividad ganadera, véase Producción pecuaria
- Acuicultura
- conversión de ecosistemas costeros: 208
 - demanda de harina de pescado: 46, 47, 231
 - impacto de la contaminación y agotamiento del agua: 153, 155
 - mayor índice de conversión de piensos, 50, 53: competidor de los monogástricos, 49-50, 53, 310; podría desempeñar la función que tuvieron las aves de corral en el pasado, 50; compite por la biomasa forrajera, 53
 - reciclaje del estiércol: 77
 - véase también Recursos pesqueros
- Acuíferos
- agotamiento: 142, 191
 - contaminación: 30
 - recarga: 76, 143, 147
- Agotamiento
- de tierras, véase Uso de la tierra
 - de la capa de ozono, véase Capa de ozono
 - de los recursos energéticos fósiles: 53
 - del agua, véase Agua
- Agricultura intensiva, véase Intensificación
- Agricultura orgánica, 10, 132, 298
- Agroforestería
- retención del C: 134, 290
- Agroindustria, 252
- genera subproductos usados en la alimentación animal: 46
 - subsidios: 261
- Agua
- ciclo del agua: catalizador de procesos bioquímicos de los ecosistemas, 143; impacto del ganado, 76, 306; impacto de los fertilizantes, 118-119; impacto del uso de la tierra por el ganado, 183-190; recurso fundamental y escaso, 141
 - consumo del sector pecuario, 144-153, 307-308; aumenta en agricultura en función del rendimiento, 80; casi mil litros para producir un litro de leche, 189; evaluación mediante el concepto de "agua virtual", 189-190; recurso clave en la producción ganadera, 293; uso pecuario excede el uso humano, 187
 - consumo mundial: 306
 - cuestiones políticas: costos de oportunidad, 150-151, 191, 273; definición de la propiedad, 277; desarrollo de los derechos y mercados, 277-278; diseño de un marco normativo para su gestión, 275-276; principios, métodos y dificultades en la fijación de precios, 255, 259, 271-274, 298, 312; subsidio a través de precio bajo, 217, 257, 271, 275, 281; uso de reglamentos en materia de contaminación, 275
 - escasez, 4, 30, 71, 73, 76, 80, 82, 142, 146, 150, 189, 190, 208, 224, 271, 298, 307, 311: compromete la producción de alimentos, 143; creciente escasez, 142-143; disponibilidad como factor limitante, 3; función del ganado, 148, 150, 151, 188, 189, 199, 307, 308; genera conflictos, 153; por sector, 142
 - mitigación de la escasez, 190-201: eficiencia del uso, 190-191; fijación de precios como instrumento de política pecuaria, 258-259, 271-273; incentivos económicos a la conservación, 259, 272; mejorar la productividad, 191-192; métodos para la fijación de precios, 272-273; pago de los servicios ambientales, 278-279; revertir el proceso, 144, 190
 - potable, 141: necesaria para el ganado, 145, 147; peligros del elevado nivel de nitratos, 156; utilización por región y tipo de ganado, 146, 147, 148
 - flujos: 183-186, 195, 289, 309, 316
 - ordenación participativa de las cuencas: 280
 - rendimiento: 187, 280
 - véanse también Aguas residuales, Contaminación del agua, Recursos hídricos, Uso del agua
- Aguas residuales
- domésticas: 76, 142, 157, 158, 167, 170
 - lodos: 167, 196
 - procedentes de la producción pecuaria, 153, 235: características físicas y químicas, 171; curtiembres,

- 171-172; elaboración de la carne, 149, 170; mataderos, 170-171; se han incrementado y contaminan, 142, 240
 - régimen impositivo: 276-277
 - véanse también Contaminación del agua, Uso del agua
- Alfalfa, 41, 69, 117, 224, 240
- de las pampas al cardo, a la alfalfa, a la soja: 226
- Algas, 197, 205, 208
- causan anoxia y pueden ser tóxicas: 155, 157, 235
 - utilizan N y no P: 76, 195, 235, 239
 - véase también Eutrofización
- Alimentación animal
- aumento de la demanda de: harina de pescado, 226, 230-231; harina de soja, 46; pastos y forrajes, 33
 - con cereales, 11, 34, 41-42, 49-50, 53: aditivos para mejorar la asimilación de minerales, 193; competencia en la búsqueda de biomasa forrajera, 53-54; datos estadísticos mezclados con alimentación humana, 68; demanda y producción de maíz, 43, 365, 368; demanda y producción de trigo, 42, 367, 368; estimación del superávit/déficit, 381; introducción reciente, 33; producción de cebada, 366, 368; producción de soja, 369; proyecciones, 53; uso de soja transgénica, 55
 - conversión alimenticia, 194: acuicultura, 50, 53; alimentación por fases múltiples, 49; aves de corral la más alta, 11, 12, 16, 41, 49, 311; cambio hacia especies monogástricas por mejor conversión de piensos, 11, 16, 32, 34, 49-50, 83; incremento mediante mejoramiento genético de los animales, 49, 192; índice de conversión de piensos mejorado, 4, 12, 192, 296; reducción del estrés, 192, 194; uso de hormonas para mejorarla, 160
 - impacto ambiental: aumento de tierras para cultivos, 242, 311; uso de combustibles fósiles, 307
 - mejoramiento de la dieta animal, 192-194: balance proteico mejora absorción, 193; componentes proteicos, 46; exceso de nutrientes y eutrofización, 154-155; mejor índice de conversión alimenticia, 12, 138; pienso más equilibrado, 192-194; reducción de las emisiones de CH₄, 134-136, 421; relación ingesta y excreciones por especie, 154
 - prohibición del uso de harinas de origen animal, 47: en UE, 54; riesgo de la EEB contribuyó a incrementar el uso de proteínas vegetales en la alimentación animal, 47;
 - reciclaje: complementariedades entre producción para alimentación humana y animal, 53-54, 231; subproductos alimentarios en Japón, 48; residuos domésticos, 48; residuos de cosechas, 11, 44; subproductos de la agroindustria, 46, 48; subproductos de origen animal, 148
 - uso de hortalizas y frutas: 45-46, 261
 - véanse también Cultivos forrajeros, Fermentación entérica
- Alimentación humana
- inocuidad y principio de cautela, 54, 55
 - menor impacto del régimen vegetariano, 239
 - patrones, 5, 9, 306, 311-312: cadenas alimentarias sofisticadas, 46; población y crecimiento de la demanda, 5, 6; varían en función de los ingresos y las preferencias alimentarias, 35
 - productos de origen animal: carne, 8, 53, 66, 252, 294; suministro de proteínas de origen animal por regiones, 36; tabúes alimentarios, 303
 - reciclaje: complementariedades entre producción para alimentación humana y animal, 53-54, 231; subproductos alimentarios para la alimentación animal, 44, 48, 54, 148
 - residuos en alimentos de origen animal: medicamentos, 160, 236, 315; microorganismos patógenos, 16; químicos y plaguicidas, 2, 16, 176, 298
 - véanse también Productos alimenticios, Productos pecuarios, Proteínas, Transición nutricional
- Amazonia
- cultivo de soja: 73
 - deforestación: conversión a pastizales, 12, 30, 66, 288; expansión agrícola, 130; ganadería extensiva, 305
 - dificultad para aplicar regulaciones: 288
 - servicios ambientales: corredores para la biodiversidad, 212; retención del C, 290
- Amoníaco, véase NH₃
- Anhídrido carbónico, véase CO₂
- Anhídrido fosfórico, véase P₂O₅
- Anoxia
- áreas costeras "muertas": 155
- Antibióticos, véanse Medicamentos, Salud animal
- Áreas costeras
- eutrofización: China, 239, 240; pérdida de biodiversidad, 80; zonas "muertas" por anoxia, 155, 235

- Áreas frágiles
 - exclusión controlada del ganado: 199-201
- Áreas naturales
 - amenazadas por la contaminación: 77, 219
 - protección: 212, 266
 - reconversión de tierras agrícolas: 30
 - véanse también Áreas protegidas, Áreas silvestres, Hábitats naturales
- Áreas periurbanas
 - contaminación: 71, **76-78**
 - véanse también Contaminación ambiental, Producción pecuaria, Transición geográfica
- Áreas protegidas
 - clasificación y protección: 212, 283, 285, 289, 295
 - en peligro de ocupación: **228-230**
 - incentivos económicos: 281, 285
 - manejo del ganado: 286, **287**, 293
 - protección de la biodiversidad: 104, 212, 242, 252, 280, 283, 284
 - véanse también Áreas naturales, Áreas silvestres, Hábitats naturales
- Áreas silvestres
 - gestión: integración con el uso de la tierra en Tanzania, Rep. U. de, 293; integración de áreas protegidas y manejo del ganado, 218, 287
 - impacto: conversión en tierras de cultivo, 24, 73, 131, 207, 208; uso de la tierra para agricultura intensiva, 81
 - véanse también Áreas naturales, Hábitats naturales
- Arrecifes de coral
 - amenazados por la contaminación del agua: 182, 204, 208, 235, 237, 240
 - vulnerables al cambio climático: 219
- Arroz
 - aumento de la productividad: 27, 28, 114, 151
 - emisiones del cultivo: CH₄, 103, 109, 116, 137; desperdicio de N, 116, 118, 122, 168; N₂O, 103; P₂O₅, 168, 169
 - uso de residuos como pienso: 45
- Atmósfera, véanse Contaminación atmosférica, GEI
- Avena
 - como pienso: 42, 45
- Aves de corral
 - consumo y comercio: consumo de su carne ha sobrepasado la de vacuno, 69; mayor aceptación cultural de su carne, 311; Asia, 17
- contaminación con dioxinas: 54
- manejo de desechos: 48, 79, 121, 155, 170, 237, 239, 310
- pautas de distribución, 60, 62, 374, 376, 380; concentración geográfica, 19, 63, 256, 265, 400; concentración periurbana en Tailandia, 65; distribución en Viet Nam, 19; distribución mundial de la población, 374, 380; patrones de distribución, 19
- piensos concentrados, 11, 304, 381, 382: composición de la ración de pienso para pollos, 44; índice de conversión de piensos, 12-13, 309; uso de harina de pescado, 230-232, 382
- producción, 373: carne, 63, 67, 69, 149, 383, 407, 408; enfermedades de aves silvestres que las afectan, 222-223; impacto ambiental, 310, 427; mejoramiento genético, 12; necesidad de agua, 145-146; poco subsidiada, 261; productividad, 13; sujeta a cambios estructurales, 310; sujeta a economías de escala, 309; tasas de crecimiento más altas y precios más bajos debido al elevado índice de conversión, 11, 311; tendencia a sustituir los rumiantes, 34
- véanse también Producción pecuaria, Productos pecuarios
- Aves silvestres
 - amenazadas por las actividades agrícolas a gran escala, 210
 - influenza aviar: 16, 222-223, 228
 - presencia como externalidad positiva: 249
 - rutas migratorias: 222-223
- Bicarbonato amónico, véase NH₄HCO₃
- Biocombustibles
 - demanda de oleaginosas: 48, 54, 132
 - incremento del uso: 28
- Bioconcentración, véanse Cadena alimentaria, Plaguicidas
- Biodiversidad
 - aumenta la resiliencia del ecosistema: 203, 206, 216, 234
 - crisis actual: clasificación de las amenazas según los sistemas de producción pecuaria, 243; evaluación, 204; extinción natural de especies, 209; lugares críticos, 211, 241, 389; pérdida de especies, 204, 218; respuesta de la sociedad inadecuada, 280; uso intensivo de entornos, 3, 56

- cuestiones normativas, **280-287**: brecha más amplia entre ciencia y políticas, 280; costos de oportunidad, 83, 229, 281, 282; derechos de aprovechamiento negociables, 282; protección a través de la gestión de la propiedad de la tierra, 281; servidumbres ecológicas, 281
- definición, 203, 205: componentes (genes, especies y ecosistemas), 207; diversidad de ecosistemas, 206-207; diversidad genética, 233-234; diversidad interespecies, 205-206; diversidad intraespecies, 206, 209; especies descritas y posible total mundial, 205
- heterogeneidad espacial: 218; importancia, 204
- impacto debido a: cambio climático, 204, **218-220**; contaminación, 204, **234-240**; cultivos de forrajes, 225; deforestación y fragmentación del bosque, 210-211; desertificación de las praderas, 215-216; erosión de la biodiversidad, 30, 55, 71, 73, 76, 77, 207, 209, 216, 220, 241, 302; especies exóticas invasivas, 204, 208, 210, 213, **220-221**, 223, 224, 226, 242, 308; ganado, 203-205, 207-210, **210-239**; ganado como especie exótica invasiva, 221-223; intensificación del uso de tierras agrícolas, **213-215**; invasión de especies leñosas, **215-217**; pesca excesiva, 230-231; producción pecuaria, **240-242**, 389; sobreexplotación, 4, 204, **225-234**; trasformación y destrucción del hábitat, 204, 209, **210-212**
- interacción con el ganado: factor en la pérdida de especies, 308; integración de áreas protegidas y manejo del ganado, 287; políticas y opciones por regiones, **285-287**
- marina: 233
- mitigación para su conservación, **242-245**, 280: gestión de la propiedad y costo de la tierra, 281, 288; gestión de los bosques, 25, 28; gestión de los humedales, 143-144; gestión de los pastizales, 37, 40; gestión del ganado y del paisaje, 218, **282-285**; mantenimiento de la resiliencia de los ecosistemas, 283; mejoras en los sistemas extensivos, 244; PSA, 280-281, 289, 316; pastoreo orientado a la generación de servicios, 287; revertir el proceso de degradación, 205
- pérdida de especies, 217: como proceso natural, 209; diversidad intraespecies y enfermedades genéticas, 206; por impacto del ganado, 308; resultado de la modificación del hábitat, 218, **409-411**

Biogás

- manejo del estiércol: 194
- mitigación de las emisiones de CH₄: **136-138**, 296, 315
- mitigación de las emisiones de N₂O: 138, 296, 315
- producción de energía: 137-138, 315
- subsidios y competitividad: 137

Biomagnificación, véanse Cadena alimentaria, Plaguicidas

Biomas

- amenazados: 40, 207, 219, 234, 241
- clasificación en cinco principales: 207
- resultado de la interacción entre ambiente físico, condiciones biológicas e intervención humana: 207

Biomasa

- animal terrestre, 106-107, 283, 308: población de ganado la aumentó en las últimas décadas, 106
- aumento de la demanda: 28, 40
- conversión, 194, 310: biocombustibles, 132; productos agropecuarios, 13
- cosechada para el ganado y pastos: 37, 51, 53-54, 59, 131, 216-217, 258
- leñosa: 218
- oxidación y liberación de C: 73-74, 100-101, 103-105, 115, 138, 196
- residual: 74, 85, 291

Biota, 23, 78, 223

Bosques

- bioma, 25, 37, 212: alberga el mayor número de especies amenazadas, 209-210; bosques continuos y bosques fragmentados, 213; con mayor diversidad de especies, 205, 207
- cambio climático: 88-89, 130
- cosecha sostenible y ecoetiquetado: 318
- deforestación, 210-211, 219, 224, 282, 362: amenazas a la biodiversidad, 243-245, 308; América Latina, 101, 308; aumento de la superficie cultivada a expensas de los bosques, 3, 12, 24, 30, 50, 70, 91, 100, 101, 126, 128, 186, 208, 211, 241, 289, 296, 309; cambio de la composición de la vegetación en el rendimiento hidrológico, 186-187; efecto de los subsidios, 259-260; extracción de biomasa forestal, 186; flujos de C, 100-101, 128; fuente de emisión de gases, 3, 73, 91, 100, 307; incentivos económicos para evitarla, 130; pastoreo, 73, 309; proyecciones para bosques

