

# L'ombre portée de l'élevage

impacts environnementaux et  
options pour leur atténuation



L'initiative élevage, environnement et développement (LEAD) est soutenue par la Banque mondiale, l'Union européenne (UE), le Ministère des affaires étrangères (France), le Ministère fédéral allemand de la coopération économique et du développement via GTZ (Allemagne), le Département pour le développement international (Royaume Uni), l'Agence des Etats Unis pour le développement international (EU), L'Agence de développement international (Danemark), l'Agence suisse pour le développement et la coopération (Suisse), le Fonds international de développement agricole (IFAD) et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

**Traduction française de l'édition anglaise de l'œuvre  
«Livestock's Long shadow» publiée en 2006**

### **Photographes**

Pag. 2 et 3: Ken Hammond / USDA  
Pag. 22 et 23: Dana Downic / USDA  
Pag. 78 et 79: R. Faidutti / FAO  
Pag. 124 et 125: Gene Alexander / USDA-NRCS  
Pag. 180 et 181: Fichier photographique – CIPAV  
Pag. 220 et 221: H. Wagner / FAO  
Pag. 266 et 267: Nikolaus Schareika

# L'ombre portée de l'élevage

impacts environnementaux et  
options pour leur atténuation

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

Les appellations employées dans ce produit d'information et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. La mention de sociétés déterminées ou de produits de fabricants, qu'ils soient ou non brevetés, n'entraîne, de la part de la FAO, aucune approbation ou recommandation desdits produits de préférence à d'autres de nature analogue qui ne sont pas cités.

E-ISBN 978-92-5-205571-6 (PDF)

Tous droits réservés. Les informations contenues dans ce produit d'information peuvent être reproduites ou diffusées à des fins éducatives et non commerciales sans autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source des informations soit clairement indiquée. Ces informations ne peuvent toutefois pas être reproduites pour la revente ou d'autres fins commerciales sans l'autorisation écrite du détenteur des droits d'auteur. Les demandes d'autorisation devront être adressées au:

Chef de la Sous-division des politiques et de l'appui en matière  
de publications électroniques

Division de la communication, FAO

Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italie

ou, par courrier électronique, à:

copyright@fao.org.

© FAO 2009 (édition française)

© FAO 2006 (édition anglaise)

---

# Préface

Cette évaluation approfondie des impacts du secteur de l'élevage au niveau mondial a été intitulée *L'ombre portée de l'élevage*, dans le but délibéré d'attirer l'attention des scientifiques et du grand public sur la responsabilité considérable que détient la production animale dans le changement climatique et la pollution de l'air, dans la dégradation des terres, du sol et des ressources en eau, ainsi que dans la réduction de la biodiversité. Il ne s'agit pas d'inculper simplement le secteur de l'élevage, qui s'accroît et s'intensifie de plus en plus, de la dégradation de l'environnement, mais d'encourager l'adoption de mesures décisives aux niveaux technique et politique afin d'en atténuer les impacts. Au bilan détaillé des divers impacts sur l'environnement s'ajoute donc un aperçu de l'action technique et politique propre à y répondre.

L'évaluation s'appuie sur le travail de l'Initiative élevage, environnement et développement (LEAD, d'après le sigle anglais – Livestock, Environment And Development). L'Initiative, rassemblant des institutions multiples et coordonnée par la Division de la production et de la santé animales de la FAO, a été mise en place pour étudier les conséquences environnementales associées au secteur de l'élevage, compte tenu notamment de la demande croissante de produits alimentaires d'origine animale et de la pression grandissante exercée sur les ressources naturelles. L'Initiative LEAD a réuni de nombreuses institutions de recherche et de développement et personnes intéressées par les interactions entre l'élevage et l'environnement. Ses activités ont touché divers domaines de grand intérêt, tels que la pollution des terres et des eaux par la production animale intensive, la détérioration des sols par le surpâturage des terres non irriguées et la déforestation imputable au secteur de l'élevage dans les tropiques humides et subhumides.

Tandis que les précédentes évaluations des interactions entre l'élevage et l'environnement effectuées par l'Initiative LEAD ont été abordées dans l'optique de l'élevage, c'est-à-dire en étudiant les impacts du secteur sur les ressources naturelles utilisées pour la production animale, notre étude part de l'environnement et détermine la contribution de l'élevage aux principaux changements environnementaux (utilisation des terres et variation climatique, appauvrissement des sols, des ressources en eau et de la diversité). Cette différence de perspective présente un avantage considérable car elle offre un cadre permettant de calibrer le rôle significatif et dynamique que joue le secteur de l'élevage en tant qu'élément moteur de la transformation mondiale de l'environnement. Cela devrait en retour renforcer la prise de décision et orienter le choix des actions à tous les échelons, du niveau local au niveau mondial, du secteur privé au secteur public, de l'individu à l'entreprise et du non gouvernemental à l'intergouvernemental. Il faut agir: si, selon les prévisions, la production de viande double d'ici 2050, nous devons diminuer de moitié les impacts par unité de production si nous voulons parvenir à un simple statu quo sur l'impact global.

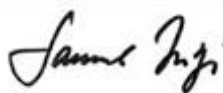
Avec le soutien du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) et celui d'autres donateurs, l'Initiative LEAD a catalysé une telle action dans divers «points sensibles» pour

---

l'environnement du fait de l'élevage. Ainsi, en Asie de l'Est et du Sud-Est, des solutions sont élaborées en vue de gérer durablement de très vastes quantités de déchets issus de la production animale intensive; en Amérique centrale, de nouvelles procédures sont introduites afin de rémunérer les services environnementaux, de manière à favoriser une meilleure utilisation des terres pour l'élevage; et en République-Unie de Tanzanie, des interactions viables entre la faune sauvage et l'élevage sont en train d'être mises au point. De tels efforts nécessitent la mise en place et l'application d'instruments politiques appropriés, qui permettent aux parties prenantes de s'engager à utiliser les ressources d'une manière qui soit à la fois économiquement durable et qui réponde aux préoccupations environnementales en jeu.

Il va de soi que la responsabilité de l'action nécessaire pour faire face aux dégâts environnementaux causés par le secteur de l'élevage transcende ce dernier; elle dépasse également l'agriculture. Si l'élevage et l'agriculture dans son ensemble doivent relever le défi et trouver en matière de production animale des solutions techniques adéquates, qui favorisent un usage des ressources plus durable sur le plan environnemental, les décisions relatives à leur utilisation débordent clairement le cadre de l'agriculture: un processus de décision multisectoriel, ayant des objectifs multiples, s'avère nécessaire.

Nous espérons que cette évaluation contribuera à de telles prises de décision et ainsi qu'à la réduction de *l'ombre portée de l'élevage*.



*Samuel Jutzi*

*Directeur*

*Division de la production et de la santé animales*

*FAO*

---

# Sommaire

Remerciements	xvi
Sigles, abréviations et acronymes	xvii
Résumé d'orientation	xx
Chapitre 1	
<b>Introduction</b>	1
1.1 L'élevage: un acteur majeur dans les problèmes d'environnement	28
1.2 Le cadre: facteurs qui influencent le secteur de l'élevage	5
1.3 Tendances au sein du secteur de l'élevage	14
Chapitre 2	
<b>L'élevage en transition géographique</b>	23
2.1 Tendances en matière d'utilisation des terres liée à l'élevage	24
2.1.1 Vue d'ensemble: un mode de changement différent selon les régions	24
2.1.2 La mondialisation entraîne des changements dans l'utilisation des terres au niveau national	28
2.1.3 La dégradation des terres: une perte immense et coûteuse	29
2.1.4 Élevage et utilisation des terres: la «transition géographique»	32
2.2 Géographie de la demande	35
2.3 Géographie des ressources alimentaires de l'élevage	36
2.3.1 Pâturages et fourrage	36
2.3.2 Cultures fourragères et résidus de récolte	40
2.3.3 Les sous-produits agroindustriels	46
2.3.4 Tendances futures	48
2.4 Systèmes de production: le jeu de l'économie des territoires	55
2.4.1 Tendances historiques et modes de répartition	55
2.4.2 La concentration géographique	63
2.4.3 Utilisation accrue du transport	66

<b>2.5 Points sensibles de la dégradation des sols</b>	70
2.5.1 L'extension des pâturages et des cultures fourragères sur les écosystèmes naturels se poursuit	71
2.5.2 Dégradation des terres de parcours: désertification et changements de la végétation	73
2.5.3 Contamination des environnements périurbains	76
2.5.4 L'agriculture fourragère intensive	78
<b>2.6 Conclusions</b>	82

## Chapitre 3

### **Rôle de l'élevage dans le changement climatique et la pollution atmosphérique**

<b>3.1 Problèmes et tendances</b>	87
<b>3.2 L'élevage et le cycle du carbone</b>	92
3.2.1 Emissions de carbone dues à la production d'aliments du bétail	95
3.2.2 Emissions de carbone dues à la conduite de l'élevage	105
3.2.3 Emissions de carbone liées à la transformation des produits de l'élevage et au transport réfrigéré	109
<b>3.3 L'élevage et le cycle de l'azote</b>	112
3.3.1 Azote émis par les engrais liés à l'alimentation du bétail	116
3.3.2 Emissions liées à l'utilisation d'engrais chimiques	117
3.3.3 Perte de l'azote dans la chaîne de production animale	118
3.3.4 Emissions d'azote issues du stockage des effluents d'élevage	120
3.3.5 Emissions d'azote provenant des effluents d'élevage épandus ou déposés	121
3.3.6 Emissions dues aux pertes d'azote du fumier après épandage ou dépôt direct.	122
<b>3.4 Récapitulatif de l'impact de l'élevage</b>	125
<b>3.5 Options d'atténuation</b>	127
3.5.1 Séquestrer le carbone et réduire les émissions de CO <sub>2</sub>	128
3.5.2 Améliorer l'efficacité et l'alimentation afin de réduire les émissions de CH <sub>4</sub> dues à la fermentation entérique	133
3.5.3 Limiter les émissions de CH <sub>4</sub> grâce à une meilleure gestion des effluents et à la production de biogaz	135
3.5.4 Options techniques pour réduire les émissions de N <sub>2</sub> O et la volatilisation de NH <sub>3</sub>	136



---

Chapitre 4	
<b>Rôle de l'élevage dans l'appauvrissement et la pollution des ressources en eau</b>	141
4.1 Problèmes et tendances	141
4.2 Utilisation de l'eau	144
4.2.1 Abreuvement et entretien	145
4.2.2 Transformation des produits	148
4.2.3 Production d'aliments pour le bétail	150
4.3 Pollution de l'eau	153
4.3.1 Les déchets engendrés par le secteur de l'élevage	154
4.3.2 Déchets issus de la transformation des produits d'origine animale	170
4.3.3 Pollution due à la production fourragère	172
4.4 Conséquences de l'utilisation des sols par l'élevage sur le cycle de l'eau	183
4.4.1 Le pâturage extensif modifie les débit hydriques	183
4.4.2 Conversion de l'utilisation des terres	186
4.5 Synthèse de l'impact de l'élevage sur l'eau	187
4.6 Possibilités d'atténuation	190
4.6.1 Meilleure efficacité de l'utilisation de l'eau	191
4.6.2 Une meilleure gestion des déchets	192
4.6.3 Gestion des terres	199
Chapitre 5	
<b>L'impact de l'élevage sur la biodiversité</b>	203
5.1 Problèmes et tendances	203
5.2 Dimensions de la biodiversité	205
5.3 Rôle de l'élevage dans la perte de biodiversité	210
5.3.1 Altération des habitats	210
5.3.2 Changement climatique	218
5.3.3 Espèces exotiques envahissantes	220
5.3.4 Surexploitation et compétition	225
5.3.5 Pollution	234
5.4 Résumé des impacts du bétail sur la biodiversité	240

---

5.5 Options d'atténuation en faveur de la conservation de la biodiversité	242
<b>Chapitre 6</b>	
<b>Défis et options en matière de politiques</b>	247
6.1 Vers l'instauration d'un cadre de décision plus favorable	249
6.1.1 Principes généraux	249
6.1.2 Instruments de politique spécifiques	256
6.1.3 Problématiques liées au changement climatique	266
6.1.4 Problématiques liées à l'eau	270
6.1.5 Questions de politique liées à la biodiversité	280
6.2 Options de politique pour répondre aux principales questions de pression environnementale	287
6.2.1 Contrôler l'expansion dans les écosystèmes naturels	287
6.2.2 Limiter la dégradation des terres de parcours	289
6.2.3 Réduction de la charge en nutriments dans les zones de concentration des élevages	292
6.2.4 Réduction de l'impact environnemental de la production intensive de cultures fourragères	296
<b>Chapitre 7</b>	
<b>Synthèse et conclusions</b>	301
7.1 L'élevage et l'environnement dans leur contexte	302
7.2 Qu'est-ce qui doit être fait?	310
7.3 Le défi à relever	318
<b>Références bibliographiques</b>	323
<b>Annexe 1</b>	361
1. Cartes mondiales	361
2. Tableaux	399
3. Méthodologie de quantification et d'analyse	417
4. Tabella analytique	431

---

# Tableaux

<u>1.1</u>	Taux d'urbanisation et taux de croissance urbaine	6
<u>1.2</u>	Modifications de la consommation alimentaire dans les pays en développement	9
<u>1.3</u>	Utilisation d'aliments concentrés	11
<u>1.4</u>	Paramètres de productivité déterminants pour l'élevage dans diverses régions du monde	13
<u>1.5</u>	Tendances passées et prévues de la consommation de viande et de lait dans les pays en développement et les pays développés	15
<u>1.6</u>	Tendances de l'élevage dans les pays en développement en 2005	16
<u>2.1</u>	Tendances régionales de l'utilisation des terres pour les cultures, les pâturages et les forêts entre 1961 et 2001	26
<u>2.2</u>	Estimations de l'étendue mondiale de la dégradation des terres	31
<u>2.3</u>	Estimations des terres dégradées en zone sèche	31
<u>2.4</u>	L'élevage et l'apport total en protéines alimentaires en 1980 et en 2002	35
<u>2.5</u>	Estimation des prairies existantes et des prairies converties	37
<u>2.6</u>	Propriété foncière et droits d'accès aux parcours: combinaisons possibles et degrés divers de sécurité d'accès pour les éleveurs pastoraux	38
<u>2.7</u>	Utilisation et propriété des terres aux Etats-Unis d'Amérique	39
<u>2.8</u>	Disponibilité et recyclage des sous-produits alimentaires au Japon	48
<u>2.9</u>	Cheptel mondial et production des divers systèmes d'élevage	58
<u>2.10</u>	Cheptel et production des divers systèmes d'élevage dans les pays en développement	59
<u>2.11</u>	Cheptel et production animale dans différentes zones agroécologiques	61
<u>2.12</u>	Part de la production commercialisée pour certains produits	67
<u>2.13</u>	Contribution de l'élevage à l'érosion des terres agricoles aux Etats-Unis d'Amérique	81
<u>3.1</u>	Concentration actuelle et passée des principaux gaz à effet de serre	91

---

<u>3.2</u>	Puits et sources de carbone atmosphérique	94
<u>3.3</u>	Engrais chimiques azotés utilisés pour l'alimentation du bétail et les pâturages dans certains pays	96
<u>3.4</u>	Emissions de CO <sup>2</sup> issues de la combustion de carburants fossiles lors de la production d'engrais azotés destinés aux cultures fourragères dans certains pays	97
<u>3.5</u>	Utilisation énergétique des exploitations agricoles du Minnesota, Etats-Unis d'Amérique	99
<u>3.6</u>	Effectifs du cheptel (2002) et estimations des émissions de dioxyde de carbone dues à la respiration	106
<u>3.7</u>	Emissions mondiales de méthane issues de la fermentation entérique en 2004	108
<u>3.8</u>	Emissions mondiales de méthane dues à l'exploitation des effluents d'élevage en 2004	110
<u>3.9</u>	Valeur indicative des coûts énergétiques de la transformation	111
<u>3.10</u>	Energie utilisée pour la transformation des produits agricoles dans l'Etat du Minnesota (Etats-Unis d'Amérique) en 1995	112
<u>3.11</u>	Estimation de la quantité totale de N <sub>2</sub> O émise par les déjections animales en 2004	123
<u>3.12</u>	Rôle de l'élevage dans les émissions de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde nitreux	126
<u>3.13</u>	Potentiel mondial de séquestration du carbone terrestre à partir d'une gestion améliorée des ressources	131
<u>4.1</u>	Utilisation et appauvrissement des ressources en eau par secteur	142
<u>4.2</u>	Besoins en eau potable des animaux d'élevage	145
<u>4.3</u>	Besoins en eau destinée à l'entretien pour les différents types d'animaux	146
<u>4.4</u>	Utilisation de l'eau pour les besoins d'abreuvement	147
<u>4.5</u>	Utilisation de l'eau pour les besoins d'entretien	148
<u>4.6</u>	Utilisation et appauvrissement des ressources en eau lors des opérations de tannage	150
<u>4.7</u>	Evapotranspiration des ressources en eau pour la production d'orge, de maïs, de blé et de soja (OMBS) destinée à l'alimentation du bétail	152
<u>4.8</u>	Apport et excrétion des nutriments selon les types d'animaux	154
<u>4.9</u>	Estimation de la contribution relative des déchets issus des élevages de porcs, des eaux usées domestiques et de sources non ponctuelles à l'émission d'azote et de phosphore dans les réseaux d'alimentation en eau	157

---

<u>4.10</u>	Intervalle de valeur des concentrations de DBO pour différents types de déchets et de produits d'origine animale	158
<u>4.11</u>	Application d'azote et de phosphore issus d'engrais minéraux et de fumier animal sur les récoltes et les pâturages au niveau mondial	165
<u>4.12</u>	Estimation des pertes en azote et en phosphore des terres agricoles ayant reçu des effluents d'élevage, vers les écosystèmes d'eau douce	166
<u>4.13</u>	Apports en métaux lourds sur les terres agricoles en Angleterre et au Pays de Galles pour l'année 2000	167
<u>4.14</u>	Caractéristiques habituelles des eaux usées provenant des industries de traitement des animaux	171
<u>4.15</u>	Charges de pollution déversées dans les effluents par les différentes opérations de tannage	172
<u>4.16</u>	Consommation d'engrais minéraux dans différentes régions du monde entre 1980 et 2000	173
<u>4.17</u>	Contribution de la production animale dans la consommation d'azote et de phosphore sous forme d'engrais minéraux dans des pays donnés	174
<u>4.18</u>	Estimation des pertes, vers les écosystèmes d'eau douce, d'azote et de phosphore issus des engrais minéraux utilisés pour la production d'aliments du bétail et de fourrages	176
<u>4.19</u>	Contribution de l'élevage au rejet d'azote et de phosphore vers les eaux de surface dû à la pollution de sources ponctuelles et non ponctuelles aux Etats-Unis d'Amérique	177
<u>4.20</u>	Usage des pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique	179
<u>4.21</u>	Effets saisonniers du changement de composition de la végétation sur le rendement de liéau, par type de climat	187
<u>4.22</u>	Estimation de la contribution du secteur de l'élevage dans l'utilisation de liéau et les processus d'appauvrissement des ressources en eau	188
<u>5.1</u>	Estimation du nombre d'espèces décrites et du nombre total d'espèces possibles	205
<u>5.2</u>	Principaux écosystèmes et menaces	208
<u>5.3</u>	Classement selon les experts des menaces sur la biodiversité liées à l'élevage et résultant de différents mécanismes et divers types de systèmes d'élevage	243
<u>6.1</u>	Comparaison des paramètres techniques clés dans l'industrie bovine de la zone amazonienne au Brésil (1985-2003)	288
<u>7.1</u>	Données mondiales relatives à l'élevage	306

---

# Figures

<u>1.1</u>	Population mondiale urbaine et rurale, passée et prévue, de 1950 à 2030	6
<u>1.3</u>	Croissance du PIB par tête, passée et prévue, par région	7
<u>1.2</u>	Fonction de consommation de produits d'origine animale à différents niveaux d'urbanisation en Chine	7
<u>1.4</u>	Rapport entre la consommation de viande et les revenus par tête en 2002	8
<u>1.5</u>	Consommation, passée et prévue, des produits alimentaires d'origine animale	9
<u>1.6</u>	Production de viande passée et prévue dans les pays développés et les pays en développement, de 1970 à 2050	15
<u>1.7</u>	Production laitière passée et prévue dans les pays développés et les pays en développement, de 1970 à 2050	15
<u>2.1</u>	Estimation des changements d'utilisation des terres advenus entre 1700 et 1995	24
<u>2.2</u>	Ensemble de la superficie récoltée et production totale de céréales et de soja	27
<u>2.3</u>	Comparaison des taux de croissance entre certains produits d'origine animale et l'utilisation de céréales fourragères dans les pays en développement	42
<u>2.4</u>	Tendances régionales en matière d'utilisation des céréales fourragères	42
<u>2.5</u>	Demande de blé et de maïs fourragers dans certains pays et régions, de 1961 à 2002	43
<u>2.6</u>	Composition relative de la ration alimentaire des poulets dans certains pays (en poids)	44
<u>2.7</u>	Composition relative de la ration alimentaire des porcs dans certains pays (en poids)	45
<u>2.8</u>	Tendances mondiales de la demande de soja et de tourteaux de soja, de 1961 à 2002	47
<u>2.9</u>	Classification des systèmes de production animale	57

---

<u>2.10</u>	Répartition comparée des porcs et de la volaille	62
<u>2.11</u>	Evolution de la concentration géographique des poules au Brésil de 1992 à 2001	63
<u>2.12</u>	Evolution de la concentration géographique des porcs au Brésil de 1992 à 2001	63
<u>2.13</u>	Evolution de la concentration géographique des porcs en France 1989 à 2001	de 64
<u>2.14</u>	Changements de la concentration périurbaine de la volaille entre 1992 et 2000 en Thaïlande	65
<u>2.15</u>	Changements de la concentration géographique des bovins au Brésil de 1992 à 2001	66
<u>2.16</u>	Empreinte écologique par habitant et par élément	72
<u>2.17</u>	Distribution spatiale des hommes, du bétail et des cultures fourragères autour de Bangkok, 2001	78
<u>2.18</u>	Tendances mondiales des superficies utilisées pour la production animale et de la production totale de viande et de lait	83
<u>2.19</u>	Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – UE des 15	84
<u>2.20</u>	Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – Amérique du Sud	84
<u>2.21</u>	Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – Asie de l'Est et du Sud-Est (sans la Chine)	84
<u>3.1</u>	Le cycle du carbone aujourd'hui	93
<u>3.2</u>	Le cycle de l'azote	114
<u>3.3</u>	Configuration spatiale du dépôt total d'azote inorganique au début des années 90	128
<u>4.1</u>	Diagramme des flux lors des opérations de transformation de la viande	149
<u>4.2</u>	Processus de dégradation des berges provoqué par la pâture	185
<u>4.3</u>	Différentes techniques de gestion des effluents d'élevage	195
<u>6.1</u>	Changement des objectifs des politiques d'élevage en relation avec le développement économique	253
<u>6.2</u>	Principes généraux de l'évaluation du prix de l'eau	273

---

# Encadrés

<u>2.1</u>	Tendances récentes de l'extension des forêts	25
<u>2.2</u>	Affaiblissement et complexité du contrôle de l'accès aux pâturages	38
<u>2.3</u>	Empreinte écologique	72
<u>2.4</u>	Gestion des déchets de l'élevage en Asie de l'Est	79
<u>2.5</u>	Systèmes d'élevage et érosion aux Etats-Unis d'Amérique	81
<u>3.1</u>	Le Protocole de Kyoto	90
<u>3.2</u>	Les nombreux aspects climatiques du brûlage de la savane tropicale	104
<u>3.3</u>	Évaluation des émissions d'oxyde nitreux dérivant des effluents d'élevage, par système de production, espèce et région	123
<u>4.1</u>	Eau utilisée pour l'élevage au Botswana	147
<u>4.2</u>	Impact de l'intensification de l'élevage sur le bilan des éléments nutritifs du sol en Asie	168
<u>4.3</u>	Utilisation de pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique	178
<u>5.1</u>	Le cas des zones protégées	212
<u>5.2</u>	Changements dans la savane tropicale du Cerrado, Brésil	214
<u>5.3</u>	Avancée des zones boisées dans le sud du Texas	217
<u>5.4</u>	Oiseaux sauvages et influenza aviaire hautement pathogène	222
<u>5.5</u>	De la pampa au cardon, à la luzerne, et au soja	226
<u>5.6</u>	Hypoxie dans le Golfe du Mexique	238
<u>5.7</u>	L'élevage pour la sauvegarde de la faune sauvage	244
<u>6.1</u>	Nouvelle-Zélande – impact environnemental des principales réformes de politique agricole	260
<u>6.2</u>	Rétribution des services environnementaux en Amérique centrale	290
<u>6.3</u>	Zones de gestion de la faune sauvage et planification de l'utilisation des terres en République-Unie de Tanzanie	293
<u>6.4</u>	Exemples de gestion réussie des déchets issus de l'élevage dans l'agriculture intensive	297



---

# Cartes

<u>2.1</u>	Emplacement du secteur industriel porcin dans le sud du Viet Nam (Dong Nai, Binh Duong, Ho Chi Minh Ville et Province de Long An)	64
<u>4.1</u>	Estimation de la contribution du bétail à l’approvisionnement en P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> des terres agricoles dans une région présentant un bilan massique de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> supérieur à 10 kg par hectare. Sélection de pays asiatiques- de 1998 à 2000.	169
<u>4.2</u>	Risque d’érosion hydrique induite par l’homme	181
<u>5.1</u>	Principales routes aériennes des oiseaux migrateurs (oiseaux de rivage)	222
<u>5.2</u>	Production d’aliments du bétail dans le bassin de drainage du fleuve Mississippi et localisation générale de la zone hypoxique en plein été 1999	238

---

# Remerciements

Cette étude des interactions entre l'élevage et l'environnement à l'échelle mondiale a été sollicitée par le Comité de pilotage de l'Initiative élevage, environnement et développement (LEAD), lors de sa réunion à Copenhague en mai 2005. L'étude a été conduite par les membres de l'équipe de l'Initiative à la FAO et sous la présidence de LEAD.

Cette étude n'aurait pu se faire sans le soutien financier et les conseils du Comité de pilotage de l'Initiative LEAD, notamment Hanne Carus, Jorgen Henriksen et Jorgen Madsen (Danemark), Andreas Gerrits et Fritz Schneider (Suisse), Philippe Chedanne, Jean-Luc François et Laurent Bonneau (France), Annette von Lossau (Allemagne), Luis Cardoso (Portugal), Peter Bazeley (Royaume-Uni), Joyce Turk (Etats-Unis d'Amérique), Ibrahim Muhammad (Centre agronomique tropical de recherche et d'enseignement, CATIE), Emmanuel Camus (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, CIRAD), Philippe Steinmetz et Philippe Vialatte (Union européenne), Samuel Jutzi (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, FAO), Ahmed Sidahmed (alors Fonds international de développement agricole, FIDA), Carlos Seré et Shirley Tarawali (Institut international de recherches sur l'élevage, ILRI), Deborah Bossio (Institut international de gestion des ressources en eau, IWMI), Carlos Pomerada (Costa Rica), Modibo Traoré (Bureau interafricain pour les ressources animales de l'Union africaine, UA-BIRA), Bingsheng Ke (Centre de recherche pour l'économie rurale – Ministère de l'agriculture, Chine) et Paul Ndiaye (Université Cheikh Anta-Diop, Sénégal).

Nos plus sincères remerciements s'adressent à tous ceux et celles qui ont aimablement accepté de contrôler diverses versions préliminaires, notamment Wally Falcon et Hal Mooney (Université de Stanford , États-Unis d'Amérique), Samuel Jutzi et Freddie Nachtergaele (FAO), Harald Menzi et Fritz Schneider (Collège suisse d'agriculture), Andreas Gerrits (Agence suisse pour le développement et la coopération, SDC), Jorgen Henriksen (Danemark) et Günter Fischer (Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués, IIASA), José Martinez (Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, CEMAGREF), Jim Galloway (Université de Virginie) et Padma Kumar (Programme de capitalisation de l'élevage en Inde, CALPI). Au sein de la FAO, Jelle Bruinsma, Neela Gangadharan, Wulf Killmann et Jan Poulisse nous ont fait part de leurs observations. Nous souhaitons également remercier Wally Falcon, Hal Mooney et Roz Naylor (Université de Stanford) de nous avoir offert un environnement de travail stimulant par des discussions et des encouragements permanents.

Nous exprimons aussi toute notre gratitude à Paul Harrison pour sa contribution à la relecture, à Amélie Martin-Darras pour la traduction du texte en français, à Vanessa Board pour la révision technique et la rédaction de l'index analytique, à Anouchka Lazarev pour le contrôle rédactionnel de l'ouvrage traduit, à Sébastien Pesseat et Claudia Ciarlantini pour le graphisme, à Carolyn Opio, Jan Groenewold et Tom Misselbrook pour le soutien à l'analyse des données, à Alessandra Falcucci pour le soutien à l'analyse spatiale et la cartographie et à Christine Ellefson pour son assistance dans diverses tâches.

Il est inutile de préciser que les auteurs assument l'entière responsabilité de toute erreur et oubli qui subsisteraient.

---

# Sigles, abréviations et acronymes

<b>ASA</b>	Association américaine du soja
<b>B/R</b>	Boisement ou reboisement
<b>CALPI</b>	Programme de capitalisation de l'élevage en Inde
<b>CATIE</b>	Centre agronomique tropical de recherche et d'enseignement
<b>CCNUCC</b>	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
<b>CDB</b>	Convention sur la diversité biologique
<b>CEI</b>	Communauté des États indépendants
<b>CEMAGREF</b>	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
<b>CIRAD</b>	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
<b>CNUED</b>	Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement
<b>COS</b>	Carbone organique du sol
<b>COT</b>	Carbone organique total
<b>DANIDA</b>	Agence danoise de développement international
<b>DBO</b>	Demande biologique en oxygène
<b>DCO</b>	Demande chimique en oxygène
<b>EM</b>	Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire
<b>EMBRAPA</b>	Société brésilienne de recherche agricole
<b>EPA</b>	Agence fédérale de protection de l'environnement des États-Unis d'Amérique
<b>EPICA</b>	European Project for Ice Coring in Antarctica
<b>ESB</b>	Encéphalopathie spongiforme bovine
<b>ETR</b>	Évapotranspiration réelle
<b>FAO</b>	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
<b>FAOSTAT</b>	Base de données statistiques de la FAO
<b>FBA</b>	Fixation biologique de l'azote
<b>FEM</b>	Fonds pour l'environnement mondial
<b>FIDA</b>	Fonds international de développement agricole
<b>FRA</b>	Évaluation des ressources forestières mondiales
<b>GATT</b>	Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce
<b>GES</b>	Gaz à effet de serre

---

<b>GIEC</b>	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
<b>GSEE</b>	Groupe de spécialistes des espèces envahissantes de la Commission de sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN
<b>IAHP</b>	Influenza aviaire hautement pathogène
<b>IFA</b>	Association internationale de l'industrie des engrais
<b>IFFO</b>	Organisation internationale de la farine et de l'huile de poisson
<b>IFPRI</b>	Institut international de recherche sur les politiques alimentaires
<b>IIASA</b>	Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués
<b>ILRI</b>	Institut international de recherches sur l'élevage
<b>IOM</b>	Institut de médecine
<b>IWMI</b>	Institut international de gestion des ressources en eau
<b>LEAD</b>	Initiative élevage, environnement et développement
<b>LULUCF</b>	Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (de l'anglais «Land Use, Land Use Change and Forestry»)
<b>LWMEAP</b>	Projet de gestion des déchets de l'élevage en Asie de l'Est
<b>MAF</b>	Ministère de l'agriculture et de la sylviculture – Nouvelle-Zélande
<b>MAFF</b>	Ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation – Royaume-Uni
<b>MDP</b>	Mécanisme pour un développement propre
<b>NASA</b>	Administration nationale pour l'aéronautique et l'espace
<b>NEC</b>	Directive relative aux plafonds d'émission nationaux
<b>NOAA</b>	Administration nationale des océans et de l'atmosphère
<b>OCDE</b>	Organisation de coopération et de développement économiques
<b>OGM</b>	Organisme génétiquement modifié
<b>OIE</b>	Organisation mondiale de la santé animale
<b>OMBS</b>	Orge, maïs, blé et soja
<b>OMC</b>	Organisation mondiale du commerce
<b>OMS</b>	Organisation mondiale de la santé
<b>PAC</b>	Politique agricole commune
<b>PIB</b>	Produit intérieur brut
<b>PNUD</b>	Programme des Nations Unies pour le développement
<b>PNUE</b>	Programme des Nations Unies pour l'environnement
<b>ppb</b>	Partie par milliard
<b>ppm</b>	Partie par million
<b>PRG</b>	Potentiel de réchauffement global
<b>PSE</b>	Paiement pour services environnementaux
<b>RCE</b>	Réduction certifiée des émissions
<b>RCRE</b>	Rutgers Cooperative research and extension
<b>SAfMA</b>	Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire en Afrique australe

---

<b>SCOPE</b>	Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement
<b>UA-BIRA</b>	Union africaine – Bureau interafricain pour les ressources animales
<b>UE</b>	Union européenne
<b>UICN</b>	Union internationale pour la conservation de la nature
<b>UNCCD</b>	Convention sur la lutte contre la désertification dans les pays gravement touchés par la sécheresse et/ou la désertification, en particulier en Afrique (Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification)
<b>UNESCO</b>	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
<b>USDA</b>	Département de l'agriculture des Etats-Unis d'Amérique
<b>USDA/FAS</b>	Département de l'agriculture des Etats-Unis d'Amérique: Service agricole extérieur
<b>USDA/NASS</b>	Département de l'agriculture des Etats-Unis d'Amérique: Service national des statistiques agricoles
<b>USDA/NRCS</b>	Département de l'agriculture des Etats-Unis d'Amérique: Service de conservation des ressources naturelles
<b>WCMC</b>	Centre mondial de surveillance de la conservation
<b>WRI</b>	Institut des ressources mondiales
<b>WWF</b>	Fonds mondial pour la nature

---

# Résumé d'orientation

Ce rapport a pour objectif d'évaluer l'ensemble des impacts du secteur de l'élevage sur l'environnement, tout en présentant des propositions techniques et politiques propres à les atténuer. Cette évaluation s'appuie sur les informations disponibles les plus récentes et complètes, et prend en compte non seulement les impacts directs mais aussi ceux liés à la production d'aliments du bétail.