- neotropicales a favor de tierras cultivadas, 73, 393-394, 396
- efectos de la deposición de N: 92
 - funciones de los bosques: conservación de la biodiversidad, 25; conservación del agua, 29, 186, 210, 285; conservación del suelo, 29, 362; tendencias en su uso, 25
 - servicios ambientales, 28, 268: mitigación del cambio climático, 130; sumideros de C, 90, 132, 269; valor ambiental mayor el de los tropicales, 305
 - tipologías: continuos, 213; fragmentados, 210-211, 213, 241, 242-243; primarios, 25, 207; secundarios, 73, 207, 290
 - valor económico: 29
 - véase también Deforestación, Reforestación y Transición forestal
- Bovinos
- alimentación, 422: balance de proteínas y excreción de N, 193; exceso de nutrientes y eutrofización, 154-155; índice de conversión de piensos, 13; pastoreo sostenible, 199; suplementos de P no necesario, 192-193; uso de cereales para piensos, 42; uso de hormonas para mejorar conversión, 160; uso de metales pesados, 162, véase también Cultivos forrajeros
 - concentración geográfica: Brasil, 19, 66; como aspecto de la transición pecuaria, 294; densidad de población mundial por regiones en relación a tierras agrícolas y población humana, 61, 401; distribución mundial, 59, 61, 378, 380; pautas de distribución, 61, 66;
 - enfermedades, 228: EEB, 16; EEB contribuyó a incrementar uso de proteínas vegetales en la alimentación animal, 47; parasitarias, 159
 - impacto ambiental: contribución de N y P a los sistemas hídricos, 157; degradación y destrucción del hábitat natural, 211-212, 410-411; degradación de pastizales, 309; emisiones, 106-107, 112, 421, 424; ganado como especie exótica invasiva, 221-223; manejo de excreciones, 168, 423; presión sobre el suelo igual a un tractor, 184; residuos de metales pesados, 167
 - producción: aumento de la cabaña, 15, 19, 62; aumento de la eficiencia, 135; China, 15; consumo de energía y emisiones, 98-99, 112; necesidad de agua, 145-148; densidades, 61 mejoramiento genético, 12, 226, 233-234, 243; razas, 206; sistemas mixtos, 309-310
 - véase también Rumiantes
- C (Carbono)
- ciclo del C, **92-95**: atmosférico, 94; calentamiento global acelera su descomposición en el suelo, 105; caracterizado por las grandes reservas, 113; ciclo geológico y ciclo biológico, 93; desechos orgánicos, 157; ecosistemas obtienen y liberan C de la atmósfera, 94; flujo, 94; fotosíntesis, 94; geológico, 94; impacto del ganado, 93, 94; sector pecuario y balance del C, 91
 - COS (Carbono orgánico del suelo), **130-134**: pérdidas, 94, 102, 105, 132-133; reversión de las pérdidas, **132-134**
 - COT (Carbono orgánico total): **157-158**, 170
 - emisiones del sector pecuario, **92-113**: cambios en el uso de la tierra, 95; cría del ganado, **106-110**; elaboración y transporte de productos pecuarios, **111-113**; liberación indirecta, 95; liberación neta, 94-95; liberado del suelo, 105; producción de fertilizantes nitrogenados, 96-97; producción de piensos, **95-106**; transporte como último elemento de la cadena alimentaria, **112-113**; uso de combustibles fósiles, 98, 126
 - retención, 29, **129-134**: agroforestería, 134, 290; impuestos, 269; incentivos económicos, 134, 269; pagos, 289; promoción de la retención en el suelo, **268-271**; restitución del C orgánico a los suelos cultivados, 130-131; retención potencial mediante manejo mejorado, 132; retiro de tierras, 130, 134, 217, 281-282
 - sumideros, **92-94**, 170, 267: bosques, 90; distorsión de los precios, 257; opciones técnicas, 129; principales, 93; proyectos, 267
- Cadena alimentaria
- bioconcentración y biomagnificación de los plaguicidas: 177, 198
 - efecto acumulativo: 14, 46, 86-87, 177
 - emisiones de CO₂, 95: estimación, 96-97, 129; transporte último elemento, **112-113**
 - segmentación espacial en base a la disponibilidad de recursos, 189
 - véase también Comercio

Cambio climático

- calentamiento global, 4: acelera la descomposición del C del suelo, 105; aumenta el nivel del mar, 88-89; cambio de los patrones meteorológicos, 88; rango climático de las especies, 218
- causado por actividad antropógena, 2-3, **87-92**, 129, 306, 307: C en el suelo y retroalimentación del cambio climático, 105; complejidad, 249, 250; hecho bien comprobado, 88
- cuestiones políticas: **266-271**
- efecto invernadero, 89: mecanismo fundamental para regulación de la temperatura media de la superficie terrestre, 88
- GEI, 88: impacto directo de las emisiones antropogénicas, 89, 307; proyecciones, 88; potencial del N₂O respecto al CO₂, 81, 115
- impacto en el sector pecuario: 89, **52-53**
- impacto en la agricultura: 89
- impacto en el ambiente, 88: aumento del nivel del mar, 88; desplazamiento de zonas climáticas, 89; efecto invernadero, 88, 89
- impacto en la biodiversidad: 204, 208, **218-220**, 234, 242, 308, 311-312, 409
- mitigación, 54, 128-129, 144, 316: incentivos para la conservación de los bosques, **130**, 305; mediante la intensificación de la agricultura, 130; mediante la restitución del C orgánico a los suelos cultivados, 130-131
- papel del sector agropecuario, 71, 87, **126**, 210, 248, 265, 306, 317: contribuye al cambio y a su mitigación, 37, 128-129, 265; degradación de pastizales, 51-52, 76; degradación de las tierras, 30; emisiones de gases mayor que el transporte, **307**; intensificación, 82, 85; manejo de desechos, 77; oxidación de materia orgánica del suelo, 76, 80; productos pecuarios y su contribución, 294; quemas, 104
- PCG: 81, 91
- tendencias y perspectivas, **88-92**: escenarios previstos, 219-220, 301-302
- véanse también Contaminación atmosférica, GEI

Cambios tecnológicos

- crecimiento de la productividad del sector pecuario: **2, 10-14**, 20
- impulsar: aceleración para logro de mayor productividad, **313-314**; apoyo a la investigación y

extensión de tecnologías de vanguardia, 264-265, 298; cambios en la tecnología y la gestión como instrumento de política pecuaria, **255-256**; incentivos económicos, 268; subsidios como obstáculo, 261

Capa de ozono

- agotamiento: 115, 264
- agujero de ozono: 87
- ozono estratosférico: 104
- véase también Contaminación atmosférica

Caprinos, 225

- impacto sobre el suelo como un tractor: 184
- producción, 16: cueros, 149; generalmente extensiva, 309; necesidad de agua, 145-146
- véase también Rumiantes

Carbono, véase C

Carne

- comercio, 67, 262: aumento del precio por externalidades, 254, 319; carne de aves de corral ha sobrepasado la de vacuno, 69; comercio de carne de aves de corral a nivel regional, 407; comercio de carne de bovino a nivel regional, 406; concentración, 19; oferta total, 14; flujos principales, volúmenes y emisiones de CO₂ por transporte, 408; transporte, 69
- consumo: aumento de la demanda, 1, 2, **8-10**, 53, 66, 252, 244, 294, 303; Brasil, 8, 10, 36; aumento de la demanda de la producida sosteniblemente, 313, 318; carne de aves de corral tiene mejor aceptación cultural, 16; carne silvestre, 209, 225, 244-245; China, 8, 14, 36; enfermedades asociadas al consumo permanente de productos pecuarios, 16, 304; Estados Unidos, 8; estancamiento en los países desarrollados, 36, 53; India, 8, 14; Japón, 8, 10; países de la OCDE, 14; relación entre ingresos per cápita y consumo, 8; Rusia, Fed. de, 8, 10; Tailandia, 8, 10
- impacto ambiental, 170, 233: comparación de parámetros técnicos para carne de bovino en Brasil, 288; menor impacto del régimen vegetariano, 239; portadora de los mayores costos en términos de recursos naturales y de contribución al cambio climático, 98, 107, 110, **111-113**, 120, 128, 294
- proceso de elaboración: 148-149
- producción, **83-84**, 252, 308, 316: carne de aves de corral, 58-60; carne de bovino, 58-60; carne de porcino, 58-60; demanda de cereales, 41; con mayores subsidios, 248; desplazamiento hacia la

producción de carne de cerdo y de aves de corral, 20, 49; estimación del superavit/déficit de carne de aves de corral a nivel mundial, 383; estimación del superavit/déficit de carne de bovino a nivel mundial, 385; estimación del superavit/déficit de carne de porcino a nivel mundial, 384; intensificación, 256, 289, 309; mejoramiento de la conversión de piensos, 41, 119-120, 135, 193, 309; mundial, 15, 60, 310; países en desarrollo superan a países desarrollados, 36; parámetros técnicos en Brasil, 288; utilización del agua, **144-153**, 188, 190, 307

- producción de harina de carne y de huesos: **54-55**
- residuos: 154, 160, 252

Cebada

- producción para piensos: 96, 151, 152, 366, 368, 381, 426
- uso del agua en el cultivo, 151

Cerdos, véase Porcinos

Cereales

- de secano: 371
- forrajeros, véase Cultivos forrajeros
- producción para alimentación humana, 6, 53, 239: África, 27; cereales secundarios, 102, 151, 190; datos estadísticos mezclados con los destinados a piensos, 68; expansión de la oferta y precios, 11, 13, 41; incremento de la superficie cosechada, **26-28**; intensificación en lugar de extensión, 26-27, 82, 265, 310; irrigación, 151
- producción para piensos, **11-12**, 33-34, **41-44**, 40-50, 53, 68, 193, 311, 314, 381: Asia, 42; Canadá, 42; demanda estable, 41; disminución del impacto ambiental, **296-298**, 307, 315; disminuye a medida que mejora su conversión en productos pecuarios, 41, 42; Estados Unidos, 42; estimación del superavit/déficit a nivel mundial, 381; Europa, 30; incremento, 151, 256, 311; especies monogástricas, 41, 294; incidencia de los subsidios, 41; riesgo de la EEB contribuyó a incrementar el uso de proteínas vegetales en la alimentación animal, 47; uso de residuos de cultivos, 53
- precios: 69, 89, 261
- seguridad alimentaria: **304-305**
- uso del agua: 142-143, 151, 190-191, 275
- uso de fertilizantes: **95-98**
- véanse también Cebada, Maíz, Trigo, Soja

CH₄ (Metano)

- emisiones del sector pecuario, 3, 103, 106, **126-127**, 129, 306: cultivo de arroz, 103-104, 109; deforestación, 101; digestión de monogástricos, 91, 135; digestión entérica de los rumiantes, **106-108**, 391; globales del estiércol, 110, 391; manejo del estiércol, **108-112**, 121; metodología de cuantificación y análisis de las emisiones provenientes de la fermentación entérica y del estiércol, **421-424**; quemas, 104; transporte pecuario, **307**; tratamiento de aguas residuales, 91
- gas de efecto invernadero: 88, 90-91, 94
- reducción de las emisiones como opción de mitigación, 265: mejoramiento de la dieta animal, **134-136**; mejoramiento del manejo del estiércol y biogás, **136-138**, **197-198**, 268, 294, 313
- véase también Estiércol

Ciclo del agua, véase Agua

Ciclo del C, véase C

Ciclo del N, véase N

Clima, véase Cambio climático

CO₂ (Anhídrido carbónico, Dióxido de carbono)

- emisiones del sector pecuario, 94, **126-127**, 129, 306: cambios en el uso de la tierra, **100-102**, 128; combustibles fósiles utilizados en la producción pecuaria, **98-100**, 107, 126; cultivos forrajeros, **102-103**; deforestación para cultivos, 101; desertificación de pastizales por acción del ganado, **103-106**; elaboración de productos pecuarios y su transporte, **111-113**, 408; lugares críticos en Estados Unidos, 112; producción de fertilizantes, **95-97**; quemas, 74, 101, **104**, 216; respiración de los animales, **106-107**; uso de fertilizantes nitrogenados, 95, 97, 138
- gas de efecto invernadero, 3, 53, 72, 88, 126, 127, 216: contribuye en mayor medida al calentamiento global, 80, 91-92; potencial de calentamiento global (PCG), 81
- mitigación de las emisiones, **129-130**, 138-139, 271: reduciendo la deforestación mediante la intensificación de la agricultura, **130**; restituyendo el C orgánico a los suelos cultivados, **130-132**, **268-271**; revertir las pérdidas de C procedentes de pastizales degradados, **132-134**
- véanse también Contaminación atmosférica, GEI

Combustibles fósiles

- emisiones producidas y cambio climático: 3, 72, 91, 130
- uso en la fabricación de fertilizantes y emisiones: **95-97**
- uso para la producción pecuaria y emisiones: 94, 95, 97, **98-100**, 107, 126, 267, 296, 307, 309

Comercio

- comportamiento ámbar de la ronda de Doha: 261-262
- integración vertical, 14, 17, 18, **19-21**, 29, 55: expansión de los supermercados, 19-20
- liberalización, 6: impacto ambiental, 260, **262-263**, 297-298, 319; impacto sobre la biodiversidad, 221-223
- mercados minoristas: 14, 20, 48, 112, 304
- productos pecuarios, 221: auge en el sur y estancamiento en el norte, 14-17; aumento del comercio mundial, 67, **69-70**, 403-408; distancia geográfica entre oferta y demanda, 29; función de facilitación del GATT, 17, 69; impacto sobre el consumo de "agua virtual", **189-190**; intensificación y exportación, 26-28; mundial de animales vivos, **69-70**; predominio del comercio nacional, 67; piensos, **68-69**; transporte, **66-68**, 113, 189
- véanse también Cadena alimentaria, Productos pecuarios, Sector poscosecha, Transporte

Comidas rápidas, véase Transición nutricional

Compactación del suelo, véase Suelo

Concentración geográfica, 20, **63-70**, 76, 163

- cultivo de soja: 47
- imposición de cuotas productivas la genera: 261
- manejo de desechos: 257, 310, 311
- poblaciones porcina y avícola: 63
- urbanización de la ganadería: 256, 310, 311
- véase también Transición geográfica

Conflictos sociales

- consecuencia del aumento de tierras destinadas a pastos, 26, 38, 230; Kenya, Mauritania y Senegal, 25
- consecuencia de la degradación ambiental: 4, 51, 278
- consecuencia del uso de recursos naturales: acceso a las áreas protegidas, 212, 229, 287; acceso a la tierra, 24; aumento de cultivos en África subsahariana, 25; escasez del agua, 142-143, 153, 277, 278; reintroducción de fauna silvestre, 227
- solución mediante coordinación y gestión participativa: 279, 287

Conservación del suelo, véase Suelo

Consumo energético

- fabricación de fertilizantes y emisiones: 95-96
- mitad del que genera la producción pecuaria corresponde a la producción de piensos: 98
- producción pecuaria y emisiones: 97, 136

Consumo mundial

- de carne, véase Carne
- de proteínas, véase Proteínas
- del agua, véase Agua, Uso del agua

Contaminación ambiental

- de entornos periurbanos y degradación de tierras: 48, 71, **76-77**
- en relación a la liberalización del comercio: 262-264
- impacto en la biodiversidad: 204, **234-240**
- mitigación, 320: dificultad para aplicar las normas, 248; función de los reglamentos, 263-264; tasas, 248, 276, 313; utilización de los subsidios, **259-262**
- vías: fuentes no puntuales de pastizales y tierras cultivables, 163-170; fuentes puntuales de sistemas de producción pecuaria intensivos, 162-163
- véanse también Fuentes de contaminación, Impacto del ganado

Contaminación atmosférica

- actividad antropógena como causa: 87, 92, 128, 306
- agotamiento de la capa de ozono: 115
- lluvia ácida: 92
- mitigación, **128-129**, 317: mediante reglamentos, 264
- papel del sector industrial, **92**
- papel del sector pecuario, 87, 317: contribuye al cambio y a su mitigación, 128-129; deposición de N y acidificación, 92; emisiones de N, 115
- véanse también Cambio climático, Capa de ozono, GEI

Contaminación del agua

- causas, 157: aguas residuales domésticas, 142, 157; aumento de descargas, 76; COT reduce oxígeno en el agua, **157-158**; densidad de animales y carga de nutrientes, 294-295; descargas de efluentes, 3, 76, 142, 156, 170, 237, 276; descargas de N y P, 157, 177, 239, 310; erosión inducida por el ganado, **178-180**, 182; flujos globales del agua, 190; lixiviación, 76-77, 166, 170, 175-176, 294; producción intensiva de piensos, 172-176, 307; residuos de plaguicidas, 176-177; sedimentación de tierras agrícolas, 81; subterránea,

- 77; uso de estiércol como fertilizantes orgánico, 172, 196-198; uso de fertilizantes minerales, **172-176**
- biológica, 158; enfermedades a través de vectores acuáticos, 4; patógenos bacteriano y víricos, 158-160
 - ecosistemas de agua dulce: 207-208
 - ecosistemas marinos y costeros: 205, 208
 - generada por la producción pecuaria, 144, **153-182**, 236, 307-308; curtiembres, 171-172; mataderos, **170-171**; desechos del ganado, 85, **153-155**, 170-172, 199, 205; exceso de nutrientes estimula eutrofización, 76, 154-155, 169, 172-173, 237, 310; fuente principal de contaminación del agua, 301; fuentes acuáticas contaminadas por N, 118-119
 - mitigación, **190-201**, 302: cercado y zonas de conservación, 200; colocación de abrevaderos, 199; mediante exclusión del ganado, 199; créditos, 276; estableciendo normas de calidad, 275; mejor manejo de los desechos, 192-198; mejor recolección y procesamiento del estiércol, 194-197; pago de los servicios ambientales, **278-279**; sanciones, 276; seguimiento de los impactos, 276; tasas, 272; uso del estiércol como fertilizante, 164-165; uso de reglamentos para controlar la contaminación, 275-276
 - pérdida de biodiversidad: 234-236, 308
 - véase también Agua, Aguas residuales, Lixiviación, Fuentes de contaminación
- Conversión alimenticia, véase Alimentación animal
- Coral, véase Arrecifes de coral
- Costos
- ambientales, 55, 78, **85**, 128, 182, 294: agua, **189-190**, 272, 275-276, 293; biodiversidad, 281, 293; manejo de desechos, 194-196, 296-297; comercio, 262; pago, 85; percibidos por el público, 252; retención del C, 268, 316; son una cuestión social, 4, 252, 257; tierra, 52, 281-282, 316; transporte, 67, 262
 - componentes, 28, 50, **272-273**, 251: de operación, 63, 259, 274; de producción, 16, 18, 65, 67, 85, 261; de oportunidad, 19, **28-29**, 66, 83, 191, 229, 281, 316; de transacción y seguimiento, 18, 255, 270, 274, 279, 290; energéticos, 111, 137; externalidades, 10, 28, 32, 55, 83, 130, 139, 176, 180, 249-250, 255, 259, 263, 272, 314, 316, 319; de transporte, 50, 65, 66, 67, 69, 76, 85
 - reducción: economías de escala, 17-18, 20, 69; integración vertical, 18; reciclaje, 77, 198; ubicación periurbana, 76, 84
- véanse también Externalidades ambientales, Servicios ambientales
- Crecimiento demográfico
- aumento de tierras urbanas: 51, 80
 - competencia por el agua: 142
 - intensificación de la producción agropecuaria: 27, 55, 173, 287
 - tasas: 5, 16, 34
 - transforma la demanda de alimentos: **5-6**, 16, 34
- Crecimiento económico
- alto en China: 7
 - aumenta la demanda de servicios ambientales: 311
 - impacto ambiental: 5, 29, 32, 94-95, 204
 - transforma la producción y demanda de alimentos, 5, 6, 19, 34, 63, 302, 306: estimula la de productos de origen animal, **6-8**, 14, 36, 49, 64; influye en la disminución de los precios, 9-10
- Crédito
- acceso: 18, 265, 281, 290
 - para disminución de la contaminación del agua: 276
 - para reducción de GEI: 90, 134, 268, 269
- Cuencas hidrográficas
- balance hídrico: 186, 191, 207
 - estrés hídrico: 142-143, 191
 - impacto de la producción pecuaria: 155, 183, 198, 199, 283, 287
 - ordenación, 279, 317: mediante PSA, 278, 283, 284; participativa, 251, 280, 290
 - protección: 29, 251, 283, 317
- Cultivos agrícolas
- destinados a piensos: 172, 215
 - expansión: 85, 226, 311
 - pérdidas de N: 125
 - residuos un recurso desaprovechado: 44-45
- Cultivos de cobertura
- mejoran retención de C: 131-132
 - mejoran retención de N: 156
- Cultivos forrajeros
- agricultura intensiva de, 10, 40, **78-84**, 96, 265: concentrada en áreas con infraestructura de transporte, 65, 83; consecuencias biológicas a nivel de agroecosistema, 78; dinamizada por la producción pecuaria y las exportaciones, 84; disminución de la contaminación, 296-297; diversificación de cultivos, 45-46; erosión del suelo, 71, 82, 214; especialización

- con monocultivos, 78, 214; expansión de producción y tendencias por regiones, 11, 17, **41-44**, 49
 - competencia en la búsqueda de biomasa forrajera: 53-54
 - impacto ambiental, 3, 82: afecta balance del C, 91, 100, 102-103, 106, 126; amenazas a la biodiversidad, 225, 282; aumenta la demanda de tierras a expensas de los ecosistemas naturales, **71-73**, 101, 186, 211, 306; contaminación de las aguas y evapotranspiración, 150-151, 172-176, 190; conversión de bosques, 50, 101, 186, 281; emisión de GEI, 102; erosión, 78, 172; expansión de la superficie cultivada en África subsahariana, 11; expansión de la superficie cultivada en América Latina, 11, 27; fertilizantes químicos nitrogenados y emisiones, 95-96, 107, **116-117**, 119, **172-176**; irrigación, 150, 152, 153, 258, 424; monocultivos: 78, 81, 214, 260
 - mitigación del impacto: opciones, **296-297**; reducción del uso de insumos, 297
 - oleaginosas, 102: cultivo intensivo y uso del agua, 190
 - plaguicidas usados: **176-178**, 179, 188
 - precios, 49: más baratos, 13, 47; no rentables para la alimentación animal en países en desarrollo, 11
 - véanse también Cereales, Hortalizas, Intensificación, Raíces
- Cursos de agua
- contaminación: aguas residuales, 142, 170; desechos pecuarios, 163, 171, 237, 307, 313, 318; descargas de N y P, 76, 156-157, 166, 175, 235, 257; mitigación, 183, 198, 200-201; plaguicidas, 182
 - deterioro de los márgenes: **183-186**
 - sedimentación: 164, **178-182**
- Curtiembras
- consumo del agua: **149-150**
 - contaminación del agua: 171, 237
 - fuente de contaminantes: **171-172**
- Curva de Kuznets, 248, 271
- DBO (demanda biológica de oxígeno)
- contaminación orgánica del agua, **157-158**, 171, 172, 196, 295: C orgánico la aumenta, 170; indicador, 157; proliferación de algas, 157; variaciones por desechos y productos pecuarios, 158

- Deforestación
- afecta el ciclo del agua, 71, 143: contribuye a las escorrentías, 71, 102, 186
 - afecta la biodiversidad: 210, 212-213, 285, 288, 410
 - bosques primarios: 207, 211
 - causada por la producción pecuaria, **73-76**, 101, 236, 305, 309-310: expansión de pastizales, 12, 126-127, 130, 227, 256; favorece erosión, 289; pastoreo extensivo, 241-242
 - emisiones de CO₂, 94, 100-101: cambio climático, 30; mitigación mediante la intensificación de la agricultura, **130**, 258
 - fragmentación del bosque: **210-213**, 241
 - incentivos económicos para evitarla: 130, 259, 288
 - incremento: 362
 - reversión del proceso: 130
 - tasas: 280, 288
 - véanse también Bosques, Transición forestal
- Degradación
- de arrecifes de coral, véase Arrecifes de coral
 - de ecosistemas: 151, 204, 234, 243, 251, 257, 282-285, 302, 317
 - de márgenes de los cursos de agua: 4, 74, 180, **183-186**, 198-200
 - de pastizales, véase Pastizales
 - de tierras, véase Tierras
 - del medio ambiente y conflictos sociales: 4
 - del suelo, véase Suelo
- DQO (demanda química de oxígeno), 172, 196
- Derechos
- de acceso a la tierra: 38-39, 259
 - de aprovechamiento y uso: 39, 255, 282, 283
 - de contaminación: 276
 - de propiedad de la tierra: 38, 258, 279, **281-282**
 - negociables sobre recursos naturales: 277, 282, 286, 292, 297
 - sobre el agua, véase Uso del agua
 - véase también Servicios ambientales
- Descargas
- aguas residuales: 76, 142, 156, 170
 - desechos pecuarios: 157, 164, 180, 199, 205, **236-237**, 276
 - metales pesados: 167
 - N: 128, 166, 175, 177
 - P: 166, 175, 177

- véase también Aguas residuales, Contaminación del agua
- Desechos pecuarios
 - impacto, 76; emisión de GEI, 307; emisión de N, **119-122**; sobre los entornos periurbanos, 77; sobre los recursos hídricos, **153-154**, 157, 199, 205, 236-237, 276, 308; sobre la biodiversidad, 234-240; positivo en base a la densidad del ganado, 33; toxicidad, **236-237**
 - incremento: 33
 - manejo: Asia, 79; Bélgica, 297; deficiente, 294; lograr mejor manejo para evitar contaminación del agua, **192-198**; reducción de ganancias por adecuación a normas ambientales, 296
 - orgánicos y DBO: 157
 - reciclaje, 120; fertilizantes, 163; producción de energía, 53; prohibición de su uso en la alimentación animal, 47, 54; riesgo de la EEB contribuyó a incrementar el uso de proteínas vegetales en la alimentación animal, 47; uso en Bélgica y Holanda, 297
- Desertificación
 - degradación de las tierras en zonas áridas y semiáridas, **31**, 210, 241, 242; invasión de especies leñosas, **215-217**; mitigación, 133, 243-244; prevención, 37
 - de pastizales: cambios en la vegetación, 73-76, 275; emisiones de CO₂, **103-106**, 127, 133
 - disminución del COS: 133
 - véase también Zonas áridas y semiáridas
- Desnutrición, véase Transición nutricional
- Dióxido de carbono, véase CO₂
- Dioxinas
 - presencia en residuos o alimentos: 16, 54
- Distribución geográfica
 - demanda de alimentos: **35-36**
 - enfermedades: 4
 - especies pecuarias: **60-62**, 65
 - integración de la producción: **294-295**
 - producción pecuaria y sus sistemas: 33, 35, 55-56
 - tendencias históricas y pautas: **56-63**, 296
 - tierras de cultivo: 26, 83
 - véase también Transición geográfica
- Economías de escala
 - altas para la soja: 47
 - altas para las aves de corral: 69, 234
 - bajas para la leche: 18, 309
 - costo social: 315, 319
 - distribución geográfica: 294-295
 - ingreso por producto: 77
 - integración vertical: 19-20
 - potencialidad: 18, 296
 - véase también Unidades de producción
- Ecoregiones
 - amenazadas por la producción pecuaria: 211, 213, 241, 388
 - definición y clasificación del WWF: 206, 241
 - véase también Ecosistemas
- Ecosistemas
 - acuáticos, 141, 179, 182, 183, 197, 208, 210, 237, 240: contaminación del agua, **154-157**, 171, 189, 234-235; intensificación disminuye presión sobre ecosistemas naturales pero aumenta contaminación de los ecosistemas acuáticos, 30, 76, 80, 142, 318; modificación de flujos y riberas, **183-187**
 - agroecosistemas, 59, 74, 285: agricultura intensiva, 78; degradación de pastizales, 37, **73-76**, 225
 - forestales, 207: expansión de los pastos, 33, 73, 224
 - impacto y transformación, 5, 143, 176, 184, 236, 243, 301: acidificación por nitrificación, 80, 92, 119, **122-123**, 166, 175; amenazas a la biodiversidad, 85, 133, 203-204, 207, 209, 280, 293, 308; ciclo del C, **93-94**, 100; ciclo del N, **113-116**; destruidos a causa de la expansión de tierras destinadas a cultivos forrajeros, 52, **71-73**, 211, 214, 305; escenarios previstos en base al cambio climático, 89, 105-106, 219-220; externalidades, 249; fragmentación, 81, 89, 214, 218, 293; ganado como especie exótica invasiva, **221-223**; pérdida de servicios ambientales, 28-29, 85, 144, 210, 281, 287; por especies invasivas, 220; su proceso analizado a lo largo del gradiente urbano-rural, 282
 - naturales: agua como medio y catalizador de procesos, 143; control de la expansión, **280-290**; diversidad, **206-207**; exclusión del ganado, 199-200; principales, 208; recuperación, 51, 133; sobreexplotación, 204, 216
 - resiliencia, 32, 177, 282, 305: frente a la acción del ganado, 199; mayor en ecosistemas biodiversos, 203, 206
- EEB (encefalopatía espongiforme bovina)
 - contribuyó a incrementar la producción de proteínas vegetales en la alimentación animal: 47

- producción intensiva: 77
- reciclaje mal entendido de subproductos agroindustriales: 54
- temores por la inocuidad de los alimentos: 16, **54-55**
- véase también Bovinos
- Emissions**
 - de C, véase C
 - de CH₄, véase CH₄
 - de CO₂, véase CO₂
 - de GEI, véase GEI
 - de N, véase N
 - comercio de: **90**
 - reducción: a partir de rehabilitación de tierras y manejo sostenible de bosques, 269; efecto de los créditos de emisión negociables, 269; regulación mediante reglamentos, 263-264
 - reducción certificada (RCE): 266-267, 270-271
 - emisiones del sector pecuario: 126, 128
- Energía renovable**, 266, 267, 268
- Enfermedades**
 - que afectan a los animales, véase Salud animal
 - que afectan a los seres humanos, véase Salud humana
- Erosión**
 - de la biodiversidad, véase Biodiversidad
 - de la diversidad genética del ganado, véase Producción pecuaria
 - del suelo, 30, **82**, 164, 180, 227, 260, 269: Estados Unidos, 81, 102, 308; genera pérdida de C, 103, 105; genera pérdida de N, 118, 125, 175; genera pérdida de P, 157, 175, 176; labranza de conservación, 131; mitigación, 80, 131, 134, 197, 198, 199, 279, 280; por acción del ganado, 74, 82, **178-179**, 180, 241; por degradación de pastizales, 74; por pastoreo, 216; por quemas, 40; por reemplazo de hábitats naturales con monocultivos forrajeros, 53, 78, 214, 218, 307; reducción de rendimientos, 31; tierras cultivadas, 81, 94, 188
 - eólica: 30, 31, 32, 217
 - genética de los cultivos básicos: 225
 - hídrica, 31, 32, 81, **178-183**, 188, 236, 240, 279, 280: degradación de los cauces, 184, 185, 200; mitigación en Nueva Zelanda, 260
- Escorrentía**, 183, 186, 426
 - causas: deforestación, 71, 186; erosión, 82, 114, 164, 180; pastoreo, **184-186**, 217; reducción de la infiltración, 74, 82, 143, 180, 183
- impacto: arrastre de medicamentos, 236; arrastre de nutrientes, 80, 156, 157, 163, 164, 166, 170, 175; arrastre de plaguicidas, 176; contaminación del agua, 76, 154, 158, 159, 161, 162, 163, 170, 197, 236-237; contaminación del agua marina, 79
- mitigación, 197-198, 200, 217, 249, 289, 313: aumento del C en el suelo, 132
- véase también Infiltración
- Estíercol**
 - emisiones de CH₄: emisiones globales, 110, 391; manejo del CH₄, 108-109; mitigación, 136-138
 - emisiones de N: almacenamiento, **120-122**; aplicación, **123-125**
 - impacto ambiental: contaminación del agua, 197; emisiones de GEI, 390; opciones para controlar la contaminación, 296; principales formas de contaminación pecuaria están relacionadas con su gestión, 294
 - manejo, **194-198**: aplicación, 77, **122-123**, 166; aplicarlo resulta más barato que tratarlo, 164; biogás, **136-138**, 194, 196; deposición directa, 77, **123-125**; Holanda, 297; inadecuado, 76; mejorar su recolección, almacenamiento, procesamiento y uso, 194-196; temperatura de almacenamiento, 136
 - uso del estíercol: acuicultura, 77, 197; avícola, 77; compostaje, 196; fertilizante, 197; incentivos económicos, 198; producción de energía, 197; uso del estíercol sólido, 137, 196; tasas de absorción como fertilizante, 118
- Estrés**
 - ambiental y ecológico, 261, 282, **288**, 301: genera conflicto social, 4
 - hídrico, 387: cuencas, 142-143, 191; escasez de agua, 80, 147, 190, 191; evapotranspiración indica estrés climático, 40
- Eutrofización**
 - de aguas residuales: 80
 - de ecosistemas: 80, 92, 155, 182, 208, 235, 237, 239, 240
 - de fuentes de agua: 76, 78, 155, 235
 - provocada por la producción agropecuaria, 76, 212, 240: exceso de nutrientes, N y P, 92, 128, **154-157**, 237; gestión del estíercol, 76, 294
 - impacto ambiental: DBO como indicador ambiental,