Le secteur de l'élevage apparaît comme l'un des deux ou trois plus grands responsables des principaux problèmes environnementaux, que ce soit au niveau local ou mondial. Selon les résultats de ce rapport, l'élevage devrait être au cœur des politiques mises en place pour faire face aux problèmes de dégradation des sols, de changement climatique, de pollution de l'air, de manque de ressources en eau ou de leur pollution, et de réduction de la biodiversité.

La contribution de l'élevage aux problèmes environnementaux est considérable et son rôle dans leur résolution l'est tout autant. L'impact est d'une ampleur telle qu'il est urgent d'agir. Et il est possible de réduire cet impact de façon significative à un coût raisonnable.

## Importance mondiale du secteur

Bien qu'il ne joue pas de rôle majeur dans l'économie mondiale, le secteur de l'élevage est d'une grande importance sociale et politique. Il représente 40 pour cent du produit intérieur brut (PIB) agricole. Il emploie 1,3 milliard de personnes et fait vivre 1 milliard de personnes vulnérables dans le monde. Les produits d'élevage représentent un tiers de la consommation de protéines de la population mondiale et sont à la fois l'une des causes d'obésité et un remède possible à la malnutrition.

La croissance de la population et des revenus et l'évolution des préférences alimentaires font augmenter rapidement la demande en produits d'élevage alors que la mondialisation accélère les échanges d'intrants et d'extrants. Il est prévu que la production mondiale de viande augmente de plus du double, passant de 229 millions de tonnes en 1999-2001 à 465 millions de tonnes en 2050, tandis que la production laitière passera de 580 millions de tonnes à 1 milliard 43 millions de tonnes. L'impact sur l'environnement par unité d'élevage doit être diminué de moitié, si l'on veut ne serait-ce qu'éviter d'aggraver le niveau des dégâts actuels.

## Changements structurels et leurs impacts

Le secteur de l'élevage est soumis à un processus complexe de transformations techniques et géographiques qui modifie l'équilibre des problèmes environnementaux dont il est la cause.

Le pâturage extensif occupe et dégrade encore de vastes superficies de terres, malgré la tendance à l'intensification et à l'industrialisation de plus en plus marquée. La production se déplace géographiquement, tout d'abord de la campagne vers les zones urbaines et périurbaines pour se rapprocher des consommateurs, puis vers des sources d'alimen-

---

tation pour le bétail, qu'il s'agisse de zones de cultures fourragères ou de plates-formes commerciales d'où les aliments sont expédiés. En outre, on assiste à une redistribution des espèces, avec une production accélérée d'espèces monogastriques (porcins et volailles, essentiellement en exploitations industrielles) et un ralentissement de celle de ruminants (bovins, ovins et caprins, qui font souvent l'objet d'élevages extensifs). Par ces changements qu'il suscite, le secteur de l'élevage entre en concurrence de plus en plus vive avec les ressources naturelles limitées en terres et en eau.

Ces changements amènent à une plus grande efficacité, qui permet de réduire la superficie des terres utilisées par l'élevage. Cependant, ils marginalisent les petits éleveurs et les pasteurs, accroissent les intrants et les déchets, et aggravent et concentrent la pollution produite. Les sources de pollution largement dispersées et diffuses sont supplantées par les sources ponctuelles, qui provoquent plus de dégâts au niveau local mais qu'il est plus facile de régler.

### **Dégradation des terres**

Le secteur de l'élevage est de loin le plus gros utilisateur anthropique de terres. Les pâturages occupent 26 pour cent de la surface mondiale émergée et libre de glace. De plus, sur l'ensemble des terres arables, 33 pour cent sont destinées à la production fourragère. Au total, l'élevage occupe 70 pour cent de l'ensemble des terrains agricoles et 30 pour cent de la surface de la planète.

L'expansion de l'élevage est un facteur clef du déboisement, surtout en Amérique latine, qui subit la déforestation la plus importante – 70 pour cent des terres autrefois boisées de l'Amazonie servent aujourd'hui de pâturages, et les cultures fourragères couvrent une grande partie du reste. Quelque 20 pour cent des pâturages et parcours – 73 pour cent de ces derniers se trouvant en zone aride – ont été partiellement abîmés, en particulier par le surpâturage, la compaction des sols et l'érosion provoqués par le bétail. Les zones arides sont d'autant plus affectées que l'élevage est l'unique moyen de subsistance des populations autochtones.

Il est possible de réduire le surpâturage en instituant des redevances sur le pâturage et en retirant les obstacles qui freinent l'accès aux parcours communs. La dégradation des terres peut être limitée et enravée par des méthodes de conservation des sols, par le sylvopastoralisme, par une meilleure gestion des systèmes de pâturage, par la limitation des incendies incontrôlés provoqués par les éleveurs ainsi que par une exclusion contrôlée des zones sensibles.

### **Atmosphère et climat**

Avec l'augmentation des températures, la montée du niveau des mers, la fonte des glaciers, les modifications des courants maritimes et des schémas météorologiques, le changement climatique est le plus grand défi que doit affronter la race humaine.

Le secteur de l'élevage joue un rôle majeur, car il est responsable de 18 pour cent des émissions de gaz à effet de serre mesurés en équivalent CO<sub>2</sub>. C'est plus que ne polluent les transports.

L'élevage est à l'origine de 9 pour cent des émissions anthropiques de dioxyde de carbone. L'essentiel résulte des changements d'utilisation des terres – surtout le déboisement – provoqués par l'expansion des pâturages et des terres arables destinées aux cultures fourragères.

---

L'élevage est responsable d'émissions beaucoup plus importantes d'autres gaz, qui ont un potentiel de réchauffement de l'atmosphère bien plus élevé encore. Le secteur émet 37 pour cent du méthane anthropique (dont le potentiel de réchauffement global – PRG – est 23 fois plus élevé que celui du CO<sub>2</sub>), issu pour la plupart de la fermentation entérique des ruminants, et 65 pour cent de l'hémioxyde d'azote, découlant principalement du fumier. L'élevage produit également près des deux tiers (64 pour cent) des émissions d'ammoniac d'origine anthropique, qui contribuent sensiblement aux pluies acides et à l'acidification des écosystèmes.

Ce niveau élevé d'émissions laisse entrevoir de grandes possibilités d'atténuer les changements climatiques par des initiatives en matière d'élevage. Du point de vue de la productivité accrue à la fois en production animale et en culture fourragère, l'intensification peut réduire les émissions de gaz à effet de serre attribuables à la déforestation et à la dégradation des pâturages. De plus, reconstituer les anciennes pertes de carbone dans le sol grâce au labour de conservation, aux cultures de couverture, à l'agroforesterie et à d'autres mesures, pourrait permettre de piéger jusqu'à 1,3 tonne de carbone par hectare et par an, sans compter les quantités obtenues par la restauration des pâturages désertifiés. Les émissions de méthane peuvent être réduites grâce à une meilleure alimentation réduisant la fermentation entérique, à une meilleure gestion du fumier ainsi qu'aux biogaz – qui fournissent également une énergie renouvelable. Il est possible de diminuer les émissions d'azote en améliorant l'alimentation et la gestion du fumier.

Le Mécanisme pour un développement propre (MDP) du Protocole de Kyoto peut servir à financer le développement des biogaz et des initiatives sylvopastorales qui impliquent le boisement et le reboisement. Des méthodologies devraient être élaborées de telle sorte que le MDP puisse financer d'autres options liées à l'élevage, telles que le piégeage du carbone dans le sol par la réhabilitation des pâturages dégradés.

## Eau

Le monde va au devant de problèmes de plus en plus graves de pénurie, de rareté et d'épuisement des ressources d'eau douce, avec 60 pour cent de la population mondiale appelée à vivre sur des bassins en stress hydrique d'ici 2025.

Le secteur de l'élevage joue un rôle déterminant dans l'augmentation de l'utilisation des ressources en eau, responsable de plus de 8 pour cent de l'eau prélevée pour l'utilisation humaine au niveau mondial, principalement pour l'irrigation des cultures fourragères. Il représente probablement la plus grande source sectorielle de pollution des eaux, en contribuant à l'eutrophisation, aux zones «mortes» des régions côtières, à la détérioration des récifs coralliens, aux problèmes de santé humaine, à l'apparition de résistance aux antibiotiques et à bien d'autres problèmes encore. Les sources principales de pollution sont les déchets d'origine animale, les antibiotiques et les hormones, les produits chimiques des tanneries, les engrais et pesticides utilisés pour les cultures fourragères et les sédiments des pâturages érodés. On ne dispose pas de chiffres mondiaux mais on estime qu'aux Etats-Unis d'Amérique, qui représentent la quatrième plus grande surface du monde, l'élevage est responsable d'environ 55 pour cent de l'érosion et des sédiments, de 37 pour cent de l'utilisation des pesticides, de 50 pour cent de celle d'antibiotiques et d'un tiers des charges d'azote et de phosphore dans les ressources en eaux douces.

L'élevage affecte également la reconstitution de l'eau douce en compactant les sols, en réduisant l'infiltration, en détériorant les rives des cours d'eau, en asséchant les lits



---

majeurs et en abaissant les nappes phréatiques. En contribuant à la déforestation, il augmente aussi les écoulements et réduit les débits en période de saison sèche.

On peut réduire l'utilisation de l'eau en améliorant l'efficacité des systèmes d'irrigation. Il est possible de faire face à l'impact de l'élevage sur l'érosion, la sédimentation et la régulation des eaux en prenant des mesures pour lutter contre la dégradation des terres. On peut tenter de venir à bout de la pollution grâce à une meilleure gestion des déchets d'origine animale au sein des unités de production industrielle, à une meilleure alimentation facilitant l'absorption des nutriments, à une meilleure gestion du fumier (dont les biogaz) et à une meilleure utilisation des déjections transformées sur les terres agricoles. La production animale industrielle devrait être décentralisée vers les terres agricoles accessibles où les déchets peuvent être recyclés sans surcharger les sols et l'eau douce.

Des mesures gouvernementales sont à même de diminuer l'utilisation et la pollution des eaux, notamment: une facturation à plein coût de l'eau (afin de couvrir les frais d'approvisionnement ainsi que les externalités environnementales), des cadres de réglementation visant à limiter les intrants et l'échelle, une description de l'équipement et des niveaux de débit nécessaires, des règlements et taxes sur l'occupation des sols afin de décourager les concentrations à grande échelle à proximité des agglomérations, de même que le développement de droits assurés à l'eau et de marchés de l'eau et un aménagement participatif des bassins versants.

## **Biodiversité**

Nous vivons une époque de menaces sans précédent sur la biodiversité. On estime que le taux actuel d'extinction d'espèces est de 50 à 500 fois supérieur aux taux de base mesurés dans les archives fossiles. Il a été établi que quinze des 24 principaux services d'écosystème sont en déclin.

Les animaux d'élevage constituent actuellement environ 20 pour cent de la biomasse animale terrestre totale, et les 30 pour cent de la superficie qu'ils occupent aujourd'hui étaient autrefois l'habitat de la faune sauvage. En effet, il est probable que le secteur de l'élevage soit un des principaux responsables de la réduction de la biodiversité puisqu'il est un facteur majeur de déforestation, de même qu'un élément moteur de la dégradation des terres, de la pollution, des changements climatiques, de la surpêche, de la sédimentation des zones côtières et des invasions d'espèces exotiques. De plus, les conflits relatifs aux ressources entre éleveurs et espèces de prédateurs sauvages menacent non seulement ces dernières mais aussi les zones protégées proches de pâturages. Parallèlement, dans les régions développées, surtout en Europe, les pâturages sont devenus le siège de divers types d'écosystèmes établis de longue date, dont bon nombre sont maintenant menacés d'abandon.

Dans quelque 306 des 825 écorégions terrestres identifiées par le Fonds mondial pour la nature (WWF) – à travers tout l'éventail de biomes et de domaines biogéographiques –, l'élevage représente l'une des menaces actuelles. Conservation International a identifié 35 points sensibles pour la biodiversité dans le monde, caractérisés par des niveaux exceptionnels d'endémisme de la flore et de sérieuses pertes d'habitat. Parmi ces points, 23 seraient concernés par la production animale. Une analyse de la Liste rouge des espèces menacées de la prestigieuse Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) montre qu'au niveau mondial, la plupart d'entre elles souffrent d'une perte de leur habitat là où l'élevage est présent.

---

Les menaces que l'élevage exerce sur la biodiversité provenant pour beaucoup de l'impact qu'il a sur les ressources principales (climat, pollution de l'air et de l'eau, dégradation des terres et déforestation), ces sections décrivent les principales options susceptibles d'atténuer ces effets. Il est également possible d'améliorer les interactions entre les éleveurs, la faune sauvage et les parcs nationaux ou encore d'introduire des espèces sauvages dans des entreprises d'élevage.

L'appropriation des habitats de la faune sauvage par l'élevage peut être réduite grâce à l'intensification. La protection des zones sauvages, des zones tampons, des servitudes de conservation, des crédits d'impôt et des pénalités fiscales peuvent augmenter la superficie des terres où la conservation de la biodiversité est prioritaire. Des efforts accrus devraient être déployés en faveur de l'intégration de la production animale et des éleveurs dans la gestion des paysages.

### **Cadres de politiques intersectorielles**

Certaines approches de politique générale touchent l'ensemble des domaines cités précédemment. De manière générale, une utilisation plus efficace des ressources par la production animale peut réduire les impacts environnementaux.

Alors qu'il peut être utile de réglementer l'échelle des unités de production, les intrants, les déchets, et ainsi de suite, il est crucial, pour parvenir à une plus grande efficacité, de facturer correctement les ressources naturelles telles que les terres, l'eau et l'utilisation des puits à déchets. La plupart du temps, les ressources naturelles sont gratuites ou sous-évaluées, ce qui entraîne une surexploitation et de la pollution. Souvent, des subventions perverses encouragent directement les éleveurs à se livrer à des activités nocives pour l'environnement.

Il faut obtenir en priorité des prix et des redevances qui reflètent la totalité des coûts économiques et environnementaux, notamment toutes les externalités. Pour que les prix influencent les comportements, il est nécessaire d'établir des droits sur l'eau, la terre et l'utilisation des terres communales, qui soient assurés et si possible échangeables.

Il conviendrait d'éliminer les subventions préjudiciables et d'intégrer dans les prix les externalités économiques et environnementales, par une taxation sélective et/ou des redevances pour l'utilisation des ressources, pour les intrants et les déchets. Dans certains cas, des mesures d'incitation directes peuvent s'avérer nécessaires.

La rémunération des services environnementaux est un outil important, surtout en ce qui concerne les systèmes de pâturage intensif: les bergers, les producteurs et les propriétaires peuvent être rémunérés en échange de services environnementaux spécifiques tels que la régulation des débits hydriques, la conservation des sols, la conservation des paysages naturels et des habitats de la faune sauvage ou la fixation du carbone. La fourniture de services environnementaux peut faire figure d'objectif majeur des systèmes de production extensifs basés sur les prairies.

Une leçon importante qu'il convient de retenir est que le secteur de l'élevage a des impacts environnementaux si profonds et d'une telle ampleur qu'il devrait être considéré comme l'un des principaux centres de préoccupation des politiques environnementales: des efforts en ce sens pourraient produire de multiples résultats. En effet, au fil du développement des sociétés, il est probable que les questions environnementales, de même que les problèmes de santé humaine, deviendront un aspect politique dominant du secteur.

---

Enfin, pour que les changements suggérés aient lieu, il est urgent de mettre en place des cadres institutionnels et politiques appropriés aux niveaux local, national et international. Cela nécessitera un engagement politique de taille mais également une connaissance et une prise de conscience accrues, tant des risques encourus pour l'environnement si la stratégie habituelle est maintenue que des bénéfices qu'apporteraient des initiatives prises en matière d'élevage.



01



## Introduction

Les activités liées à l'élevage ont un impact significatif sur pratiquement tous les aspects de l'environnement, notamment l'air et le changement climatique, les terres et le sol, l'eau et la biodiversité. L'impact peut être direct, par exemple à travers le pâturage, ou indirect, comme la destruction des forêts d'Amérique du Sud par l'expansion de la culture du soja pour l'alimentation du bétail.

L'impact de l'élevage sur l'environnement est considérable et s'accroît rapidement. La croissance des revenus et des populations et l'urbanisation grandissante entraînent une augmentation rapide de la demande mondiale en viande, en lait et en œufs.

En tant qu'activité économique, la production animale présente de multiples facettes techni-

ques. Dans les pays ou les zones où la demande en produits alimentaires d'origine animale n'est pas élevée, la production à faible intensité d'intrants prédomine et sert surtout à répondre à des besoins de subsistance plutôt qu'à des fins commerciales. Cela contraste avec la production commerciale à forte intensité d'intrants des zones où la demande est déjà traditionnellement élevée ou en pleine croissance. Cette diversité des systèmes d'élevage a des conséquences diverses sur les ressources. La variété des systèmes de production et des interactions rendent l'analyse de l'interface élevage-environnement complexe et parfois controversée.

L'élevage a des incidences sur de nombreuses ressources naturelles et doit être géré avec

prudence, eu égard à la rareté grandissante de celles-ci et aux possibilités qu'elles offrent à d'autres secteurs et activités. Si l'élevage intensif est en plein essor dans les grands pays émergents, il existe de vastes régions où persistent encore l'élevage extensif et les moyens d'existence qui lui sont associés. Il est nécessaire de porter l'attention sur les deux types d'élevage, intensif et extensif, et d'intervenir afin de réduire l'impact négatif du secteur sur les biens collectifs nationaux et mondiaux tout en renforçant son impact positif.

Cette évaluation a surtout été motivée par le manque général de réponses institutionnelles appropriées face aux problèmes environnementaux liés à l'élevage – tant dans les pays en développement que dans les pays développés. L'expansion du secteur dans certaines zones et la stagnation de la pauvreté ailleurs échappent à tout contrôle. Bien qu'étant habituellement considéré comme une activité agricole, l'élevage s'est développé dans de nombreuses régions de la même manière que l'industrie et il n'est plus directement lié à la terre ou à des lieux spécifiques.

Le milieu dans lequel se trouvent les animaux change et se standardise de plus en plus et les impacts environnementaux s'aggravent rapidement. Que ce soit dans les pays développés ou dans les pays en développement, les politiques publiques peuvent difficilement tenir le rythme des transformations rapides des techniques de production et des changements structurels de l'élevage. La législation et les programmes environnementaux ne sont généralement mis en place que lorsque des dégâts importants se sont produits. L'attention continue de se porter sur la protection et la restauration plutôt que sur des approches plus rentables de prévention et de prévision.

Le secteur de l'élevage s'inscrivant dans des contextes variés, les solutions aux problèmes environnementaux exigent une approche intégrée qui allie mesures politiques et changements technologiques au sein d'un cadre à objectifs multiples.

Il est nécessaire de prendre en compte les préoccupations de centaines de millions d'éleveurs démunis vis-à-vis de leurs moyens d'existence, lesquels se lancent souvent dans l'élevage par manque d'alternative. On ne peut non plus ignorer les besoins d'une classe moyenne en expansion qui consomme des quantités grandissantes de viande, de lait et d'œufs. Les efforts accomplis pour tenter de maîtriser l'explosion de la demande à l'égard de ces produits se sont généralement révélés inefficaces.

De meilleures politiques d'élevage sont impératives pour l'environnement mais constituent aussi une nécessité sociale et sanitaire. Les aliments destinés aux animaux sont vulnérables aux agents pathogènes et sont souvent porteurs de résidus chimiques. Les règles de sécurité sanitaire des aliments doivent être respectées et sont généralement une condition préalable pour accéder aux marchés officiels.

Les évaluations précédentes de l'Initiative élevage, environnement et développement – LEAD – (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997) ont mis l'accent sur la perspective du secteur de l'élevage et analysé les interactions élevage-environnement du point de vue d'un système de production animale.

Cette évaluation actualisée offre une approche inverse, abordée sous l'angle de l'environnement. Elle tente de fournir une étude objective des interactions nombreuses et variées élevage-environnement. Les objectifs économiques, sociaux et de santé publique sont bien sûr pris en compte dans le but d'aboutir à des conclusions réalistes. L'évaluation souligne ensuite une série de solutions possibles susceptibles d'agir efficacement sur les répercussions négatives de la production animale.

### **1.1 L'élevage: un acteur majeur dans les problèmes d'environnement**

L'élevage exerce un impact important sur les ressources mondiales en eau, en sols et en biodiversité et contribue largement aux changements climatiques.

L'élevage occupe directement ou indirectement quelque 30 pour cent de la surface terrestre libre de glace de la planète, à travers le pâturage et la production fourragère. Il est bien souvent une source majeure de pollution des sols et des eaux, due aux rejets de nutriments, de matières organiques, de résidus de médicaments et d'agents pathogènes dans les rivières, les lacs et les mers côtières. Les animaux et leurs déchets émettent des gaz dont certains contribuent au changement climatique, à l'instar des modifications dans l'utilisation des terres causées par la demande en céréales fourragères et en pâturages. Non seulement l'élevage façonne des paysages entiers mais ses besoins en terres pour le pâturage et la production de céréales fourragères modifient et réduisent les habitats naturels.

L'utilisation des animaux pour l'alimentation et autres produits et services est l'une des nombreuses activités humaines qui dépendent des ressources naturelles. L'homme utilise les ressources naturelles renouvelables de la planète dans des proportions qui excèdent de plus en plus leur capacité à se renouveler elles-mêmes (Westing, Fox et Renner, 2001). Il ne cesse d'introduire des polluants dans l'air, l'eau et le sol à des taux supérieurs à la capacité de l'environnement à dissiper et décomposer ces derniers. L'homme empiète sur les environnements encore relativement préservés, menaçant ainsi la biodiversité d'une extinction de masse. Les changements anthropiques d'utilisation des terres se sont accélérés au cours des dernières décennies et de manière plus spectaculaire dans les pays en développement. L'urbanisation et l'extension des cultures ont conduit à des pertes et à des parcellements des habitats sans précédent, notamment en ce qui concerne les précieuses forêts et terres humides.

La disponibilité en eau devient une entrave sérieuse tant à l'extension de l'agriculture qu'à la satisfaction de besoins humains sans cesse accrus. L'agriculture est le plus grand utilisateur d'eau, absorbant 70 pour cent de la quantité totale d'eau douce.

Si les opinions sont partagées quant à l'ampleur des changements climatiques et de leur incidence sur l'environnement, il est désormais fermement établi que des changements climatiques d'origine humaine se produisent. Le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) est le principal gaz lié au changement climatique, mais d'autres gaz à effet de serre contribuent également à ce dernier, notamment le méthane, l'oxyde nitreux, l'ozone et l'hexafluorure de soufre. Les taux de dioxyde de carbone ont augmenté de plus de 40 pour cent au cours des 200 dernières années, passant de 270 parties par million (ppm) à 382 ppm (NOAA, 2006). A ce jour, les concentrations de dioxyde de carbone ont atteint un niveau jamais égalé depuis 650 000 ans (Siegenthaler *et al.*, 2005). Les concentrations de méthane actuelles représentent plus du double du niveau préindustriel (Spahni *et al.*, 2005). Les températures moyennes ont augmenté de 0,8 °C au cours du siècle dernier (NASA, 2005). La combustion des combustibles fossiles est un facteur majeur de ces changements.

Le changement climatique se traduit par une augmentation de la température moyenne et semble être lié à la fréquence accrue d'événements météorologiques extrêmes. La FAO met en garde contre le fait que les systèmes de distribution alimentaire et leurs infrastructures seront perturbés et que cela risque d'accentuer de manière importante le nombre de personnes souffrant de la faim, tout particulièrement en Afrique subsaharienne (FAO, 2005a). D'après la FAO, le changement climatique pourrait faire perdre aux pays en développement près de 280 millions de tonnes de production potentielle de céréales.

A cause des pertes d'habitat, des formes non durables d'exploitation et du changement climatique, la perte de biodiversité continue de s'accroître. Dans son bilan complet de la santé environnementale de la planète, l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM, 2005a) estime que les espèces disparaissent à des taux 100 à 1 000 fois plus élevés que les taux de base observés

dans les archives fossiles. Selon cette estimation, un tiers des amphibiens, un cinquième des mammifères et un huitième des oiseaux sont désormais menacés d'extinction. Cette évaluation s'appuie sur les espèces connues, or on estime que 90 pour cent, voire plus, de toutes les espèces existantes n'ont pas encore été cataloguées. Si certaines espèces sont d'une utilité évidente pour la nourriture, le bois ou les vêtements, la plupart des services assurés par les autres espèces sont plus difficiles à percevoir et donc moins appréciés. Ceux-ci comprennent notamment le recyclage des nutriments, la pollinisation et la dissémination des graines, le contrôle climatique et la purification de l'air et de l'eau.

La quantité de terres supplémentaires disponibles pour la culture est limitée. L'augmentation de la production provient donc principalement, et continuera à provenir, de l'intensification des terres déjà cultivées ou pâturées. En tant que grand consommateur de cultures et d'autres matières végétales, le secteur de l'élevage doit continuer à améliorer leur conversion en produits comestibles.

L'impact global des activités liées à l'élevage sur l'environnement est considérable. Il est possible d'atténuer une partie des dégâts en appliquant des connaissances scientifiques et une capacité technologique adaptée. En attendant, le lourd héritage de dégradation compromet les générations futures. Les problèmes environnementaux sont essentiellement d'ordre social: les coûts environnementaux générés par quelques groupes et nations sont assumés par d'autres, voire par la planète tout entière. La santé de l'environnement et la disponibilité des ressources affectent le bien-être des générations futures qui seront pénalisées par l'usage abusif des ressources et la pollution excessive de l'environnement dont sont responsables les générations actuelles.

La dégradation de l'environnement est souvent liée à la guerre et aux autres formes de conflits. Au cours de l'histoire, les peuples et les nations ont souvent combattu pour les ressources natu-

relles telles que les terres et l'eau. En aggravant la rareté de ces ressources, la détérioration de l'environnement augmente la probabilité de conflits violents, surtout lorsque les institutions gouvernementales font défaut. Au cours des dernières années, l'attention publique s'est portée, en matière de perspective de conflits, sur le fait que les guerres futures seraient menées pour des ressources naturelles se raréfiant de plus en plus (voir par exemple Klare, 2001, ou Renner, 2002). Un rapport du Pentagone (Schwartz et Randall, 2003) a suggéré que le réchauffement mondial pourrait non seulement s'avérer un risque plus dangereux pour le monde que le terrorisme mais qu'il pourrait également entraîner des sécheresses catastrophiques, des famines et des émeutes.

Au niveau régional et local, l'Évaluation des écosystèmes en Afrique australe pour le Millénaire (SAfMA) (Biggs *et al.*, 2004) révèle un lien frappant entre les agressions contre l'environnement et le conflit social. Cette étude suggère l'existence de relations de cause à effet dans les deux sens, un conflit pouvant provoquer une dégradation de l'environnement mais cette dernière pouvant aussi déclencher un conflit. L'étude cite comme exemple la violence politique qui sévit dans la province sud-africaine du Kwazulu Natal où les luttes intestines pour les rares terres d'élevage ont conduit à un enchaînement meurtrier. La pénurie d'eau, la dégradation des terres due au surpâturage et le manque de combustible ligneux peuvent aussi provoquer des hostilités. La même étude met en avant le Burundi, le Rwanda et le Congo comme des régions dont les problèmes écologiques majeurs ont été immanquablement liés aux récents conflits violents.

La dégradation de l'environnement a une nette incidence sur la santé humaine, de manière à la fois directe et indirecte. Les effets directs comprennent le contact avec les polluants. Les effets indirects comprennent l'exposition accrue des humains et des animaux aux maladies infectieuses en raison du changement climatique. La variation géographique et la prévalence



saisonnaire d'un certain nombre de maladies importantes, notamment la malaria et la fièvre dengue, sont très sensibles aux variations climatiques (PNUE 2005a). La schistosomiase ou bilharziose, dont les escargots d'eau douce sont les vecteurs, est liée aux variations de débit des cours d'eau. Le rapport de l'Institut des ressources mondiales (2005) souligne à quel point le fardeau de ces maladies, qu'il est possible de prévenir et qui sont liées à l'environnement, est supporté de manière disproportionnée par les pauvres, tant dans les pays en développement que dans les pays développés.

A son ampleur et à sa cadence actuelles, la dégradation de l'environnement constitue manifestement une sérieuse menace pour la pérennité des ressources naturelles. Le fonctionnement des écosystèmes, aux niveaux local et mondial, est déjà sérieusement compromis. A terme, si rien n'est fait, la dégradation environnementale risque de menacer non seulement la croissance et la stabilité économiques mais aussi la survie même des humains sur la planète.

## 1.2 Le cadre: facteurs qui influencent le secteur de l'élevage

Le secteur de l'élevage, tout comme ceux de l'alimentation et de l'agriculture en général, connaît des changements considérables dont bon nombre proviennent de facteurs externes. L'augmentation des populations et d'autres facteurs démographiques tels que la répartition par âge et l'urbanisation déterminent la demande alimentaire et sont depuis des siècles à l'origine de l'intensification de l'agriculture. La croissance des économies et des revenus individuels a également contribué à la demande grandissante ainsi qu'à l'évolution de l'alimentation. Ces tendances se sont accélérées au cours des 20 dernières années dans de vastes régions d'Asie, d'Amérique latine et du Proche-Orient, entraînant un accroissement rapide de la demande en produits d'origine animale et autres denrées de valeur telles que le poisson, les légumes et les huiles.

Le secteur de l'agriculture a pu faire face à l'augmentation et à la diversification de la demande en denrées alimentaires grâce aux apports de l'innovation dans les domaines de la biologie, de la chimie et de l'équipement. Cela a été rendu possible par l'intensification plus que par l'extension. L'utilisation des terres a changé en conséquence.

Ces variations séculaires de population, d'économie, d'alimentation, de technologie et d'utilisation des terres ont bouleversé le secteur de l'élevage alors que, dans une certaine mesure, c'est le secteur lui-même qui y contribue. La schématisation de ces grands développements permet de mieux comprendre le contexte dans lequel évolue l'élevage.

### La transition démographique

#### *La croissance démographique et l'expansion des villes stimulent et modifient la demande alimentaire*

La population et la croissance démographique sont deux facteurs déterminants de la demande en aliments et autres produits agricoles. La population mondiale actuelle est de 6,5 milliards de personnes, avec un taux d'augmentation annuelle de 76 millions (ONU, 2005). D'après la projection moyenne de l'ONU, elle atteindra 9,1 milliards de personnes en 2050, pour culminer à environ 9,5 milliards d'ici 2070 (ONU, 2005).

Alors que les populations de l'ensemble des pays développés stagnent, 95 pour cent de la croissance démographique a lieu dans les pays en développement. Les taux d'augmentation les plus rapides (correspondant à une moyenne annuelle de 2,4 pour cent) apparaissent dans le groupe des 50 pays les moins développés (ONU, 2005). La baisse des taux de fertilité entraîne une diminution des taux de croissance démographique. Ils sont inférieurs aux taux de renouvellement dans la plupart des pays développés et chutent rapidement dans les pays émergents, tandis qu'ils demeurent élevés dans les pays les moins développés.

Parallèlement à l'augmentation de l'espérance de vie, le déclin de la fertilité provoque un vieillissement

sement de la population mondiale. Il est prévu que la proportion de personnes âgées (60 ans et plus) double son niveau actuel pour atteindre les 20 pour cent (ONU, 2005). Les groupes d'âge diffèrent dans leurs modes d'alimentation et de consommation, les adultes et les personnes âgées consommant des quantités plus importantes de protéines animales que les enfants.

L'urbanisation est un autre facteur important qui détermine la demande alimentaire. En 2005 (dernière année pour laquelle des statistiques sont disponibles), 49 pour cent de la population mondiale vivait en ville (FAO, 2006b). Ce chiffre mondial masque toutefois les différences importantes qui distinguent les diverses régions de la planète: l'Afrique subsaharienne et l'Asie du Sud sont encore modérément urbanisées – avec respectivement 37 et 29 pour cent d'urbanisation – alors que, dans les pays développés et en Amérique latine, les taux d'urbanisation avoisinent les 70 à 80 pour cent (FAO, 2006a; 2006b) (voir tableau 1.1).

L'urbanisation se poursuit partout dans le monde, avec des taux de croissance élevés dans les pays peu urbanisés, surtout en Asie du Sud et en Afrique subsaharienne. Entre 2000 et 2030, la quasi-totalité de la croissance démographique aura lieu en zone urbaine (FAO, 2003a) (voir figure 1.1)

Tableau 1.1

### Taux d'urbanisation et taux de croissance urbaine

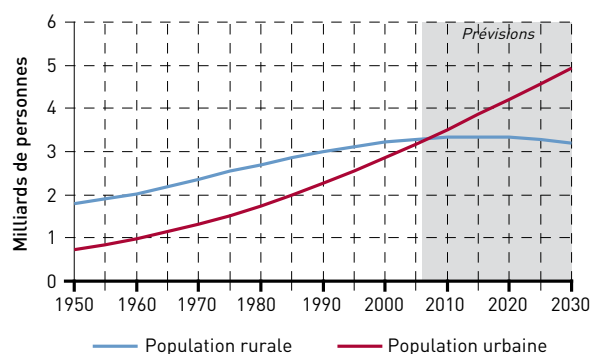
Région	Population urbaine en pourcentage de population totale en 2005	Taux de croissance urbaine (Pourcentage par an 1991-2005)
Asie du Sud	29	2,8
Asie de l'Est et Pacifique	57	2,4
Afrique subsaharienne	37	4,4
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	59	2,8
Amérique latine et Caraïbes	78	2,1
Pays en développement	57	3,1
Pays développés	73	0,6
Monde	49	2,2

Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).

L'urbanisation implique habituellement une mobilité plus grande de la force de travail, ce qui a un impact sur les modes de consommation alimentaire. En général, les citoyens se nourrissent davantage en dehors de leur foyer et consomment des quantités plus élevées de plats cuisinés, d'aliments tout prêts et faciles à manger et de *snacks* (Schmidhuber et Shetty, 2005; Rae, 1998; King, Tietjen et Vickner, 2000). L'urbanisation influence donc la position et la forme des fonctions de consommation des produits d'origine animale (Rae, 1998) – celles-ci mesurent la façon dont la consommation d'un élément donné s'adapte aux changements de la dépense totale.

En ce qui concerne la Chine, un quelconque accroissement de l'urbanisation a un effet positif sur les taux de consommation de produits d'origine animale par tête (Rae, 1998) (figure 1.2). Entre 1981 et 2001, la consommation humaine de céréales y a chuté de 7 pour cent dans les zones rurales et de 45 pour cent dans les zones urbaines. Entre-temps, la consommation de viande et d'œufs a augmenté respectivement de 85 et de 278 pour cent dans les zones rurales et de 29 et de 113 pour cent dans les zones urbaines (Zhou, Wu et Tian, 2003).

Figure 1.1 Population mondiale urbaine et rurale, passée et prévue, de 1950 à 2030



Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).



© FAO/SWA13B\_0063/G. BIZZARRI

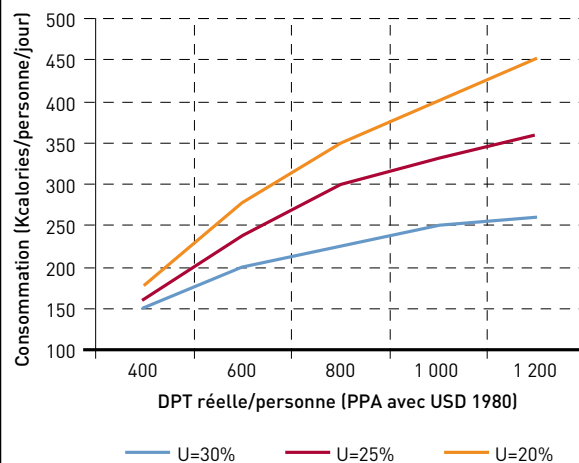
Un écolier passe sa commande dans un établissement de restauration rapide près de Luve – Swaziland

### Croissance économique

*L'augmentation des revenus fait monter la demande en produits d'élevage*

Au cours des dernières décennies, l'économie mondiale a connu une expansion sans précédent. L'augmentation de la population, les avancées de la technologie et des sciences, les changements politiques et la libéralisation économique et commerciale ont contribué à la croissance économique. Dans les pays en développement, cette croissance s'est traduite par une augmentation des revenus par tête et par l'émergence d'une

**Figure 1.2** Fonction de consommation de produits d'origine animale à différents niveaux d'urbanisation en Chine



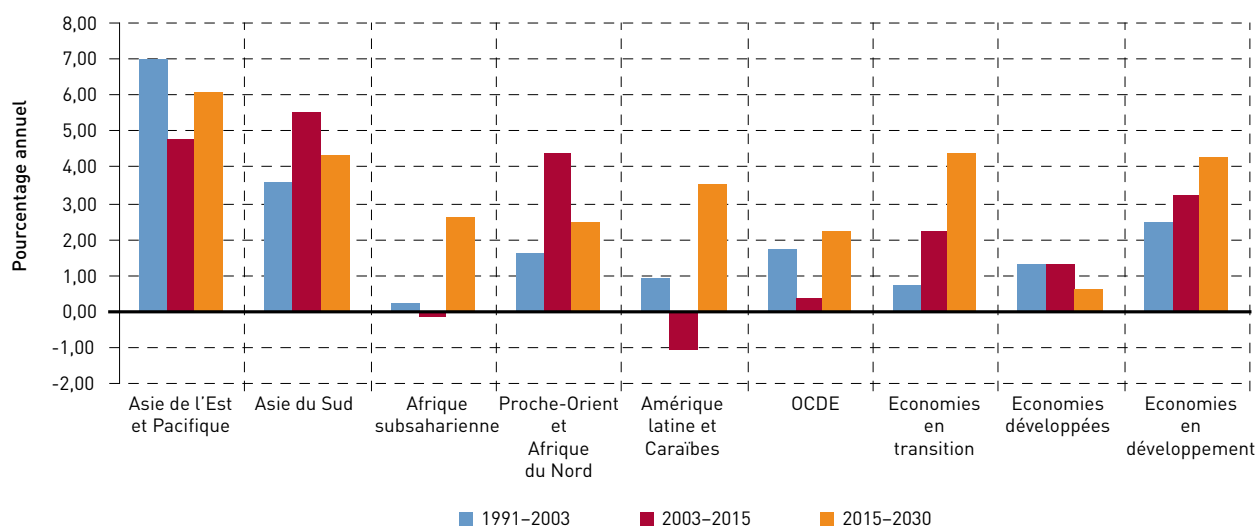
Note: DPT: dépense par tête. U: pourcentage de population urbaine. PPA: parité de pouvoir d'achat.

Source: Rae (1998).

classe moyenne dont le pouvoir d'achat dépasse les besoins de base.

En une décennie, de 1991 à 2001, le Produit intérieur brut (PIB) par tête a augmenté de plus de 1,4 pour cent par an dans le monde entier.

**Figure 1.3** Croissance du PIB par tête, passée et prévue, par région



Source: Banque mondiale (2006) et FAO (2006a).

Les pays en développement ont observé une hausse de 2,3 pour cent en moyenne, contre 1,8 pour cent pour les pays développés (Banque mondiale, 2006). Cette progression a été particulièrement prononcée en Asie de l'Est, avec un taux annuel proche de 7 pour cent, Chine en tête, suivie par l'Asie du Sud avec 3,6 pour cent. La Banque mondiale (2006) prévoit que la croissance des pays en développement s'accroîtra au cours des prochaines décennies (figure 1.3).

Il existe une grande élasticité de la demande par rapport aux revenus pour la viande et les autres produits d'élevage (Delgado *et al.*, 1999) – en d'autres termes, l'augmentation des revenus provoque une augmentation plus rapide des dépenses en produits d'élevage. La hausse des revenus par tête se traduira donc par une demande accrue de ces produits. En conséquence, l'écart des consommations moyennes

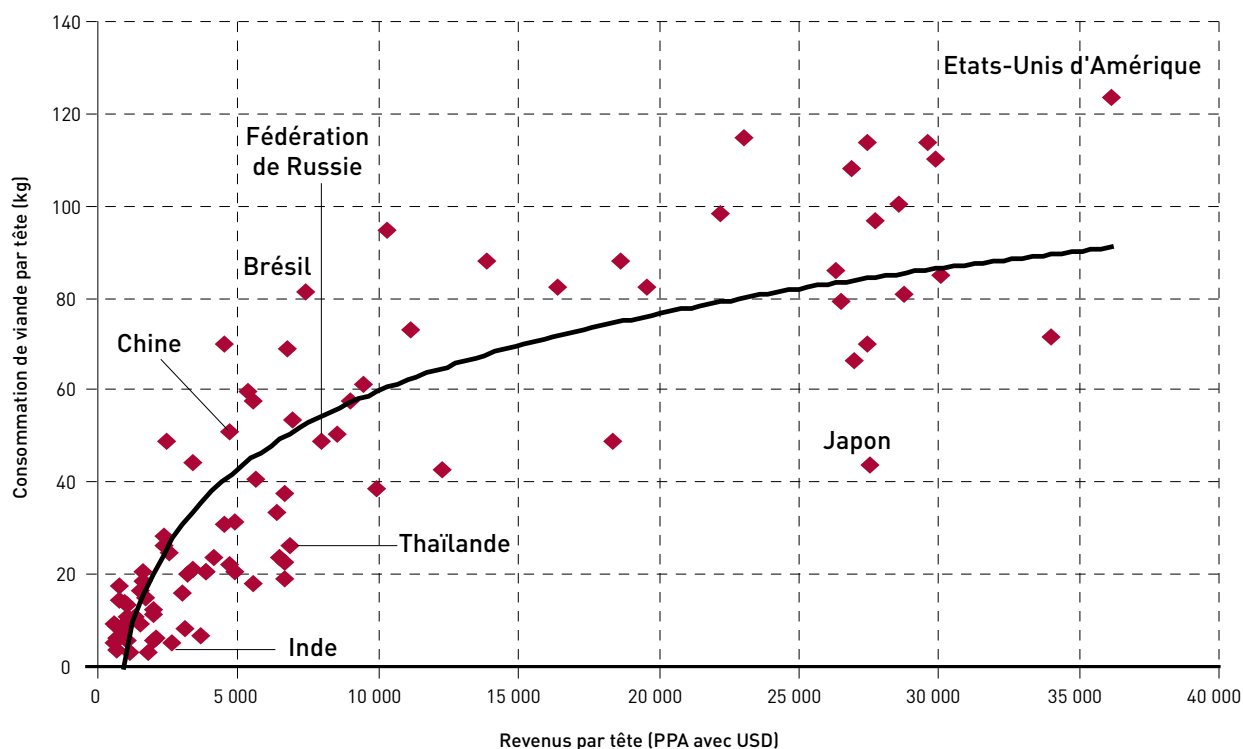
de viande, de lait et d'œufs qui existe actuellement entre les pays développés et les pays en développement sera considérablement réduit. Comme le montre la figure 1.4, l'incidence de l'augmentation des revenus sur l'alimentation est bien plus élevée chez les populations à revenus faibles et moyens. Ce phénomène s'observe tant au niveau individuel qu'au niveau national (Devine, 2003).

### La transition nutritionnelle

#### *Evolution mondiale des préférences alimentaires*

L'avènement de l'agriculture et la sédentarisation des chasseurs-cueilleurs ont permis à des populations toujours grandissantes de se nourrir – mais ont conduit aussi à une restriction du régime alimentaire humain. Avant l'agriculture, les produits d'origine animale jouaient un rôle bien plus grand dans la nutrition de l'homme et

Figure 1.4 Rapport entre la consommation de viande et les revenus par tête en 2002



Note: Revenus par tête au niveau national en fonction de la parité de pouvoir d'achat (PPA).

Sources: Banque mondiale (2006) et FAO (2006b).

les quantités absorbées étaient similaires, sinon supérieures, au niveau actuel de consommation des pays développés. Au cours des 150 dernières années, les augmentations de revenus et les progrès de l'agriculture ont permis aux pays développés de s'enrichir et de diversifier leurs régimes alimentaires. Les pays en développement entreprennent actuellement un processus de rattrapage que Popkins, Horton et Kim, (2001) ont appelé «transition nutritionnelle». Cette transition se caractérise par une réorientation accélérée, partant d'une sous-alimentation très répandue vers des régimes plus riches et plus variés, pour aboutir souvent à la suralimentation. Contrairement à l'évolution nutritionnelle plus séculaire des pays développés, de nos jours ce changement se produit en une seule génération dans les pays en développement en croissance rapide.

L'augmentation de revenus disponibles et l'urbanisation permettent aux populations de délaisser une alimentation monotone de qualité nutritionnelle variable (s'appuyant sur les céréales locales de base ou les racines féculentes, les légumes cultivés localement ou d'autres, les fruits et un nombre limité de denrées d'origine animale), pour lui préférer des régimes plus variés comprenant davantage d'aliments transformés, de denrées d'origine animale diversifiées, de sucre ajouté et de matières grasses, et souvent davantage d'alcool (tableau 1.2 et figure 1.5). Ce changement s'accompagne d'une réduction de l'activité physique qui entraîne une

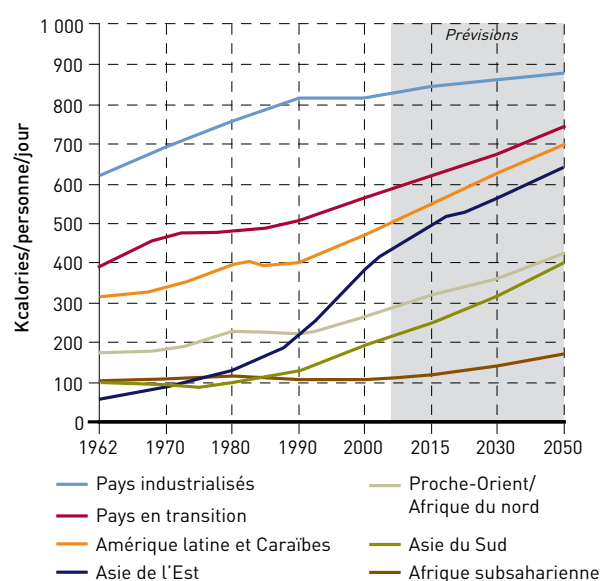
Tableau 1.2

**Modifications de la consommation alimentaire dans les pays en développement**

	1962	1970	1980	1990	2000	2003
	<i>Consommation en kg/personne/an</i>					
Céréales	132	145	159	170	161	156
Racines et tubercules	18	19	17	14	15	15
Racines de féculents	70	73	63	53	61	61
Viande	10	11	14	19	27	29
Lait	28	29	34	38	45	48

Source: FAO (2006b).

Figure 1.5 Consommation, passée et prévue, des produits alimentaires d'origine animale



Note: Pour le passé, les moyennes ont été mesurées sur trois ans centrées sur l'année indiquée. Les produits d'élevage comprennent les viandes, les œufs, le lait et les produits laitiers (sans le beurre).

Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).

rapide augmentation de la surcharge pondérale et de l'obésité (Popkins, Horton et Kim, 2001). Le nombre de personnes obèses dans le monde (environ 1 milliard) a maintenant dépassé celui des personnes atteintes de malnutrition (environ 800 millions). Une partie non négligeable de cette hausse de l'obésité a lieu dans le monde en développement. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) estime qu'on y dénombre 300 millions d'adultes obèses et 115 millions de personnes souffrant de troubles liés à l'obésité<sup>1</sup>. Une augmentation rapide de l'incidence de maladies chroniques liées à l'alimentation, notamment les maladies cardiaques, le diabète, l'hypertension et certains cancers, est inhérente à une transition nutritionnelle rapide. Dans plusieurs pays en développement, ces maladies sont devenues un enjeu prioritaire des politiques nationales

<sup>1</sup> Voir: [www.fao.org/FOCUS/F/obesity/obes1.htm](http://www.fao.org/FOCUS/F/obesity/obes1.htm)

alimentaires et agricoles, qui préconisent désormais des comportements alimentaires sains, l'exercice physique et des programmes scolaires d'éducation nutritionnelle (Popkins, Horton et Kim, 2001).

La transition nutritionnelle est stimulée par l'augmentation des revenus et la tendance continue à la baisse des prix relatifs des denrées alimentaires. Les prix n'ont cessé de diminuer en termes réels depuis les années 50. A revenus comparables, ils permettent aujourd'hui de consommer des quantités bien plus importantes de denrées à valeur élevée qu'autrefois dans les pays développés (Schmidhuber et Shetty, 2005).

Alors que le mode de consommation par tête s'explique en grande partie par le pouvoir d'achat et l'urbanisation, d'autres facteurs socioculturels peuvent avoir une forte influence au niveau local. Ainsi, le Brésil et la Thaïlande ont des revenus par tête et des taux d'urbanisation similaires mais la consommation de produits d'origine animale au Brésil est approximativement deux fois plus élevée qu'en Thaïlande. Si les niveaux de consommation de denrées animales sont à peu près équivalents au Japon et dans la Fédération de Russie, les niveaux de revenus du premier sont environ 13 fois plus élevés que ceux de la seconde (voir figure 1.4).

La dotation en ressources naturelles est l'un des autres facteurs qui déterminent la consommation car elle définit les coûts relatifs des différentes matières premières alimentaires. L'accès aux ressources marines d'une part, et celui aux ressources naturelles nécessaires à l'élevage d'autre part, ont entraîné les tendances de la consommation dans des directions opposées. L'intolérance au lactose, que l'on rencontre surtout en Asie de l'Est, a limité la consommation de lait. Des considérations culturelles ont également influencé les comportements des consommateurs. C'est le cas, notamment, en Asie du Sud, où le niveau de consommation de viande par tête est inférieur à ce que pourraient justifier à eux seuls les faibles revenus. Un autre exemple est l'exclusion du porc dans le régime

alimentaire des musulmans. Les modèles socio-culturels ont créé une grande diversité de préférences chez les consommateurs, mais ont aussi influencé leur opinion vis-à-vis de la qualité des produits d'origine animale (Krystallis et Arvanitoyannis, 2006).

Plus récemment, les modes de consommation ont été de plus en plus influencés par les préoccupations pour la santé, l'environnement, l'éthique, le bien-être des animaux et les problèmes de développement. Dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), est apparue une catégorie de « consommateurs alertés » qui tendent à réduire leur consommation de produits d'origine animale (Harrington, 1994) ou optent pour des produits certifiés tels que les denrées biologiques (Krystallis et Arvanitoyannis, 2006; King *et al.*, 2000). Quoique très faible dans la plupart des sociétés, la tendance grandissante vers le végétarisme en est une autre manifestation. Les campagnes de promotion gouvernementales peuvent également influencer sur les comportements de consommation (Morrison *et al.*, 2003).

### Changement technologique

#### *Augmentation de la productivité*

De profonds changements technologiques ont touché le secteur de l'élevage sur trois plans différents:

- L'application courante d'une technologie d'avant-garde en matière de reproduction et d'alimentation a stimulé une croissance de productivité de l'élevage pratiquement partout dans le monde.
- L'application de techniques d'irrigation et de fertilisation dans les cultures, conjuguée à l'utilisation de variétés améliorées et à la mécanisation, continue de se traduire par de meilleurs rendements et une meilleure composition en nutriments des pâtures et principales cultures fourragères.
- L'application des technologies modernes d'information de même que d'autres innovations techniques permettent d'améliorer les opé-

rations après récolte ainsi que la distribution et la commercialisation des produits d'origine animale.

Le développement technologique de l'élevage a été particulièrement rapide dans les trois sous-secteurs qui ont connu la croissance la plus vive, à savoir la volaille et les œufs, le porc et les produits laitiers. L'augmentation de la productivité et la diffusion sous-jacente de technologies avancées ont été moins prononcées pour le bœuf et la viande de petits ruminants. Toutefois, certains changements techniques déterminants se sont manifestés pour tous les produits du secteur: une intensité croissante de la production caractérisée par l'utilisation grandissante de céréales fourragères, le recours à des systèmes perfectionnés de génétique et d'alimentation, la protection de la santé animale et la mise en enclos des animaux. Les progrès faits dans ces domaines sont indissociables et il est difficile d'isoler l'incidence de facteurs individuels dans l'augmentation globale de la productivité.

#### *Accroissement de l'alimentation du bétail en céréales*

La production animale s'appuyait traditionnellement sur les ressources alimentaires localement disponibles telles que les déchets de récolte et les jeunes pousses sans valeur nutritive. Cependant, à mesure que l'élevage augmente et s'intensifie, il dépend de moins en moins des ressources locales et de plus en plus des aliments concentrés qui se vendent sur les marchés nationaux et mondiaux. En 2002, un total de 670 millions de tonnes de céréales ont été fournies au bétail, soit environ un tiers de la récolte mondiale (voir tableau 1.3). En outre, 350 millions de tonnes de sous-produits de la transformation riches en protéines servent d'aliments pour le bétail (principalement du son, des tourteaux d'oléagineux et des farines de poissons).

Les espèces monogastriques qui se nourrissent efficacement d'aliments concentrés, à savoir les porcs et les volailles, ont un avantage sur les bovins, les moutons et les chèvres. De tous les

monogastriques, la volaille a observé les taux de croissance les plus élevés et les prix les plus bas, principalement grâce un indice de conversion des aliments favorable. L'utilisation d'aliments concentrés chez les ruminants se limite aux pays où les prix de la viande sont élevés par rapport à ceux des céréales. Il n'est pas rentable de nourrir les ruminants avec des céréales dans les zones où les prix de ces dernières sont élevés par rapport à ceux de la viande, comme c'est typiquement le cas dans les pays en développement qui présentent un déficit alimentaire.

Qu'est-ce qui suscite l'usage de plus en plus important de céréales fourragères? On observe avant tout une baisse à long terme du prix des céréales, tendance qui persiste depuis les années 50. L'approvisionnement a pu suivre la demande grandissante: la livraison totale de céréales a augmenté de 43 pour cent au cours des 24 dernières années (de 1980 à 2004). En termes réels (dollars EU constants), les prix internationaux des céréales ont diminué de moitié entre 1961 et 2004. L'extension et l'intensification de la production végétale a permis d'augmenter l'approvisionnement tout en faisant baisser les prix.

L'essentiel de la hausse de l'approvisionnement au cours des 25 dernières années s'explique par l'intensification, résultat d'avancées

Tableau 1.3

#### Utilisation d'aliments concentrés

Groupe de matières premières	Utilisation d'aliments concentrés en 2002 (millions de tonnes)		
	Pays en développement	Pays développés	Monde
Céréales	226,4	444,0	670,4
Sons	92,3	37,0	129,3
Graines oléagineuses et légumes secs	11,6	15,7	27,3
Tourteaux	90,5	96,6	187,3
Racines et tubercules	57,8	94,6	152,4
Farine de poisson	3,8	3,8	7,6
<b>Total</b>	<b>482,4</b>	<b>691,71</b>	<b>1 174,1</b>

Source: FAO (2006b).

technologiques et de l'utilisation accrue d'intrants dans la production végétale – comme la sélection végétale, l'application d'engrais et la mécanisation. Dans de nombreux pays en développement, l'expansion des terres agricoles a énormément contribué à l'augmentation des approvisionnements, surtout en Amérique latine (où la superficie de terres cultivées s'est accrue de 15 pour cent entre 1980 et 2003) et en Afrique subsaharienne (augmentation de 22 pour cent). Les régions en développement d'Asie, où les terres sont limitées, ont observé une faible expansion des zones agricoles, à savoir une hausse de 12 pour cent. Dans certains pays, l'augmentation a été particulièrement forte, le plus souvent au détriment des forêts (au Brésil et dans d'autres pays d'Amérique latine) et en grande partie en vue de la production d'aliments concentrés pour animaux, notamment le soja et le maïs. La conversion des aliments et les taux de croissance ont montré une nette amélioration, grâce à des techniques telles que la programmation linéaire, qui a permis de développer des rations à moindre coût, l'alimentation progressive et l'usage d'enzymes et d'acides aminés synthétiques, le tout associé à une utilisation beaucoup plus importante des aliments concentrés (céréales et tourteaux d'oléagineux).

A terme, on prévoit que l'utilisation d'aliments concentrés progressera plus lentement que la production animale, bien que celle-ci s'appuie de manière accrue sur les céréales. Cela est dû au fait que les innovations technologiques en matière d'aliments, de reproduction et de santé animale font gagner plus encore en efficacité.

### *Des races plus productives*

En matière de reproduction et de génétique animale, l'hybridation et l'insémination artificielle ont accéléré le processus d'amélioration génétique. Pour la volaille notamment, ces techniques ont largement augmenté le nombre d'animaux qui, issus d'une reproduction sélective à partir d'un cheptel parental supérieur, présentent des caractéristiques uniformes (Narrodd et Fuglie, 2000). L'amélioration

génétique n'était traditionnellement obtenue que par la sélection basée sur le phénotype. A partir du début du XX<sup>e</sup> siècle, des technologies telles que la gestion contrôlée de la reproduction et des pedigrees ont été développées. Elles se limitèrent tout d'abord aux animaux de race pure (Arthur et Albers, 2003). Vers le milieu du siècle, on se lança dans la spécialisation des lignées et le croisement, d'abord en Amérique du Nord, puis en Europe et dans les pays de l'OCDE. Apparue dans les années 60, l'insémination artificielle s'applique désormais de manière courante dans tous les systèmes d'élevage intensifs. Environ à la même époque, des technologies d'évaluation de valeur héréditaire furent adoptées dans les pays développés. Des innovations plus récentes comprennent l'utilisation de marqueurs d'ADN visant à l'identification de traits spécifiques.

Les objectifs de la sélection ont considérablement changé avec le temps mais la rapidité et la précision avec lesquelles ils peuvent être atteints a beaucoup évolué au cours des dernières décennies. Les espèces à cycle court, telles que la volaille ou les porcs, ont un certain avantage sur les espèces dont l'intervalle de générations est plus long. Dans toutes les espèces, la conversion des aliments et les paramètres associés tels que le taux de croissance, le rendement de lait et la performance de reproduction, sont des facteurs déterminants pour la reproduction (Arthur et Albers, 2003). La teneur en matière grasse et les autres caractéristiques correspondant au mieux aux besoins du consommateur prennent de plus en plus d'importance.

Ces changements ont donné des résultats impressionnants. Ainsi, Arthur et Albers (2003) déclarent qu'aux États-Unis, l'indice de transformation des œufs a baissé de 2,96 grammes d'aliment par gramme d'œuf en 1960 à 2,01 grammes en 2001.

L'industrie de l'élevage n'a pas été aussi efficace dans le développement de races de vaches laitières, de porcs et de volailles aptes à donner de bons résultats dans des environnements tropicaux non modifiés et à faible apport d'intrants. Dans les tropiques, les entreprises d'éle-



vage hautement intensif contrôlent en général le milieu climatique et sanitaire dans lequel se trouvent les animaux, de façon à tirer parti des performances des races modernes développées en zone tempérée.

La productivité a également pu être améliorée grâce aux progrès accomplis en matière de santé animale, notamment l'usage d'antibiotiques. Il est désormais interdit d'utiliser ces derniers comme stimulateurs de croissance dans des régions, telles que l'Union européenne (UE), n'ayant pas d'agents

pathogènes particuliers. Au cours des dernières années, ces technologies se sont beaucoup répandues dans les pays en développement, surtout dans les systèmes de production industriels proches des grands centres de consommation. L'augmentation continue des échelles de production a aussi donné lieu à d'importants gains de productivité dans les pays en développement. Les populations grandissantes ont pu ainsi se procurer des produits d'origine animale à des prix réels dégressifs (Delgado *et al.*, 2006).

Tableau 1.4

## Paramètres de productivité déterminants pour l'élevage dans diverses régions du monde

Région	Viande de poulet (kg de production/kg de biomasse/an) <sup>1</sup>		Production d'œufs (kg/pondeuse/an)		Viande de porc (kg de production/kg de biomasse/an) <sup>1</sup>	
	1980	2005	1980	2005	1980	2005
Monde	1,83	2,47	8,9	10,3	0,31	0,45
Pays en développement	1,29	1,98	5,5	8,8	0,14	0,33
Pays développés	2,26	3,55	12,2	15,0	0,82	1,20
Afrique subsaharienne	1,46	1,63	3,4	3,6	0,53	0,57
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	1,73	2,02	7,0	9,4	1,04	1,03
Amérique latine et Caraïbes	1,67	3,41	8,6	9,8	0,41	0,79
Asie du Sud	0,61	2,69	5,8	8,1	0,72	0,71
Asie de l'Est et du Sud-Est	1,03	1,41	4,7	9,5	0,12	0,31
Pays industrialisés	2,45	3,72	14,1	16,0	1,03	1,34
Pays en transition	1,81	2,75	9,6	13,0	0,57	0,75

Région	Viande de bœuf (kg de production/kg de biomasse/an) <sup>1</sup>		Petits ruminants (kg de production/kg de biomasse/an) <sup>1</sup>		Production laitière (kg/vache/an)	
	1980	2005	1980	2005	1980	2005
Monde	0,11	0,13	0,16	0,26	1 974	2 192
Pays en développement	0,06	0,09	0,14	0,26	708	1 015
Pays développés	0,17	0,21	0,19	0,24	3 165	4 657
Afrique subsaharienne	0,06	0,06	0,15	0,15	411	397
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,07	0,10	0,21	0,25	998	1 735
Amérique latine et Caraïbes	0,08	0,11	0,11	0,13	1 021	1 380
Asie du Sud	0,03	0,04	0,16	0,23	517	904
Asie de l'Est et du Sud-Est (avec la Chine)	0,06	0,16	0,05	0,20	1 193	1 966
Pays industrialisés	0,17	0,20	0,20	0,25	4 226	6 350
Pays en transition	0,18	0,22	0,17	0,23	2 195	2 754

<sup>1</sup> La biomasse est calculée en multipliant le stock par le poids vif moyen. La production est donnée en poids de carcasse.  
Source: FAO (2006b).

### *Des céréales fourragères moins chères*

En matière de production végétale, si des progrès similaires ont stimulé les approvisionnements et réduit le prix des céréales fourragères, les augmentations de productivité ont été antérieures (dans les années 60 et 70) à celles de l'élevage (FAO, 2003a). Pour les pays en développement, environ 80 pour cent de la croissance prévue pour 2030 en matière de production végétale proviendra d'accroissements de rendement dus à une production intensifiée. L'irrigation est un élément majeur en matière d'intensification des terres: dans les pays en développement, la superficie de zones irriguées a doublé entre 1961-1963 et 1997-1999, et devrait en principe encore augmenter de 20 pour cent d'ici 2030 (FAO, 2003a). L'utilisation à grande échelle des engrais, l'amélioration de leur composition et de leurs méthodes d'application sont d'autres aspects importants de l'intensification, de même que les progrès en matière de protection végétale.

Des changements structurels considérables se sont produits dans la commercialisation, la distribution et le secteur après récolte. Ils sont liés à l'apparition de grands détaillants et à une tendance à l'intégration et à la coordination verticales le long de la chaîne alimentaire. Cette tendance a été engendrée par la libéralisation des marchés et par l'application répandue de nouvelles technologies en matière de logistique et de gestion des transports. Tous ces éléments permettent de diminuer les prix au détail mais ils élèvent aussi des barrières d'accès vis-à-vis des petits producteurs (Costales, Gerber et Steinfeld, 2006).

### **1.3 Tendances au sein du secteur de l'élevage**

Jusqu'au début des années 80 environ, les régimes alimentaires comprenant du lait et de la viande étaient le privilège des habitants des pays de l'OCDE et d'une petite classe nantie ailleurs. A cette époque, dans la plupart des pays en développement, à l'exception de l'Amérique latine et de certains pays d'Asie de l'Ouest, la consom-

mation de viande annuelle par tête était très inférieure à 20 kg. Pour la majorité des habitants d'Afrique et d'Asie, la viande, le lait et les œufs étaient un luxe inabordable qu'ils ne se permettaient qu'à de rares occasions. Dans les pays en développement, une grande part du gros bétail n'était pas destiné en priorité à l'alimentation, mais remplissait d'autres fonctions importantes: il fournissait notamment la puissance de traction ou le fumier pour l'engrais, et pouvait également servir de police d'assurance et de capital financier, à n'utiliser qu'en cas d'urgence ou à l'occasion de célébrations au sein des communautés.

Cette situation évolue rapidement. Aujourd'hui, dans pratiquement tous les pays, le secteur de l'élevage se développe plus rapidement que le reste de l'agriculture. En règle générale, sa part dans le PIB agricole augmente avec les revenus et le niveau de développement et dépasse 50 pour cent dans la plupart des pays de l'OCDE. Les pays développés et de nombreuses économies émergentes observent une métamorphose rapide de la production animale. On peut désigner une grande partie de cette transformation sous le terme général d'«industrialisation». Les méthodes industrielles de production permettent à l'élevage d'échapper à la plupart des contraintes environnementales qui ont déterminé la production animale de manière variée en fonction des nombreux milieux.

### *La production animale et la consommation monte en flèche au Sud et stagne au Nord*

Au cours des dernières décennies, la croissance démographique et l'augmentation des revenus dans de nombreux pays en développement ont fait connaître au secteur mondial de l'élevage une expansion sans précédent, malgré des différences considérables entre pays développés et pays en développement.