- 157-158; modificación de la fauna acuática, 155; proliferación de algas, 155, 157, 237
- véanse también Algas, Contaminación del agua, N
- Evaluación del impacto global
 - de las actividades pecuarias: 4, 126, 220, **241-245**
 - véase Impacto ambiental
- Externalidades ambientales
 - fijación de precios: 249, 272
 - internalización, 85, 263, 272: cuando no internalizadas se trata de dumping ambientalmente nocivo, 190
 - necesidad de las instituciones para el seguimiento: 266
 - negativas: 249
 - pago de los costos ambientales: 85
 - positivas: 249
 - tomar en consideración, **312-313**: indiferencia, 257, 284
 - véanse también Costos, Servicios ambientales
- Externalidades económicas, véase Costos

- Fauna silvestre
 - amenazada, 208: competencia con el pastoreo, 226-227; competencia con el sector agropecuario, 209, 225-230, 244-245, 282; extinción de los predadores, 226-228; monocultivos ofrecen poco alimento y abrigo, 81; interacción con el ganado y enfermedades, 159, 230, 236, 409, 410; plaguicidas, 78, 177
 - enfermedades: determinan el consumo, 244; percibida como amenaza para el ganado, 228
 - salvaguardia, 207, 286: correidores, 285; cría de fauna cinegética, 245; diversidad genética intraespecies, 206; integración con el ganado, 285, 286, 293; PSA, 316; producción pecuaria disminuye la presión, 244
 - véase también Hábitats naturales
- FBN (fijación biológica del N), véase N
- Fermentación entérica
 - emisiones de CH₄, 126-127: fermentación entérica, **106-108**, 421; manejo del estiércol, **108-110**, 422-423; emisión de GEI, 128, 390
 - reducción de emisiones de CH₄ mediante dietas mejoradas, **134-136**: pienso más equilibrado, 192-193
 - reducción de emisiones de CH₄ mediante manejo mejorado del estiércol, **136-138**: producción de biogás, 136, 194, 296, 315
 - véanse también Alimentación animal, Biogás
- Fertilizantes
 - emisiones directas, 117: contaminación del agua, 172-173
 - emisiones indirectas, 118: fabricación como responsable de las emisiones de C, 95-96; procedentes de fuentes acuáticas contaminadas, 118
 - impacto en la producción agropecuaria: factor de expansión de la oferta de piensos, 11, 27, 96
 - minerales, 23, 96, 165, 168, 398: absorción limitada, 80; consumo mundial, 97, 173-175; descargas de N y P, 92, 128, **154-157**, 175, 237; emisiones, 117, 169; incremento del uso, 27, 30, 40, 95, 163, 173; limitación de su uso, 285, 297-298; proceso de Haber-Bosch, **114-115**; tasas de absorción más altas respecto al estiércol animal, 118
 - nitrogenados, 96, 165: efecto para las emisiones de C, 95, 97; uso de fertilizantes orgánicos y contaminación del agua, 197-198; uso en la producción de piensos, 96, 173-175, 227; volatilización, 118-119
 - orgánicos, 103, 165, 197, 198, 237, 284: mayores emisiones que los minerales, 103, 118, 123
 - véase también Estiércol
- Flora silvestre
 - amenazada por plaguicidas: 78, 177, 209
 - conservación de la diversidad genética intraespecies: 206
- Forestación, véase Reforestación
- Forrajes
 - biomasa forrajera, 53-54: competencias, 53; complementariedades, 54; proyecciones de la FAO, 53; sector energético, 54; superficie de tierras cubiertas, 37, 305
 - clasificación: 36
 - contaminación del agua: 173-175, 188
 - impacto en la biodiversidad: **225**, 228
 - producción, 32-33, **37-41**, 57, 309: consumo de agua, 258, 427; costo del transporte en función del volumen, 66; expansión, 85; intensiva, 41, 163, 215; pérdidas de N, 119, 122
 - véanse también Cereales, Cultivos forrajeros
- Fósforo, véase P
- Fuentes de contaminación
 - no puntuales: 153, 154, 157, **163-170**, 177, 237, 264, 276

- puntuales: 153, **162-163**, 168, 177, 237, 254
- véanse también Contaminación ambiental, Descargas, N

Ganado, véanse Bovinos, Caprinos, Ovinos, Rumiantes
GEI (Gas de efecto invernadero)

- concentraciones: actuales, 91; preindustriales, 91; proyecciones, 88
- emisiones, **266-268**: aumentarán, **311**; principales gases, 88, **91, 126-128**
- efecto de lluvia ácida: 92
- reducción: agroforestería, 134-135; consumidores pueden impulsar cambio hacia la sostenibilidad, **311-312**; créditos, **90**, 134; emisiones, 296; mitigación en el sector pecuario, 135-136, 265, 291-292
- provenientes de la deforestación: 90, 243
- provenientes de la degradación de los pastizales: 116-117
- provenientes de la producción pecuaria, 55, 85, 91, **126-127**, 241, 263, 301; concentración ganadera, 294; fermentación entérica, desechos y estiércol, 120, 126, 296, **390**; mayores que las provenientes del transporte, **307**; respiración, **106**; transporte de productos pecuarios, **112-113**
- véanse también Cambio climático, Contaminación atmosférica, CO₂, CH₄, N₂O, Protocolo de Kyoto

Geografía

- de la demanda de productos pecuarios, véase Transición geográfica
- ubicación de la producción pecuaria como clave para analizar sus interacciones con el medio ambiente: 33, 35, 36, 85

Globalización

- factor de cambio: 28
- impacto en la diversidad genética: 209, 227
- impulso al comercio: 29

Hábitats naturales

- transformación, degradación y destrucción, **210-213**: acidificación, 80; amenaza para ecoregiones, 213; causa pérdida de biodiversidad, 30, 73, 76, 82, 204, 221; contaminación por actividades pecuarias, 237; conversión en pastizales, 24, **71-73**, 83, 131, 207, 208, 211, 291, 311; deterioro, 80-81, 211; fragmentación y

deforestación, 3, 207, 210, 213-214, 224, 240; quemas, 213; pérdida de especies, 218, 242, **409-411**; zonas costeras, 237-238

- véanse también Áreas naturales, Áreas silvestres, Biodiversidad, Fauna silvestre, Flora silvestre, Humedales, Zonas costeras

Harina de pescado

- demanda: acuicultura, 46-47, 231; alimentación avícola, 231; alimentación del ganado, **230-233**; disminución en el sector avícola, 231; fuente de proteínas en piensos, 11, 46; para piensos concentrados, 11, 46, 231; presión sobre la biodiversidad a través de la pesca excesiva, 230-231, 315
- producción: estable como resultado de controles de la pesca, 232-233; impacto ecológico, 72; usando restos de elaboración del pescado para alimentación humana, 231
- uso de aminoácidos sintéticos como substituto: 315

- véase también Pesca

Heno, 41, 69, 200

Hormonas, véanse Medicamentos, Salud animal

Hortalizas

- alimentación humana: 9, 36
- uso como piensos: 45-46, 261, 415

Huella ecológica, 72, 85, 268

Humedales

- amenazados por la contaminación: 77, 143, 144, 210, 237
- oferta de servicios ambientales: 144, 197
- pérdida: convertidos en áreas urbanas o agrícolas, 3, 208; drenados para combatir la malaria, 208; en el siglo XX se estima que han desaparecido la mitad, 208
- retención de P: 155

Impacto ambiental

- actividades pecuarias, **1-4**, 20-21, 61, 85, 128, 150, 164, 167, 177, 195, 221, 236, 242-243, 262, 294, 302, 305, 310, 315, 318, 320; agotamiento y contaminación del agua, **144-150**, 163, 172, 176, **183-186**, **187-189**, 237, 307-308; contribuye a la crisis de la biodiversidad, **204-205**, 218, 220, 225, 228, 235, 237, 241, 242, 308-310, 409-411; contribuye al cambio climático, a su mitigación y resulta afectado, 89, 91, 98-99, **128-129**,

- 190, 220; deforestación, 73, 101, 130; degradación y erosión de la tierra, 70-71, 172, 180, 188, 240; emisiones de GEI, 72, 87, **95-97**, 101, 103, 108, 110, 117, 124-128, 311; fertilizantes nitrogenados, **95-97**, **113-116**, 119, 174-175, 296; mayor emisor de gases que el transporte por carretera, **111-113**, 307; mitigación y PSA, **190-198**, 201, 245, 257, 259, 295, 271; potencial para la retención de C, 130, 267-268; principal usuario de tierras agrícolas, 83; cultivo de soja, 112; sobreexplotación de la biodiversidad, **225-234**; sobreexplotación de recursos marinos, 231-233, 242; sostenibilidad, 311-312; uso de medicamentos, 160-162; uso de plaguicidas, 177-178
- evaluación: 33, 249, 308-309
- mitigación: 256, 262, 263, 296
- subsidios y su efecto: 259, 260
- véase también Evaluación del impacto global
- Impacto del ganado**
 - como especie exótica invasiva, 221-223; exclusión del ganado para la recuperación y protección de ecosistemas, 199; reducción del número mediante subsidios, 292
 - diverso por especie, producto y sistema de producción, 35, **126-128**, 308-310: pastoreo, 40, 50, 139, 168, 211, 216, 422
 - en la biodiversidad, véase Biodiversidad
 - en el cambio climático, véase Cambio climático
 - en el ciclo del C, véase C
 - en el ciclo del N, véase N
 - en el suelo, véase Erosión
 - en las praderas: 74, 163, 215-216, 224
 - en los recursos hídricos: 163, 184, **187-189**
 - véanse también C, N
- Impuestos**
 - agua, 286: extracción, 277; residuales, 277
 - deducción por servicios ambientales: 281
 - distorsionan la competencia, 255: exenciones, 260
 - instrumento económico de política pecuaria, 250, **254-255**, 295, 298, 315: incentivo a un uso más productivo de la tierra, 257, 288; sector agrícola se caracteriza por la ausencia de impuestos y la predominancia de incentivos, 263
 - instrumento de políticas ambientales: control de emisiones, 269, 289, 290, 313; producción de carne, 294
 - régimen de: 50, 85
- Incendios**
 - amenaza a los ecosistemas: 208, 213, 219, 220, 283, 284, 409
 - controlados: 104
 - degradación de pastizales: 37, 134
 - emisión de GEI: 104
 - invasión de plantas leñosas: 74, 218
 - pérdida de productividad: 219
 - véase también Quemas
- Incentivos**
 - fiscales: 19, 65, 254-255
 - véanse también Impuestos, Subsidios
- Índice de conversión**, véase Acuicultura, Alimentación animal, Piensos
- Infiltración**, 207, 263, 313
- impacto del ganado: 157, 166, 183-184, 197, 200-201, 307
- reducción: 71, 74, 82, 143, 180, 184, 186, 199
- Influenza aviar altamente patógena (IAAP)**
 - endémica en países de África y Asia: 222
 - enfermedad emergente: 16, 228, 304
 - transmitida por aves silvestres: 222, 223
 - véase también Aves silvestres
- Información**
 - aplicación de avances tecnológicos para elaborar situaciones complejas: 10, 249, **266**, 279, 295, 298, 318, 424, 426
 - problemas ambientales: 107, 134, 151, 201, 220, 241, 266, 281
 - mercados: 18, 20, 272, 278
- Ingresos**
 - aumento, 34, 310, 312: incremento del consumo de productos pecuarios, **7-8**, 9, 14, 19, 305, 310; patrones de demanda, **35-36**
 - curva de Kuznets o relación invertida entre aumento de ingresos y deterioro ambiental: 248, 271
 - disminución, 248: degradación de las tierras, 32, 76, 292
 - pastores en África: 134, 293
 - servicios ambientales: 259, 269, 271, 273, 280-281, 286, 289, 293, 316
 - véase también Crecimiento económico
- Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo (LEAD)**, 2, 18, 19, 77, 79, 101, 157, 241, 263, 294

Insumos

- acceso y fluctuación de los precios: 18, 19-20, 28, 29, 65, 182, 259, 265, 298, 312, 314
- aumentar la producción reduciendo su uso: 192, 296-298, 313
- básicos del sector pecuario para la industria de alimentos: 302, 304
- considerar las externalidades: 254-255, 257, 260-261, 291, 312-313, 319-320
- incremento del uso: 30
- sistemas de producción pecuaria con alto uso de insumos: 18, 27, 67, 82, 151, 163, 172, 261
- sistemas de producción pecuaria con bajo uso de insumos: 12, 56, 96, 164, 291
- véanse también Fertilizantes, N, Plaguicidas

Integración vertical, 14, 17, 18

- expansión de supermercados: **19-21**
- reducción de costos: 18
- véanse también Comercio, Unidades de producción

Intensificación

- agrícola, 45, 131: disminuye la disponibilidad de residuos, 45; impacto sobre la pérdida de biodiversidad, 209, 215, 284; mitiga las emisiones de CO₂ evitando la deforestación, 130; responde a la demanda de alimentos, 5; titulación de tierras como requisito, 258
- conversión de áreas silvestres: 24, 73, 131, 207, 208
- producción pecuaria: basada en razas de alto rendimiento, 41; efectos positivos y negativos, **30-32**; escasez de agua como límite, 150; impacto en el balance de nutrientes en Asia: 168-169; incremento de la productividad, 17; producción de piensos, **11-12**, 50-51, **78**; reduce el ritmo de expansión del uso de tierras para el sector pecuario, **83-85**, 268, 289; reduce la deforestación, **130**; uso de las tierras destinadas a la producción de alimentos para animales, **33-35**, 37, 41, **213-215**, 398
- riegos, 14, 78: agotamiento del agua, **150-153**, 318; aumento de plagas, 52, 78, 131; costos ambientales, 78; degradación de tierras, **52-53**, **82**, 85, 245; fuentes puntuales de contaminación por sistemas intensivos de producción pecuaria, 162-163; efectos sobre la salud animal, 77; impacto en el balance de nutrientes, 168-169; impacto en la biodiversidad, **80-82**, 209, 213-215, 217, 245, **282-284**, 308; impacto

en los recursos hídricos, 198-199; sostenibilidad, 320

- tendencia, 20, 162: apoyo como instrumento de política pecuaria, 264-265; cambio tecnológico, **10-14**, **264-266**, 313; costos ambientalmente elevados, 252-253, 260; crecimiento demográfico, 27; cultivos forrajeros, 11, 78; del uso de la tierra a nivel regional, 398; más eficiente, 254; permite reducir los precios, 41; reducción de su impacto ambiental y social, 271, 314-315; se reforzará a largo plazo, 264, 320; sustituye la extensión en el uso de las tierras agrícolas, **26-27**, 316
- véase también Uso de la tierra

Interacciones

- entre ambiente físico, condiciones biológicas e intervención humana (biomas): 207
- entre producción pecuaria y: biodiversidad, 242; fauna silvestre, 228, 230, 282, 285; medio ambiente, 1-2, 247-248, 265; seres humanos, 304

Internalización, véase Externalidades ambientales

Irrigación

- cultivos forrajeros: 52, 152-153, 190-191, 258, 424
- impacto ambiental, 98: contaminación del agua, 175; contaminación de alimentos, 160; mejorar la eficiencia del riego, 155, 182, 191-192, 259, 272; menor respecto al agua utilizada para la cría de ganado, 147, 258, 280, 291
- incremento de la productividad: 27
- costos y gestión: 259, 275, 277
- sistemas: 182, 273, 274, 277, 279

Labranza de conservación, **130-132**

- restauración y retención del C: 131-132

LEAD, véase Iniciativa para Ganadería, Medio Ambiente y Desarrollo

Leche

- consumo, 8-9: Asia, 10; certificación de inocuidad y sostenibilidad, 252, 313, 318; comercio, 67; concentración del comercio, 19; demanda creciente, 2, 66; liberalización del comercio e impacto ambiental, 262; limitaciones, 10; nutrición, 303; países de la OCDE, 14; mundial, 60, 66-67
- producción, 10, 12, 14, 35, 58, 60-61, 148, 252, 302, 308: China, 15; considerar las externalidades, 319; consumo de agua, 145, 149, 188, 298; contaminación,

- 237; contaminación del agua, 161, 170-171; economías de escala, 18-19; elevado consumo de energía, 98, 113, 135; intensiva, 40, 41, 66, 83, 151, 289; mejoramiento de razas, 12-13, 233, 234; mundial, 13, 15, 310; tierras utilizadas para la producción, 83, 84, 416-420; uso de residuos, 48; zonas de pastoreo y carga de nutrientes, 315-316
 - retención de N: 119-120
 - sector lechero: altos niveles de subsidios, 248, 261; baja productividad en los trópicos por sistemas mixtos de producción, 60; contenido de N y P en el estiércol, 154; emisiones, 107-113, 124, 391, 392, 421-422; manejo de desechos, 422-424; mejor conectado con la tierra, 256, 260, 309; segundo mayor responsable de emisiones de CO₂, 111; uso de piensos concentrados, 11; uso intensivo de mano de obra, 309
 - véase también Productos pecuarios
- Leguminosas**
 - cultivo para forraje: 41, 46, 117, 125, 127, 285, 307
 - fijación del N: 113-114, 134
- Liberalización**
 - comercial, 6, 14, 261: e impactos ambientales, **262-263**
 - económica: 29
- Lista Roja de Especies Amenazadas**
 - de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN): 209, 242
- Lixiviación**
 - gestión del estiércol: 76-77, 294, 165-166
 - mitigación: 197-198
 - pérdida de N: 76-77, 80, 170, 175, 197, 294
 - pérdida de P, 165, 170, 175, 260: menos propenso del N, 157
 - pérdida de plaguicidas: 176
 - véanse también Contaminación del agua, N, P
- Lluvia ácida**, 92, 205, 208, 235, 237, 307
 - véanse también Acidificación, Contaminación atmosférica
- Madera**
 - emisión y retención de C: 100, 269
 - extracción: 4, 25, 29, 73, 244
- Maíz**
 - biocombustibles: 54
- comercio: a nivel regional, 68, 403; impacto ambiental de la liberalización, 262
- mejoramiento de la asimilación y reducción de N y P en excreciones: 193
- producción para piensos, 12, **42-44**, 55, 95-96, 120, 305, 365, 368, 381: alternancia del cultivo con la soja, 214, 426; contaminación del agua, 156, 177; demanda por regiones, 43, 44, 68; emisiones de CO₂, 98-99, 102; energía utilizada, 99, 112; expansión de la superficie cultivada, 96; incremento, 49, 52, 151; predominante en Brasil y Estados Unidos, 42, 44, 178; reubicación de los sistemas de producción pecuaria cerca de zonas de cultivo, 65; sistemas de producción pecuaria orgánicos, 132; superficie de tierra destinada a su cultivo, 73, 78, 211, 415; uso de fertilizantes nitrogenados, 96, 125; uso de herbicidas, 177, 178-179; uso del agua, 80, 151-153, 187-188, 191-192
- protección de variedades: 225
- véase también Alimentación animal
- Manglares**
 - conversión a la acuicultura: 208
 - impacto de la contaminación: 77, 79
 - sensibilidad al cambio climático: 219
- Marcos normativos**
 - institucionales: coordinación, 279; desarrollo institucional, 266; gestión participativa, 280, 320
 - necesidad: controlar la aplicación, 252, 285; hacia la construcción, 249; intervención gubernamental, **249-250**
 - gestión del agua, 271, **275-277**: coordinación institucional y gestión participativa, 279-280
 - mitigación del impacto de la producción pecuaria, 248-249: compensaciones para sectores vulnerables, 318; emisiones, 137
 - véase también Políticas pecuarias
- Mataderos**
 - contaminación del agua: 170-171
 - industria agroalimentaria: **148-149**
 - manejo de desechos: **170**
 - ubicación, 295: periurbana, 64-65, 66, 170; transporte, 67
 - véase también Contaminación del agua
- Mecanismo para un desarrollo limpio (MDL)**, **266-268**
 - adicionalidad de los proyectos: 268

- proyectos de energía renovable: 267, 268
- rehabilitación de tierras y manejo sostenible de bosques: 269
- retención del C en el suelo: **268-271**
- véase también Emisiones

Medicamentos

- antibióticos: residuos, 16; resistencia, 161, 236; uso no terapéutico, 160
- hormonas: bovinos, 160; efecto de los residuos en la salud humana, 161; presencia en los desechos del sector pecuario, 236
- residuos, 153: contaminan los ambientes acuáticos, **160-161**, 163, 236, 276
- metales pesados, **161-162**: alimentación del ganado, 161, 315; residuos en el estiércol, 162
- véase también Salud animal

Metales pesados

- descarga en tierras agrícolas, 163, 167, 188, 208, 294: bioacumulación, 198; contaminación del agua y eutrofización, 212, 235-236, 276, 308; desechos del ganado, 153, 315
- dieta animal, 295: pienso más equilibrado y su disminución en el estiércol, 193; presentes en los piensos, **161-162**

Metano, véase CH₄

Mitigación, **190-198, 242-245**

- emisiones: **129-139**
- políticas se centran más en mitigación y restauración que en prevención y protección: 2, 89, **128-129**
véanse también Contaminación atmosférica, Contaminación del agua, Cambio climático

N (Nitrógeno)

- ciclo del N, **113-126**: cascada de N, 115, 118; desnitrificación gradual, 119; disposición a través de organismos fijadores, 113; proceso de fijación, 114; producción de N digestible, 118; impacto del ganado, **114-116**
- consumo mundial agrícola: 80, **173-174**
- contaminación de sistemas hídricos: desechos, 157; desechos porcinos, 157; desperdicio de N, 119-120; fuentes acuáticas contaminadas, 118-119; producción de pienso y forrajes, 175
- descargas procedentes de fertilización química,

128, 166, 175, 177: aplicación mundial, 165; erosión, 125; eutrofización de los recursos hídricos, 156; por lixiviación de nitratos, 80, 92, 112, 125, 126, 139, 155, 156, 163, 165-166; nitrificación de suelos, 92; química, 80

- descargas procedentes de fertilización orgánica: aplicación mundial de estiércol, 165; cultivos de alimento para animales, 116; natural, 80; tierras agrícolas estercoladas, 166; uso de piensos más equilibrados las reduce, 193
- emisiones: almacenamiento de estiércol, 121-122, 156, 294; deposito de pérdidas en fuentes acuáticas, 118; depósito mundial, 129; desperdicio, 80, **119-120**; directas, 117; estiércol almacenado, **120-122**; estiércol aplicado, **122-126**; fertilización de cultivos forrajeros, **116-117**; fuentes acuáticas contaminadas con fertilizantes químicos, **118-119**; manejo intensivo de pastizales, 123; volatilización, 138
- fijación biológica del (FBN): 118
- opciones para la mitigación: **138-139**
- proceso de Haber-Bosch: 114-115
- urea: 80, 116, 120-121, 139, 264

NH₃ (Amoníaco)

- contaminación atmosférica: **92**, 115, 263
- emisiones del sector pecuario, 80, 113, 115, **128**, 205: China, 80; contaminación de fuentes acuáticas, **118-119**, 237, 308; curtiembres, 171-172; estiércol depositado y aplicado, 91, **120-126**, 156, 307; fertilización de cultivos forrajeros, 80, **116-117**, 156; pérdidas y desperdicio, 116-117, **119-120**; producción de fertilizantes, 95-97

- impacto ambiental: lluvia ácida, 92; nitrificado y depositado en el suelo, 92, 115-116, 118; transportado por el viento, 80, 117, 123, 138
- mitigación, 255, 264, 294, 313: opciones para evitar la volatilización, **138-139**; desafío de la reducción recae sobre agricultores, 139

NH₄HCO₃ [Bicarbonato amónico, Bicarbonato de amonio], 116, 117

- fertilizante más importante en China: 80, 117

NO_x (Óxidos de nitrógeno), 80, 104, 237, 264

NO (Óxido nítrico), 115-116, 121

N₂O (Óxido nitroso)

- emisiones del sector pecuario, 119, 127, 129, 156-157; manejo del estiércol, 120, **120-126**, 156; provenientes

- del estiércol por especies y sistema de producción pecuaria, 392; reguladas por la temperatura y humedad del suelo, 116; suelo, 123
- gas de efecto invernadero, 81, 88, 91; agotamiento de la capa de ozono, 115; concentración atmosférica, 115; desnitrificación del suelo, 114, 121; potencial de calentamiento global (PCG), 81
 - impacto ambiental: acidificación del suelo, 80, 156; compleja interacción e incertidumbre de su flujo, 123; transportado por el viento, 80
 - mitigación: opciones para evitar las emisiones, 136, **138-139**; desafío de la reducción recae sobre agricultores, 139; inhibidores de la nitrificación, 139
 - uso de fertilizantes nitrogenados, 115-117; efectos diversos en ecosistemas del hemisferio norte y tropicales, 116; producción de leguminosas forrajeras, 117
- Nitrógeno, véase N
- Nutrición, véanse Alimentación humana, Transición nutricional
- Nutrientes
- carga, 235, 237, 309-310; producción intensiva de pastos la causa principal, 40-41, 68, 76-77, 155, 166-167, 294; genera contaminación del agua y eutrofización, 92, 144, **154-157**, 163, 182, 188, 235, 238, 257, 307; plantas avícolas y porcícolas, 79, 157, 239; reducción, 27, 198, 255, 259, 265, 276, **294-296**, 314-315; sistemas mixtos de producción la más alta, 155
 - degradación del suelo, acumulación y extracción de nutrientes: 75-76, 80, **103-105**, 164-166, 168, **172-176**, 194, 208, 308
 - enfoque de presupuesto de nutrientes para mitigación de la contaminación: **297-298**, 315
 - mejoramiento de la dieta animal: balance, 193; ingesta y excreciones por especie animal, 121, **154**, 193
 - reciclaje de nutrientes acumulados en los desechos: 54, 56, 139, 164, **182-196**, 320
 - véanse también Alimentación animal, Estiércol
- O (Oxígeno)
- aireación: 87, 139, 196
 - anoxia: 155
 - demanda biológica de oxígeno, véase DBO
- demanda química de oxígeno, véase DQO
 - hipoxia: **237-239**
 - niveles en el agua: **157-158**, 182, 235, **237-239**, 276
- Obesidad, 9, 306
- véase también Transición nutricional
- Oleaginosas, véanse Cultivos forrajeros, Semillas
- OMG
- inocuidad de los alimentos de origen animal: 55
 - véanse también Alimentación humana, Transición nutricional
- Ovinos
- impacto histórico del aumento de la demanda de lana: 221
 - producción, 16: costo de oportunidad de la tierra, 29; curtiembres, 149; efecto sobre el suelo, 184, 225; generalmente extensiva, 309; Nueva Zelanda, 29, 260
 - véase también Rumiantes
- Óxido de fósforo, véase P₂O₅
- Óxido nitroso, véase N₂O
- P (Fósforo)
- consumo mundial agrícola: 80, 165, **173-174**
 - descargas procedentes del sector pecuario: degradación del suelo, 75, 182; emisiones por exceso de nutrientes, 80, **153-154**, 168, 227, 276, 311; escorrentías, contaminación y eutrofización de fuentes acuáticas, **76-77**, 80, **154-156**, **157**, 235, 308; estiércol, 122-123; fertilización, 80, 116, 157, 166, 175, 177; lixiviación, 157, 165-166, 175; tierras agrícolas estercoladas, 165, 166, 167
 - mitigación: **197-198**
- Pagos
- por conservación de biodiversidad: 280, 289, 316
 - por contaminación: 276
 - por servicios ambientales (PSA), véase Servicios ambientales
 - por retención de C, véase C
- Paisaje natural
- conservación, 217-218: rehabilitación, 134; substituido por monocultivos afecta la biodiversidad, 214
 - gestión: integración de la producción pecuaria, 283; para conservación de la biodiversidad, **282-285**
 - heterogeneidad espacial: 218

- papel en la retención de C: 214
- Palma aceitera, 48, 210
- Pampas
 - de las pampas al cardo, a la alfalfa, a la soja: 226-227
 - trasformación y especies invasivas: 226
- Pastizales
 - degradación, 37, 70, **50-52, 73-76**, 89, **183**, 224, 305; abandono y conversión a pastos, 52, 217-218, 284; afecta biodiversidad, 208, 241-242, 308; áreas previamente deforestadas, 289; factores, 132, 289; cambios en la vegetación por sobrepastoreo, **74**, 180, 205, 210, 242, 252; contaminación del agua, 153, **163-170**, 307; crítica en África, 31, 70, 183; desertificación y emisión de CO₂, **103-106**, 126; expansión agrícola, 37; genera erosión del suelo, 74, 81, 91, 307; limitarla, **291-294**; pérdidas de N, 125; revertir la degradación, **132-134**, 200, 260, 269
 - expansión: consecuencias ambientales, 74, 291; conversión de hábitats naturales, 24, 66, 71, **211**; deforestación, 74, 100-101, 305, 309; desertificación, 73; erosión, 74; superficie de tierras cubiertas, 26, 37, 399
 - extensivos: en áreas marginales, 29, 40; en áreas con alto potencial, 40; producción pecuaria extensiva, 309
 - manejo intensivo, 83, 244: consecuencias para la biodiversidad de los pastizales, **215-216**; fertilización química, orgánica y emisiones, 96-97, **116-118**, 123, 126, **138-139**, 174, 285, 423; nuevas formas de manejo, 268, 283, 313
 - marginales: 29, 37, 153, 298, 305
 - paisajes de pastizales arborizados: 218
 - producción, 37: aumento y limitaciones, 50-51, 219; en climas templados, 75; productividad primaria, 40, 364, 399
 - resiliencia: 74
 - servicios ambientales: 249, 316, 320
 - sobrepastoreo, 73: en regímenes de propiedad comunal, 291; producción pecuaria extensiva, 21
 - véase también Pastoreo
- Pastoreo
 - aumento: 50
 - cambios tecnológicos y disminución de las tierras: 34
 - extensivo: baja productividad, 313; impacto, 292, 294; libera C orgánico del suelo, 269; modifica los flujos de agua y aumenta la escorrentía, **183-186**, 217; reorientarlo hacia la prestación de servicios ambientales, 244, 284, **315-317**
 - impacto ambiental, 3, 40, 50, 139, 211, 216, 422; contenido de N, 123; cuencas hidrográficas y zonas ribereñas, 198-199; desertificación, 74; erosión, 184-186; fuentes no puntuales de contaminación provenientes de pastizales y tierras cultivables, 163-170; interacción con la vegetación e invasión de especies leñosas, **215-217**
 - intensivo y degradación del suelo, 170
 - mitigación del impacto, **198-199**, 218, 243, 256, 269, 313, **315-317**: incentivos económicos, 292, 316; pastoreo nómada con efectos positivos sobre la biodiversidad, 285-286; pastoreo orientado a la generación de servicios, 287-288; producción integrada, 244; tradicional afecta positivamente la biodiversidad de los pastizales, 215
 - superficie terrestre dedicada: 73, 183, 240
 - sistemas de, 58-59, 108, 145, 150: impacto, 50, 139, 168, 211, 216, 422; productividad, 49, 60
 - tierras de, 33, 37: acceso, 38; clasificación, 40; disminución en Estados Unidos, 34; tasas, 312
 - véase también Pastizales
- Pastores
 - conflicto con predadores y zonas protegidas: **226-228**, 229, 240-241, 248
 - conflictos con agricultores: 51, 229
 - extensión *versus* productividad: 292
 - impacto sobre el suelo por disminución de la movilidad: 228, 229-230, 293
 - nómadas y acceso a los pastos: 32, 38-39, 251, 282, 286, 291
 - gestión participativa en la zonificación: 289
 - PSA: 286, 291-292
 - rol en la retención de C: 134, 316-317
- Pastos
 - acceso a pastos comunales: 292
 - amenazados por malezas invasivas: **224-225**
 - demanda: 33
 - expansión, 33: cambios en el uso de la tierra, 24, 50; conflictos por su cultivo, 25; disminución de tierras destinadas a cultivos y aumento de la destinada a pastos, 26; proyecciones en bosques neotropicales, 393, 394