Dans ces derniers, la consommation annuelle par tête de viande a doublé depuis 1980, passant de 14 kg à 28 kg en 2002 (tableau 1.5).

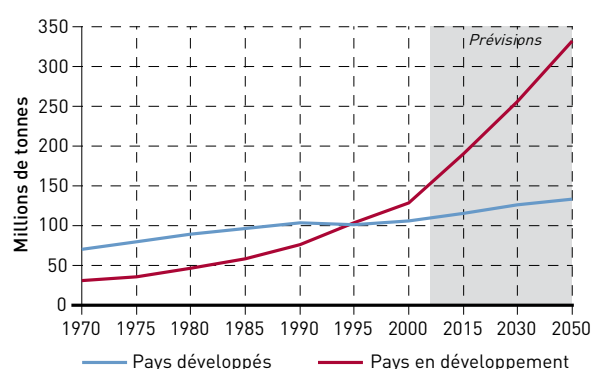
Durant cette même période, la quantité totale de viande disponible a triplé, passant de 47 millions de tonnes à 137 millions de tonnes. Ces tendances

ont été particulièrement dynamiques dans les pays qui ont observé une croissance économique rapide, notamment l'Asie de l'Est, entraînée par la Chine. La Chine à elle seule intervient pour 57 pour cent dans la hausse de la production de viande de l'ensemble des pays en développement. En ce qui concerne le lait, si elles sont moins spectaculaires, les augmentations restent toutefois remarquables: les pays en développement ont vu la totalité de leur production de lait augmenter de 118 pour cent entre 1980 et 2002, dont 23 pour cent sont imputables à l'Inde.

Cette montée considérable de la demande de produits d'origine animale (une transition que Delgado *et al.* ont appelée «la révolution de l'élevage») devrait continuer encore 10 à 20 ans avant de ralentir (Delgado *et al.*, 1999). Il apparaît que certains pays en développement, notamment le Brésil, la Chine et l'Inde, ont un rôle important à jouer au niveau mondial, eu égard à la croissance rapide de leur force en tant que partenaires commerciaux (Steinfeld et Chilonda, 2006). Ces trois pays comptabilisent deux tiers de toute la production de viande des pays en développement et plus de la moitié de la production de lait (tableau 1.6). Ils sont également responsables de près des trois quarts de l'augmentation de la production de lait et de viande dans tous les pays en développement.

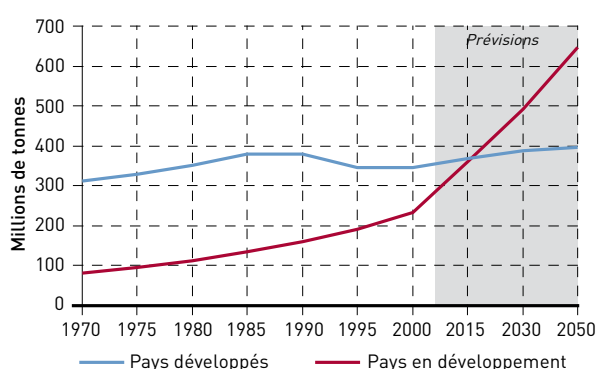
La nature et l'importance de la croissance du secteur de l'élevage sont particulièrement variées. La Chine et l'Asie de l'Est ont enregistré la plus impressionnante croissance de consommation et de production, d'abord de viande et plus récem-

**Figure 1.6** Production de viande passée et prévue dans les pays développés et les pays en développement, de 1970 à 2050



Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).

**Figure 1.7** Production laitière passée et prévue dans les pays développés et les pays en développement, de 1970 à 2050



Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).

**Tableau 1.5**

**Tendances passées et prévues de la consommation de viande et de lait dans les pays en développement et les pays développés**

	Pays en développement					Pays développés				
	1980	1990	2002	2015	2030	1980	1990	2002	2015	2030
<b>Demande alimentaire</b>										
Consommation de viande annuelle par tête (kg)	14	18	28	32	37	73	80	78	83	89
Consommation de lait annuelle par tête (kg)	34	38	46	55	66	195	200	202	203	209
Consommation totale de viande (millions de tonnes)	47	73	137	184	252	86	100	102	112	121
Consommation totale de lait (millions de tonnes)	114	152	222	323	452	228	251	265	273	284

Source: FAO (2006a) et FAO (2006b).

Tableau 1.6

### Tendances de l'élevage dans les pays en développement en 2005

Groupe de pays/pays	Viande (millions de tonnes)	Lait (millions de tonnes)	Pourcentage de la production des pays en développement	
			Viande	Lait
Pays en développement	155,0	274,1	100,0	100,0
Chine	75,7	28,3	48,8	10,3
Brésil	19,9	23,5	12,8	8,6
Inde	6,3	91,9	4,1	33,5

Source: FAO (2006b).

ment de produits laitiers. La région devra importer des quantités grandissantes de denrées, et peut-être aussi de produits d'origine animale, pour faire face à une future augmentation de la consommation. En revanche, le secteur de l'élevage en Inde est toujours orienté vers la production laitière fondée sur l'utilisation des ressources traditionnelles de fourrage et des résidus de récolte. Cette situation risque de changer car l'industrie de volaille en plein essor suscitera des demandes en aliments pour animaux qui excéderont largement les disponibilités actuelles. Pour leur part, l'Argentine, le Brésil et les autres pays d'Amérique latine ont élargi leur stock national d'aliments pour animaux avec succès, tirant parti de leurs coûts de production peu élevés et de l'abondance de leurs terres (Steinfeld et Chilonda, 2006). Ils ont choisi d'apporter de la valeur ajoutée aux aliments du bétail plutôt que de les exporter. Cette région est ainsi en passe de devenir un exportateur majeur de viande vers les pays développés et l'Asie de l'Est.

Dans les pays en développement, l'élevage a tendance aujourd'hui à s'orienter vers les animaux monogastriques. En effet, 77 pour cent de l'augmentation de la production sont imputables à la volaille et au porc. Si la production totale de viande des pays en développement a plus que triplé entre 1980 et 2004, la production de ruminants (bovins, moutons et chèvres) n'a augmenté que de 111 pour cent, tandis que celle de monogastriques a plus que quadruplé durant la même période.

Ces évolutions spectaculaires observées dans les pays en développement en pleine croissance sont en net contraste avec les tendances observées

dans les pays développés, où la consommation de produits d'origine animale stagne ou n'évolue que très peu. Avec une croissance démographique faible, voire nulle, les marchés sont saturés dans la plupart de ces pays. Les consommateurs s'inquiètent des conséquences que peut avoir sur la santé un apport élevé de produits d'origine animale, particulièrement de viande rouge et de graisse animale. La consommation forte et continue de ces produits est associée à une série de maladies cardiovasculaires ainsi qu'à certains cancers. D'autres problèmes de santé, perçus comme également liés à ces produits, en ont entraîné une suppression épisodique et parfois permanente de la demande; à cet égard, citons entre autres la présence de résidus (d'antibiotiques, de pesticides ou de dioxines) et d'agents pathogènes (E. coli, salmonelle, encéphalopathie spongiforme bovine).

Dans les pays développés, la totalité de l'élevage n'a augmenté que de 22 pour cent entre 1980 et 2004. La production de viande de ruminants a en fait baissé de 7 pour cent tandis que celle de volaille et de porc s'est accrue de 42 pour cent. La part de volaille et de porc dans la production totale de viande a ainsi augmenté de 59 à 69 pour cent. De tous les monogastriques, la volaille est le produit qui a connu la plus forte hausse, toutes régions confondues. Mis à part sa très favorable conversion alimentaire, la raison principale est que la volaille est un type de viande acceptable pour toutes les grandes religions et principaux groupes culturels.

Plusieurs observations générales viennent à l'esprit. Dans les pays tropicaux, la tendance vers

une production animale sans cesse grandissante pose une série de problèmes techniques, notamment liés au climat et aux maladies. Les pays ne sont pas directement préparés à faire face à ces problèmes, comme cela s'est vérifié lors de l'épidémie de la grippe aviaire des dernières années. La flambée de la production nécessite également une augmentation des approvisionnements en aliments et des quantités accrues devront être importées, notamment en Asie. Pour répondre à cette demande, certains pays devront affronter un dilemme et déterminer s'il faut importer des aliments pour la production animale nationale ou opter pour l'importation de produits d'élevage. La production délaisse également les zones de production établies, où les normes environnementales sont strictes. Cela crée des conditions permettant d'échapper aux contrôles environnementaux.

En ce qui concerne la consommation, la tendance va vers une convergence des régimes alimentaires au niveau mondial. Bien qu'encore très fortes dans certaines régions, les particularités culturelles s'estompent de plus en plus, comme l'a montré l'essor de la consommation de volaille en Asie du Sud et de l'Ouest. Cette convergence est du reste entraînée par l'engouement quasi universel pour la restauration rapide et les plats cuisinés tout prêts.

L'expansion des approvisionnements en produits d'élevage dans les pays en développement est due pour une grande part à une production accrue et pour une faible part aux importations. Pour l'ensemble des pays en développement, les importations nettes ne représentent que 0,5 pour cent environ de l'approvisionnement total de viande et 14,5 pour cent en ce qui concerne le lait (FAO, 2006b). Toutefois, le commerce de produits d'origine animale s'est accru bien plus rapidement que le commerce d'aliments du bétail. La part de la production totale de céréales fourragères ayant fait l'objet de transactions est demeurée assez stable, de l'ordre de 20 à 25 pour cent, au cours des 10 dernières années. Entre 1980 et 2002, la part de la viande et du lait ont augmenté, passant respectivement de 6 à 10 pour cent et de 9 à 12 pour cent.

La croissance du commerce de produits d'origine animale gagne de la vitesse sur l'augmentation de la production grâce à la baisse des obstacles tarifaires, dans le contexte de l'Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce (GATT). Cela indique une tendance graduelle vers une implantation de l'élevage dans les zones où les aliments du bétail sont disponibles, plutôt qu'à proximité des centres de consommation – tendance rendue possible par le développement de l'infrastructure et la mise en place de chaînes d'approvisionnement réfrigérées («chaînes du froid») dans les principaux pays producteurs.

### Changement structurel

Les fortes augmentations de l'approvisionnement en produits d'origine animale ont été facilitées par des ajustements structurels du secteur, notamment les intensités croissantes (évoquées ci-dessus), l'augmentation des échelles de production, l'intégration verticale et les réorientations géographiques.

#### *Les unités augmentent de taille mais les petits éleveurs sont marginalisés*

Dans de nombreuses régions du monde, on a pu observer une augmentation rapide de la taille moyenne des unités de production primaires parallèlement à une diminution importante du nombre d'éleveurs. L'élément moteur de ce phé-



*Une femme masai portant un bébé sur son dos traite une vache alors que son veau essaie de téter. Elle utilise une gourde pour récolter le lait. Les bovins sont parqués pendant la nuit à l'intérieur du périmètre du «boma» pour les protéger des animaux sauvages – Kenya*

nomène est la réduction des coûts qui peut être obtenue grâce à l'expansion de l'échelle des opérations à différents stades du processus de production. Pour survivre dans le commerce de l'élevage, les petits exploitants doivent vendre leurs produits à des prix qui estiment leur propre facteur travail à des taux inférieurs à ceux du marché. Cela se produit surtout dans des pays où les autres secteurs n'offrent que des possibilités d'emploi limitées. Dès qu'ils ont l'opportunité de travailler dans des secteurs différents, les petits éleveurs choisissent d'abandonner cette activité.

La diversité des produits et la variété des étapes du processus de production offrent un potentiel différent pour les économies d'échelle. Il tend à être élevé dans les secteurs après récolte (abattoirs, laiteries). La production de volaille peut être très facilement mécanisée et des formes industrielles de production apparaissent même dans les pays les moins développés. En revanche, les économies d'échelle sont quasi inexistantes dans la production laitière en raison du facteur travail habituellement élevé. Les exploitations de type familial continuent donc à prédominer.

En ce qui concerne la production laitière des petits ruminants, les coûts de production des petits élevages sont souvent comparables à ceux des entreprises à grande échelle, étant donné l'avantage financier que représente l'emploi de membres de la famille à un salaire inférieur au salaire minimum. Néanmoins, un nombre d'obstacles, tels que le manque de compétitivité et les facteurs risque (voir plus bas), empêchent la production des petits exploitants de croître au-delà d'un niveau de semi-subsistance.

L'accès aux terres et au crédit devient de plus en plus problématique. Les études récentes de l'Initiative LEAD (Delgado, Narrod et Tiongco, 2006)) mettent en évidence l'impact important des subventions déclarées ou occultes qui facilitent l'approvisionnement des villes en produits d'élevage bon marché, au détriment des petits producteurs agricoles. Bien souvent, les autorités n'offrent aucun soutien pour diffuser et

adapter les nouvelles technologies à l'utilisation à petite échelle. Les coûts de production sont plus élevés pour les petits exploitants en raison des risques liés au marché et à la production. Les risques liés au marché comprennent les fluctuations de prix, qui touchent à la fois les intrants et les produits. Les petits exploitants en souffrent souvent d'autant plus que leur pouvoir de négociation est faible. Quelques petits producteurs ont réussi à sortir de la culture de subsistance grâce à de bons mécanismes de gestion des risques, mais ils manquent de capital ou de stratégies pour pouvoir affronter de plein fouet les risques liés au marché. L'absence de filets de sécurité face aux chocs économiques, inévitables dans de tels contextes, limite la participation des petits exploitants. Les risques liés à la production concernent la dégradation des ressources, le contrôle des biens tels que les terres et l'eau, les changements climatiques tels que les sécheresses et les inondations, et les maladies infectieuses.

Les petits exploitants doivent affronter des problèmes supplémentaires, étant donné les coûts de transaction inhérents à la commercialisation des produits. Ces frais sont souvent extrêmement élevés en raison de la faible production de produits commercialisables et de l'absence d'infrastructure physique et d'infrastructure de marché dans les zones reculées. Les coûts de transaction ont également augmenté là où les producteurs manquent de pouvoir de négociation et d'accès à l'information sur les marchés et où ils demeurent dépendants d'intermédiaires. De plus, l'absence fréquente d'associations de producteurs ou d'autres structures associatives n'aide pas les petits producteurs à réduire leurs coûts de transaction par des économies d'échelle.

La volonté de réduire les coûts de transaction est un élément moteur de l'intégration verticale, tant dans les pays développés que dans les pays en développement. Dans les pays en développement, cela s'observe surtout dans la production de volaille et de porc, mais également dans la

production laitière. Cette dynamique est encore renforcée lorsque le gouvernement taxe les transactions commerciales d'aliments pour animaux, comme c'est le cas, décrit par Delgado et Narrod (2002), des producteurs de volaille dans l'Andhra Pradesh (Inde). Les petits producteurs indépendants sont sévèrement désavantagés par l'effet combiné, d'une part, des bénéfices économiques obtenus par la baisse des coûts de transaction dérivant de l'intégration verticale et, d'autre part, des régimes fiscaux plus favorables aux grandes entreprises.

### Variations géographiques

#### *Une production de plus en plus concentrée*

L'élevage s'appuyait traditionnellement sur les ressources disponibles d'aliments pour le bétail, notamment celles dont la valeur n'offre que peu d'utilité, voire aucune autre, comme les prairies naturelles et les résidus de culture. La répartition des ruminants dépendait presque entièrement de cette disponibilité des ressources. Eu égard à leur rôle de convertisseurs de déchets, les porcs et la volaille étaient répartis de la même manière que les hommes. En effet, selon une étude menée par l'Initiative LEAD au Viet Nam (qui en est aux premiers stades de son processus d'industrialisation), 90 pour cent des raisons motivant la répartition de la volaille pourraient s'expliquer par la distribution des populations (Tran Thi Dan *et al.*, 2003).

En se développant, le secteur de l'élevage s'efforce de se libérer des contraintes liées aux ressources naturelles locales mais il s'expose à un ensemble d'autres facteurs qui influent sur sa répartition et sa concentration géographique. Ce ne sont plus les conditions agroécologiques qui déterminent son implantation mais d'autres facteurs, tels que le coût d'opportunité de la terre et l'accès aux marchés d'intrants et de produits.

Dès que l'urbanisation et la croissance économique traduisent l'augmentation des revenus par une demande «de masse» de produits d'élevage, de gros entrepreneurs font leur apparition. Dans un premier temps, ceux-ci s'établissent près des

villes et des zones urbaines. Les produits d'origine animale comptent parmi les denrées les plus périssables et les conserver non réfrigérés ou non transformés pose des problèmes sérieux en termes de qualité et de santé humaine. Ils doivent donc être produits à proximité des zones de demande, à moins qu'il n'existe une infrastructure et une technologie de transformation et de transport adéquates.

Dans un deuxième temps, la production animale s'éloigne des centres de demande, sous le coup de facteurs tels que les coûts inférieurs de la main-d'œuvre et des terres, l'accès aux aliments du bétail, les normes environnementales moins sévères, les incitations fiscales et les régions présentant moins de problèmes de maladies. L'étude de l'Initiative LEAD a constaté qu'entre 1992 et 2000, la densité de volaille a diminué dans les zones se trouvant dans un rayon inférieur à 100 km de Bangkok, et que la baisse la plus importante (40 pour cent) s'est produite à proximité de la capitale (à moins de 50 km). En revanche, elle a augmenté dans toutes les régions au-delà de 100 km de la ville (Gerber *et al.*, 2005).

L'étude de l'Initiative LEAD a constaté en outre que, dans tous les pays considérés (Brésil, France, Mexique, Thaïlande, Viet Nam), malgré la variété des facteurs déterminant la situation optimale, on observe un processus continu de concentration de toutes les espèces prises en compte dans l'analyse (bovins, poulets et porcs). La tendance à la concentration et à la production à plus grande échelle continue de se manifester même dans les pays développés.

### Intégration verticale et montée des supermarchés

Que ce soit dans le monde développé ou dans de nombreux pays en développement dont le secteur de l'élevage est en pleine expansion, les grandes sociétés multinationales commencent à dominer le marché de la viande et des produits laitiers. Leur force réside dans leur potentiel d'économies de gamme et d'échelle mais éga-



© LEAD/PIERRE GERBER

*Truies reproductrices, Rachaburi – Thaïlande 2004*

lement dans leur capacité à s'approvisionner à des échelons différents et au-delà des frontières. L'intégration verticale n'a pas pour seul but d'obtenir des profits à partir d'économies d'échelle. En maîtrisant les intrants techniques et chaque échelon des opérations, elle permet aussi de garantir les bienfaits de la mainmise sur le marché et du contrôle sur la qualité et l'hygiène des produits.

L'expansion rapide des supermarchés et de la restauration rapide dans les pays en développement a débuté durant les années 90 et a déjà gagné de larges parts du marché en Amérique latine ainsi qu'en Asie de l'Est et de l'Ouest; actuellement, ce phénomène commence également à toucher l'Asie du Sud et l'Afrique subsaharienne. Ce développement s'est accompagné d'un relatif déclin des marchés traditionnels de produits frais. En Chine notamment, le nombre de supermarchés a augmenté, passant de 2 500 en 1994 à 32 000 en 2000 (Hu *et al.*, 2004). La part du rendement total de la vente au détail détenue par ces grands magasins a atteint environ 20 pour cent de toute la distribution des produits transformés et emballés (Reardon *et al.*, 2003). D'après ces mêmes auteurs, les supermarchés contrôlent environ 15 à 20 pour cent de la distribution de produits frais en Asie du Sud-Est. En Inde, la part des supermarchés est

encore relativement faible, de l'ordre de 5 pour cent environ. Comme c'est déjà le cas dans les pays développés, le secteur de la distribution à grande échelle devient un acteur majeur du système agroalimentaire.

Dans les années 90, la croissance des supermarchés a été facilitée par les innovations en matière de logistique d'achat au détail, de technologie et de gestion d'inventaire, grâce à Internet et aux technologies de gestion de l'information. Les achats ont pu être centralisés et la distribution regroupée. Poussé par les grandes chaînes internationales, le changement technologique se répand dans le monde à travers le transfert des connaissances et l'imitation de la part des chaînes nationales de supermarchés. Les économies non négligeables obtenues grâce aux gains d'efficacité, aux économies d'échelle et à la réduction des coûts de coordination, permettent de réaliser des bénéfices à investir dans de nouveaux magasins et ainsi, par une concurrence intense, de réduire les prix à la consommation. Les normes que ces chaînes alimentaires intégrées doivent observer en matière de volume, de qualité, d'hygiène, etc., se généralisent au sein du secteur de l'élevage.

En résumé, les tendances du secteur de l'élevage au niveau mondial peuvent être présentées ainsi:

- La demande et la production de produits d'origine animale est en pleine croissance dans les pays en développement, où elle augmente plus rapidement que dans les pays développés. Quelques grands pays tiennent le devant de la scène. La volaille connaît le taux de croissance le plus élevé.
- Cette demande croissante est liée à d'importants changements structurels au sein des secteurs de l'élevage des divers pays, notamment l'intensification de la production, l'intégration verticale, la concentration géographique et la taille croissante des unités de productions.
- On observe en même temps des réorientations du secteur vers la viande de volaille et de porc plutôt que vers la viande de ruminants, et vers une alimentation du bétail à base de céréales



ou d'aliments concentrés plutôt que vers des aliments de faible valeur nutritive.

Ces tendances sont le signe d'un impact grandissant sur l'environnement, comme nous l'étudierons dans les chapitres suivants. La croissance en tant que telle peut être considérée comme un problème car elle n'est pas compensée par des gains concomitants de productivité. Bien que ces derniers soient essentiels, l'élevage en pleine expansion s'approprie de ressources additionnelles en aliments et en terres, au grand détriment de l'environnement. Les changements structurels modifient également la nature des dégâts. En

plus des problèmes liés à la production extensive, comme le surpâturage, on observe une forte augmentation des problèmes liés aux formes industrielles et intensives, comme la concentration des polluants, l'expansion des terres arables pour les cultures d'aliments du bétail et les questions de santé environnementale. En outre, l'évolution vers des denrées commercialisées et transformées répand les problèmes environnementaux vers d'autres secteurs, tels que la production de cultures fourragères ou les pêches, et vers d'autres parties du monde, qui masquent souvent la nature véritable des impacts sur l'environnement.

02





## L'élevage en transition géographique

Ce chapitre est consacré aux changements d'utilisation des terres<sup>1</sup> par l'élevage ainsi qu'à certains de leurs impacts sur l'environnement<sup>2</sup>. La gestion des terres a un impact direct

---

<sup>1</sup> En accord avec le Programme des Nations Unies pour l'environnement – PNUE – (2002), nous désignons par le terme terre le système bioproduitif terrestre qui comprend les sols et la végétation, dont les cultures et autres biotes, ainsi que les processus écologiques et hydrauliques qui opèrent au sein du système.

<sup>2</sup> Les changements d'utilisation des terres comprennent les modifications d'occupation et les nouvelles méthodes de gestion de ces dernières. La gestion des terres agricoles englobe toutes les techniques d'utilisation des terres, de l'eau et des sols que l'homme applique pour la production agricole dans le but d'atteindre un objectif précis, l'usage de pesticides, d'engrais minéraux, de l'irrigation et de machines (Verburg, Chen et Veld Kamp, 2000).

sur leurs conditions biophysiques, notamment sur les sols, l'eau, la faune et la flore.

L'utilisation des terres a une dimension à la fois spatiale et temporelle. Elle est motivée par de nombreux facteurs: certains sont endogènes et relèvent du territoire (notamment les caractéristiques biophysiques), d'autres dépendent des individus ou des sociétés qui font usage de ces terres (notamment, leur capital disponible et leurs connaissances techniques); enfin, d'autres dépendent du cadre institutionnel et économique dans lequel opèrent les utilisateurs des terres (en particulier les politiques nationales, les marchés, les services).

L'accès aux terres et à leurs ressources est un problème de plus en plus préoccupant qui crée

des situations de concurrence entre individus, groupes sociaux et nations. L'accès aux terres a engendré des hostilités et des guerres tout au long de l'histoire et les conflits liés aux ressources ne cessent d'augmenter dans certaines régions. Ainsi, l'accès aux ressources renouvelables – dont les terres – est l'un des principaux problèmes environnementaux conduisant à des conflits armés (Westing, Fox et Renner, 2001). Les motivations peuvent être dues à la faible quantité de terres disponibles (en raison d'un appauvrissement ou d'une dégradation) ou à leur distribution inégale, ou bien à une combinaison de ces deux facteurs. L'augmentation des prix des terres reflète la concurrence de plus en plus vive dont elles font l'objet (MAFF, 1999).

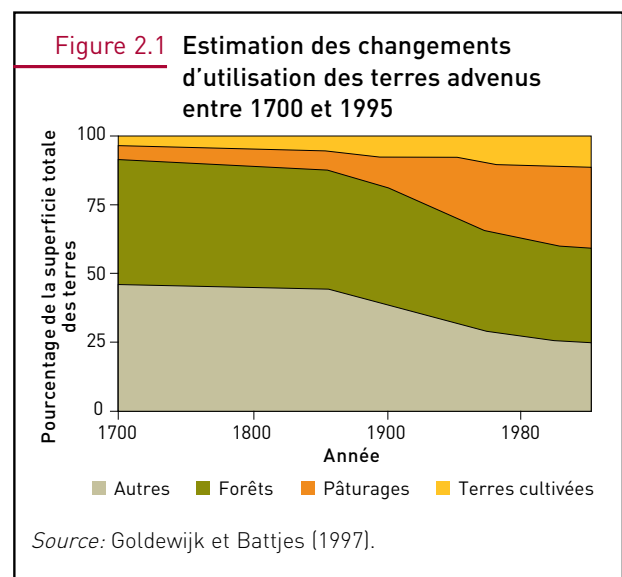
Dans ce chapitre, nous porterons un premier regard sur les tendances générales de l'utilisation des terres et sur les forces qui la motivent puis nous introduirons la notion d'«élevage en transition» comme concept central pour comprendre les interactions élevage-environnement. Nous nous pencherons ensuite sur la distribution de la demande en denrées d'origine animale, en fonction des populations et des revenus. Puis nous aborderons la distribution géographique des ressources naturelles de base pour l'élevage, en particulier celle des ressources alimentaires du bétail. Cela comprend non seulement les terres de pâturage mais aussi les terres arables, surtout dans les zones où les surplus de récolte sont utilisés pour l'alimentation animale. Les ressources nécessaires à l'élevage et la demande en produits d'origine animale s'équilibrent grâce à des systèmes de production animale aptes à interagir, tant du côté des ressources que du côté de la demande. Nous étudierons la façon dont la géographie des systèmes d'élevage évolue et la manière dont le transport des denrées et des produits d'origine animale permet de compenser les déséquilibres géographiques et d'apporter différents avantages concurrentiels. Enfin, nous examinerons les principaux problèmes de dégradation des terres liés à l'élevage.

## 2.1 Tendances en matière d'utilisation des terres liée à l'élevage

### 2.1.1 Vue d'ensemble: un mode de changement différent selon les régions

La conversion des habitats naturels en pâturages et en cultures a été rapide. Elle s'est accélérée à partir des années 1850 (Goldewijk et Battjes, 1997) (figure 2.1). Entre 1950 et 1980, plus de terres ont été converties à la culture qu'au cours des 150 années précédentes. (EM, 2005a).

Le tableau 2.1 présente les tendances régionales de ces 40 dernières années en ce qui concerne trois types d'utilisation des terres: les terres arables, les pâturages et les forêts. En Afrique du Nord, en Asie, en Amérique latine et dans les Caraïbes, les cultures et les pâturages progressent. C'est en Amérique latine et en Afrique subsaharienne que l'agriculture se développe le plus rapidement, pour l'essentiel aux dépens de la couverture forestière (Wassenaar *et al.*, 2006). Elle se développe également en Asie (surtout en Asie du Sud-Est) à une allure qui s'accélère légèrement. En revanche, les cultures, les pâturages et les forêts d'Afrique du Nord ne se sont étendues que modérément, ne représentant qu'une proportion très faible de la superficie totale des terres arables. L'Océanie et l'Afrique subsaharienne disposent d'une quantité limitée de terres arables (moins de 7 pour cent de la superficie totale) mais leurs pâturages sont



en revanche très vastes (35 à 50 pour cent de la superficie totale). L'extension des terres arables a été considérable en Océanie et elle s'accélère en Afrique subsaharienne. On observe une nette réduction des terres forestières dans les deux régions. Des études locales ont également fait remarquer que les pâturages étaient remplacés par les cultures. En Afrique subsaharienne, où la culture et la pâture sont souvent pratiquées par différents groupes ethniques, l'avancée des cultures sur les pâturages déclenche souvent des conflits, comme on l'a vu lors des troubles majeurs ayant opposé la Mauritanie et le Sénégal dans le bassin de la rivière Sénégal ou les Borans et les Somaliens au nord-est du Kenya (Nori, Switzer et Crawford, 2005).

Au cours des 40 dernières années, l'utilisation des terres à des fins agricoles a fortement

baissé en Europe de l'Ouest, en Europe de l'Est et en Amérique du Nord et leurs zones forestières ont augmenté ou sont restées stables. Ces tendances s'observent dans des contextes où une part importante des terres est consacrée aux cultures: 37,7 pour cent en Europe de l'Est, 21 pour cent en Europe de l'Ouest et 11,8 pour cent en Amérique du Nord. Les États baltes et la Communauté des États indépendants (CEI) offrent un schéma complètement différent avec de moins en moins de cultures et de plus en plus de pâturages. Cette évolution s'explique par la régression économique qui entraîne l'abandon des terres de culture ainsi que par les changements structurels et les transferts de propriété qui ont eu lieu lors de la transition des années 1990. La carte 1 (Annexe 1) montre d'ailleurs la distribution géographique inégale des terres

#### Encadré 2.1 Tendances récentes de l'extension des forêts

Selon l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2005, les forêts occupent un peu moins de 4 milliards d'hectares, soit 30 pour cent de la totalité des terres dans le monde. Leur superficie diminue constamment mais à un rythme qui ralentit. La perte annuelle nette de couverture forestière est estimée à 7,3 millions d'hectares pour la période 2000-2005, en comparaison des 8,9 millions d'hectares perdus chaque année entre 1990 et 2000. Les plantations forestières augmentent mais ne représentent que moins de 4 pour cent de la totalité de la superficie forestière (FAO, 2005e). Une moyenne de 2,8 millions d'hectares de forêts ont été plantés chaque année entre 2000 et 2005. Ces chiffres mondiaux occultent les différences qui existent entre les régions et les types de forêts. Entre 2000 et 2005, une déforestation nette a été enregistrée en Afrique, en Amérique centrale, en Amérique du Nord et du Sud ainsi qu'en Océanie, ces deux dernières ayant connu les plus lourdes pertes (FAO, 2005e). En revanche, la couverture forestière a augmenté en Asie au cours de la même

période, en raison du reboisement à grande échelle entrepris par la Chine, et a continué de s'accroître en Europe, bien qu'à un rythme moins soutenu. En Europe et au Japon, les importantes mesures prises en matière de protection ont permis d'étendre les zones forestières primaires. La couverture forestière remplit des fonctions très diverses. De nombreuses forêts sont encore utilisées principalement pour la production de bois. On observe pourtant de nouvelles tendances: l'extraction du bois a augmenté de manière constante en Afrique entre 1990 et 2005 alors que la production a baissé en Asie. Un nombre accru de forêts est affecté à la conservation de la biodiversité. La superficie de ce type de forêts (principalement dans des zones protégées) a augmenté de 96 millions d'hectares entre 1990 et 2005 et, depuis, elles représentent 11 pour cent de l'ensemble de la couverture forestière. La conservation des sols et des eaux représente une fonction majeure pour 9 pour cent des forêts de la planète.

Source: FAO (2005e).

Tableau 2.1

## Tendances régionales de l'utilisation des terres pour les cultures, les pâturages et les forêts entre 1961 et 2001

	Terres arables			Pâturages			Forêts		
	Taux de croissance annuelle (%)		Part de la surface totale des terres en 2001 (%)	Taux de croissance annuelle (%)		Part de la surface totale des terres en 2001 (%)	Taux de croissance annuelle (%)		Part de la surface totale des terres en 2002 <sup>2</sup> (%)
	1961–1991	1991–2001		1961–1991	1991–2001		1961–1991	1990–2000 <sup>2</sup>	
Pays asiatiques en développement <sup>1</sup>	0,4	0,5	17,8	0,8	0,1	25,4	-0,3	-0,1	20,5
Océanie	1,3	0,8	6,2	-0,1	-0,3	49,4	0,0	-0,1	24,5
Etats baltes et CEI	-0,2	-0,8	9,4	0,3	0,1	15,0	n.d.	0,0	38,3
Europe de l'Est	-0,3	-0,4	37,7	0,1	-0,5	17,1	0,2	0,1	30,7
Europe de l'Ouest	-0,4	-0,4	21,0	-0,5	-0,2	16,6	0,4	0,4	36,0
Afrique du Nord	0,4	0,3	4,1	0,0	0,2	12,3	0,6	1,7	1,8
Afrique subsaharienne	0,6	0,9	6,7	0,0	-0,1	34,7	-0,1	-0,5	27,0
Amérique du Nord	0,1	-0,5	11,8	-0,3	-0,2	13,3	0,0	0,0	32,6
Amérique latine et Caraïbes	1,1	0,9	7,4	0,6	0,3	30,5	-0,1	-0,3	47,0
Pays développés	0,0	-0,5	11,2	-0,1	0,1	21,8	0,1	a.d.	a.d.
Pays en développement	0,5	0,6	10,4	0,5	0,3	30,1	-0,1	a.d.	a.d.
Monde	0,3	0,1	10,8	0,3	0,2	26,6	0,0	-0,1	30,5

<sup>1</sup> Les données concernant les pâturages ne comprennent pas l'Arabie saoudite.

<sup>2</sup> Données pour l'année 2000 tirées de FAO (2005e).

Note: a. d. – absence de données.

Source: FAO (2005e; 2006b).

de culture et les zones très vastes de terres non cultivées sur la totalité des continents. Les principales zones de culture très intensive se trouvent en Amérique du Nord, en Europe, en Inde et en Asie de l'Est.

L'extension massive des terres arables et des pâturages des 40 dernières années commence à ralentir (tableau 2.1). Parallèlement, la population humaine a augmenté six fois plus vite, avec des taux de croissance annuels respectivement de 1,9 pour cent et de 1,4 pour cent pour les périodes 1961-1991 et 1991-2001.

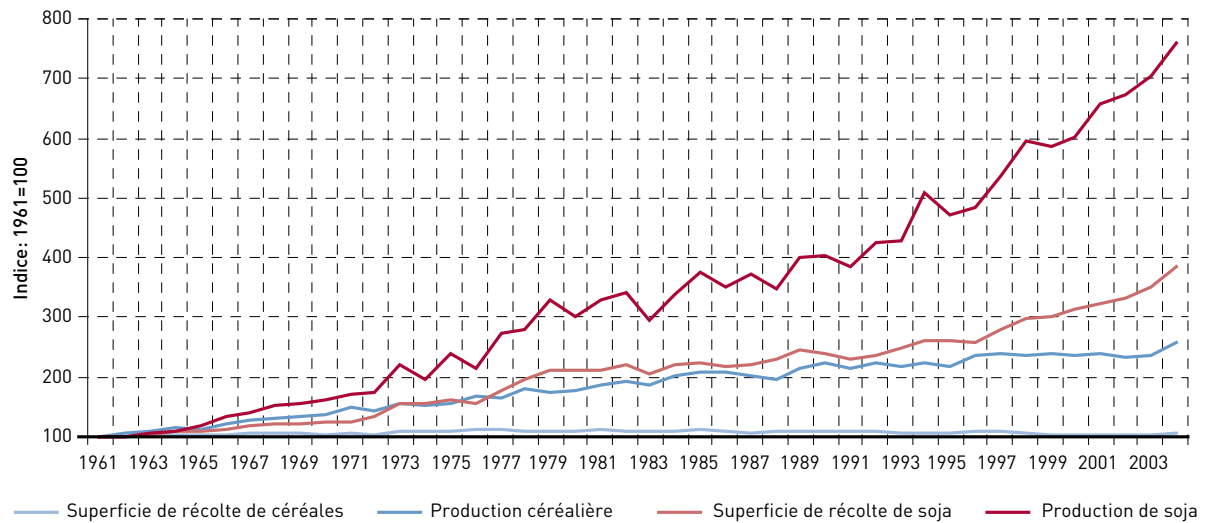
### L'extension fait place à l'intensification

Une grande partie de la demande alimentaire a pu être satisfaite grâce à l'intensification de l'utilisation des terres agricoles plutôt qu'à l'extension de la surface de production. La totalité de l'offre de céréales a augmenté de 46 pour cent au cours des 24 dernières années (de 1980

à 2004), alors que la superficie consacrée à leur production a diminué de 5,2 pour cent (voir figure 2.2). Dans l'ensemble des pays en développement, l'extension des superficies récoltées n'a contribué que pour 29 pour cent à la croissance de la production agricole entre 1961 et 1999, le reste provenant de rendements supérieurs et de taux d'exploitation plus élevés. L'Afrique subsaharienne, où l'extension de la superficie a compté pour deux tiers de la croissance de la production, constituait une exception.

L'intensification a été motivée par divers facteurs (Pingali et Heisey, 1999). En Asie, où l'on a enregistré une croissance exceptionnelle de la productivité des céréales, l'augmentation de la valeur des terres due à la pénurie de celles-ci a été un facteur dominant. Les rendements de céréales se sont aussi considérablement accrus dans certains pays d'Amérique latine et d'Afrique. En Amérique latine, où les densités

Figure 2.2 Ensemble de la superficie récoltée et production totale de céréales et de soja



Source: FAO (2006b).

de populations sont plus faibles qu'en Asie, l'intensification s'est traduite notamment par des investissements dans les infrastructures de marché et de transport et par l'engagement de ces pays dans des cultures orientées vers l'exportation. En revanche, les gains de productivité ont été limités en Afrique subsaharienne, malgré la croissance démographique. Malgré la relative abondance de terres (en comparaison de l'Asie), de mauvaises infrastructures commerciales et le manque de capital ont contribué à ces modestes résultats.

Techniquement, la productivité peut être améliorée grâce à des taux d'exploitation plus élevés (entre autres, la polyculture, des cycles de production multiples ou des périodes de jachère plus courtes), à des rendements accrus ou à la combinaison des deux. Ces rendements accrus sont le résultat de progrès technologiques et d'une plus grande utilisation d'intrants pour la production agricole – notamment l'irrigation, les variétés modernes de plantes à haut rendement, les engrais et les machines. L'usage de tracteurs, d'engrais minéraux et de l'irrigation a connu une forte augmentation entre 1961 et

1991, ensuite ralentie (voir tableau 1, Annexe 2). En comparaison, l'utilisation d'engrais minéraux a considérablement baissé depuis 1991 dans les pays développés, grâce à une utilisation plus efficace des ressources et à des réglementations environnementales visant à réduire la charge en nutriments.

Alors qu'il est encore possible d'améliorer la productivité, les études de Pingali et Heisey (1999) montrent que, récemment, la productivité du blé et du riz dans les basses terres d'Asie a connu une croissance plus lente. Les facteurs clés expliquant ce ralentissement sont la dégradation des terres, les diminutions d'investissement dans la recherche et les infrastructures et la hausse des coûts d'opportunité de la main-d'œuvre, alors même que de nouvelles découvertes technologiques (notamment le riz hybride) seraient susceptibles de relancer la croissance. Il est fort probable que l'extension des terres arables continuera de contribuer à accroître la production agricole. Ce sera particulièrement le cas pour les pays en développement, où l'extension des terres arables, l'accroissement des taux d'exploitation et les augmentations de rendement, qui représentaient

respectivement 23, 6 et 71 pour cent de l'augmentation de la production agricole entre 1961 et 1999, devraient atteindre 21, 12 et 67 pour cent entre 1997/99 et 2030 (FAO, 2003a). Dans les pays développés en revanche, la production devrait augmenter mais la superficie de terres arables demeurer constante ou être localement en déclin. L'évolution anticipée vers les biocarburants et la demande accrue de biomasse qui en résultera risquent toutefois de donner lieu à une nouvelle extension des cultures, surtout en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord.

### 2.1.2 La mondialisation entraîne des changements dans l'utilisation des terres au niveau national

Les changements d'utilisation des terres agricoles sont dus à de nombreux facteurs. Les conditions écologiques, la densité de population humaine, le niveau de développement économique ainsi que d'autres facteurs plus localisés et spécifiques à chaque zone constituent le cadre général de l'utilisation des terres. Les décisions individuelles et sociales qui engendrent un changement dans cette dernière sont également de plus en plus influencées par les variations des conditions économiques et les modifications des cadres structurels (Lambin *et al.*, 2001). Deux concepts fondamentaux expliquent les changements: d'une part, le profit par unité de terre<sup>3</sup> décrit l'intérêt possible qu'un opérateur peut avoir à s'engager dans une utilisation particulière des terres. Ce profit dépend généralement des caractéristiques biophysiques des terres, de leur prix et d'autres facteurs comme l'accessibilité aux marchés, aux intrants et aux services. Par ailleurs, le coût d'opportunité<sup>4</sup> compare les coûts économiques et sociaux de deux modes, ou plus, d'utilisation d'un même terrain. Le coût d'opportunité comprend non seulement les coûts privés de production mais également les coûts directs et indirects qui sont pris en charge par la société, notamment les pertes des services de l'écosystème. Par exemple, une partie du coût d'opportunité de la culture d'un territoire

correspond à la perte de son utilisation possible comme espace de loisirs.

Dans un contexte où l'on n'évalue pas le coût des services non marchands de l'écosystème, les décisions concernant l'utilisation des terres sont essentiellement prises en fonction de l'estimation des profits par unité de superficie, généralement sur la base de la valeur des biens et services marchands. De ce fait, les avantages non marchands sont souvent perdus, ou cela entraîne des coûts externes pour la société.

Cependant, les services environnementaux et sociaux garantis par les écosystèmes font l'objet d'une reconnaissance accrue.

C'est le cas par exemple de la reconnaissance grandissante accordée aux nombreux services qu'assure la forêt, un mode d'utilisation des terres généralement antagoniste de l'usage agricole, bien que les technologies modernes d'agroforesterie produisent quelques synergies. Les forêts sont de plus en plus utilisées pour conserver la biodiversité (voir encadré 2.1). Cette tendance est mondiale mais elle est beaucoup plus lente en Océanie et en Afrique.

La conservation des eaux et des terres est également considérée comme une fonction dominante pour 9 pour cent des forêts dans le monde. Les activités liées aux loisirs et à l'éducation sont un autre mode d'utilisation de plus en plus prononcé: il représente l'objectif principal de gestion pour 2,4 pour cent des forêts européennes, tandis qu'il est reconnu que 72 pour cent de la couverture forestière totale fournit des services sociaux (EM, 2005a).

L'exploitation du bois, qui sert habituellement de base au calcul du bénéfice par unité de terre forestière, a été estimée à 64 milliards d'USD à travers le monde en 2005. Sa valeur a baissé en termes réels au cours des 15 dernières années (FAO, 2005e). D'après une étude de cas portant

---

<sup>3</sup> Excédent de revenus par rapport aux dépenses pendant une période donnée.

<sup>4</sup> Le coût d'opportunité peut être défini comme le gain que l'on aurait pu obtenir en exerçant une activité plutôt qu'une autre.



sur la valeur économique des forêts de huit pays méditerranéens, les produits forestiers non ligneux, les loisirs, la chasse, la protection de bassins versants, la fixation du carbone et l'usage passif représentent 25 à 96 pour cent de la valeur économique totale des forêts. Il a été estimé que dans trois pays (Italie, Portugal et République arabe syrienne), les valeurs économiques non marchandes (notamment la protection des bassins versants, la fixation du carbone, les loisirs et les produits forestiers non ligneux) sont plus élevées que les valeurs économiques habituellement mesurées (comme le pâturage, le bois et le bois de feu), même si elles sont inférieures dans les cinq autres pays (l'Algérie, la Croatie, le Maroc, la Tunisie et la Turquie) (EM, 2005a).

A mesure que l'économie se libéralise, les produits agricoles locaux rivalisent avec les marchandises équivalentes provenant d'ailleurs. Les différentes utilisations possibles des terres agricoles entrent donc en concurrence de plus en plus forte d'un continent à l'autre. Les bénéfices par unité de terre ainsi que les coûts d'opportunité des terres agricoles varient énormément à travers le monde, selon les conditions agroécologiques, l'accès aux marchés, la disponibilité des intrants (y compris les services) et l'existence d'un usage des terres concurrentiel et d'une évaluation des services de l'écosystème. Il en résulte un changement d'implantation de la production agricole, qui se traduit par un changement dans l'utilisation des terres agricoles, des forêts et des autres aires naturelles. Ainsi, l'agneau de Nouvelle-Zélande fait concurrence aux produits méditerranéens sur les marchés de l'Union européenne. Sa production est relativement peu onéreuse car le coût d'opportunité des terres y est bien inférieur (principalement en raison d'une demande de loisirs beaucoup plus faible) et la productivité des pâturages plus élevée. De ce fait, les pâturages marginaux, traditionnellement destinés à la production ovine dans le bassin méditerranéen de l'Union européenne, sont peu à peu abandonnés à la végétation naturelle et à des fonctions de récréation.

Le processus selon lequel des terres autrefois agricoles se retransforment en forêts a été appelé «transition forestière». Ce terme a surtout été employé pour les pays d'Europe et d'Amérique du Nord (Mather, 1990; Walker, 1993; Rudel, 1998).

Aux premiers temps de la colonisation et de la croissance économique, les colons et les fermiers ont rapidement défriché les terres afin de produire les marchandises agricoles nécessaires aux populations locales. Plus tard, à mesure que le développement urbain commençait à dominer et que le commerce s'amplifiait, les populations rurales se déplacèrent vers les villes et les marchés agricoles durent faire face à des offres et demandes de plus en plus éloignées. Les zones qui jouissaient d'un potentiel agricole élevé ont vu leur productivité monter en flèche.

Cela donna lieu à des changements considérables en matière d'utilisation des terres: les exploitations se déplacèrent vers les terres fertiles inutilisées et les emplacements marginaux furent abandonnés, surtout dans les zones reculées ou là où les sols étaient pauvres. Les terres plus rentables et plus faciles d'accès restèrent productives. A partir de la fin du XIXe siècle, les terres abandonnées reprirent peu à peu une couverture végétale naturelle, entraînant ainsi un net reboisement dans certaines parties de l'Europe et de l'Amérique du Nord (Rudel, 1998). La transition forestière actuellement en cours en Europe et en Amérique du Nord suit une évolution semblable en Asie, bien que le processus de reboisement ait été dans ce cas largement encouragé par des politiques nationales (Rudel, Bakes et Machinguishi, 2002). La carte 2 (Annexe 1) fait apparaître les zones à forte progression forestière aux Etats-Unis d'Amérique, au sud du Brésil, en Europe et au Japon.

### **2.1.3 La dégradation des terres: une perte immense et coûteuse**

La dégradation des terres est reconnue comme étant un problème mondial qui a non seulement des implications sur la productivité agricole et

l'environnement mais également sur la sécurité alimentaire et la qualité de la vie (Eswaran, Lal et Reich, 2001). Bien que l'ampleur du problème soit largement partagée, les nombreuses définitions de la dégradation des terres sont interprétées différemment selon les disciplines. Nous nous référons ici à la définition donnée par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE): «la dégradation des terres implique une diminution du potentiel des ressources du fait d'un ou de plusieurs phénomènes agissant sur l'environnement, tels que: (i) l'érosion des sols causée par le vent et/ou l'eau, (ii) la détérioration des propriétés physiques, chimiques, biologiques ou économiques des sols et (iii) la disparition à long terme de la végétation naturelle» (PNUE, 2002).

La dégradation des terres agricoles est particulièrement préoccupante car la baisse de productivité qu'elle provoque entraîne en retour une perte des habitats naturels liée à l'extension des terres agricoles. Restaurer les terres nécessite des ressources supplémentaires (notamment de la chaux pour neutraliser l'acidité et de l'eau pour rincer les excédents de sel), susceptibles de générer une pollution ayant un impact plus vaste (Gretton et Salma, 1996). L'intensification et l'utilisation extensive des terres peuvent toutes deux avoir des conséquences sur l'environnement, bien que de manière différente. L'intensification peut avoir à la fois des effets positifs et négatifs. Grâce à l'augmentation des rendements des systèmes agricoles, la conversion des écosystèmes naturels en terres de cultures devient moins nécessaire et l'on peut même envisager une éventuelle reconversion des terres agricoles en zones naturelles, comme cela s'est vu dans les pays de l'OCDE.

Cela étant, l'intensification implique aussi une utilisation accrue d'engrais, de biocides et d'énergie qui a engendré une augmentation de la pression exercée sur les écosystèmes des eaux intérieures, une réduction générale de la biodiversité au sein des paysages agricoles et une aggravation des émissions de gaz (EM, 2005a). Par ailleurs, l'utilisation excessive des

terres pour le pâturage et les cultures a souvent conduit à la détérioration de la couverture végétale et des caractéristiques du sol.

Les implications environnementales de la dégradation des terres sont multiples. Parmi les problèmes les plus sérieux figurent l'érosion de la biodiversité (à travers la destruction de l'habitat ou la pollution des aquifères), le changement climatique (à travers la déforestation et la destruction de la matière organique des sols qui dégage du carbone dans l'atmosphère) et l'appauvrissement des ressources en eau (à travers la modification de la texture du sol et la disparition de la couverture végétale qui affecte les cycles hydriques). Ces mécanismes et leurs répercussions sont décrits en détails dans les chapitres suivants.

Eu égard aux différences de définitions et de terminologie, les études menées pour tenter d'évaluer l'étendue et le processus de la dégradation des terres aboutissent à des résultats variés. L'une des estimations généralement acceptées est celle apportée par Oldeman (1994). Ses travaux suggèrent que près de 19,6 millions de kilomètres carrés de terres sont dégradées, essentiellement du fait de l'érosion par l'eau (tableau 2.2). Ce chiffre ne tient toutefois pas compte de la disparition de la végétation naturelle et, si l'on se fonde sur la définition du PNUE, il donne donc une estimation de la dégradation des sols plutôt que de celle des terres. Pourtant, selon Oldeman (1994), il semblerait que près des deux tiers des terres forestières et boisées sont dégradées en Asie (environ 3,5 millions de kilomètres carrés), contre 15 à 20 pour cent en Amérique latine et en Afrique. La dégradation des pâturages pose surtout un problème en Afrique (2,4 millions de kilomètres carrés), bien que l'Asie et dans une moindre mesure l'Amérique latine soient aussi touchées (respectivement 2,0 et 1,1 millions de kilomètres carrés). Enfin, environ un tiers des terres agricoles sont dégradées en Asie (2,0 millions de kilomètres carrés), contre la moitié en Amérique latine et les deux tiers en Afrique.

La désertification est une forme de dégradation des terres qui se produit dans les zones arides, semi-arides ainsi que dans les régions sèches et subhumides, et qui est due à divers facteurs, notamment aux changements climatiques et aux activités anthropiques (PNUE, 2002). Selon les estimations de Dregne et Chou (1994), la surface des terres dégradées en zone sèche dans le monde atteint 3,6 milliards d'hectares (36 millions de kilomètres carrés), à savoir 70 pour cent de l'ensemble des 5,2 milliards d'hectares (52 millions de kilomètres carrés) des terres considérées dans ces régions (tableau 2.3). Ces chiffres tiennent compte de la destruction de la couverture végétale et ne peuvent donc pas être comparés directement aux précédents. Certains auteurs (Reich *et al.*, 1999) considèrent en outre qu'en Afrique, le risque de dégradation encouru est faible ou modéré sur environ 6,1 millions de kilomètres carrés, et élevé voire très élevé sur 7,5 millions de kilomètres carrés. On estime que la désertification touche au total près de 500 millions d'Africains, fragilisant sérieusement la productivité agricole malgré de bonnes ressources en sol.

De tous les impacts économiques liés à la dégradation, la baisse des rendements est l'un des plus évidents. En Afrique, on estime que l'érosion historique des sols a pu faire chuter les rendements de 2 à 40 pour cent, avec une perte moyenne de 8,2 pour cent pour tout le continent (Lal, 1995). En Asie du Sud, on considère que l'érosion par l'eau a provoqué une diminution annuelle des récoltes de 36 millions de tonnes d'équivalent céréales, soit une perte évaluée à 5,4 milliards d'USD, alors que l'érosion éolienne entraînerait des pertes estimées à 1,8 milliard d'USD (PNUE, 1994). D'après les estimations, 75 milliards de tonnes de sol sont perdues chaque année dans le monde, pour un coût d'environ 400 milliards d'USD par an, soit 70 USD par personne et par an (Lal, 1998). D'après l'analyse conduite à l'Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI) (Scherr et Yadav, 1996), une légère accentuation de la

Tableau 2.2

## Estimations de l'étendue mondiale de la dégradation des terres

Type	Légère	Modérée	De forte à extrême	Totale
(..... millions de km <sup>2</sup> .....)				
Erosion par l'eau	3,43	5,27	2,24	10,94
Erosion par le vent	2,69	2,54	0,26	5,49
Dégradation chimique	0,93	1,03	0,43	2,39
Dégradation physique	0,44	0,27	0,12	0,83
<b>Total</b>	<b>7,49</b>	<b>9,11</b>	<b>3,05</b>	<b>19,65</b>

Source: Oldeman (1994).

Tableau 2.3

## Estimations des terres dégradées en zone sèche

Continent	Superficie totale	Superficie dégradée <sup>1</sup>	Pourcentage dégradé
(millions de km <sup>2</sup> ) (millions de km <sup>2</sup> )			
Afrique	14,326	10,458	73
Asie	18,814	13,417	71
Australie et Pacifique	7,012	3,759	54
Europe	1,456	0,943	65
Amérique du Nord	5,782	4,286	74
Amérique du Sud	4,207	3,058	73
<b>Total</b>	<b>51,597</b>	<b>35,922</b>	<b>70</b>

<sup>1</sup> Terres et végétation comprises.

Source: Dregne et Chou (1994).

dégradation des terres suivant les tendances actuelles serait à même de provoquer une hausse des prix des produits alimentaires essentiels de l'ordre de 17 à 30 pour cent, et d'aggraver la malnutrition infantile. Non seulement cette dégradation mène à une diminution de la production alimentaire et de la sécurité alimentaire, mais elle freine les revenus agricoles et donc la croissance économique, comme le confirment les études effectuées sur l'expérience du Nicaragua et du Ghana (Scherr et Yadav, 1996). A la longue, elle peut engendrer une émigration et une dépopulation des zones touchées (Requier-Desjardins et Bied-Charreton, 2006).

Les effets à long terme de la dégradation des terres, et en particulier la réversibilité de ses

processus et la résilience des écosystèmes, font l'objet de débats. Le compactage des sols, par exemple, pose problème dans de vastes zones de terres agricoles partout dans le monde. Sa part de responsabilité dans la baisse des rendements est estimée de l'ordre de 25 à 50 pour cent pour l'Union européenne et l'Amérique du Nord, avec des pertes annuelles au niveau des exploitations évaluées à 1,2 milliard d'USD aux États-Unis d'Amérique. Le compactage est également un problème en Afrique de l'Ouest et en Asie (Eswaran, Lal et Reich, 2001). Il est toutefois possible d'inverser son processus en adaptant la profondeur du labour. En revanche, l'érosion par l'eau et le vent a des conséquences irréversibles, notamment pour ce qui est du déplacement des dunes de sable (Dregne, 2002). Pour inverser le processus de dégradation des terres, des investissements conséquents sont souvent nécessaires, lesquels risquent de dépasser les capacités financières ou de ne pas se révéler suffisamment rentables en regard du contexte économique actuel. Les coûts de réhabilitation des terres dégradées en Afrique subsaharienne ont été estimés en moyenne à 40 USD par hectare et par an pour les pâturages, à 400 USD par hectare et par an pour les terres non irriguées et à 4 000 USD par hectare et par an pour les terres irriguées, avec des périodes d'investissement moyennes de trois ans (Requier-Desjardins et Bied-Charreton, 2006).

### 2.1.4 Élevage et utilisation des terres: la «transition géographique»

De tout temps, les hommes ont élevé du bétail afin de produire de la nourriture, que ce soit directement à travers les produits carnés ou laitiers, ou indirectement en utilisant sa puissance de traction ou le fumier comme source d'engrais pour la production agricole. En l'absence de techniques de conservation et d'infrastructures de transport, les biens et services issus de l'élevage étaient utilisés localement. Le bétail était conservé à proximité géographique des installations humaines, souvent par des éleveurs

nomades se déplaçant avec leurs troupeaux.

Les modes de distribution variaient selon les espèces. Les espèces monogastriques (les porcs et les volailles par exemple) étaient pour la plupart intimement liées aux populations humaines, vivant dans les basses-cours familiales. En effet, les espèces monogastriques dépendent des hommes pour se nourrir (déchets ménagers, sous-produits de récolte, etc.) et pour se protéger des prédateurs. La distribution des espèces monogastriques correspond encore étroitement à celle des populations humaines dans les pays où les systèmes de production sont traditionnels (FAO, 2006c; Gerber *et al.*, 2005). En ce qui concerne en revanche la répartition des ruminants (comme les bovins, les buffles, les ovins ou les caprins), les ressources en aliments, et surtout en fourrage, ont joué un rôle déterminant. Les superficies utilisées pour l'élevage des ruminants sont en général considérables. Ces derniers étaient gardés en troupeaux dans les zones de pâturages et ne recevaient des aliments cultivés qu'à titre exceptionnel (par exemple, les animaux de trait ou dans certaines zones lors des saisons froides). L'élevage de ruminants implique des mouvements quotidiens ou saisonniers sur des distances très variables, allant de quelques centaines de mètres à quelques centaines de kilomètres dans le cas de la transhumance à grande échelle ou du nomadisme. Une partie ou la totalité des hommes qui dépendent du troupeau participent à ce mouvement tout en gardant parfois un point d'ancrage géographique (par exemple, un village, un «boma» ou un territoire d'attache).

A l'époque contemporaine, la production animale est passée d'une activité reposant sur les ressources à une activité dépendant principalement de la demande. L'élevage traditionnel était fondé sur la disponibilité des ressources fourragères locales, dans des zones où les contraintes liées aux maladies le permettaient.

L'élevage moderne est essentiellement axé sur la demande en produits alimentaires d'origine animale (Delgado *et al.*, 1999), et s'appuie sur des ressources alimentaires supplémentaires

res lorsque cela est nécessaire. Dès lors, son emplacement subit de profondes réorientations. Avec l'émergence de puissantes économies telles que la Chine et l'Inde comme nouveaux centres de demande et de production (Steinfeld et Chilonda, 2006), ces évolutions géographiques se sont mondialement accélérées au cours des dernières décennies. La géographie de la production animale et ses changements sont les éléments indispensables qui permettent de comprendre les interactions élevage-environnement. Ainsi, les déchets d'animaux ne posent pas de problèmes dans les zones d'élevage peu dense. En revanche, dans les zones à forte densité d'élevage, la capacité des terres et des eaux environnantes à absorber les déchets est souvent dépassée, ce qui provoque des dégâts sur l'environnement.

L'accès aux marchés, les ressources en aliments du bétail, les infrastructures, les prix des terres, la main-d'œuvre, le transport et la situation sanitaire influent sur l'emplacement de la production animale. Dans ce chapitre, nous analyserons les tendances observées en matière de géographie de l'élevage ainsi que les facteurs sous-jacents, afin de comprendre et d'interpréter les conséquences environnementales. Nous examinerons tout d'abord l'ensemble des terres consacrées directement ou indirectement à la production animale puis les principaux stades et types d'élevage.

### *Intensification de l'utilisation des terres pour la production d'aliments du bétail*

Le premier élément important est la demande en prairies et en terres arables de la part du secteur de l'élevage, et les principaux changements de zone, passés et actuels. La surface des pâturages s'est multipliée par six depuis 1800 et couvre désormais près de 35 millions de kilomètres carrés, notamment de vastes portions de continents où la pâture était rare voire inexistante (Amérique du Nord, Amérique du Sud, Australie). Dans de nombreuses régions, le pâturage s'est développé au point d'occuper

pratiquement toutes les terres aptes à cet usage et ne faisant l'objet d'aucune autre demande (Asner *et al.* 2004). L'Amérique du Sud, l'Asie du Sud-Est et l'Afrique centrale sont les seules parties du monde qui possèdent encore de vastes zones forestières pouvant être transformées en pâturage, au prix toutefois d'immenses investissements en matière de contrôle des maladies. Comme cela est décrit dans la section 2.5, le développement du pâturage au sein des écosystèmes forestiers entraîne des conséquences dramatiques pour l'environnement.

L'alimentation du bétail en céréales est plus récente. Inaugurée en Amérique du Nord dans les années 50, elle s'est répandue en Europe, dans l'ancienne Union soviétique et au Japon dans les années 60 et 70, pour être désormais monnaie courante dans une large partie de l'Asie de l'Est, de l'Amérique latine et de l'Asie de l'Ouest. Bien que l'alimentation du bétail en céréales ne soit pas encore vulgarisée dans la plupart des régions d'Afrique subsaharienne et d'Asie du Sud, elle s'y développe rapidement et son usage au départ faible est en plein essor. Cette demande en céréales fourragères et en autres types d'aliments a beaucoup accru les besoins en terres nécessaires à l'élevage, qui sont passées d'une surface très restreinte à quelque 34 pour cent des terres arables aujourd'hui (voir section 2.3).

L'expansion à long terme des pâturages et la progression plus récente des cultures fourragères vont toutes deux probablement atteindre leur maximum pour ensuite observer une baisse. L'estimation moyenne des Nations Unies prévoit que la population mondiale atteindra à peine plus de 9 milliards d'individus d'ici 2050, soit 40 pour cent de plus qu'aujourd'hui, avant de rapidement commencer à décroître (ONU, 2005). La croissance démographique alliée aux changements de revenus et aux taux d'urbanisation déterminera les tendances mondiales de la demande en produits d'origine animale, bien que les détails en soient naturellement incertains. Dans certains pays développés, la hausse

de la demande commence déjà à s'atténuer, voire diminue. Dans les économies émergentes, la révolution de l'élevage en cours est en passe de ralentir car, d'une part, la consommation par tête de produits d'origine animale a déjà connu des augmentations considérables au cours des 20 dernières années et, d'autre part, la croissance démographique continue de s'essouffler.

En fait, les taux de croissance de la production animale pour tous les pays en développement ont culminé dans les années 90, atteignant 5 pour cent par an, avant de chuter à une moyenne de 3,5 pour cent au cours de la période 2001-2005. En Asie et dans le Pacifique, où la Chine a encouragé la révolution de l'élevage, les taux de croissance annuelle moyenne ont plafonné dans les années 80 à 6,4 pour cent, pour baisser ensuite et atteindre 6,1 pour cent dans les années 90 et 4,1 pour cent durant la période 2001-2005. La production a suivi un schéma semblable en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord. Toutefois, certaines régions n'ont pas encore atteint leur pic de croissance de production maximale. Les courbes des taux de croissance sont moins claires en Amérique latine et pourraient encore augmenter, poussées par la production à vocation exportatrice de pays tels que l'Argentine et le Brésil. La consommation et la production, encore très faibles en Afrique, augmenteront au gré de la croissance. Enfin, on prévoit dans les pays en transition une forte croissance de la production, qui retrouvera ses niveaux antérieurs. En dépit de ces zones d'expansion, selon toute probabilité, l'essentiel de la croissance mondiale de l'élevage s'est déjà produit et la croissance à venir se fera à des taux dégressifs.

Parallèlement, les terres sont utilisées de plus en plus efficacement car l'intensification et la réorientation constante de la production vers les monogastriques (surtout la volaille) au détriment des ruminants permettent de réduire les superficies occupées par unité de production. Ceci est d'autant plus vrai si l'on tient compte de l'efficacité croissante de la production de cultures fourragères, comme le montre l'aug-

mentation constante de rendement de toutes les principales cultures fourragères décrites ci-dessus. En atténuant les pertes après récolte, les progrès accomplis en matière de techniques et pratiques de transformation et de distribution aboutissent à une diminution de la surface requise par unité de produits consommés. Il en résulte un effet combiné dans de nombreux pays développés, où l'étendue des pâturages s'est restreinte, celle-ci ayant baissé notamment de 20 pour cent aux Etats-Unis d'Amérique depuis 1950.

Deux tendances antagonistes sont donc en jeu. D'un côté, l'augmentation de la production va accroître plus encore la demande de terres dans le secteur, bien qu'à des taux dégressifs. D'un autre côté, l'intensification va diminuer la superficie de terre nécessaire par unité de produit. La force relative de ces deux tendances déterminera l'étendue de la surface totale utilisée par le secteur de l'élevage. Tout porte à croire qu'au niveau mondial, les besoins en terres pour la production animale atteindront bientôt un maximum pour diminuer ensuite. Les pâturages seront les premiers à régresser, suivis d'une baisse des besoins en terres pour la production d'aliments du bétail. A partir de cette tendance globale, il est possible de comprendre les dynamiques géographiques en matière d'élevage.