- permanentes: 37, 208
 - mejoramiento de la calidad nutritiva: 10, 283
 - naturales: 19, 39, 52, 56, 100, 217, 223, 283, 427
 - producción, 37-40, 96: amenazas de especies invasivas, 224-225; biomasa cosechada, 37; costos de oportunidad, 427; crecimiento de la productividad, 10, 29; fertilización, 96; incremento de la superficie dedicada, 51; intensiva, 40-41; riesgos en tierras secas y frías, 386
 - remanentes: 37, 66
 - terrenos con aptitud: destinados para áreas urbanizadas, 51; para otros usos, 50, 370; uso actual predominante, 400
- PCG (potencial de calentamiento global), véase Cambio climático
- Pentóxido de fósforo, véase P₂O₅
- Pérdidas históricas de C
- de los suelos: 130, 133
 - restitución, 130-132: mediante agroforestería, 134-136
 - revertir el proceso: 132-133
 - véase también C
- Pesca
- aumento de biomasa planctónica y muerte de peces: 155, 235
 - control: ecoetiquetado, 318; estabilización de la producción de harina de pescado mediante control de cuotas y capturas, 232-233
 - excesiva, 230-233: demanda de harina de pescado para alimentación animal, 21, 72, 230; disminución de la biomasa de peces depredadores, 230; especies objetivo, 230; pesca al fondo de la cadena alimenticia marina, 230-231; sobreexplotación por presión del sector pecuario, 204, 208, 221, 225-226, 230, 233, 240, 242, 315
 - productividad del agua: 191
 - véase también Productos pesqueros
- PIB
- agrícola: 14, 302-303
 - mundial: 7, 302
 - per cápita por regiones: 7
 - relación con la producción pecuaria: 173, 253, 302
- Pienso
- concentrados: 11, 12, 21, 44
 - impacto ambiental, 305, 312: degradación de la tierra, 307; descargas procedentes de fertilizantes, 175, 237;
- contaminación del agua, 160, 172-176; emisiones de C, 95-98; plaguicidas, 176-179
 - índice de conversión de, 12, 41, 148: cambio hacia especies monogástricas, 49; gracias a mejoramiento genético, 49, 192; piensos más equilibrados, 192-194; uso de hormonas para mejorarlo, 160
 - producción, 11, 41, 152-153, 381, 382: Argentina, 15; China domina las importaciones, 68-69; crecimiento de la demanda, 41, 44, 49; intensiva, 315; necesario incrementar la productividad, 52, 314; para la producción animal intensiva, 45; superficie terrestre destinada a la producción, 49; tipo de energía utilizada, 99; uso de agua para su producción, 151-152, 424-427; utiliza mitad del consumo energético del sector pecuario, 98
 - uso de cereales y leguminosas: 41, 46
 - uso de harina de pescado como componente proteico: 46
 - uso como raíces: 11, 45-46
 - uso de residuos de cultivos: 45
 - véase también Alimentación animal
- Plagas
- asociadas al cambio climático: 53, 219
 - asociadas a la intensificación: 52, 78, 131
 - control integrado: 131, 244-245, 315
 - especies silvestres consideradas plagas: 284-285
 - pérdida de productividad: 219
 - plaguicidas para su control contaminan el agua: 214
- Plaguicidas
- clases: 176, 177, 237: con efectos estrogénicos, 161, 236
 - impacto ambiental, 263, 308: consumo de energía y emisiones para su producción, 98; bioconcentración y biomagnificación a través de la cadena alimentaria, 177; contaminación del agua, 176, 182, 188-189, 236, 276; efectos ecotoxicológicos sobre la vida silvestre, 78, 177, 209, 212, 214, 237; persistencia y contaminación del suelo, 172, 177, 237, 298; residuos, 16; resistencia, 78; tasas a la contaminación, 298; volatilización, 176
 - uso, 176: aumentar la producción disminuyendo su uso, 296-297; dependencia de la agricultura, 176; incremento del uso en economías emergentes y disminución en países desarrollados, 298; labranza de conservación, 265, 285; producción de piensos, 78, 163, 176-179; restricciones a su comercialización, 298

- P₂O₅(Pentóxido de fósforo, Óxido de fósforo)
- contribución del ganado: 168, 169, 297
 - contribución de los fertilizantes minerales: 174
- Población mundial
- distribución: 363
 - envejecimiento: 5
 - escasez de agua: 143
 - incremento: 5, 316
 - ingesta dietética, 36, 209, 306: enfermedades, 304, 306
 - proyección: 5, 34, 143, 320
 - rural: 6
 - urbana: 6
- Población pecuaria
- aves de corral: 63, 374, 400
 - biomasa ha aumentado: 106
 - emisiones por ecosistema: 108
 - porcina: 61, 65, 375, 401
 - rumiantes: 59, 120, 401, 402
- Políticas pecuarias
- desafíos, **317-320**: deficiencias del mercado, 249-250; deficiencias políticas, 250; interacción entre ganadería y medio ambiente, 247-249; necesidad, 2; nuevas alternativas para el apoyo a la producción, 263; productos pecuarios y servicios ambientales son dos demandas que compiten, 310
 - formulación, 2, 247, 285, 295, 302, 319: asociadas a políticas macroeconómicas, 262-263; contexto normativo, 85, 247; costos y beneficios, 251; definen derechos y obligaciones, 255; en relación al desarrollo económico, 214, 251, **252**, 283; fases de elaboración, **252-254**; interacción entre personas, ganado y medio ambiente, 255, 318; obstáculos, 247-248; requisito ambiental, 2; subsidios, 253-254
 - implementación: impacto ambiental de las reformas en Nueva Zelanda, 260
 - instrumentos, 256-266: base jurídica, 249; controlar la expansión hacia los ecosistemas naturales, 288-289; corregir la distorsión de precios de recursos naturales, 257; desarrollo institucional, 266; diseño de reglamentos, 263-264; eliminación de subsidios, 259-261; fijar un precio del agua razonable, 258-259; fortalecer los títulos de propiedad de la tierra, 258; incentivos económicos, 313, 315; información, 266; limitar las necesidades de tierra del sector pecuario, 256-257; promoción de la investigación y extensión de tecnologías de vanguardia, 264-265, 298; zonificación de tierras, 289
 - objetivos, 251, 253: impulsar cambios en la tecnología y la gestión, 255-256, 264-265; mitigar la carga ambiental de la ganadería, 247; según el grado de desarrollo económico, 252-253
 - principios para su diseño, 249: combinación entre enfoques normativos e instrumentos económicos, 254-255; enfoque integrado, 2, 279; inclusión y participación, 250-251; principio de precaución, 250; principio de subsidiariedad, 250
 - recursos naturales: agua, 275-277; biodiversidad, 280-284
 - véase también Marcos normativos
- Porcinos
- concentración geográfica: Brasil, 19, 63; densidad de población mundial por regiones en relación a tierras agrícolas y población humana, 401; distribución mundial, 377, 380; distribución mundial de la producción industrial, 375; Francia, 64; Viet Nam, 64
 - alimentación: aditivos para mejorar la digestibilidad de cereales y disminución de metales en las heces, 160, 193-194; composición de la ración de pienso, 45; consumo de piensos concentrados, 11; índice de conversión de piensos, 13
 - desechos: 121, **157**, 188
 - factores culturales en el consumo: 10
 - manejo de desechos, 121, 188: contribución de N y P a los sistemas hídricos, 157
 - pautas de distribución: 61, 62
 - producción: extensiva, 310; impacto, 225; mejoramiento genético, 12; mundial, 60; necesidad de agua, 145-146; sistemas industriales, 60, 422
- Poscosecha, 14, 98
- reducción de las pérdidas: 10, 18, 34, 312
- Potencial de retención de C, véase C
- Praderas, 37
- amenazas como ecosistema, 71, 74, 75, 207, 208, 228: Argentina, 226; contaminación, 163; degradación en tierras de propiedad comunal, 291; desertificación e invasión de especies leñosas, **215-217**; impacto del ganado, 176, 184, 215-216; invasión de especies exóticas, **223-224**
 - bisontes: 223

- manejo: conversión a la agricultura, 208; disminución de la presión ambiental, 265; mejora del pastoreo, **198-199**, 201; pastos permanentes, 37; quemas, 104, 213
- oferta de servicios ambientales, 258, 286: retención de C, 132, 133

Precios

- control, 250
- de los piensos son bajos por aumento de la intensificación, 41, 49
- estabilización, 263
- fluctuación, 18
- liberalización del comercio, 262
- productos pecuarios: afectan a los pequeños productores los subsidios, **17-19**, 259, 305; aves de corral son bajos, 11; ciclo ganadero, 262; fuerte competencia, 20; relación con los costos de producción, 261; seguridad alimentaria, 304-305; sostenimiento, 261
- recursos naturales, 85, 191, 268: agua, **271-275**, 278, 293, 298; aumento de la eficiencia, 312, 313, 320; bajos por infravaloración, 255, **257**; compensar las externalidades, 263, 265, **312-313**, 319; distorsión, **258**, 266, 294; insumos, 173, 197, 255, 305; tierra, 33, 77, 286

Presión ambiental, 261, **288-298**

- véase también Estrés

Producción pecuaria

- cambios estructurales, 5, 10, 13, 17-18, 20, 63-65, 67, 162, 247, 301, **306**: compite por la biomasa forrajera, 53; crecimiento, **10-11**, 12, 14-15; crecimiento proviene de los sistemas industriales de producción pecuaria, 49, 314; demanda mundial de tierra cerca a su pico máximo, 35, 241; dependencia del transporte, 66-67; entre principales usuarios de tierras, 2, 4, 19, 65-67, 82-83, 186-187, 256, 305-307; cambios estructurales y políticas, 17, **251-256**, 304, 313, 318-319; grandes y rápidas trasformaciones, 5, 38, 266; intensificación, 41, 256, 265, 314; mayor producción de piensos, 50, 150-153, 226-227, 296; medio de vida para millones de pobres, 292, 302, 306; intensiva se expande en países emergentes, 2, 34; reconfiguración de la cadena de producción, 85; seguridad alimentaria, 304-305; sostenibilidad y consumo, 257, 311-312
- concentración geográfica, 19, 84, 256: áreas

periurbanas, 35, 48, 76, 65, 66, 237, 252, 282, 286, 314, 320; característica de la transición pecuaria, 33, 64-65, 282, 294; clave para analizar sus interacciones con el medio ambiente, **33**, 35, 36, 85; distribución e impacto, 241-242; escala de producción, 13, 17, 76; riesgo de enfermedades zoonóticas, 311; tasas a ubicación periurbana, 295; transporte de piensos, flujo de productos pecuarios y "agua virtual", **189-190**; urbanización de la ganadería, 256-257, 310

- extensiva, 2, 226, 243, 309: convivencia con la vida silvestre en África, 229; deforestación, 101, 285, 288, 305, 310; diferencia de ganancias económicas a favor de la intensiva, 286; efectos positivos sobre la biodiversidad, 285; impacto en las aves silvestres, 210; orientarla hacia ecosistemas menos valiosos, 289; poblaciones pobres obtienen sustento, 317; seguirá existiendo pero deberá incluir la prestación de servicios ambientales, 320; sobrepastoreo, 21, 264, 309; uso del agua, 293; uso tradicional de pastizales, 37
- factores que la configuran, **5-14**: i) transición demográfica, **5-6**; ii) crecimiento económico, **6-8**; iii) transición nutricional, **8-10**; iv) cambios tecnológicos, **10-14**
- industrial, 13-14, 57-58, 60, 191, 256, 265, 282, 373, 421: acelerar el cambio tecnológico, 313-314; contaminación del agua, 156, 239, 308, 309, 310; descentralización, 315; desechos, 170, 192; efecto negativo en el desarrollo rural, 77; emisiones de GEI, 127, 268, 308, 390; enfermedades animales emergentes ha generado desconfianza, 54; en países en desarrollo, 60; márgenes para incrementar la productividad, 313; necesidad de agua, 145, 310; producción en sistemas industriales sin tierra, **59-60**; protagonista de la problemática ambiental, 2-3, 189, 239, 276, 295-296, 311, 319; rendimiento económico, 77, 295; suministro de carne, 245
- intensiva, 2, 57-58, 63, 162, 284: caracterizada por la separación de la producción animal de los puntos donde se produce el alimento, 294; fuentes puntuales de contaminación por los sistemas intensivos de producción pecuaria, 79, 80, 128, 162-163, 294; ganado pasa de usuario pasivo a usuario activo de la tierra, 85; ingreso por unidad de producto, 77; manejo de desechos, 296; necesidad de agua, **144-146**;

- necesita piensos de calidad, 45; tendencia a su consolidación, que deberá ser sostenible, 320
- mitigación, 16, 19: aumentar la eficiencia del uso de los recursos, 254, 320; crecimiento de la producción pecuaria aumenta la demanda de tierras y su intensificación la disminuye, 34-35; obedece a la demanda de productos de origen animal, 33, 63; reducción del impacto ambiental y social, **314-315**; zonificación y sostenibilidad, 295
 - monogástricos, 59, 256, 373: afectada por la influenza aviar altamente patógena (IAAP), 222; aumenta en los países en desarrollo, 16, 41; desplaza la producción de rumiantes, 126; disminución del uso de la harina de pescado, 231, 232; índice de conversión de piensos, 11, 16, 41, 49, 311; pautas de distribución en Asia, 168; pautas de distribución históricas diferentes a los rumiantes, 35, 48; se concentra industrialmente, 16, 32, 58, 60, 62, 66, 310, 374, 375; se expande más rápidamente y aplica investigación nutricional avanzada, 62, 231-232; usa alimentos que requieren gran cantidad de agua, 151, 189, 190; uso de electricidad, 98
 - sistemas de producción pecuaria: clasificación según la FAO, **56-60**; correspondencia con las oportunidades agroecológicas, 56; dependencia del transporte, 66-67; distribución geográfica de especies pecuarias por zonas agroecológicas, 60; distribución mundial, 373; en función de la concentración geográfica, 76; localización en base a relación entre demanda, recursos, capital y tecnología, 55-56; población y producción pecuaria por zonas agroecológicas, 61; población y producción pecuaria según sistema de producción pecuaria, 58, 59; reubicación en función de la zona de producción del forraje, 65-66; sin tierra, 33, 48, 57-58, 63, 65; tendencia hacia sistemas intensivos, 66
 - superficie terrestre interesada: 3, **32-35**, 37, 49, 305, 306, 316
 - tendencias, **14-21**: i) auge de la producción animal y consumo en el sur y estancamiento en el norte, **14-17**; ii) unidades de producción que aumentan de tamaño y pequeños productores marginados, **17-19**; iii) producción crece de manera concentrada, **19**; iv) integración vertical del comercio, **19-20**; v) resumen de las tendencias, **20-21**
 - véanse también Transición geográfica, Uso de la tierra
- Productores, 76, 200, 234, 251, 252, 295, 303, 315
- pequeños: 2, 14, **17-19**, 47, 55, 79, 135, 182, 251, 252, 254, 270, 296, 305, 314, 315, 319
 - relación con los consumidores: 18, 247-248, 252, 305
 - toman decisiones con efectos ambientales: 55, 73, 132, 165, 178, 182, 192, 193, 198, 263, 270, 272, 277, 286, 297, 313, 316
 - véase también Unidades de producción
- Productos alimenticios
- aumento y diversificación de la demanda: 5
 - de origen animal, véase Productos pecuarios
 - precios, 244: disminución histórica, 9-10, 41; proyecciones de aumento por degradación de la tierra, 32
 - reciclaje para alimentación animal: 48
 - véanse también Alimentación humana, Transición nutricional
- Productos forestales, 29, 208, 269
- Productos pecuarios
- comercio, 67: aumento, 17, **69-70**; concentración del comercio, 19-20; importación, 17; mercados minoristas, 14, 20, 48, 112, 304; porcentaje por productos, 67; requieren enfriamiento constante, 19, 304
 - consumo: Asia, 10; China, 7; consumo lento en países desarrollados, 16, 256; consumo pasado y previsto, **9**; factores sociales y culturales, 10, 36
 - elaboración e impacto, 65, 148-150, 170-172, 249, 310: aumento de precios por inclusión de externalidades, **312-313**; ausencia de cobros ambientales y predominio de incentivos, 263; consumo de agua en curtiembres, 149-150, 171; consumo de agua en la elaboración de la carne, 149, 170; costos de la energía utilizada por producto, 111; dependencia creciente del transporte, **66-68**; desechos, 170-172; desperdicio de N, **119-120**; diverso por especie y sistema de producción, 308-310; energía utilizada en Estados Unidos, 99, 112; pérdida de biodiversidad, 205; subsidios, 248; uso de la tierra por unidad de producto, 34
 - emisiones de C, 91, 103: elaboración, **111-112**; transporte, **112-113**
 - geografía de la demanda, 14, 24, **35-36**; 311: aumento de la demanda, 5, 15, 20, 36, 190; China centro de la demanda, 33; disminución de los precios, 9-10, 245,

254; incremento de los ingresos como estímulo, 6; producción pecuaria intensiva como respuesta a la demanda creciente, 56; productos pecuarios y servicios ambientales son dos demandas que compiten, 310

- nutrición, **303-304**: aporte de proteínas, 303; inocuidad, 55, 253; asimilación de N, 119-120; OMG, 55; principio de cautela, 54, 55; seguridad alimentaria, **304-305**
- véanse también Carne, Leche

Productos pesqueros

- alimentados con piensos similares a los de uso pecuario: 50
- ecoetiquetado: 318
- sustitución de productos pecuarios: 50
- véase también Pesca

Propiedad de la tierra

- acceso: conflictos, 24; Estados Unidos, 39; fortalecimiento de la titulación como instrumento de política pecuaria, **258**; pastoreo, **38**; servidumbres ecológicas, 281
- relación con derechos sobre el agua: 259
- precios: corrección de la distorsión de su precio como instrumento de política pecuaria, 257; costos de oportunidad, 19, 29, 40, 66, 229, 316
- propietarios como protectores de biodiversidad: **281-282**

Proteínas

- consumo: alimentación animal, 11, 46, 47-48, 304, 315, 306; alimentación humana, 6, 35, 36, 190-191
- eficiencia de conversión en el ganado: 120, 138, 192, 193, 297, 310
- suministro total: carne portadora de mayor cantidad de externalidades, 294; carnes silvestres, 244; de origen animal, 36, 303, 306; de origen animal por regiones, 398; régimen vegetariano, 239
- véanse también Alimentación animal, Alimentación humana

Protocolo de Kyoto, 89, **90**, 106, 266-267, 271

- véanse también Cambio climático, Contaminación atmosférica, GEI, Mecanismo para un desarrollo limpio (MDL)

PSA, véase Servicios ambientales

Quemas

- aspectos climáticos: 104, 214
- emisiones de GEI: 105

- erosión del suelo: 40
- hábitats naturales afectados: 213, 409-410
- pérdida de C orgánico: 100, 102
- sabanas tropicales: 104-105

Razas

- diversidad intraespecies: **206**
- erosión de la diversidad genética: 226, **233-234**
- mejoramiento: **12-13**, 41, 84, 284

Reciclaje, véanse Agroindustria, Alimentación animal, Desechos pecuarios

Recursos hídricos

- cuestiones políticas, **271-280**: desarrollar los derechos y los mercados, 277-278; descentralización de la gestión y participación, 279; fijación de precios correctos del agua, 271-271; pago de los servicios ambientales, 278-279; principios, métodos y dificultades para la fijación de precios, **272-275**
- contaminación, 37: descargas de N y P procedente de tierras agrícolas estercoladas, 166; descargas procedentes de desechos porcinos, 157; exceso de nutrientes y eutrofización, 155; seguridad alimentaria, 141
- impacto del ganado: **187-190**
- uso por el sector pecuario, **144-153**: agotamiento, 30, 73, 76-77, 80, 89, 142; contaminación, **153-170**; incremento en función del rendimiento de cultivos, 39, 80, 143; recurso fundamental y escaso, 136, 141
- véanse también Agua, Uso del agua

Recursos naturales

- contaminación: 5
- costo, 294: factor adicional, 10
- disponibilidad, 19, 55: escasez, 4, 5, 311, 319, 320; geografía de los recursos para la producción animal, **24, 36-41**
- infravaloración, **257**, 279, 287: sector agrícola se caracteriza por los derechos presuntos y la ausencia de pagos ambientales, 263
- mitigación del impacto: asignar precios adecuados y tomar en cuenta externalidades, 85, 257, 259, 265, 312, 313, 319; influencia del consumo alimentario consciente, 10, 266, 278; mediante mejor interacción, 242, 293, 310; retiro de tierras, 263; uso eficiente y control público, 312, 316-317; zonificación, 289

- sobreexplotación, 30, **80-82**, 287; causa pérdida de biodiversidad, 204, **225-234**; efecto negativo de los subsidios, 254-255
 - véase también Servicios ambientales
- Recursos pesqueros, véanse también Harina de pescado, Pesca, Productos pesqueros
- Reducción certificada de emisiones (RCE), véase Emisiones
- Reforestación
- biomasa alta puede empobrecer el suelo, 198
 - conversión de tierras agrícolas abandonadas en bosques: 29, 30, **217-218**, 243
 - experiencias: Asia, 30; Brasil, 269; China, 25; Estados Unidos: 30; Europa, 30; Japón, 30; proyectos relativos a UTCUTS, 267, 268
 - retención de C: 90, 269
 - tierras forestales: 25, 29, 269, 305
 - véanse también Bosques, Transición forestal
- Rehabilitación
- de pastizales, véase Pastizales
 - de tierras, véase Tierras
- Reinos biogeográficos, 241
- amenazados: 389
 - impacto global de la producción animal y su distribución, 241-242
 - véase también Biomas
- Reproducción animal
- destrucción de hábitats de reproducción: 208, 215, 219
 - razas más productivas: 12, 234
 - uso de marcadores ADN: 12
- Residuos
- alimentos de origen animal: medicamentos, 160, 236, 315; microorganismos patógenos, 16; químicos y plaguicidas, 2, 16, 176, 298
 - contaminación del agua: 153, **160-161**, 163, 172, 199, 276
 - emisiones: 109, 118, 119, 243, 315
 - manejo para alimentación animal, 85, 126, 151: agroindustriales, **48**; cosechas, 11, 15, 19, 36, 49, 131, 309; cultivos, 41, **44-45**, 48, 54, 56, 100, 102, 103, 120, 121, 191-192, 415; domésticos, 32, 36, **48**
 - producción pecuaria: agentes patógenos, 236-237; depósito de C en el suelo, 131; principal fuente de contaminación por residuos, 3, 76, 77, 235; productos pecuarios, 16; toxicidad, **236-237**
- véanse también Medicamentos, Reciclaje, Subproductos
- Resiliencia
- de los ecosistemas: 32, 199, 282, 283
 - mayor en ecosistemas biodiversos: 203, 206, 216, 234
 - pastizales: 74
 - zonas áridas y semiáridas: 75, 215-216, 305
- Retención de C, véase C
- Revolución pecuaria, véase Transición pecuaria
- Rumiantes
- bisontes: 223
 - digestión entérica, véase Fermentación entérica
 - distribución geográfica de principales especies: 32, 60;
 - pequeños: densidad de población mundial por regiones en relación a tierras agrícolas y población humana, 402; distribución mundial, 379, 380; índice de conversión de piensos, 13; pautas de distribución, 61
 - producción, 16: cadena de producción y desperdicio de N, **119-120**; consumo de agua, 145; distribución geográfica de las principales especies en función de zonas agroecológicas, 60, 61; sustitución por especies monogástricas, 34, 60
 - véanse también Bovinos, Caprinos, Ovinos
- Salud animal
- contaminación biológica del agua con patógenos bacterianos y víricos: 158-160
 - enfermedades, 19, 33, 65, 66: asociadas a especies invasivas, 220; asociadas al calentamiento global, 77, 219; asociadas con la intensificación de la producción, 77; constituyen amenaza para la salud humana, 77, 244, **304**; costos del control, 67; emergentes, 77, 222, 304; estrategias para el control, 66, 304, 311; pérdida de productividad, 219; genéticas y diversidad intraespecíficas, 206, 234; transmisión por interacción con la fauna silvestre, 222, 229, 236, 244; uso de plaguicidas contamina el agua y el suelo, 214
 - ganado vector de enfermedades, 221: afecta a la biodiversidad, 205, 409, 410; reservorios de enfermedades, 228

- medicinas: antibióticos, 160; avances, 11, 12, 66; hormonas, 160
- uso no terapéutico de antibióticos como promotores del crecimiento: 160

Salud humana

- contaminación de los recursos hídricos, 177: con patógenos bacterianos y virales, **158-160**; con nitratos, 80, 156; con plaguicidas, 176
- enfermedades: asociadas a especies invasivas, 220; asociadas a la degradación ambiental y pobreza, 4-5, 18; asociadas a la dieta, 9, 16; asociadas al consumo permanente de productos pecuarios, 16, 304; asociadas a los residuos de medicamentos utilizados en alimentación animal, **160-162**; malaria y dengue, 4, 208; preocupación como factor de cambio, 304; propiciadas por el cambio climático, 4, 16, 92
- enfermedades animales transmisibles (zoonosis), 222, 244, 311: constituyen amenaza para la salud humana, 77, **304**; especies invasivas, 220; reservorio de algunas enfermedades, 4, 16, 228
- nutrición, 306: deperibilidad de alimentos, 19; obesidad y rapidez de la transición nutricional, 9
- véanse también Transición nutricional

Sector avícola, véase Aves de corral, Producción pecuaria

Sector poscosecha

- mejora con la tecnología: 10, 14, 34
 - potencial para economías de escala: 18, 98, 312
- Sedimentación, 182, 183, 184-185, 208, 309
- biosólidos: 195
 - pastizales erosionados, 178: aumentan turbidez del agua, 180; mitigación, 249, 263, 279, 289, 292, 313
 - zonas costeras: 240

Seguridad alimentaria, 30, 32, 53, 89, 142, 244, 248, 302, **304-305**, 306, 319

- recursos hídricos: 141
- retiro de tierras para retención de C: 130
- véase también Transición nutricional

Semillas

- dispersión por acción del ganado de plantas invasivas: 221, 226
- oleaginosas: 11, 36, 44, 46, 48, 52-55, 178, 201
- producción: 98, 196, 244, 416
- véase también Soja

Servicios ambientales

- considerar las externalidades: beneficios ambientales, 28, 261; interacción entre personas, ganado y medio ambiente se caracteriza por el bajo precio de los recursos naturales, 255; mayor atención, 28; quien contamina paga, quien brinda servicios cobra, 249, 254-255
 - demanda: desarrollo de un mercado de servicios, 278, 310; expectativas más altas de los consumidores, 253, **311-312**
 - esquemas de PSA para: biodiversidad, 280, 284, 285; bosques, 28, 263; cuencas, 278, 280; falta para praderas remotas, 286; pastizales, 40, 263, 291-292, **315-316**, 320; retención de C, 280, 284, 286
 - pagos por (PSA), 280, 284, 285, 286, 291-292, 313, 316, 317: de los subsidios a la producción a los PSA, 261, 316; deducción de impuestos a cambio, 281; derechos de uso, 39; factor de la transición geográfica, 85; agua, **278-279**; productos pecuarios y servicios ambientales son dos demandas que compiten, 310, 317; América Central, 290; sector agrícola se caracteriza por la ausencia de pagos ambientales y la predominancia de incentivos, 263
 - precios, 278: costos de transacción, 278; corrección de su distorsión, 257; gratuidad, 28
 - véase también Costos, Externalidades ambientales
- Servidumbres ecológicas, 281, 283, 286
- Silvicultura, 126, 127
- consumo de agua: 147
 - expansión: 25, 66
 - sostenibilidad: 318
 - véase también Bosques, Uso de la tierra
- Sistemas de producción pecuaria, véase Producción pecuaria
- Sobrepastoreo, véase Pastizales
- Soja
- comercio a nivel mundial por regiones: 404
 - demanda para alimentación animal, 46-47, 69: riesgo de la EEB contribuyó a incrementar la producción, 227
 - harina de: comercio a nivel regional, 405; demanda, 69; estimación del superávit/déficit a nivel mundial, 382; subproducto industrial utilizado en la alimentación animal, 46
 - impacto ambiental, 296, 308: a gran escala en detrimento

- de los bosques, 211; empobrecimiento del suelo, 226-227; producción de harina y aceite, 111-112
- pequeños productores: 47
- producción para piensos, 11, **46-48**, 68, 242, 369: intensiva, 214; emisiones de CO₂, 102; energía utilizada en Estados Unidos, 99, 112; "oro verde", 227; producción mundial, 47, 69, 114, 117; superficie cosechada, 27; superficie destinada en América Latina, 73; uso del agua, 151-152; zonas con aptitud estimada, 372
- torta de, 113: demanda, **47-48**
- uso de soja transgénica: 55
- Sorgo**
 - como pienso: 52, 96, 178, 225
- Subproductos**
 - agroindustriales: 36, 44, **46-48**, 53, 57, 97, 148, 170, 193, 256, 310, 415
 - véanse también Agroindustria, Reciclaje
- Subsidios**
 - biogás: 137
 - factor de distorsión ambiental, 248, 249, 253, 259, 261, 262, 286: de los subsidios a la producción a los PSA, 261
 - factor de distorsión económica, 255, 257, 258, 261, 269: escasos para la producción avícola, 261; ocultos, 18
 - como instrumento económico de política pecuaria, 41, 248, 250, **253-255**, 261, 298: eliminación, 259-262, 312, 315; modifilan unidades de producción y cadena del producto, 261; obstáculo para el cambio tecnológico, 261; reducción del impacto ambiental, **259-262**, 296; reducción del número de animales, 292; retiro de tierras de la agricultura, 217, 281-282
 - véanse también Políticas pecuarias, Recursos naturales, Servicios ambientales
- Suelo**
 - conservación, 25, 217: una de las funciones de los bosques, 25; el suelo uno de los hábitats más ricos, 236
 - degradación, 71, 362: acumulación de metales pesados, 294; compactación por acción del ganado, 32; contribución del ganado a la erosión en Estados Unidos, 81; efectos del monocultivo, 78; erosión, 82, 180; exceso de nutrientes, 294; lixiviación, 76, 165; nitrificación, 92; pérdida de materia orgánica, 75, 80; persistencia de plaguicidas, 176-177; sobrecarga de nutrientes, 77
 - N acumulado: balance, 115; influencia de la temperatura y humedad, 116
 - parte del sistema tierra: 23
 - retención de C: acumulado y liberado por el calentamiento global, 105; promoción, **268-271**
 - véanse también Erosión, Uso de la tierra
- Sumideros**
 - corrección de la distorsión de sus precios: 257
 - retención de C atmosférico: 90, **92-94**, 129, 267
- Superficie agrícola**
 - cultivada en expansión: 11, 47
 - destinada a la producción ganadera: 400, 401, 402
 - destinada a la producción de forrajes: 27, 73, 258
- Superficie terrestre**
 - bajo protección: 212
 - cubierta de bosques: 25, 212
 - cubierta de pastos: 37, 49
 - destinada a la producción de piensos: 49
 - destinada a la producción pecuaria: 3, 305, 306, 316
- Tasas**
 - acceso a la tierra: 312
 - deforestación: 288
 - extracción de recursos naturales: 272, 279, 280
 - producción pecuaria periurbana: 295
 - plaguicidas por contaminación: 298
- Tecnología, véase Cambio tecnológico**
- Temperatura terrestre**
 - aumento y modificaciones que produce: 3, 52-53, 105, 109, 116, 121-123, 136, 155, 219
 - mecanismo de regulación: 88, 145
 - tendencias: **88-91**
 - véase también Cambio climático
- Tierras**
 - abandono, 30, 217: de pastizales, 291, 316; de pastoreo, 286, 316; efectos sobre la biodiversidad, 284
 - acceso: incremento de la producción pecuaria aumenta la demanda, 34-35; problema creciente, 18, 24
 - aptitud para pastos destinadas a otros usos: 50, 370
 - áridas: 362
 - como sistema: 23
 - comunales: 251, 258, 284, 291, 292, 293