### *Changements d'emplacement en fonction des marchés et des sources d'aliments du bétail*

Le second élément majeur de la géographie de l'élevage consiste dans l'évolution de la répartition spatiale du bétail: l'association géographique, d'une part avec l'alimentation de base des animaux, d'autre part avec les populations et leurs besoins en produits d'origine animale. Au stade préindustriel du développement, les monogastriques et les ruminants suivent des modes de distribution différents. Celle des monogastriques suit les implantations humaines. Lorsque les hommes vivent principalement dans des zones rurales, il en va de même pour les monogastriques. Au cours des premières phases de

l'industrialisation, comme c'est le cas actuellement dans de nombreux pays en développement, les hommes s'urbanisent rapidement, tout comme les monogastriques que l'on trouve habituellement dans la ceinture périurbaine entourant les centres de consommation. Ce passage du rural au périurbain provoque d'importants problèmes environnementaux et des risques en matière de santé publique. Au cours d'une troisième phase, quand les niveaux de vie, la prise de conscience vis-à-vis de l'environnement et la capacité institutionnelle le permettent, ces problèmes sont résolus par la relocalisation graduelle des fermes loin des villes. La même formule s'applique pour les ruminants mais de manière moins prononcée car leurs importants besoins quotidiens en fibres engendrent des déplacements massifs de fourrage, dont le coût freine les progrès de l'élevage urbain. L'élevage de ruminants, que ce soit pour le lait ou pour la viande, tend à être implanté davantage en zone rurale, quelque soit la phase de développement, malgré quelques exceptions de taille (comme la production de lait en zone périurbaine telle qu'on l'observe en Inde, au Pakistan et autour de la plupart des villes subsahariennes). L'urbanisation rapide de l'élevage (pour les monogastriques en particulier) et la désurbanisation graduelle qui s'ensuit constituent un second phénomène géographique, qui se manifeste parallèlement à celui de l'intensification de l'utilisation des terres par ce secteur. Ces deux facteurs ont des incidences considérables sur l'impact que l'élevage fait subir à l'environnement; ils constituent le thème de base de ce chapitre ainsi que des suivants. Nous utiliserons l'expression «élevage en transition» pour les caractériser de façon synthétique.

## 2.2 Géographie de la demande

Sur une échelle mondiale, la distribution géographique de la demande en denrées d'origine animale suit sensiblement celle de la population humaine (carte 3, Annexe 1). Toutefois, cette demande varie sensiblement selon les revenus

et les préférences. Les personnes choisissent leur nourriture selon une logique complexe, fondée sur des objectifs variés, et leurs décisions sont influencées par les capacités et les préférences individuelles et sociétales, de même que par la disponibilité. Les préférences alimentaires évoluent rapidement. Si dans les pays en développement, la consommation de protéines et de matières grasses augmente avec la croissance des revenus, dans les pays développés certains segments de revenus plus élevés la réduisent, pour diverses raisons telles que la santé, l'éthique et une moindre confiance à l'égard du secteur. Dans les pays dont l'économie est en plein essor, la consommation par tête de denrées d'origine animale est en moyenne plus forte dans les groupes à revenus élevés, et elle augmente plus rapidement dans les groupes à revenus moyens ou faibles. Le premier groupe est surtout concentré dans les pays de l'OCDE tandis que le second se situe en majorité dans les économies à croissance rapide, telles que l'Asie du Sud-Est, les provinces côtières du Brésil, la Chine et certaines parties de l'Inde. Les deux groupes coïncident géographiquement dans les centres urbains des économies à croissance rapide.

Tableau 2.4

L'élevage et l'apport total en protéines alimentaires en 1980 et en 2002

	Apport total en protéines animales		Apport total en protéines	
	1980	2002	1980	2002
	(..... grammes/personne .....)			
Afrique subsaharienne	10,4	9,3	53,9	55,1
Proche-Orient	18,2	18,1	76,3	80,5
Amérique latine et Caraïbes	27,5	34,1	69,8	77,0
Pays asiatiques en développement	7,0	16,2	53,4	68,9
Pays industrialisés	50,8	56,1	95,8	106,4
Monde	20,0	24,3	66,9	75,3

Source: FAO (2006b).

Le tableau 2.4 montre un aperçu des changements importants qu'a connus la consommation moyenne de protéines des populations de différentes régions du monde. Plus de 40 pour cent de l'apport alimentaire en protéines des populations des pays industrialisés proviennent de l'élevage (les chiffres ne comprennent pas le poisson et les autres produits de la mer) et peu de changements se sont produits entre 1980 et 2002. Les variations les plus spectaculaires ont eu lieu dans les pays asiatiques en développement, où l'approvisionnement total de la population en protéines d'origine animale a augmenté de 140 pour cent, suivie de l'Amérique latine, où la consommation par tête de protéines animales a progressé de 32 pour cent. En revanche, la consommation a chuté en Afrique subsaharienne en raison d'une économie stagnante et d'une baisse des revenus. Le tableau 2 de l'Annexe 2 montre en détail les différents modes de consommation. La part grandissante des produits d'origine animale dans la nutrition humaine de nombreux pays en développement s'inscrit dans l'évolution alimentaire, qui comporte également un apport plus important de matières grasses, de poisson, de légumes et de fruits, au détriment des aliments de base tels que les céréales et les tubercules.

Deux éléments dominants se détachent de ces tendances. Tout d'abord, de nouveaux pôles de croissance se développent dans les économies émergentes, le Brésil, la Chine et l'Inde jouant désormais un rôle planétaire. Aux alentours de 1996, la production de viande dans les pays en développement a dépassé celle des pays développés. On prévoit une augmentation de leur part de production de deux tiers d'ici 2030 (FAO, 2003a). En revanche, la production et la consommation des pays développés stagnent et baissent par endroits. En second lieu, on note l'apparition de zones de demande plus sensibles – les centres urbains –, avec une consommation par tête élevée, une croissance rapide de la demande globale et une réorientation vers davantage de denrées d'origine animale

transformées. Une certaine homogénéisation des produits consommés (comme la viande de poulet) a été également constatée, bien que les cultures locales soient encore très influentes.

### 2.3 Géographie des ressources alimentaires de l'élevage

Les différentes espèces de bétail sont aptes à utiliser une grande variété de matériel de multiplication végétative. Habituellement, pour différencier les aliments pour animaux, on fait une distinction entre le fourrage grossier, tel que l'herbe des pâturages et les résidus de récolte, et les aliments concentrés, tels que les céréales et les graines oléagineuses. Les déchets domestiques et les sous-produits agroalimentaires peuvent également représenter une large part des ressources alimentaires.

#### 2.3.1 Pâturages et fourrage

##### *Différences de conversion, de gestion et de productivité*

Les prairies occupent actuellement près de 40 pour cent de la surface totale des terres de la planète (FAO, 2005a; White, Murray et Rohweder, 2000). La carte 4 (Annexe 1) représente la vaste distribution des pâturages. Dans une certaine mesure, en dehors des zones dénudées (déserts secs ou froids) et des forêts denses, les pâturages sont présents dans toutes les régions. Ils sont prépondérants en Océanie (58 pour cent de la surface totale, dont 63 pour cent en Australie), tandis que leur superficie est relativement limitée en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord (14 pour cent) ainsi qu'en Asie du Sud (15 pour cent). Quatre régions détiennent les superficies les plus importantes, avec 7 millions de kilomètres carrés de prairies ou plus: l'Amérique du Nord, l'Afrique subsaharienne, l'Amérique latine et les Caraïbes ainsi que la Communauté des États indépendants (voir tableau 3, Annexe 2).

Comme le montre le tableau 2.5, les terres de culture et les zones urbaines empiètent de plus en plus sur les prairies, qui sont de plus en plus



fragmentées (White *et al.*, 2000). L'expansion de l'agriculture, l'urbanisation, le développement industriel, le surpâturage et les incendies constituent les principaux facteurs responsables de la réduction et de la dégradation des prairies qui accueilleraient traditionnellement l'élevage extensif. Les retombées écologiques de cette conversion sur les écosystèmes, la structure des sols et les ressources en eau peuvent être considérables. Toutefois, on constate que les écosystèmes des prairies et les services qu'ils rendent, comme la conservation de la biodiversité, l'atténuation des changements climatiques, la prévention de la désertification et les loisirs, sont de plus en plus appréciés.

Les pâturages permanents sont un type d'utilisation humaine des surfaces enherbées et, selon les estimations, ils couvrent environ 34,8 millions de kilomètres carrés, soit 26 pour cent de la surface totale de terres de la planète (FAO, 2006b). La gestion des pâturages et des biomasses récoltées pour l'alimentation du bétail varie énormément. Dans l'ensemble, bien qu'il soit difficile d'établir des estimations précises, les pâturages ont généralement une productivité de biomasse beaucoup plus faible que les zones cultivées. Plusieurs facteurs

contribuent à cela. Tout d'abord, les grands pâturages se trouvent surtout dans les zones dont les conditions freinent le potentiel de production (température ou humidité limitée), ce qui explique leur faible productivité par rapport aux terres de culture. Ensuite, dans les parcours arides et semi-arides, qui représentent la majorité des prairies dans le monde, l'intensification des zones utilisées comme pâturages s'avère souvent techniquement et socialement difficile et non rentable. La plupart de ces zones produisent déjà au maximum de leur potentiel. De plus, dans la majeure partie de l'Afrique et de l'Asie, les pâturages sont par tradition des zones de propriétés communes qui, eu égard à l'affaiblissement des règles traditionnelles d'accès, tendent de fait à devenir des espaces de libre accès (voir encadré 2.2). Dans de telles conditions, un investisseur individuel ne peut pas récupérer les investissements engagés et les niveaux d'investissement resteront inférieurs à l'optimum social. En outre, étant donné le manque d'infrastructures dans ces zones, l'amélioration de la productivité par des investissements individuels se révèle encore plus difficile. Dans les systèmes extensifs, la gestion des prairies naturelles est donc limitée.

Tableau 2.5

## Estimation des prairies existantes et des prairies converties

Continent et région	Pourcentage de prairies				Total converti
	Existantes	Converties en cultures	Converties en zones urbaines	Converties autrement (par ex. en forêts)	
Amérique du Nord, prairies à grandes graminées des Etats-Unis d'Amérique	9,4	71,2	18,7	0,7	90,6
Amérique latine, forêts naturelles (cerrado) et savanes de Bolivie, du Brésil et du Paraguay	21,0	71,0	5,0	3,0	79,0
Asie, steppes dauriennes de Chine, Fédération de Russie et Mongolie	71,7	19,9	1,5	6,9	28,3
Afrique centrale et de l'Est, forêts à mopane et miombo du Botswana, du Burundi, du Mozambique, de la République démocratique du Congo, de la République-Unie de Tanzanie, du Rwanda, de Zambie et du Zimbabwe	73,3	19,1	0,4	7,2	26,7
Océanie, forêts naturelles et brousse du sud-ouest de l'Australie	56,7	37,2	1,8	4,4	43,4

Source: White, Murray et Rohweder (2000).

**Encadré 2.2 Affaiblissement et complexité du contrôle de l'accès aux pâturages**

Les pâturages relèvent de droits de propriété et d'accès très divers. On reconnaît généralement trois types de régimes fonciers: privé (un individu ou une société), communautaire (une communauté locale) et public (l'état). Les droits d'accès et de propriété peuvent se chevaucher, ce qui aboutit parfois à un ensemble complexe de règles relatives au contrôle de l'utilisation des ressources. Les décalages entre les règles d'accès et la multiplicité

des institutions chargées de leur application sont souvent source de conflits entre les diverses parties prenantes qui revendiquent l'accès aux pâturages. A cet égard, le Code rural du Niger est une tentative exemplaire visant à garantir l'accès des éleveurs pastoraux aux parcours tout en maintenant ces derniers sous le régime de propriété commune. Le tableau ci-dessous offre un aperçu de ces règles et de la relative sécurité qu'elles assurent aux éle-

Tableau 2.6

**Propriété foncière et droits d'accès aux parcours: combinaisons possibles et degrés divers de sécurité d'accès pour les éleveurs pastoraux**

	Droit d'accès sans superposition	Bail	Droits d'accès coutumiers <sup>1</sup>	Intrusion illicite ou accès incontrôlé
Privée	+++  Propriété privée	De ++ à +++ Selon la durée du bail et l'autorité de l'institution qui le garantit.	De 0 à ++  Des problèmes peuvent surgir en raison de l'interférence entre le droit d'accès coutumier et les récentes politiques d'enregistrement des titres fonciers.	De 0 à ++  Conflit
Communautaire	+++  Cas des troupeaux de propriété commune ou appartenant à l'Etat		De + à +++  Les droits d'accès coutumiers tendent à s'affaiblir et à perdre leur stabilité en raison des migrations, et ils interfèrent avec d'autres types de propriété et de droit d'accès	De + à ++  Selon la fermeté relative des communautés locales/de l'administration publique et des éleveurs pastoraux.

Note: degré de stabilité de l'accès aux ressources, de très élevé (+++) à très faible (0).

<sup>1</sup> Les droits d'accès coutumiers peuvent prendre diverses formes. Ils ont en commun qu'ils identifient les premiers arrivants et les distinguent de ceux arrivés ensuite ou en dernier. Ils sont donc à la merci des grands flux de migration et, dans un tel contexte, sont donc susceptibles d'exacerber les querelles ethniques.

Sources: Chauveau (2000); Médard (1998); Klopp (2002).

Toutefois, là où la propriété individuelle prédomine et où la gestion traditionnelle et les règles d'accès sont efficaces, l'utilisation des prairies fait souvent l'objet d'une planification méthodique qui adapte la charge aux saisons et aux différentes

classes de bétail (par exemple, animaux reproducteurs, jeunes animaux, animaux de traite, animaux destinés à l'engraissement), de façon à réduire les risques liés à la variabilité climatique. En outre, les techniques telles que le brûlis et le débroussaillage

**Encadré 2.2 (suite)**

veurs dans l'accès aux ressources de terres. L'accès à l'eau ajoute à la complexité des droits d'accès: dans les terres sèches, l'eau joue un rôle critique car l'emplacement des ressources hydriques est déterminant pour l'usage des pâturages. Les droits relatifs à l'eau sont donc essentiels pour garantir un accès effectif aux pâturages arides et semi-arides. Ne bénéficiant d'aucun droit officiel sur les terres, les éleveurs pastoraux n'acquiescent pratiquement jamais de droit vis-à-vis de l'eau et sont donc doublement pénalisés (Hodgson, 2004).

La sécurité et la stabilité d'accès aux ressources pastorales sont d'une importance primordiale car elles déterminent la stratégie de gestion que l'utilisateur adoptera. Investir dans les pratiques et les infrastructures dans le but d'améliorer la

productivité pastorale n'est possible que s'il existe une forte probabilité de rendements économiques à moyen et long terme. Plus récemment, des droits clairs en matière d'utilisation se sont révélés indispensables pour attribuer et rémunérer les services environnementaux.

Malgré le manque de statistiques détaillées, nous pouvons probablement affirmer que la plupart des pâturages sont privés, et non communautaires ou appartenant à l'État. Les parcours se trouvent principalement sur des terres communautaires ou appartenant à l'État en Afrique (ainsi, les terres de propriété privée ne représentent qu'environ 5 pour cent de la superficie des terres au Botswana), en Asie du Sud (par exemple, les terres communautaires, essentiellement des pâturages, représentent environ 20 pour cent de la totalité de la superficie de terres en Inde), en Asie de l'Ouest, en Chine ainsi qu'en Asie centrale et dans les Andes. Par ailleurs, en Australie, une grande partie du domaine de la Couronne – qui couvre près de la moitié de la superficie du pays – est constituée de pâturages relevant d'un bail. En revanche, la plupart des pâturages d'Amérique du Sud et des États-Unis d'Amérique ont un statut de propriété privée. Une enquête menée aux États-Unis montre en effet que 63 pour cent des pâturages sont privés, tandis que 25 pour cent appartiennent à l'État fédéral et le reste aux divers États et communautés locales (voir tableau 2.7). Enfin, en Europe, les pâturages situés dans des basses plaines fertiles sont généralement privés, alors que les zones marginales telles que les parcours montagneux et les zones humides appartiennent habituellement à l'État ou aux collectivités qui en contrôlent traditionnellement l'accès.

**Tableau 2.7****Utilisation et propriété des terres aux États-Unis d'Amérique**

Millions d'acres	Cultures	Pâturages	Forêts	Autres	Total
État fédéral	0	146	249	256	651
État et collectivité locale	3	41	78	73	195
Communauté indienne	2	33	13	5	53
Privé	455	371	397	141	1 364
Total	460	591	737	475	2 263

**Pourcentages relatifs**

État fédéral	0	25	34	54	29
État et collectivité locale	1	7	11	15	9
Communauté indienne	0	6	2	1	2
Privé	99	63	54	30	60

Source: Anderson et Magleby (1997).

peuvent améliorer la productivité des pâturages. Leur gestion étant limitée, les pâturages extensifs peuvent fournir d'importants services environnementaux tels que la conservation de la biodiversité et la séquestration de carbone.

Afin de faciliter cette évaluation, nous avons regroupé les prairies en trois catégories: pâturages extensifs des zones marginales, pâturages extensifs des zones à potentiel élevé et pâturages intensifs.

**Les pâturages extensifs des zones marginales** sont définis ici comme ayant une productivité primaire nette inférieure à 1 200 grammes de carbone par m<sup>2</sup> et par an (carte 4, Annexe 1; tableau 4, Annexe 2). C'est la plus grande catégorie en termes de superficie (60 pour cent de la totalité des pâturages) et on la trouve surtout dans les régions sèches et les terres froides. Cette catégorie est prépondérante dans les pays en développement, où elle représente près de 80 pour cent des prairies, alors que sa part est inférieure à 50 pour cent dans les pays développés. Ce contraste peut s'expliquer par les différences de coût d'opportunité des terres: dans les pays développés, les zones présentant un bon potentiel agroécologique sont utilisées sous des formes plus intensives que le pâturage. Les prairies des zones marginales sont utilisées de manière extensive, soit par des systèmes de production mobiles (Afrique, CEI, Asie du Sud et Asie de l'Est), soit au sein de grands ranchs (Océanie, Amérique du Nord). Utilisant l'évapotranspiration effective comme indicateur du stress climatique de la végétation, certains auteurs (Asner *et al.*, 2004) montrent qu'au sein des biomes à caractère aride, les systèmes de pâture tendent à occuper les régions les plus sèches et climatiquement plus instables, alors que dans les biomes tempérés ils occupent plutôt les parties les plus humides et/ou les plus froides. Du point de vue des sols, les auteurs indiquent également que les systèmes de pâture occupent généralement les sols les moins fertiles en zones arides et les sols non recouverts de glace des régions boréales, de même que les sols les moins fertiles ou peu productifs des biomes tropicaux. Ils parviennent à la conclusion que le champ d'expansion de la mise en pâturage des terres marginales est épuisé.

**Les pâturages extensifs des zones à potentiel élevé** sont définis comme ayant une productivité primaire nette supérieure à 1 200 grammes de carbone par m<sup>2</sup> et par an (carte 4, Annexe 1; tableau 4, Annexe 2). Ces pâturages se trouvent

essentiellement dans les régions de climat tropical humide ou subhumide ainsi que dans certaines parties de l'Europe de l'Ouest et des Etats-Unis d'Amérique. La production de biomasse étant constante ou saisonnière, de tels herbages sont généralement clôturés et pâturés tout au long de l'année.

**La culture intensive des pâturages** se pratique dans les zones dont les conditions climatiques, économiques et institutionnelles sont favorables et où les terres sont rares. C'est généralement le cas en Europe, en Amérique du Nord, au Japon et en République de Corée. Dans l'Union européenne (UE), les unités de production de viande et de lait s'appuient en grande partie sur les prairies temporaires (leys ou prairies artificielles) et sur les cultures fourragères comme source d'aliments frais et conservés. Les pâturages les plus intensifs se trouvent dans le sud de l'Angleterre, en Belgique, aux Pays-Bas et dans certaines parties de la France et de l'Allemagne. Les systèmes basés sur les fourrages sont axés sur le haut rendement et utilisent en grande quantité les engrais minéraux, parallèlement à l'épandage de fumier et aux machines. L'utilisation intensive des pâturages est à l'origine de la surcharge des sols de ces pays en nutriments et de leur pollution au nitrate. Les prairies cultivées sont habituellement pauvres en espèces et contiennent surtout des variétés de *Lolium* (Commission européenne, 2004). Dans certains cas, la production intensive de fourrage sert d'approvisionnement aux industries de transformation, comme pour la déshydratation de la luzerne ou le compactage des foin. Ces industries (que l'on trouve surtout au Canada et aux Etats-Unis d'Amérique) sont très orientées vers l'exportation.

### 2.3.2 Cultures fourragères et résidus de récolte

Au cours des dernières décennies, la demande fourragère s'est accrue et les ressources traditionnelles ne pouvant fournir les quantités ou les qualités requises, les produits issus de la

culture vivrière primaire tels que les céréales et les légumineuses ont été de plus en plus utilisés pour l'alimentation animale. La demande croissante en nourriture humaine et animale a pu être satisfaite sans augmentation de prix. Bien au contraire, elle a été stimulée par une baisse des prix des céréales. En termes réels (en USD constants), les prix des céréales sur le marché international ont baissé de moitié depuis 1961 (FAO, 2006b). L'augmentation de l'offre à des prix dégressifs résulte surtout de l'intensification de la zone déjà cultivée.

### Céréales

#### *L'usage fourrager des céréales ralentit à mesure que la conversion alimentaire s'améliore*

Quelque 670 millions de tonnes de céréales ont été consommées par le bétail en 2002, ce qui représente une zone cultivée d'environ 211 millions d'hectares. De nombreuses céréales sont utilisées pour l'alimentation du bétail, surtout pour les espèces monogastriques, notamment le porc et la volaille. En ce qui concerne les ruminants, les céréales jouent en général un rôle de complément alimentaire. Néanmoins, elles peuvent représenter l'essentiel du panier alimentaire des systèmes de production intensive telle que les parcs d'engraissement ou la production laitière.

A travers le monde et jusqu'à la moitié des années 80, l'utilisation fourragère des céréales a augmenté plus rapidement que la production totale de viande. Cette tendance était liée à l'intensification du secteur de l'élevage dans les pays de l'OCDE, qui a entraîné une utilisation fourragère accrue des céréales. La part grandissante des céréales dans le panier alimentaire a fait alors croître la production de viande. Au terme de cette période, la production de viande a augmenté plus rapidement que l'utilisation fourragère des céréales. Cela s'explique par les meilleurs indices de conversion obtenus grâce à une réorientation vers les espèces monogastriques, une intensification de la production animale axée sur les races à rendement

élevé et de meilleures pratiques de gestion. La réduction des subventions pour la production de céréales selon la politique agricole commune de l'UE et la régression économique des pays anciennement socialistes de l'Europe centrale ont également contribué à diminuer la demande en céréales pour l'alimentation du bétail.

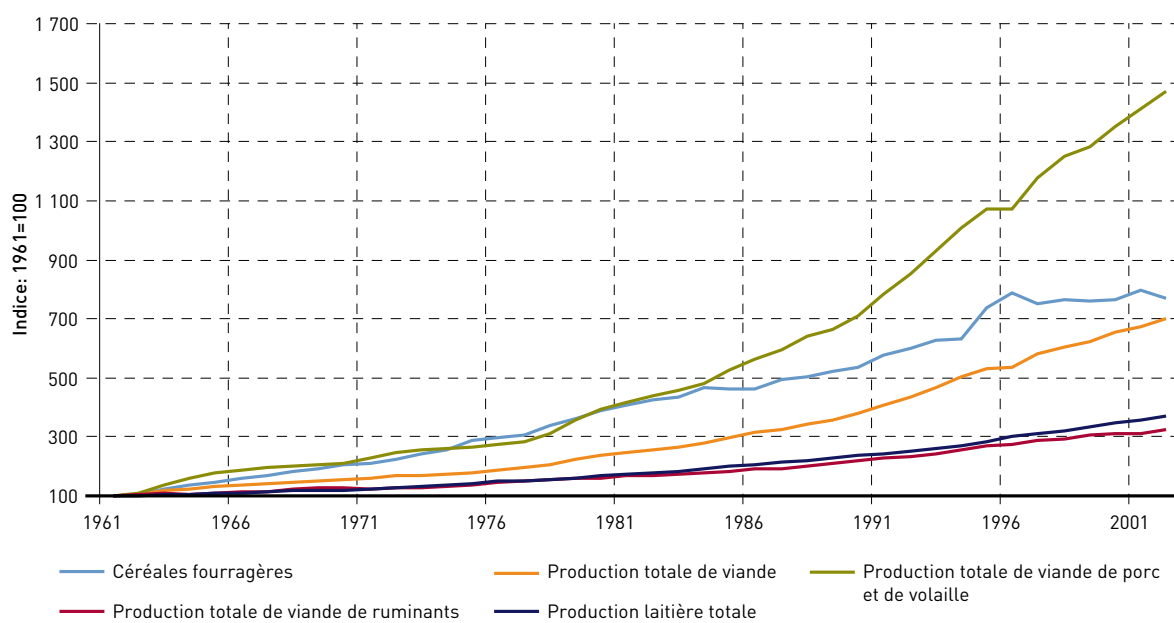
Dans les pays en développement, durant toute cette période, l'augmentation de la production de viande a été liée à l'utilisation accrue de céréales pour le bétail (figure 2.3). Récemment toutefois, la demande en céréales fourragères a eu tendance à se stabiliser alors même que la production de viande a continué de croître, probablement poussée par des pays tels que le Brésil, la Chine et la Thaïlande, qui produisent de manière très intensive et où domine l'élevage d'espèces monogastriques.

Dans l'ensemble, depuis la fin des années 80, la demande en céréales fourragères a été relativement stable. Cette stabilité, constatée à un niveau global, masque un changement géographique qui a marqué la demande au milieu des années 90. La demande des pays en transition a considérablement chuté, compensée par l'accroissement de la demande des pays en développement d'Asie (figure 2.4). Simultanément mais de manière plus progressive, la demande d'aliments du bétail s'est amenuisée dans les pays industrialisés et renforcée dans le monde en développement.

Exprimés en parts de la production totale, les volumes de céréales utilisés pour alimenter le bétail ont considérablement augmenté dans les années 60 mais sont ensuite restés plutôt stables avant de diminuer à la fin des années 90.

Parmi les céréales, le maïs et l'orge sont les principaux aliments du bétail – constituant plus de 60 pour cent de leur production totale entre 1961 et 2001. Toutefois, la demande en céréales fourragères varie énormément selon les régions: le maïs prédomine au Brésil et aux Etats-Unis d'Amérique alors qu'au Canada et en Europe on utilise surtout le blé et l'orge. L'Asie du Sud-Est utilisait des proportions sem-

**Figure 2.3** Comparaison des taux de croissance entre certains produits d'origine animale et l'utilisation de céréales fourragères dans les pays en développement

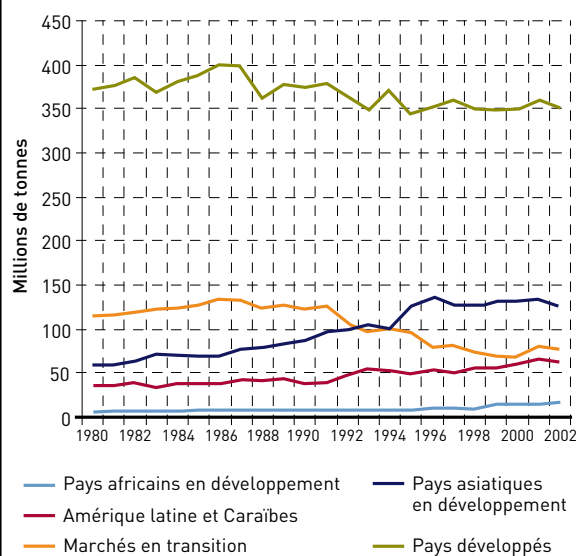


Source: FAO (2006b).

blables de blé jusqu'au début des années 90 mais, depuis, elle s'est progressivement tournée vers le maïs. Ces tendances reflètent l'aptitude qu'ont ces régions à produire des cultures particulières – le blé et l'orge étant plus adaptés que le maïs aux climats froids ou tempérés (cartes 5, 6 et 7, Annexe 1).

Les avantages comparatifs différenciés de la production de céréales fourragères, de même que la variabilité des conditions commerciales, se traduisent par une différenciation de l'alimentation du bétail au niveau de la production. Si l'on observe l'ensemble de la composante en céréales des rations alimentaires à travers les pays analysés, on constate une grande homogénéité (par exemple, les céréales représentent environ 60 pour cent du poids des aliments pour poulets – figure 2.6). Quoi qu'il en soit, la gamme de céréales diffère clairement d'un pays à l'autre. Le maïs domine dans l'alimentation des poulets au Brésil, en Chine et aux Etats-Unis d'Amérique, tandis que le blé est prépondérant dans l'UE. On constate des tendances similaires

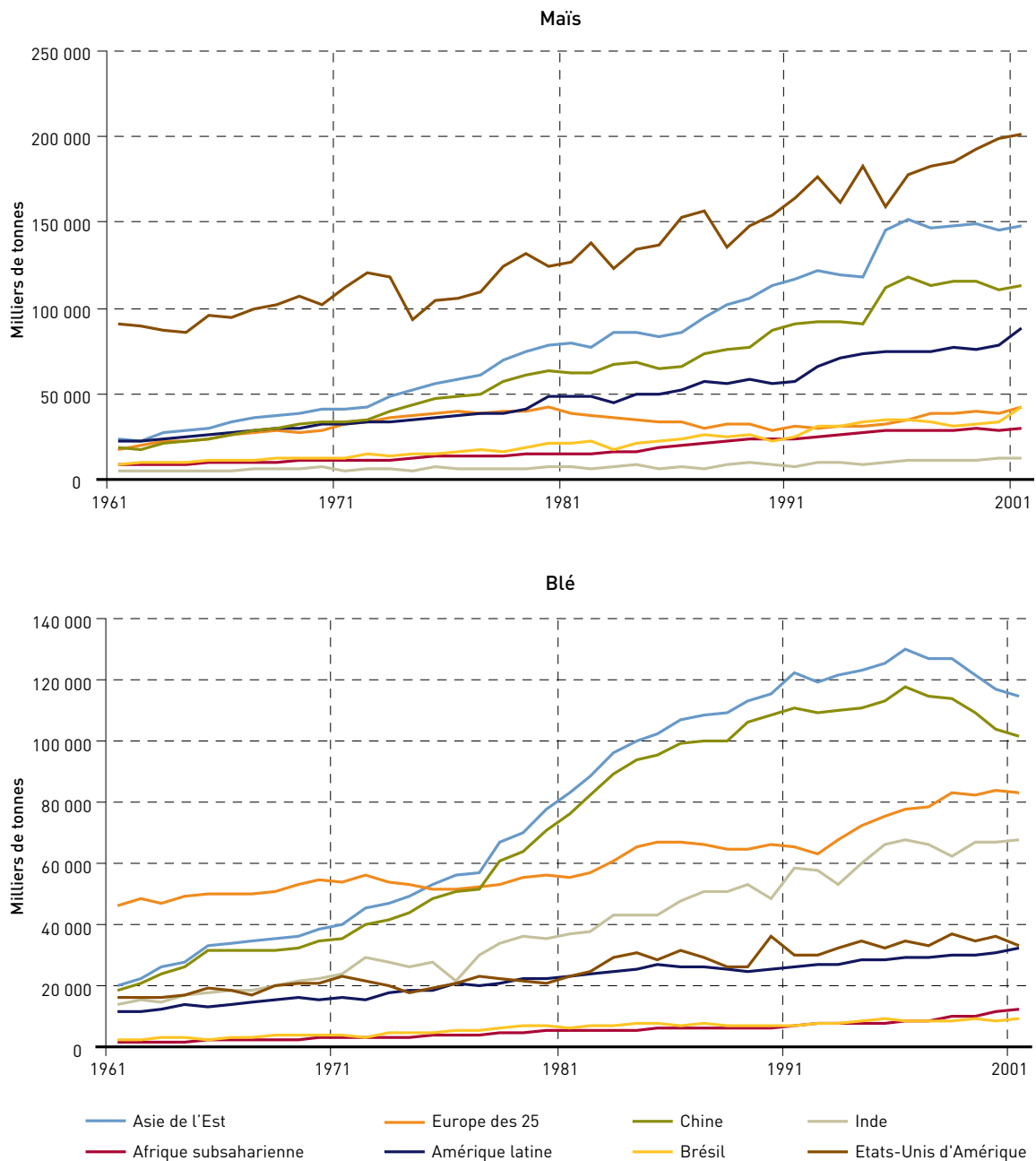
**Figure 2.4** Tendances régionales en matière d'utilisation des céréales fourragères



Source: FAO (2006b).

pour le porc, avec une teneur en céréales plus variable (de 60 à 80 pour cent), dans les pays analysés (figure 2.7).

Figure 2.5 Demande de blé et de maïs fourragers dans certains pays et régions, de 1961 à 2002



Source: FAO (2006b).

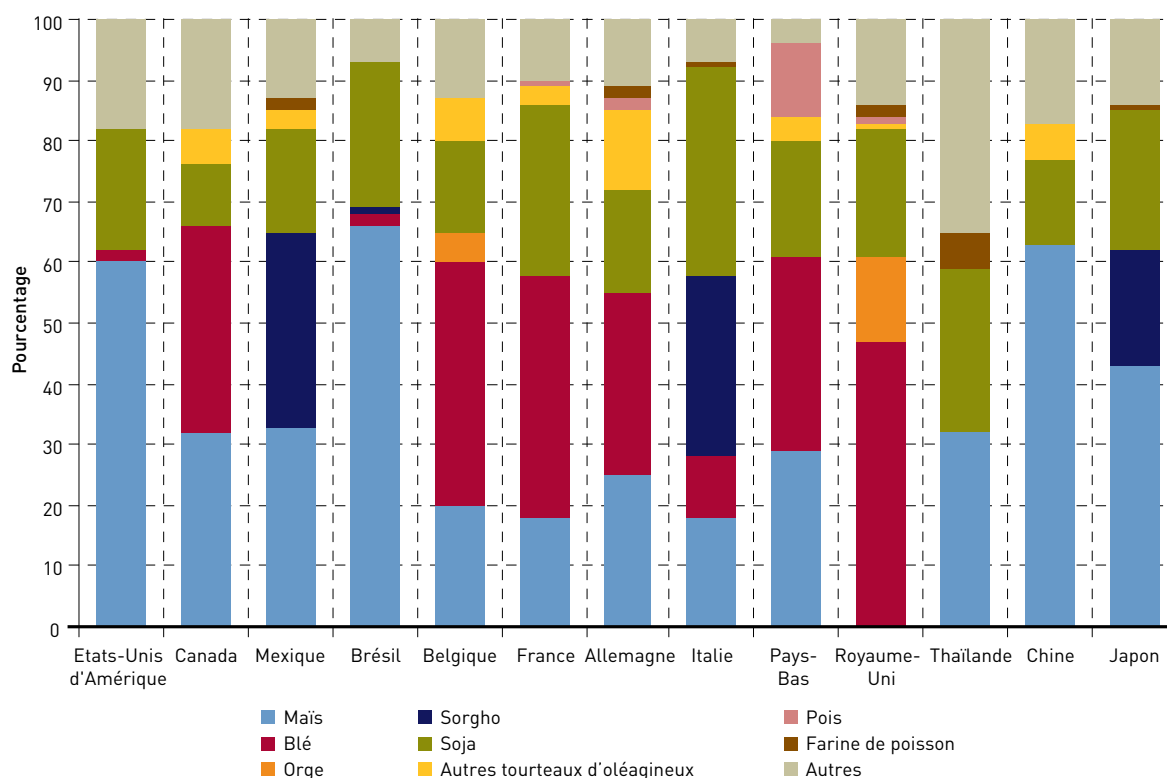
### Résidus de récolte

*Une ressource précieuse mais de plus en plus négligée*

Les résidus de récolte sont des sous-produits de l'agriculture. Leur teneur en fibres est le plus souvent élevée mais elle est basse en autres composants et leur digestibilité est faible. Les

résidus de récolte assurent donc généralement un rôle de compléments de base nécessaires en calories et en fibres, surtout pour l'alimentation des ruminants. Les résidus tels que la paille et les fanes constituent encore un fourrage essentiel pour les systèmes d'élevage mixtes. Le bétail élevé dans ce type d'exploitation, tout

Figure 2.6 Composition relative de la ration alimentaire des poulets dans certains pays (en poids)



Note: La catégorie «autres» comprend une grande quantité de riz en Thaïlande.

Source: calculs personnels.

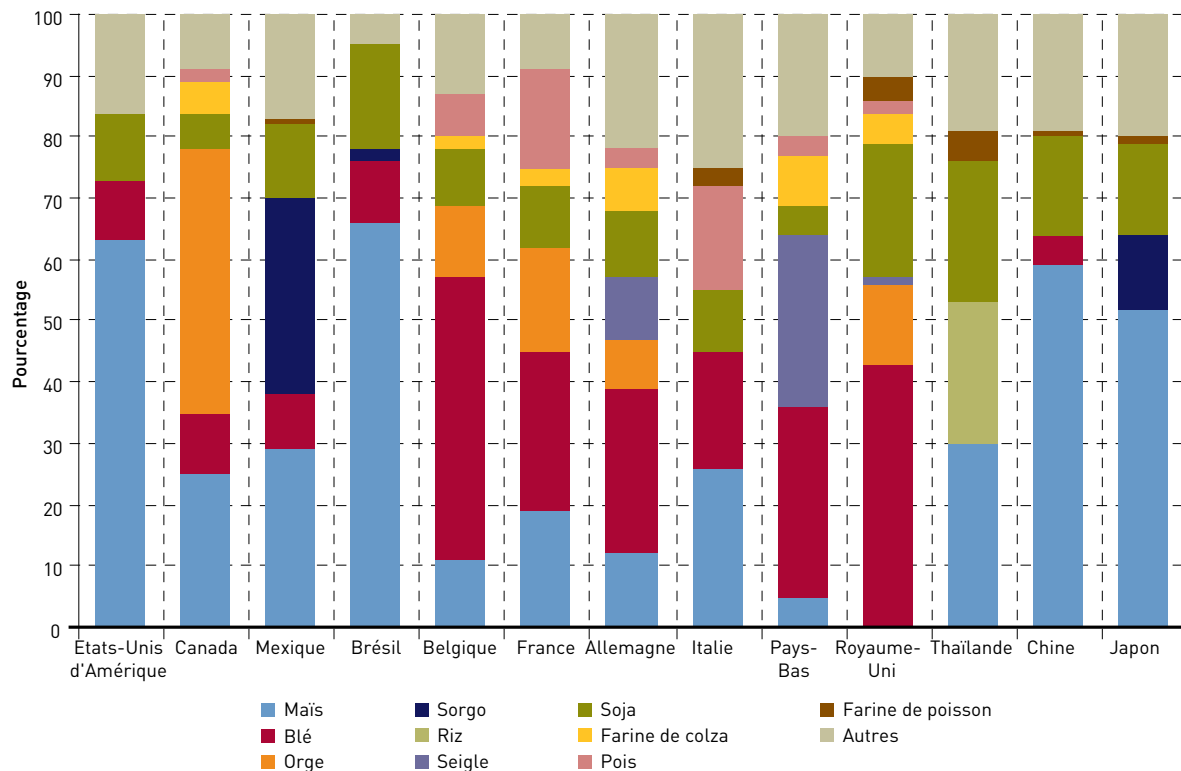
particulièrement les ruminants, convertit efficacement les résidus en produits et services alimentaires ou non alimentaires. Les résidus de récolte constituent une part importante du panier alimentaire, surtout dans les environnements semi-arides et subhumides des tropiques où vit la majorité des agriculteurs pauvres (Lenné, Fernández-Rivera et Bümmel, 2003). Les résidus de récolte – ainsi que les sous-produits de l'industrie agroalimentaire – jouent souvent un rôle critique durant les périodes de faible production des pâturages (Rihani, 2005). Selon l'estimation de Devendra et Sevilla (2002), 672 millions de tonnes de paille de céréales et 67 millions de tonnes d'autres résidus de récolte sont potentiellement disponibles pour l'alimentation du bétail en Asie. L'utilisation actuelle de la paille de riz pour le fourrage varie considéra-

blement, atteignant plus de 70 pour cent de la quantité totale disponible au Bangladesh et en Thaïlande, et seulement 15 pour cent en République de Corée. Dans les autres pays d'Asie du Sud-Est et en Chine, on estime que la proportion est de l'ordre de 25 à 30 pour cent.

Malgré l'importance qu'ils ont localement auprès des petites exploitations mixtes, les résidus de récolte sont de moins en moins utilisés pour l'alimentation du bétail. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette tendance et tous sont liés à l'intensification de l'agriculture. Premièrement, la quantité de résidus obtenue par unité de culture est moins importante en raison de la sélection génétique qui vise à la réduire (voir par exemple les céréales naines) et du matériel de récolte plus efficace. Deuxièmement, la sélection génétique, axée sur les caractéristiques de



Figure 2.7 Composition relative de la ration alimentaire des porcs dans certains pays (en poids)



Note: La catégorie «autres» comprend une grande quantité d'avoine en Italie.

Source: calculs personnels.

performance des principaux produits alimentaires, tend à réduire la qualité des résidus de récolte (Lenné, Fernández-Rivera et Bümmel, 2003). Troisièmement, l'élevage intensif nécessite une alimentation animale de grande qualité que les résidus de récolte n'offrent généralement pas. En outre, les résidus de récolte sont devenus une source d'énergie non négligeable et sont de plus en plus utilisés pour la production de meubles.

#### Autres cultures fourragères

Après les céréales, la seconde catégorie principale en matière d'alimentation animale regroupe les racines et les légumes. En 2001, le bétail en a consommé près de 45 millions de tonnes – principalement du manioc, des pommes de terre, des patates douces, du chou et du plantain. A

cela s'ajoutent quelque 17 millions de tonnes de légumineuses (principalement des pois et des haricots), qui représentent une part importante de la ration protéique dans certains pays comme la France, l'Italie et les Pays-Bas. On estime que les cultures fourragères de légumineuses, de racines et de légumes s'étendent sur une surface totale de plus de 22 millions d'hectares. Les graines oléagineuses peuvent être données directement au bétail, bien qu'elles soient en grande majorité transformées et que seuls leurs sous-produits soient utilisés pour l'alimentation animale. En 2001, la demande fourragère en graines oléagineuses a totalisé 14 millions de tonnes, soit l'équivalent de 6,6 millions d'hectares récoltés. Les principales graines oléagineuses servant à l'alimentation animale sont celles de soja, de coton et de tournesol.

### 2.3.3 Les sous-produits agroindustriels

A mesure que l'homme crée des chaînes alimentaires toujours plus sophistiquées, les agroindustries se développent et multiplient les sous-produits susceptibles de servir d'aliments pour le bétail. Une proportion grandissante des produits destinés à l'alimentation humaine sont transformés, le nombre de stades de transformation ne cesse de croître et les usines de traitement s'agrandissent. Tous ces facteurs permettent d'augmenter les quantités disponibles de sous-produits de qualité et donc de rendre leur ramassage et leur transformation économiquement plus rentables.

#### Le soja

*La demande en aliments pour le bétail provoque un essor de la production*

Le tourteau de soja, qui est un sous-produit de la fabrication d'huile de soja, est un exemple typique. Dans l'extraction de l'huile, le soja a un rendement de 18 à 19 pour cent d'huile et de 73 à 74 pour cent de tourteau (Schnittker, 1997); le reste compte pour du déchet. Seule une faible part des graines récoltées est directement donnée aux animaux (environ 3 pour cent au total), en revanche, ils reçoivent plus de 97 pour cent de la production globale de tourteaux de soja. Ces tourteaux sont utilisés principalement pour nourrir les espèces monogastriques, surtout les volailles et, dans une moindre mesure, les porcs. La figure 2.8 présente la part importante de soja transformé pour la fabrication de l'huile au cours des 40 dernières années ainsi que la stabilité du rapport entre les graines transformées et les tourteaux qui en résultent. Pendant cette même période, la demande fourragère en tourteaux de soja est montée en flèche à travers le monde, atteignant 130 millions de tonnes en 2002 – voir figure 2.8. Cela dépasse de loin la production de tourteaux à base de colza et de graines de moutarde, qui s'est hissée au deuxième rang mondial en 2002 avec 20,4 millions de tonnes.

La croissance de la production d'aliments du bétail à base de tourteaux de soja a décollé

au milieu des années 70 et s'est accélérée au début des années 90, propulsée par la demande qui augmentait rapidement dans les pays en développement. Pourtant, la quantité par personne de tourteaux de soja utilisée est bien plus élevée dans les pays développés (50 kg par habitant contre 9 kg dans les pays en développement). Au cours des 40 dernières années, la demande en tourteaux de soja a augmenté plus rapidement que la production totale de viande, ce qui sous-entend un net accroissement de l'utilisation de tourteaux de soja par unité de viande produite. C'est le cas chez les ruminants et chez les monogastriques. Cette augmentation de l'utilisation des tourteaux de soja pour l'alimentation animale est en partie due à la demande croissante de farine de poisson au sein du secteur de l'aquaculture en pleine expansion. En effet, les ressources en farine de poisson ne pouvant répondre aux demandes des deux secteurs, l'élevage a dû chercher d'autres substituts de protéines pour alimenter le bétail. L'aquaculture est davantage tributaire de la farine de poisson (et de l'huile de poisson) que ne le sont les animaux terrestres et la proportion de farine de poisson utilisée par l'aquaculture est passée de 8 pour cent en 1988 à près de 35 pour cent en 2000 (Delgado *et al.*, 2003), puis à 45 pour cent en 2005 (Banque mondiale, 2005a), malgré les efforts accomplis pour diminuer la proportion de ces produits dans la ration alimentaire des poissons. L'interdiction d'utiliser les abats d'animaux dans l'alimentation du bétail, qui vise à réduire le risque de transmission de la maladie de la vache folle, est un autre facteur exerçant des pressions supplémentaires sur la production de protéines végétales (voir 2.3.4).

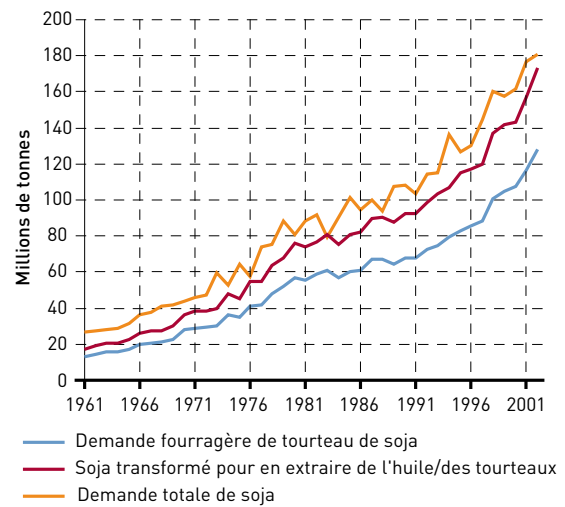
La production mondiale de soja a triplé entre 1984 et 2004 et la moitié de cette augmentation a eu lieu au cours des cinq dernières années. La production est très concentrée géographiquement. Huit pays assurent 97 pour cent de la production mondiale; les productions des trois pays venant en tête (l'Argentine, le Brésil et les

Etats-Unis d'Amérique) représentent respectivement 39 pour cent, 26 pour cent et 17 pour cent du total. Par ailleurs, ces productions ont enregistré la plus forte croissance observée au cours des 40 dernières années.

La carte 9 (Annexe 1) offre un aperçu des zones où l'on cultive le soja pour en extraire de l'huile et pour produire de la farine. La forte concentration géographique est clairement visible. La transformation et la commercialisation du soja sont très concentrées géographiquement. Elles sont également très spécialisées, se caractérisent par une forte intégration verticale et d'importantes économies d'échelle. Les petits producteurs – surtout dans les pays en développement – éprouvent de grandes difficultés à lutter contre la concurrence, surtout lorsqu'ils doivent faire face aux exigences et aux performances impressionnantes du commerce international en pleine croissance. Cela étant, de nouveaux pays ont récemment commencé à produire du soja en vue de l'exporter, et leur production s'est considérablement accrue entre 1999 et 2004. Ces pays se trouvent en Amérique latine (comme la Bolivie, l'Équateur et l'Uruguay), dans l'ancien bloc soviétique (comme la République tchèque, le Kirghizistan, la Fédération de Russie et l'Ukraine) et en Afrique (comme l'Ouganda). Parmi les plus gros producteurs de soja, les États-Unis d'Amérique réalisent les rendements moyens les plus élevés, à savoir 2,6 tonnes par hectare.

Certains pays produisant moins ont également obtenus de bons résultats. L'Argentine et le Brésil produisent en moyenne près de 2,4 tonnes par hectare alors que les rendements de la Chine ne sont que de 1,65 tonne par hectare. L'Inde est loin derrière, avec des rendements moyens de seulement 0,90 tonne par hectare (Schnittker, 1997). Au cours des 10 dernières années, le rendement s'est considérablement accru, même si l'augmentation exceptionnelle de l'offre était due en grande partie à l'extension des terres cultivées pour le soja – voir figure 2.2. Bien que la fabrication de l'huile ait été à l'ori-

**Figure 2.8** Tendances mondiales de la demande de soja et de tourteaux de soja, de 1961 à 2002



Source: FAO (2006b).

gine l'élément moteur de la production de soja, actuellement c'est la demande en alimentation du bétail qui est responsable de son développement. En effet, au cours des dernières années, les tourteaux de soja représentaient environ deux tiers de la valeur des graines de soja et l'huile à peu près un tiers. Cette situation a évolué en l'espace de 30 à 40 ans. En effet, d'une part, la demande en protéines destinées à l'alimentation des animaux terrestres et aquatiques s'est accrue rapidement et, d'autre part, la production d'autres graines riches en huile (huiles de palmier, de colza et de tournesol par exemple) a fait baisser la demande d'huile de soja (Schnittker, 1997). L'analyse des rations alimentaires confirme cette observation (figures 2.6 et 2.7) et démontre que le soja est une source majeure de protéines dans tous les pays analysés. Les autres sources de protéines végétales produites localement n'apportent en général qu'une modeste contribution. La croissance de la demande en graines oléagineuses pour produire des biocarburants risque de bouleverser ces tendances (voir section 2.3.4).

### Autres sous-produits agroindustriels

D'autres produits agroindustriels sont moins commercialisés et leur utilisation se limite à leur région d'origine. Ils sont souvent utilisés en cas de sécheresse ou durant d'autres périodes de pénurie de fourrage, pour compléter les pâturages et les résidus de récolte (Rihani, 2005). En Afrique du Nord, leur contribution à l'alimentation des petits ruminants passe de 10 pour cent en période favorable à 23 pour cent en période de sécheresse (Rihani, 2005). Dans cette région, les sous-produits agroindustriels qui servent à nourrir le bétail comprennent les résidus de brasserie, les agrumes, la pulpe de tomates et de dattes, les tourteaux d'olive ainsi que les mélasses et la pulpe de betterave. Au Japon, 30 pour cent des sous-produits agroindustriels sont recyclés après avoir été déshydratés (Kawashima, 2006).

En revanche, on recycle beaucoup moins de déchets alimentaires issus de la distribution pour nourrir le bétail (de 5 à 9 pour cent, selon leur origine) car leur composition et leur qualité sont très variables et leur répartition géographique alourdit les coûts de ramassage. Par ailleurs, la sécurité sanitaire de ces déchets est sujette à caution.

### Déchets ménagers

Bien qu'elle ne soit que sporadique dans les pays de l'OCDE, l'utilisation des déchets ménagers comme aliments pour animaux demeure prédominante dans les foyers ruraux des pays

en développement. Les déchets alimentaires ramassés dans les centres urbains proviennent souvent de l'industrie de l'alimentation. Traditionnellement, les déchets alimentaires issus de foyers individuels représentent une ressource importante d'aliments pour les animaux, surtout pour les petits éleveurs de monogastriques et les petits producteurs laitiers. En effet, ce type de recyclage explique l'étroite corrélation spatiale qui existait entre les populations humaines et celles de porcs et de volailles, avant et pendant les premiers stades de l'industrialisation. Toutefois, la montée des exigences en matière d'environnement et de santé humaine met en général un terme à la production de basse-cour des zones urbaines et périurbaines, dès lors que les moyens de communication avec les zones rurales permettent l'accès à des approvisionnements fiables et de qualité.

### 2.3.4 Tendances futures

#### *Augmentation de la demande fourragère*

De nos jours, on estime que la production agricole d'aliments du bétail occupe environ 30 pour cent des terres émergées. D'après les statistiques, la superficie mondiale de pâturages atteint 34,8 millions de kilomètres carrés (26 pour cent des terres émergées), tandis qu'on estime que près de 4,7 millions de kilomètres carrés de terres de culture sont actuellement consacrés à la production fourragère (4 pour cent des terres émergées ou 33 pour cent de la totalité des terres de culture). Hormis les résidus de culture,

Tableau 2.8

#### Disponibilité et recyclage des sous-produits alimentaires au Japon

	Stock annuel de sous-produits	Part recyclée en aliments du bétail	Part recyclée autrement
	(milliers de tonnes)	(%)	(%)
Industrie agroalimentaire	4 870	30	48
Grossistes et détaillants de denrées alimentaires	3 360	9	26
Industrie de services alimentaires	3 120	5	14
<b>Total</b>	<b>11 350</b>	<b>17</b>	<b>32</b>

Source: Kawashima (2006).

cette dernière estimation comprend la plupart des sous-produits agroindustriels (voir la note méthodologique dans l'Annexe 3). Si l'on compare les pourcentages dans la production totale de viande qu'occupent le pâturage, la combinaison pâturage/cultures et la production intensive agroindustrielle, ils s'élèvent respectivement à 8 pour cent, 46 pour cent et 45 pour cent (voir section 2.4). La juxtaposition de ces chiffres fait prendre conscience du fort gradient d'intensification de l'usage des terres par l'élevage.

On prévoit que la production animale et la demande d'aliments du bétail vont s'accroître simultanément. La FAO (2003a) estime que la demande en céréales fourragères augmentera de près d'un milliard de tonnes entre 1997/99 et 2030 (à des taux de croissance de 1,9 pour cent par an entre 1997/99 et 2015, puis de 1,6 pour cent par an). Cette croissance sera essentiellement animée par les pays en développement où l'on prévoit que l'utilisation d'aliments concentrés augmentera plus vite que la production de viande. Le recours aux céréales fourragères devrait demeurer le principal moteur de l'économie céréalière mondiale, et représenter, avec les biocarburants, une part croissante de la demande globale dans ce secteur. L'utilisation fourragère du maïs devrait augmenter, passant de 625 à 964 millions de tonnes entre 2002 et 2030. Cette hausse aura lieu en majorité dans les pays en développement (265 millions de tonnes), tout particulièrement en Asie du Sud-Est (133 millions de tonnes), en Amérique latine (56 millions de tonnes) et, dans une moindre mesure, en Afrique subsaharienne (33 millions de tonnes). Les taux de croissance prévus pour la culture fourragère sont plus élevés que ceux connus au cours des 15 dernières années. Les prévisions de croissance de la demande en céréales fourragères émanent de tendances interdépendantes.

Tout d'abord, la reprise qui se manifeste actuellement au sein des économies en transition devrait se maintenir, de même que la demande grandissante en produits d'origine animale. Cette

dernière stimulera la production et fera croître la demande fourragère jusqu'à des niveaux au moins égaux à ceux du début des années 90. L'Union européenne devrait également voir sa demande en céréales fourragères augmenter grâce à la baisse des prix induite par le processus de réforme de la Politique agricole commune (PAC). Les réformes proposées en 1992 et mises en œuvre en 1994 (Réforme Ray MacSharry) ont provoqué une baisse des prix d'intervention des céréales de 30 pour cent, échelonnée sur une période de trois ans. Elles ont ensuite entraîné d'autres réductions des prix de soutien des céréales, qui ont fait l'objet d'un accord en mars 1999 dans le cadre de «l'Agenda 2000». Parallèlement, les facteurs de réduction de la demande devraient s'atténuer et l'on s'attend surtout à voir diminuer l'amélioration des taux de conversion des aliments.

Au cours des dernières décennies, les monogastriques, la volaille en particulier, dont l'indice de transformation des aliments est supérieur à celui des ruminants (généralement entre 2 et 4 kg de céréales par kg de viande, contre 7 pour les ruminants), ont connu un regain de faveur (Rosegrant, Leach et Gerpacio, 1999). Les taux de conversion des aliments se sont encore améliorés grâce au perfectionnement des méthodes d'alimentation (alimentation échelonnée) et aux progrès accomplis en matière d'élevage. Ces changements ont permis d'optimiser la conversion des aliments et de contrebalancer la montée en flèche de la demande fourragère. Pourtant, selon les estimations, le passage aux espèces monogastriques s'opérera plus lentement qu'au cours des 20 dernières années (FAO, 2003a), et il reste peu de marge pour améliorer l'alimentation animale et la reproduction.

L'influence que l'aquaculture exercera dans ce processus est incertaine. Les produits à base de poissons nourris avec les mêmes aliments que le bétail (par exemple la tilapia) risquent de remplacer de plus en plus les produits d'élevage. Leur conversion alimentaire étant bien plus efficace que celle du bétail<sup>5</sup> (en général de 1,6 à 1,8 pour la tilapia), l'aquaculture pourrait tenir le

rôle que la volaille a joué dans le passé et faire chuter la demande en céréales.

Un changement d'orientation vers les produits à base de poisson pourrait avoir lieu mais il impliquerait à la fois une réorganisation des chaînes de distribution et une évolution des préférences des consommateurs, et ne pourrait s'effectuer donc que sur une période longue.

Bien qu'à un rythme plus lent, le nombre de ruminants va également s'accroître, nécessitant davantage de fourrage. Certains auteurs (Tilman *et al.*, 2001) prévoient une augmentation nette de pâturages, de 2 millions de kilomètres carrés d'ici 2020 et de 5,4 millions de kilomètres carrés d'ici 2050. Tout en reconnaissant que les pâturages augmenteront probablement en Amérique latine et, dans une moindre mesure, en Afrique subsaharienne, les auteurs de ce chapitre jugent ces chiffres probablement surestimés.

La production potentielle et effective des ressources d'aliments végétaux varie considérablement à travers le monde, tout comme les différents contextes écologiques, économiques, techniques et politiques. Le problème de l'offre de fourrage face à la demande de l'élevage en pleine expansion présente un intérêt qui dépasse les limites du secteur. Certains aspects sont évalués ci-dessous.

### **Pâturages: le dos au mur**

Explorant les options de développement des pâturages, certains auteurs (Asner *et al.*, 2004) font observer que l'extension des systèmes de pâture dans les zones marginales a déjà plus ou moins atteint les limites imposées par les facteurs liés au climat et aux sols. Les prairies ne peuvent donc s'étendre que dans des zones dotées d'un potentiel agroécologique élevé.

Afin de comprendre les changements d'utilisation des terres qui pourraient résulter de l'extension des pâturages, nous analysons l'utilisation actuelle des terres à forte capacité à cet égard mais non employées à cette fin (voir carte 10, Annexe 1). Les forêts représentent le type d'utilisation des terres qui domine actuellement dans le monde (près de 70 pour cent) et dans la plupart des continents, surtout en Afrique subsaharienne (88 pour cent) et en Amérique latine (87 pour cent). En Asie de l'Ouest, en Afrique du Nord, en Europe de l'Est et en Asie du Sud, les terres sont essentiellement utilisées pour les cultures. L'urbanisation n'a qu'une incidence locale, sauf en Europe de l'Ouest, où les zones urbaines occupent 11 pour cent des terres aptes au pâturage.

Ces résultats laissent entendre qu'une progression significative des prairies au sein des zones à potentiel agroécologique élevé ne peut se produire qu'aux dépens de terres de culture (ce qui est fort peu probable) ou en convertissant les forêts en pâturages, comme c'est le cas actuellement dans les régions tropicales humides.

En réalité, les pâturages continueront certainement de céder du terrain aux terres de culture. Alimentée par la demande croissante en céréales, cette tendance se manifeste déjà dans divers endroits et plus particulièrement en Asie et en Afrique subsaharienne. Les zones urbanisées empièteront également sur les pâturages, surtout dans les régions telles que l'Afrique subsaharienne et l'Amérique latine dont les populations sont en pleine expansion. L'envahissement par l'urbanisation et les cultures est particulièrement nocif pour les systèmes de pâture car il concerne habituellement les terres les plus productives. Cela compromet l'accès aux biomasses en saison sèche, lorsque les terres moins productives ne peuvent pourvoir à la subsistance du cheptel, et entraîne en outre un surpâturage, des pertes accrues en période de sécheresse et des conflits entre éleveurs et cultivateurs.

---

<sup>5</sup> Les poissons ont le sang froid, ils utilisent moins d'énergie pour remplir leurs fonctions vitales et leurs déplacements ne nécessitent pas la lourde structure osseuse ni l'énergie nécessaires pour pouvoir se mouvoir sur les terres. Le métabolisme et la reproduction des poissons sont également plus efficaces.



© FAO/5748/F. VAUGHAN-WHITEHEAD

*Bovins de race croisée pâturent dans une ferme d'élevage à Obala – Cameroun 1969*

La superficie des pâturages augmente en Afrique et en Amérique latine, où le processus de colonisation des terres dure toujours. Le rythme de l'extension des pâturages au détriment des forêts sera surtout déterminé par les politiques macro et microéconomiques des régions concernées. Dans les pays de l'OCDE, la superficie totale de pâturages sera stable ou diminuera au fur et à mesure de la conversion des parcours en terres de culture, en zones urbaines et en écosystèmes naturels ou zones de détente. Les perspectives d'extension des pâturages étant limitées, l'intensification de la production pastorale sur les terres les plus stables et la perte des pâturages marginaux risquent de se poursuivre (Asner *et al.*, 2004). En effet, d'après les estimations, la production pastorale a de fortes chances d'augmenter grâce à l'amélioration des pâturages et à l'optimisation de la gestion. Sumberg (2003) envisage que dans les régions subhumides d'Afrique, et surtout

en Afrique de l'Ouest, les cultures et le bétail coexisteront au sein de systèmes intégrés sur les sols fertiles facilement accessibles, alors que les zones les plus éloignées seront progressivement marginalisées, voire abandonnées.

Le changement climatique risque aussi d'altérer les systèmes basés sur les herbages. Les prairies naturelles seront bien plus touchées que les terres de culture, où il est plus facile de manipuler les conditions (par exemple, en irriguant ou en protégeant du vent). D'après les projections, l'impact sur les terres sèches sera spectaculaire. Selon les résultats de l'étude de cas que certains auteurs (Butt *et al.*, 2004) ont effectuée au Mali, les baisses de rendement en fourrage provoquées par le changement climatique devraient atteindre 16 à 25 pour cent d'ici 2030, alors que les rendements des cultures devraient être moins touchés, la baisse maximale devant être de 9 à 17 pour cent pour le sorgho. En revanche, les pâturages situés dans les zones froides devraient être appe-

lés à bénéficier de la montée des températures (FAO, 2006c). Enfin, il existe une possibilité d'extension des pâturages dans les pays en transition, où de vastes régions de prairies abandonnées pourraient être recolonisées à un coût environnemental relativement limité.

### Terres de culture

#### *La dégradation et le changement climatique compromettent les perspectives d'augmentation de rendement et d'extension des terres*

L'augmentation de la production fourragère nécessite un accroissement de la productivité, une extension des zones de production ou la combinaison des deux. On s'accorde largement à reconnaître que les possibilités d'augmenter encore les seuils de rendements en matière de céréales et de graines oléagineuses sont dans l'ensemble considérables, bien qu'elles aient atteint leur maximum dans certaines régions – notamment dans le bassin du Gange (Pingali et Heisey, 1999; FAO, 2003a). En ce qui concerne les principales céréales, le maïs notamment, il devrait être plus simple d'augmenter les rendements, grâce au transfert de technologie à partir des nations industrialisées. D'après les estimations de Pingali et Heisey (1999), il y a de fortes chances que ce transfert ait lieu en Chine et dans d'autres parties de l'Asie, où la demande grandissante de maïs fourrager rendra cette culture de plus en plus rentable et où le secteur privé devrait pouvoir financer les investissements nécessaires. En revanche, les rendements de soja devraient augmenter plus lentement (Purdue University, 2006). Il existe encore une possibilité d'extension des zones de cultures. Actuellement, l'ensemble des terres arables et des terres cultivées de manière continue représente à peine plus d'un tiers des terres aptes à fournir une production agricole (FAO, 2003a). On estime donc que l'extension des terres continuera de contribuer à l'augmentation de la production agricole primaire.

Les perspectives varient considérablement selon les régions. En Asie du Sud et du Sud-

est, la possibilité d'extension des terres pour la culture de céréales et de soja est limitée (Pingali et Heisey, 1999). Elle est plus encourageante dans la plupart des autres continents, surtout en Afrique et en Amérique latine. Il est prévu qu'entre 1997/99 et 2030, la part de l'extension des terres arables dans la production agricole s'élèvera à 33 pour cent en Amérique latine et aux Caraïbes, à 27 pour cent en Afrique subsaharienne, à 6 pour cent en Asie du Sud et à 5 pour cent en Asie de l'Est (FAO, 2003a). Ces chiffres reflètent l'étendue des zones à haut potentiel de production de céréales (carte 11, Annexe 1) et de soja (carte 12, Annexe 1).

Deux problèmes majeurs compromettent cette image globalement positive. Le premier relève de la dégradation des sols liée à l'intensification et à l'extension de la production agricole ainsi qu'à ses conséquences en termes de dégâts écologiques et de chute de productivité. Les tendances à la baisse de productivité qui ont été observées récemment en Asie du Sud peuvent être directement liées aux conséquences écologiques de la culture intensive, notamment l'accroissement de la salinité, la saturation en eau, l'appauvrissement des sols, l'augmentation de leur toxicité et le développement des ravageurs (Pingali et Heisey, 1999). L'extension des terres arables au sein des écosystèmes naturels a des implications écologiques dramatiques, notamment la disparition de la biodiversité et des services des écosystèmes tels que la régulation des eaux et le contrôle de l'érosion. La section 2.5 étudie de façon plus approfondie les problèmes de dégradation des sols liés à l'agriculture intensive.

En second lieu, si le monde semble disposer globalement d'un potentiel de production suffisant, les différences sont considérables au niveau local. La rareté des terres et la piètre aptitude des sols aux cultures risquent de provoquer des problèmes locaux de pénurie de terres (FAO, 2003a). Le changement climatique a un impact qui varie également de manière considérable d'une région à l'autre. Il aura des



répercussions sur les rendements des ressources végétales destinées à l'élevage, principalement sous l'action des variations de température, de pluviométrie, de concentration de CO<sub>2</sub>, des rayonnements ultraviolets et de la diffusion des organismes nuisibles. Le changement climatique risque aussi d'avoir des effets indirects en modifiant la structure biologique et chimique des sols. Certains de ces changements seront néfastes, notamment la baisse de rendement au sein de nombreuses régions. D'autres peuvent s'avérer positifs, comme «l'effet fertilisant» des concentrations accrues de CO<sub>2</sub>. Tous les travaux publiés tendent à reconnaître que l'on risque d'enregistrer une forte baisse de l'ensemble des rendements au niveau mondial. Toutefois, l'Amérique du Nord, l'Amérique du Sud, l'Europe de l'Ouest et l'Océanie figurent parmi les régions où le changement climatique est susceptible au contraire d'engendrer des augmentations de rendements (Parry *et al.*, 2004).