- cultivables, 26; descargas de metales pesados, 167; disponibilidad limitada, 4; estercoladas y descargas de N y P, 166; evolución de la demanda, 35; expansión, 52, **71-73**; expansión en Europa occidental y América del Norte, 28; expansión en Oceanía, 25; extensión, 361; fuentes no puntuales de contaminación provenientes de pastizales y tierras cultivables, 163-170; impacto del cambio climático, 53; insuficiencia a nivel local, 53; liberación para su reconversión en áreas naturales, 30
 - degradación, **30-32**: asociada a la intensificación, 52; con repercusiones en la productividad agrícola, 30; definición, 30; diversidad terminológica y variación de los estudios, 31; efectos a largo plazo, 32; física, 31; lugares críticos, **70-76**; por pastos, 386; por uso extensivo, 30, 52; química, 31; reducción del rendimiento, 31; reversibilidad, 32; superficie total de tierras degradadas, 31
 - forestales: 25, 29, 269, 305
 - mitigación del impacto: corregir la distorsión de su precio, 257; fortalecimiento de los títulos de propiedad, 258; limitar las necesidades de tierra del sector pecuario, 256-257; propietarios como protectores de biodiversidad, 281; rehabilitación, 32, 134, 269; retiro de tierras, 134, 217, 263, 281-282, 289
 - propiedad, véase Propiedad de la tierra
 - véanse también Intensificación, Uso de la tierra
- Transición demográfica**
- como determinante de la demanda de alimentos, **5-6**; factor de la producción pecuaria, 5, 258; población y crecimiento demográfico son los principales determinantes de la demanda de alimentos, 5
 - véanse también Crecimiento demográfico, Crecimiento económico
- Transición forestal**, 29, 30, **217-218**, 243, 362
- véanse también Bosques, Reforestación
- Transición geográfica**
- como cambio en el uso de la tierra, **32-35**: aumento de tierras destinadas al cultivo de forrajes, 33; conversión de hábitats naturales en pastizales y tierras de cultivo, 24, 71-73; correlación entre la distribución de especies animales y población humana, 32, 35, 60, 61; distribución de especies, 60; extensión da paso a la intensificación, 26, 66; generado por desarrollo del sector pecuario que aumenta necesidad de tierra, 34, 83; intensificación en el uso de la tierra para la producción de piensos, 33-34, 52; reconversión de las tierras agrícolas en bosques (transición forestal), 29, 30, **217-218**, 243, 362; sector pecuario principal usuario de tierra agrícola, 83-84; tendencias históricas y pautas de distribución, 56, véase también Uso de la tierra
 - como desplazamiento en la distribución espacial de la producción pecuaria (uno de los dos factores que la caracterizan), **66, 84-85**, 282; concentración geográfica de la producción pecuaria (transición pecuaria), 19, 24, **63-70**, **294-295**; dependencia del transporte, 66-67; dimensiones espaciales y temporales, 23; distribución geográfica de especies pecuarias en función de zonas agroecológicas, 60; geografía de los recursos para la producción pecuaria, **36-41**, 82-83; globalización, 28; localización económica, 55; relación con el transporte y comunicación, 56; relación entre demanda, capital y tecnología, 55
 - factores que la caracterizan, **82-85**: i) intensificación del uso de la tierra, **83-84**, véase también infra; ii) desplazamiento en la distribución espacial de la producción, **84-85**, véase también supra
 - como intensificación del uso de la tierra (uno de los dos factores que la caracterizan), 34, **83-84**: beneficio por unidad de tierra, 28; costo de oportunidad de la tierra, 28; reducción del uso de la tierra por unidad de producto, 34; sustitución de rumiantes por especies monogástricas, 34, 60
 - impactos ambientales asociados al cambio en el uso de la tierra, **23-24**: concentración geográfica y salud animal, 311; degradación de la tierra, 70-71; emisiones de GEI, **95-113**; impacto global de la producción animal y su distribución, 241-242; pago de los costos ambientales, 85
 - como geografía de la demanda de productos de origen animal (transición nutricional), **35-36**: concentración periurbana, 76, 65, 237, 282; población y crecimiento demográfico son los principales determinantes de la demanda de alimentos (transición demográfica), **5-6**; sigue la distribución de las poblaciones, 35
 - ubicación de la producción pecuaria como clave para analizar sus interacciones con el medio ambiente, **33**, 35, 36, 83, 85: cambia localización en función de mercados y fuentes de alimento, 35; en función del control de las enfermedades,

66; en función del transporte, 65, 66; en función de la ubicación geográfica de los recursos, **36-41**; localización periurbana, 76, 237; movimiento de lo rural a lo urbano y de lo urbano a las fuentes de alimento, 64-65; proceso de cambio geográfico, 55, 65; redistribución de la demanda, 55; urbanización de la producción pecuaria, 35, 63, 256-257

- véanse también Transición forestal, Transición nutricional, Transición pecuaria, Uso de la tierra

Transición nutricional

- como geografía de la demanda de productos de origen animal, **35-36**: cambios en las preferencias dietéticas, 8, 9; componentes del proceso, **8-10**; consumo de productos pecuarios en aumento, 9, 14; consumidores "concienciados", 10; diversificación de la dieta, 8; hipernutrición, 9; mayores ingresos y disminución de precios, 9-10

- desnutrición: 9, 306

- malnutrición: 32, 143, 306

- nutrición: contribución de los alimentos de origen animal, 36, 398; hipernutrición, 9; determinante de la salud, 303-304; rapidez de la transición y obesidad, 9, 306

- patrones de consumo, 10, 17: comidas rápidas, 17; convergencia alimentaria mundial, 17

- véanse también Alimentación humana, Productos pecuarios, Seguridad alimentaria

Transición pecuaria

- como concentración geográfica de la producción pecuaria, **36-41, 294-295**: aves de corral en Tailandia, 65; localización económica en áreas perirurbanas, 76-77; máxima expansión de los pastizales, 291; producción animal cercana a los puntos donde se produce el alimento, 294; "revolución", 15, 34

- como interacción entre producción animal y medio ambiente, 24: el ganado de usuario pasivo a activo de la tierra, 85; urbanización y desurbanización de la ganadería, 35, 256-257

- véanse también Producción pecuaria, Transición geográfica

Transporte

- aumento de la dependencia del sector pecuario: 14, 24, 32, 56, 64, **66-68**, 76

- emisiones de GEI del transporte pecuario: 55, **112-113**, **307**, 408

- externalidades del transporte pecuario: 85
- refrigerado de productos pecuarios: 64, 67, 95, **111-112**, 245
- véanse también Sector poscosecha, Transición geográfica

Trigo

- producción para piensos, 178, 367, 368, 415: demanda por regiones, 43-44
- emisiones de CO₂, 102: energía utilizada en Estados Unidos, 99, 112; predominante en Canadá y Europa, 42; uso del agua, 151-152
- productividad: disminución en tierras bajas de Asia por degradación del suelo, 27; márgenes generales de aumento, 27
- véase también Cereales

Unidades de producción

- alejamiento de los centros de consumo: 19, 295, 314-315
- animales de granja, 32: prohibición del uso de harinas de origen animal, 54; tasa de población animal, 57, 58
- aumenta el tamaño, 20: concentración geográfica y urbanización de la ganadería, 256-257, 310; control ambiental, 12, 313; disminuye el número de productores, **17-19**; expansión de las escalas de producción, 17, 19; subsidios, 261
- ganaderías intensivas, 56, 214: contaminación del agua, 163, 237; emisiones, 92; impacto de la dieta, 192, 193
- industriales, 17, 237: consumo de agua, 145; consumo de combustibles fósiles, **98-100**, 107, 126; impacto ambiental por unidad de producción, 311
- integración vertical: 17, 18, 19-21
- oportunidad de empleo: 18, 252, 292, 315, 317, 319
- reubicación mediante incentivos: 315

Urbanización

- demanda de alimentos, 1, 5, 6, 19, 34, 36, 64: China, 6, 7
- hábitos de consumo alimentario: 9, 10, 35, 36
- impacto ambiental: 3, 37, 50, 240
- tasas: 6, 310
- urbanización de la ganadería y urbanización humana: 256-257, 310

Urea, véase N

Uso de la tierra

- cambios generados por la producción pecuaria y sus impactos ambientales como clave de la transición geográfica, **23-24**, 305-307: dimensiones espaciales y temporales, 23; expansión a expensas de ecosistemas naturales, 4, 71-73; metodología de cuantificación y análisis de las tendencias y resultados seleccionados por regiones, **415-420**; sector pecuario es un protagonista de la conversión de tierras, 186-187; tendencias, **24-28**; transición forestal, 217; transición geográfica, 29, 32-35, véase también Transición geográfica
- efectos de los cambios, 82: en la biodiversidad, 204-205; en los recursos hídricos, 30, 187-189
- factores determinantes de los cambios: beneficio por unidad de tierra, 28, 29; costo de oportunidad, 28, 29; disponibilidad limitada y uso intensivo, 4; globalización, **28-29**; investigación y extensión, 289; PSA, 289
- impacto ambiental, 23: agotamiento, 24, 75, 82, 209, 295, 308; degradación por agricultura intensiva, 45, **78-82**; emisiones de CO₂, 95, 100, 101; en el ciclo del agua, **183-190**; erosión, 82, 180, 208; producción intensiva de piensos, 307; superación de la capacidad de absorción de nutrientes, 309
- intensificación, 4, 26-27: aumento de la productividad, 4, 258; aumento de la superficie y aumento de la productividad, 52; a nivel regional, 398; impacto sobre la biodiversidad, 81, 213-215; impacto sobre los recursos hídricos, 198-199; impuestos como instrumento, 257; factor de la transición geográfica, 83; tierra utilizada por unidad de producto, 34
- manejo: África del Norte, 24; África subsahariana, 24, 27; América Latina, 24; Asia, 27; India, 26; parámetros, 28; producción pecuaria, **32-35**; tierras cultivables, 26
- pastoreo extensivo: 184-186, 269, 292, 294, 315-317
- reconversión de tierras agrícolas en bosques: 29, 30, **217-218**, 243, véase también Transición forestal
- uso inapropiado: disminuye la oferta hídrica, 143; fragmentación de las tierras de pastoreo, 37; modifica el balance hídrico, 186; impacto en el ciclo del agua, 183-186
- UTCUTS [Uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura]: emisión de gases de efecto invernadero, 126, 267; evaluación y certificación, 266-267

- véanse también Intensificación, Reforestación, Tierras

Uso del agua

- agotamiento, 30, 71, 73, 76, 77, 82, 143, 144, 151, 153, 188, 189, 201, 208, 224, 275, 298, 307, 311: compromete la producción de alimentos, 143; creciente escasez, 142-143; disminución de los niveles freáticos, 142, 184, 275; disponibilidad como factor limitante, 3; función del ganado, 148, 150, 151, 188, 189, 199, 307, 308; genera conflictualidad, 153; proyecciones, 143; revertir el proceso, 144, 190; uso y agotamiento por sector, **142, 150**
- agricultura: principal consumidor, 142, 187-188, 272, 307-308; tierra en regadío en expansión, 80; uso inapropiado de la tierra disminuye la oferta hídrica, 143
- agua potable: a nivel mundial, 147; para el ganado, 145; por región y tipo de ganado, 147, 148; recurso fundamental y escaso, 141; 142
- "agua virtual": concepto para evaluar el impacto sobre el agua, 189; transferencia espacial de productos en vez de agua, 190; transferencia nacional e internacional de "agua virtual", 189-190
- consumo mundial: 187-188, 191, 207, 427
- demanda: aumento del costo, 151; incremento, 143-144
- derechos sobre el agua: 39, 259, 271, 274-276, **277-278**, 280
- doméstico, 142: a nivel mundial, 148; presión humana, 387
- evapotranspiración (ET), 40, 150, 152: agotamiento del agua, 153; evapotranspiración real (ETR) indicador de estrés climático, 40; producción de cebada, maíz, trigo y soja para piensos, 151-153
- mitigación, 298: desarrollo de derechos y mercados del agua, **277-278**; diseño de un marco normativo para su gestión, **275-277**; fijación de precios acertada, 255; fomento de la productividad del agua, 191-192; gestión participativa, 279; mejorar la eficiencia del uso, **190-191**, 271-272, 275; mejorar la utilización del estiércol, 194-198; revisión de toda la cadena del producto, 148
- industria agroalimentaria, 148-149: elaboración de la carne, 149
- precios: dificultades para su fijación, **274-275**; fijación de precios como instrumento de política

- pecuaria, 258-259; mejoran uso más eficiente, 255, 277; métodos para la fijación de precios, **272-273**; se basan en derechos de uso registrados, 259
 - producción pecuaria, **144-153**: contribución al uso y agotamiento, **188**; curtiembres, 149-150, 171-172; elaboración de productos pecuarios, **148-149**, 190; granjas, 144-145, 190, 197; industrial, 145, 146; mataderos, 148-149; metodología de cuantificación y análisis de la estimación del consumo de agua para la producción de piensos, 150-151, **424-427**; por sector, 142, 146; producción intensiva de piensos, 150-153, 307; su impacto no se toma en cuenta, 144
 - recreativo: 155
 - rendimiento de agua y tipo de vegetación: 187
 - véanse también Agua, Aguas residuales, Contaminación del agua
- UTCUTS (Uso de la tierra, cambio del uso de la tierra y silvicultura), véase Uso de la tierra

Vegetación

- cambios y efectos sobre la biodiversidad: 207, 210, 214, 221, 283-284, 308, 410
- cambios y rendimiento de agua: 40, 183-184, 186-187, 200
- degradación de pastizales: 29, **73-76**, 91, 198, 289, 292
- parte del sistema tierra: 23, 206, 242
- pérdidas, erosión y emisiones: 31, 73, 82, 100-101, 180, 216, 284
- transferencia de C de los suelos: 102, 104, 106, 133, 290

Vertederos, véase Contaminación del agua

Zonas agroecológicas

- población y producción de especies pecuarias: 60, 61-62

- sistemas de producción pecuaria: 58

Zonas áridas y semiáridas, 189

- degradación de tierras: 31, 74, 291, 311
- destinadas a pastizales: 58, 59, 70
- destinadas a pastoreo: 39, 56, 74, 119, 150, 285, 292, 293
- resiliencia: 75, 215

- véase también Desertificación

Zonas costeras

- impacto ambiental: 119, 208, 237-238, 294

- sistemas industriales de producción pecuaria: 58, 79

Zonas secas, véase Zonas áridas

Zonificación

- instrumento de sostenibilidad: 250, 289, **295**, 298, 315

El objetivo de este informe es realizar una evaluación del impacto global del sector pecuario sobre los problemas ambientales, así como de los posibles enfoques técnicos y normativos para mitigarlo. Esta evaluación se basa en los datos más recientes y completos a disposición y tiene en cuenta tanto los impactos directos como los derivados de los cultivos forrajeros necesarios para la producción ganadera.

Por la magnitud de su impacto, la ganadería es uno de los dos o tres sectores con repercusiones más graves en los principales problemas medioambientales a todos los niveles, desde el ámbito local hasta el mundial. Los resultados de este informe indican que la consideración de este sector es fundamental a la hora de diseñar políticas encaminadas a la solución de los problemas relacionados con la degradación de las tierras, el cambio climático, la contaminación atmosférica, la escasez y contaminación del agua y la pérdida de biodiversidad.

La incidencia del ganado en los problemas ambientales, así como también su potencial para contribuir a solucionarlos, son decisivos. Su impacto es tan significativo que precisa urgente atención. Podrían obtenerse notables reducciones del impacto a un costo razonable.

ISBN 978-92-5-305571-5



9 789253 055715

TC/M/A0701S/1/01.09/1000