### *Concurrences et complémentarités dans la recherche de biomasse fourragère*

Le bétail n'est pas le seul consommateur de récoltes, de résidus de récolte et de sous-produits. Il se dispute les ressources en terres avec les secteurs des cultures vivrières, de l'aquaculture, des forêts et de l'énergie. En général et selon les estimations, les céréales fourragères et les céréales alimentaires entrent rarement en concurrence directe. L'élasticité de la demande en céréales de la part de l'élevage est bien plus élevée que celle de la demande humaine. Ainsi, lorsque les prix des récoltes augmentent, la demande du secteur de l'élevage tend à diminuer rapidement, rendant ainsi l'offre de céréales plus disponible à la consommation humaine. On peut donc soutenir qu'en ayant recours aux céréales, l'élevage fait office de régulateur et protège la demande alimentaire contre les fluctuations de la production (Speedy, 2003). Cet effet tampon s'observe également à plus petite échelle dans le cas, par exemple, de l'engraissement de moutons au Sahel. Si l'année

a été bonne, les ménages utilisent les surplus de récoltes de céréales pour engraisser les moutons tandis que dans le cas contraire, ils les emploient exclusivement pour l'alimentation humaine. Cette aptitude des céréales à servir de fourrage incite les agriculteurs à les cultiver en quantité supérieure au strict nécessaire et donc à améliorer la sécurité alimentaire en cas d'année médiocre.

D'après les prévisions de la FAO, au niveau mondial et en dépit des tendances régionales contrastées, la part des céréales utilisées pour nourrir le bétail devrait s'accroître d'ici 2030, ce qui entraînera une augmentation de la production de 1,8 à 2,6 milliards de tonnes entre 1999/01 et 2030. Le secteur qui utilisera davantage de céréales fourragères est celui de l'industrie de l'aquaculture, dont on prévoit une croissance annuelle de 4 à 6 pour cent d'ici 2015 et de 2 à 4 pour cent au cours des 15 années suivantes (FAO, 1997).

En effet, grâce à des taux de conversion alimentaire meilleurs que ceux du bétail, l'aquaculture deviendra un concurrent de taille pour les monogastriques des régions telles que l'Asie du Sud-Est et l'Afrique subsaharienne.

Le secteur de l'énergie se présente comme un concurrent supplémentaire. L'appauvrissement des ressources en carburants fossiles et les efforts accomplis pour tenter d'atténuer le changement climatique font décoller les bioénergies, qui s'appuient sur les biomasses végétales. A l'heure actuelle, l'éthanol produit à partir de la canne à sucre représente 40 pour cent des carburants vendus au Brésil. La production d'éthanol combustible dans le monde est passée de 20 milliards de litres en 2000 à 40 milliards de litres en 2005, et devrait atteindre 65 milliards en 2010 (Berg, 2004). En 2005, la superficie totale utilisée aux Etats-Unis d'Amérique pour la production de biocarburants s'élevait environ à 1,8 million d'hectares (UE, 2006). Le rendement moyen d'éthanol oscille entre 3 000 litres par hectare (à partir du maïs) et 7 000 litres par hectare (à partir de la bette-

rave) (Berg, 2004). A moyen et long terme, cet usage des terres risque de faire concurrence à la production fourragère. On prévoit néanmoins que la «deuxième génération» de biocarburants utilisera des ressources de biomasses différentes en se réorientant vers la fermentation des matières ligno-cellulosiques. Si ces perspectives se concrétisent, elles risquent fort d'enclencher une concurrence féroce, en termes d'accès aux biomasses, entre le secteur des biocarburants et l'élevage dépendant de la production fourragère.

Il peut aussi exister des complémentarités. Les complémentarités possibles entre les productions fourragère et alimentaire en matière de résidus de récolte et de sous-produits agroalimentaires sont bien connues et, dans une certaine mesure, déjà mises à profit (par exemple, la farine d'oléagineux). Le développement ultérieur des sous-produits agroalimentaires et des ressources non conventionnelles d'alimentation du bétail pourrait fortement aider à accroître les ressources fourragères à partir d'une production agricole primaire.

En revanche, les déchets alimentaires sont rarement recyclés en aliments pour le bétail. Eu égard à sa très faible autosuffisance en matière de fourrage (24 pour cent), le Japon recherche des moyens de développer le recyclage des déchets alimentaires à cet effet. Il vise non seulement à réduire les importations d'aliments pour le bétail, mais également à diminuer les impacts environnementaux actuellement liés à l'incinération des déchets ou à leur déversement dans les décharges. Kawashima (2006) propose des solutions techniques en matière d'assainissement et d'homogénéisation des déchets alimentaires fondées sur la déshydratation, le traitement par la chaleur et l'ensilage.

Dans bien des contextes, les déchets alimentaires et les sous-produits agroalimentaires pourraient augmenter considérablement les ressources d'aliments pour le bétail et alléger ainsi la pression exercée sur les terres. Une optimisation de leur recyclage permettrait

d'améliorer l'autosuffisance en matière d'alimentation animale et d'accroître la productivité de l'élevage grâce à des aliments complémentaires. Il est en outre intéressant sur le plan écologique de recycler les nutriments et l'énergie renfermée dans les déchets alimentaires, au lieu de s'en débarrasser d'une manière qui risque d'être néfaste pour l'environnement. Cependant, la sécurité sanitaire des aliments et les questions d'éthique limitent le potentiel de cette pratique et doivent être abordées de manière adéquate.

*La sécurité sanitaire des aliments et les préférences des consommateurs modifient également les normes en matière d'alimentation du bétail.*

Les craintes suscitées par l'encéphalite spongiforme bovine (ESB) ont mis en évidence les conséquences dramatiques que peut avoir un recyclage inconsidéré de sous-produits agroalimentaires (dans ce cas précis, de farine de viande et d'os) en aliments pour le bétail. Cette affaire et la couverture médiatique dont elle a fait l'objet ont également porté les nouvelles pratiques d'alimentation du bétail à la connaissance du public. A l'instar d'autres incidents tels que la contamination par la dioxine de la viande de poulet qui a touché certains pays de l'Union européenne, cette question a engendré une méfiance des consommateurs à l'égard de tout le secteur de l'élevage industriel. Suivant le principe de précaution (ONU, 1992), l'UE a interdit l'emploi des farines animales pour l'alimentation des animaux d'élevage à partir du 1<sup>er</sup> janvier 2001.

Même si l'adoption du principe de précaution devrait garantir la non toxicité des aliments d'origine animale, elle risque d'avoir un impact important sur les conditions à observer en matière d'alimentation du bétail. L'interdiction que l'UE a imposée sur les farines animales en est un exemple frappant. Avant cette interdiction, la consommation annuelle de farines animales au sein de l'UE s'élevait à près de

2,5 millions de tonnes. En valeur protéique, cela équivaut à 2,9 millions de tonnes de farine de soja ou 3,7 millions de tonnes de graines de soja (USDA/FAS, 2000). L'interdiction a entraîné une augmentation des importations de farine de soja dans l'UE de près de 3 millions de tonnes entre 2001 et 2003, soit environ 50 pour cent de plus qu'au cours des quatre années précédentes. L'extension de la culture du soja et l'acheminement de ses récoltes ont des impacts environnementaux en termes d'érosion de la biodiversité, de pollution et d'émissions de gaz à effet de serre (voir Chapitre 3). Si la farine de soja est la première à bénéficier de la mise à l'index des farines animales, celles-ci peuvent aussi être remplacées par le gluten de maïs, les pois protéagineux, la farine de colza et la farine de graines de tournesol. Cet exemple met en évidence les objectifs contradictoires liés à l'élevage.

Il est de plus en plus urgent d'examiner ces compromis et les décisions politiques concernées seront déterminantes pour la durabilité environnementale et sociale du secteur. La préoccupation du consommateur vis-à-vis des organismes génétiquement modifiés (OGM) est un autre facteur qui touche le secteur des aliments du bétail et particulièrement le marché du soja. Pour répondre à ces craintes, l'Union européenne a imposé que les produits contenant des OGM soient étiquetés de telle sorte que les consommateurs puissent les identifier. De plus, l'UE prône la séparation du soja OGM des autres variétés afin que les acheteurs puissent avoir le choix. Si cette tendance persiste, elle aura un impact sur la compétitivité relative des producteurs ainsi que sur les modes de production. Globalement, l'usage ou l'interdiction des OGM dans les aliments pour le bétail aura des répercussions sur les espèces de culture utilisées, les modes de production, la compétitivité des petits exploitants, les rendements et la répartition géographique future de leurs zones de production.

## 2.4 Systèmes de production: le jeu de l'économie des territoires

Les systèmes de production et de transformation sont déterminés par le besoin de lier la demande aux ressources (aliments pour le bétail, main-d'œuvre, eau, etc.), en fonction de la technologie et du capital disponibles. Cela a donné lieu aux diverses tendances géographiques des systèmes de production et d'élevage que nous sommes en train d'examiner. Le schéma s'est modifié au cours du temps et a suivi les dynamiques des populations (par exemple, la croissance démographique ou les déplacements), les changements technologiques (comme la domestication, les cultures, le transport) et les préférences culturelles.

Ces évolutions géographiques se poursuivent encore, et semblent même s'accélérer, du fait de l'évolution rapide qu'entraînent la demande, la rareté des ressources, la technologie et le commerce mondial (voir Chapitre 1). Les changements majeurs subis par la demande de produits d'origine animale ont été examinés dans la section 2.2. Ils ont abouti à une redistribution géographique de la demande et à l'émergence de centres de consommation dans les zones urbaines des économies en plein essor.

Les coûts de l'élevage sont influencés par la disponibilité des ressources, surtout en sols et en eau. Les sections précédentes ont montré qu'il existe dans plusieurs régions du monde une rivalité grandissante pour les terres et peu de possibilité d'augmenter la quantité d'aliments pour le bétail, alors que dans d'autres régions c'est encore possible. Dans cette section, nous étudierons tout d'abord la répartition géographique actuelle de l'élevage et de ses systèmes de production, en regard de l'historique du secteur. Nous explorerons ensuite les tendances spatiales des systèmes de production hors sol et mixtes (culture associée à l'élevage).

### 2.4.1 Tendances historiques et modes de répartition

Autrefois, les infrastructures de transport et de communication étaient plus limitées qu'à l'heure

actuelle. Le transport des produits était difficile et les technologies ne se divulguaient pas rapidement. La demande et les ressources devaient donc être liées au niveau local et étaient généralement tributaires des capitaux et des technologies disponibles sur place. Selon un usage établi de longue date, l'alimentation du bétail s'appuyait sur les ressources disponibles à proximité, notamment celles de peu de valeur ou sans autre utilisation, comme les prairies naturelles et les résidus de récolte. Avec des communications bien moins développées qu'aujourd'hui, les cultures et les religions étaient moins répandues et plus spécifiques à des zones circonscrites. Elles ont donc influencé les préférences des consommateurs et les systèmes de production de manière diversifiée.

### **Systèmes de production animale**

Les environnements, les intensités et les objectifs de la production animale varient considérablement selon les régions et d'un pays à l'autre. Les systèmes d'élevage correspondent aux opportunités agroécologiques ainsi qu'à la demande de produits d'origine animale. En général, ils s'adaptent à l'environnement biophysique et socioculturel dominant avec lequel, en l'absence d'intrants externes, ils ont pratiquement toujours trouvé un équilibre durable.

Dans nombre de ces systèmes, l'élevage est intégré à la production agricole, comme c'est le cas en Asie dans les systèmes riz/buffle ou céréale/bétail. Les engrais organiques sont souvent indispensables pour le maintien de la fertilité des sols et le rôle que les animaux jouent dans le cycle des nutriments est souvent une motivation majeure pour élever du bétail, surtout lorsque cela met en jeu un transfert des nutriments des ressources communautaires vers des propriétés privées. Dans d'autres cas, les formes mobiles d'élevage ont été développées afin de tirer parti des ressources qu'offrent les prairies semi-arides ou montagneuses, saisonnières ou temporairement disponibles. Bien qu'une grande partie de ces systèmes soient

l'aboutissement d'une longue évolution historique, ils se trouvent actuellement contraints à s'adapter rapidement à la mutation accélérée des conditions socioéconomiques. Au cours des dernières décennies, dans de nombreux pays émergents, on a vu apparaître de grandes unités d'élevage intensif, surtout de porc et de volaille, sous l'effet de la demande en pleine croissance de produits d'origine animale.

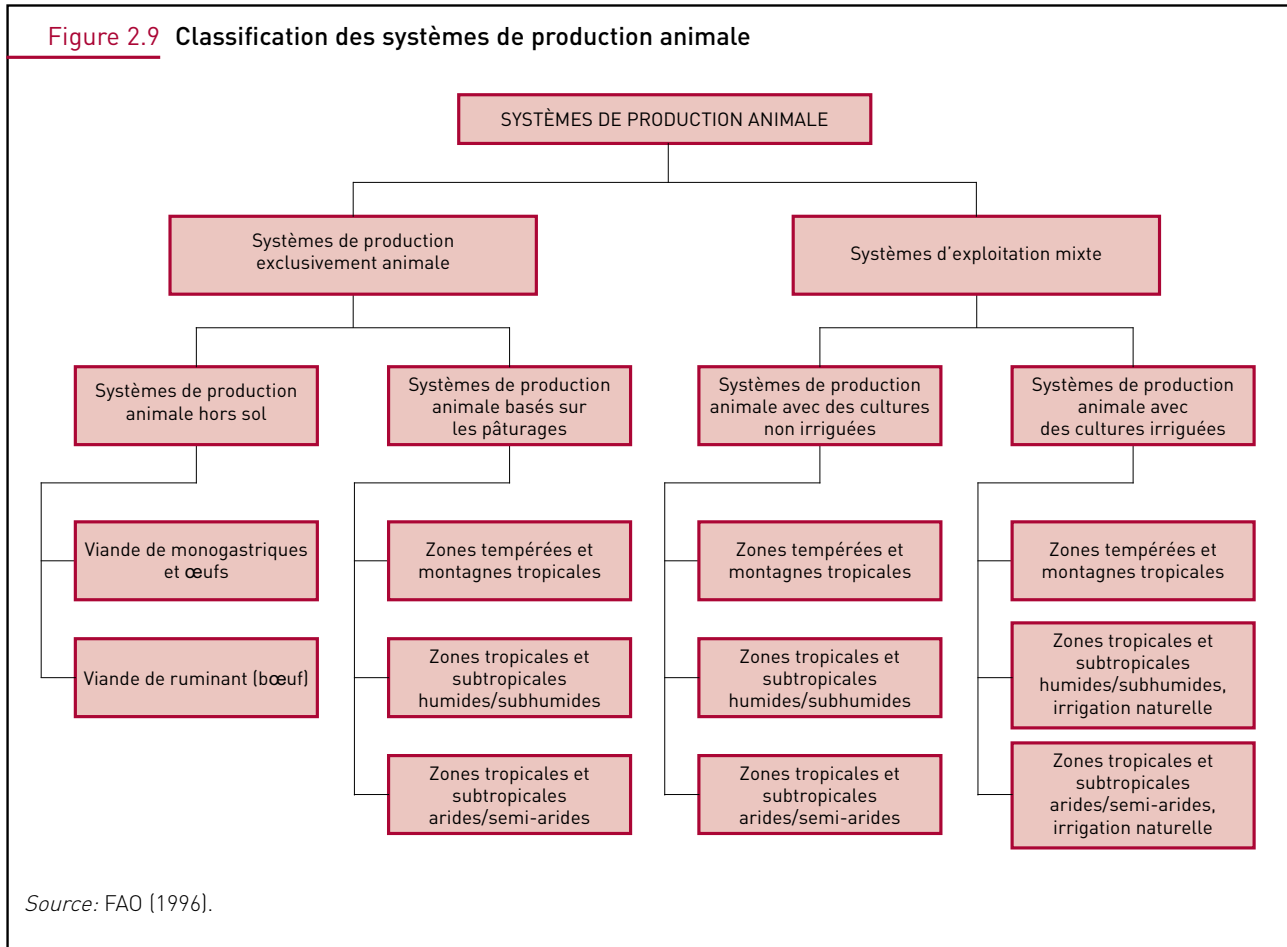
Pour la clarté de l'analyse, il est utile de classer les multiples situations individuelles en un nombre limité de systèmes d'élevage. Il faudrait de préférence prendre en considération les critères suivants:

- le niveau d'intégration avec les cultures;
- la relation avec les terres;
- la zone agroécologique;
- l'intensité de production;
- les cultures irriguées et non irriguées;
- et le type de produit.

En 1995, la FAO a proposé une classification en 11 catégories des systèmes de production animale, fondée sur les différents types de systèmes d'exploitation et sur leur relation avec une zone pédologique et agroécologique déterminée (voir figure 2.9). Il est possible d'identifier deux groupes principaux de systèmes de production animale:

- Ceux qui s'appuient uniquement sur la production animale, dans lesquels plus de 90 pour cent de la matière sèche utilisée pour nourrir les animaux provient des terrains de parcours, des pâtures, des fourrages annuels et des aliments achetés, et pour lesquels moins de 10 pour cent de la valeur de la production proviennent d'activités agricoles autres que l'élevage.
- Ceux dans lesquels les cultures et l'élevage sont intégrés dans un système mixte, où plus de 10 pour cent de la matière sèche utilisée pour nourrir les animaux proviennent des sous-produits des cultures de l'exploitation et des chaumes ou pour lesquels plus de 10 pour cent de la valeur des produits de l'exploitation proviennent des activités agricoles non liées à l'élevage.

Figure 2.9 Classification des systèmes de production animale



Outre la séparation entre le système d'élevage pur et le système d'exploitation mixte, on peut distinguer quatre grands groupes de systèmes de production animale. La carte 13 (Annexe 1) montre leur prédominance relative à travers le monde (Steinfeld, Wassenaar et Jutzi, 2006), tandis que les tableaux 2.9 et 2.10 montrent leur importance relative en termes d'effectifs du cheptel et de données de production. Deux de ces groupes font partie des systèmes exclusivement d'élevage: les systèmes de production animale hors sol et les systèmes de production animale basés sur les pâturages.

Les **systèmes de production animale hors sol** sont principalement des systèmes intensifs dans lesquels le bétail est nourri avec des aliments achetés en dehors de l'exploitation. On les trouve surtout dans l'est de l'Amérique du Nord, en Europe et en Asie de l'Est et du Sud-Est. Ils sont définis comme des systèmes dans

lesquels moins de 10 pour cent de la matière sèche utilisée pour nourrir les animaux est produite sur l'exploitation même et pour lesquels le taux de charge animale annuelle est supérieur à 10 unités animales par hectare (en moyenne au niveau des unités de recensement). La catégorie hors sol définie par la FAO (1995) se divise en deux: les systèmes hors sol pour les ruminants et les systèmes hors sol pour les monogastriques. La présence des systèmes de production animale hors sol ou «industriels» est liée à la fois aux facteurs de la demande et aux éléments qui déterminent l'offre. Ils sont très répandus dans les zones à forte densité de population et au pouvoir d'achat élevé, qui ont accès à des ports maritimes pour l'importation d'aliments, notamment les régions côtières de l'Asie de l'Est, de l'Europe et de l'Amérique du Nord. En revanche, il existe des régions, telles que le centre-ouest des États-Unis d'Amérique et les zones

Tableau 2.9

### Cheptel mondial et production des divers systèmes d'élevage

Paramètre	Système d'élevage			
	Pâtûre	Mixte non irrigué	Mixte irrigué	Hors sol/industriel
<b>Cheptel (millions de têtes)</b>				
Bovins et buffles	406,0	641,0	450,0	29,0
Ovins et caprins	590,0	632,0	546,0	9,0
<b>Production (millions de tonnes)</b>				
Bœuf	14,6	29,3	12,9	3,9
Mouton	3,8	4,0	4,0	0,1
Porc	0,8	12,5	29,1	52,8
Viande de volaille	1,2	8,0	11,7	52,8
Lait	71,5	319,2	203,7	-
Œufs	0,5	5,6	17,1	35,7

Note: moyennes mondiales de 2001 à 2003.

Source: calculs personnels.

intérieures de l'Argentine et du Brésil, dont les très vastes approvisionnements en fourrage ont permis aux systèmes industriels de se développer en utilisant les surplus locaux. Dans les régions en développement, l'Asie de l'Est et l'Asie du Sud-Est dominent largement la production industrielle d'espèces monogastriques. Le sud du Brésil est un autre point clé d'importance mondiale en matière de production industrielle. Il existe des centres de production industrielle qui sont importants au niveau régional, par exemple au Chili, en Colombie, au Mexique et au Venezuela, de même que, pour le poulet, au Proche-Orient, au Nigéria et en Afrique du Sud.

Les trois autres catégories majeures sont associées à l'agriculture et chacune d'entre elles se divise en trois selon la zone agroécologique: zones de hautes terres tempérées et tropicales, zones tropicales et subtropicales humides/subhumides, zones tropicales et subtropicales arides/semi-arides.

Les **systèmes basés sur les pâturages (ou systèmes de pâtûre exclusive)** se consacrent seulement à l'élevage, le bétail s'alimentant en général sur des pâturages saisonniers utilisés en rotation ou les pâturages de montagne. Ils se

trouvent surtout dans les zones plus marginales, inaptes à la culture en raison de températures trop basses, d'une pluviométrie faible ou d'une topographie particulière, ainsi que dans les régions arides et semi-arides. Ils sont définis comme des systèmes où plus de 10 pour cent de la matière sèche utilisée pour nourrir les animaux provient de l'exploitation même et où le taux annuel de charge animale est inférieur à 10 unités animales par hectare de terre agricole. Ces systèmes couvrent la plus grande superficie de terres et on estime qu'ils occupent actuellement près de 26 pour cent de la surface libre de glace de la planète. Ce nombre comprend une grande variété de contextes agroécologiques, ayant des niveaux de productivité de biomasse très diversifiés.

Les deux autres types de systèmes traditionnels pratiquent une combinaison de culture et d'élevage. Ces systèmes mixtes sont très répandus dans les écosystèmes dont le bioclimat est plus favorable.

Les **systèmes d'exploitation agricole mixtes et non irriguées** sont des systèmes mixtes dont plus de 90 pour cent de la valeur de la production non liée à l'élevage provient de l'utilisation

Tableau 2.10

## Cheptel et production des divers systèmes d'élevage dans les pays en développement

Paramètre	Système d'élevage			
	Pâturage	Mixte non irrigué	Mixte irrigué	Hors sol/industriel
<b>Cheptel (millions de têtes)</b>				
Bovins et buffles	342,0	444,0	416,0	1,0
Ovins et caprins	405,0	500,0	474,0	9,0
<b>Production (millions de tonnes)</b>				
Bœuf	9,8	11,5	9,4	0,2
Mouton	2,3	2,7	3,4	0,1
Porc	0,6	3,2	26,6	26,6
Viande de volaille	0,8	3,6	9,7	25,2
Lait	43,8	69,2	130,8	0,0
Œufs	0,4	2,4	15,6	21,6

Source: calculs personnels.

de terres non irriguées. La plupart des systèmes d'exploitation mixtes ne sont pas irrigués et sont particulièrement présents dans les régions semi-arides et subhumides des zones tropicales ainsi que dans les régions tempérées.

Les **« systèmes d'exploitation agricole mixtes et irrigués »** se trouvent partout dans le monde mais leur superficie est généralement limitée. Il y a des exceptions, comme l'est de la Chine ou le nord de l'Inde et le Pakistan, où les systèmes mixtes irrigués s'étendent sur de vastes zones. Ils sont définis comme des systèmes où plus de 10 pour cent de la valeur de la production non liée à l'élevage provient de l'utilisation de terres irriguées.

Les tableaux 2.9 et 2.10 montrent la répartition de l'élevage (ruminants et espèces monogastriques) et de l'effectif du cheptel (uniquement de ruminants) selon les divers groupes de systèmes de production, dans le monde en général et dans les pays en développement. Ainsi, les bovins et les buffles – 1,5 milliard de têtes – et les moutons et les chèvres – 1,7 milliard de têtes – sont relativement bien répartis à travers les systèmes traditionnels. Toutefois, leur densité moyenne est nettement plus élevée

dans les systèmes mixtes irrigués que dans les systèmes de pâturage exclusive, la capacité de charge unitaire des premiers étant largement supérieure à celle des seconds.

*Les monogastriques évoluent vers les systèmes industriels hors sol alors que l'élevage des ruminants reste lié à l'utilisation de la terre*

Jusqu'à présent, seule une faible partie du cheptel mondial des **ruminants** se trouve dans des parcs d'engraissement industriels. Cela est dû en partie au fait que, même dans les contextes de production intensive, les animaux n'y sont amenés en général qu'au stade final de leur cycle de vie. La grande majorité de la population des grands et petits ruminants se trouve dans les pays en développement. La productivité des ruminants varie considérablement selon les différents systèmes mais, globalement, les systèmes de pâturage et les systèmes mixtes sont moins productifs dans les pays en développement que dans les pays développés: au niveau mondial, dans les systèmes de pâturages, la production de bœuf par animal est de 36 kg par tête et par an, tandis que la moyenne annuelle dans les pays en développement est de 29 kg

par tête. C'est de loin dans le système mixte non irrigué, qui est le plus grand producteur de ruminants, que l'intensité de production varie le plus. Bien que les régions en développement abritent la grande majorité des élevages de cette catégorie, elles représentent moins de la moitié de la production mondiale de cette catégorie. En effet, la productivité moyenne de bœuf dans ces régions s'élève à 26 kg par tête tandis que la moyenne mondiale est de 46 kg par tête, et leur production de lait ne représente que 22 pour cent du total mondial. Sur l'ensemble des quatre catégories, les régions en développement fournissent la moitié de la production mondiale de bœuf, environ 70 pour cent de celle de mouton et quelque 40 pour cent de celle de lait.

La situation du secteur des espèces **monogastriques** est sensiblement différente. Aujourd'hui, plus de la moitié de la production mondiale de porc provient des systèmes industriels de même que plus de 70 pour cent de celle de viande de poulet. Près de la moitié de la production industrielle est assurée par les pays en développement et, bien que l'on ne dispose pas d'estimation fiable de la population animale, la variation de productivité entre les régions est probablement bien plus faible que pour les ruminants. Toutefois, il existe des différences considérables entre les diverses régions en développement. La production mondiale de porc, de volaille et d'œufs issue de systèmes mixtes irrigués a lieu en majorité dans les régions en développement. Bien qu'elle soit non négligeable, la production de l'Amérique latine représente moins de 10 pour cent de celle de l'Asie, tandis que celle d'Afrique et d'Asie de l'Ouest est presque inexistante. Les pays développés et les pays de l'Asie réunis représentent plus de 95 pour cent de la production industrielle de porc dans le monde.

### Répartition géographique des principales espèces de bétail

La répartition des espèces peut également être examinée par zone agroécologique (tableau 2.11). La production d'espèces monogastriques dans

les zones tropicales et subtropicales a connu récemment une forte croissance industrielle qui lui a permis d'atteindre des niveaux semblables à ceux des régions tempérées. L'élevage de ruminants connaît une situation très différente, notamment du fait qu'il est plus lié à la terre; la production et la productivité sont beaucoup plus élevées dans les climats plus frais. L'élevage de petits ruminants dans les zones arides et semi-arides, et tropicales et subtropicales, est une exception notable, en raison de l'effectif du cheptel et de sa forte productivité, née de la capacité d'adaptation de l'espèce aux conditions climatiques rigoureuses et marginales. La productivité laitière relativement faible dans les zones tropicales plus humides est liée à l'importance des systèmes mixtes dans ces régions, où les animaux sont encore largement utilisés pour leur puissance de traction ou d'autres fonctions comme le transport.

De toutes les espèces d'élevage, la volaille est celle dont le mode de répartition se rapproche le plus de celui des populations humaines (voir carte 16, Annexe 1). Cela peut surprendre car la volaille est essentiellement produite au sein de systèmes intensifs, mais ces derniers sont très largement répandus. Au niveau mondial, on compte en moyenne trois têtes de volaille par hectare de terres agricoles, les concentrations les plus fortes se trouvant en Europe de l'Ouest (7,5 têtes de volaille par hectare), en Asie de l'Est et du Sud-est (4,4) et en Amérique du Nord (4,3). La Chine compte 6,9 têtes de volaille par hectare de terres agricoles. Par rapport à la population humaine, les plus hauts ratios (nombre de têtes de volaille par personne) se trouvent en Amérique du Nord (6,7 têtes de volaille par personne), suivie de l'Amérique latine (seulement 4,5 têtes de volaille par personne). Ces moyennes concordent avec les importantes exportations de volaille effectuées à partir de ces deux régions (voir tableau 14, Annexe 2).

Dans le passé, la répartition des populations porcines était étroitement liée à celles des hommes. La polarisation de l'industrie porcine dans



Tableau 2.11

## Cheptel et production animale dans différentes zones agroécologiques

Paramètre	Zones agroécologiques		
	Zones tropicales et subtropicales arides et semi-arides	Zones tropicales et subtropicales humides et subhumides	Hautes terres tropicales et tempérées
<b>Cheptel (millions de têtes)</b>			
Bovins et buffles	515	603	381
Ovins et caprins	810	405	552
<b>Production (millions de tonnes)</b>			
Bœuf	11,7	18,1	27,1
Mouton	4,5	2,3	5,1
Porc	4,7	19,4	18,4
Viande de volaille	4,2	8,1	8,6
Lait	177,2	73,6	343,5
Œufs	4,65	10,2	8,3

Note: moyennes mondiales de 2001 à 2003.

Source: calculs personnels.

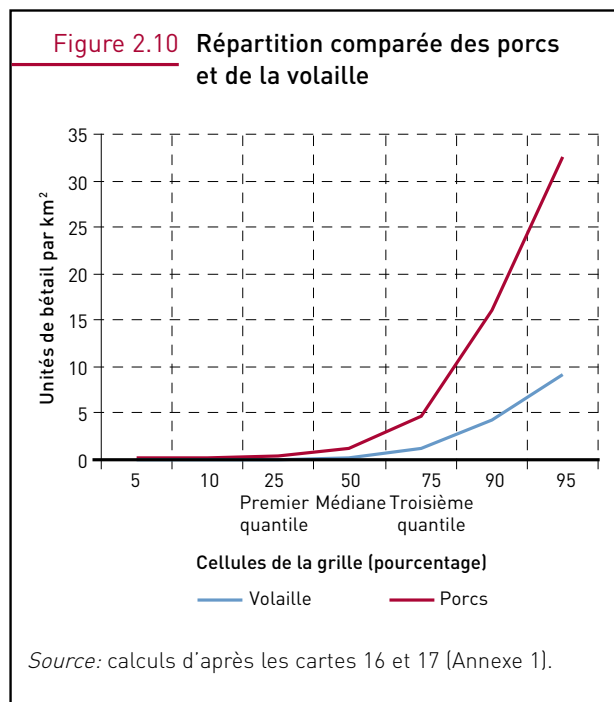
des régions spécialisées a mené à d'importantes concentrations au sein même des pays (voir carte 17, Annexe 1). La figure 2.10 montre également que les porcs sont plus concentrés que la volaille dans les zones à forte densité animale. Cette tendance peut être la conséquence de l'impact important que la production porcine exerce sur l'environnement. Un autre trait frappant de la répartition des porcs est leur absence relative dans trois régions (Asie de l'Ouest et Afrique du Nord, Afrique subsaharienne et Asie du Sud) pour des raisons culturelles – voir tableau 7, Annexe 2. Par ailleurs, les plus fortes densités porcines par rapport aux terres agricoles et aux populations humaines sont enregistrées en Europe et en Asie du Sud-Est.

D'importantes concentrations de **bovins** se trouvent en Inde (avec une moyenne supérieure à une tête par hectare de terres agricoles), au nord-est de la Chine (principalement des vaches laitières), dans le nord de l'Europe, au sud du Brésil et dans les hauts plateaux d'Afrique de l'Est (voir carte 18, Annexe 1 et tableau 8, Annexe 2). On trouve également des concentrations plus petites aux Etats-Unis d'Amérique, en

Amérique centrale et dans le sud de la Chine. Bien qu'aucune grande concentration ne soit recensée en Océanie, la région compte plus de bovins que d'habitants, surtout en Australie où la population bovine est près de 50 pour cent supérieure à la population humaine. Le cheptel moyen par unité de surface y est toutefois très limité étant donné la nature extensive de la production bovine.

Les **petits ruminants** sont rares sur le continent américain, à l'exception de l'Uruguay et, dans une moindre mesure, du Mexique et du nord du Brésil (voir carte 19, Annexe 1 et tableau 9, Annexe 2). En revanche, on trouve de fortes densités dans le sud de l'Asie et l'ouest de l'Europe (avec respectivement 1,3 et 0,8 tête par hectare de terre agricole), et des concentrations locales en Australie, en Chine, en Afrique du Nord et dans les terres sèches d'Afrique. De même que pour les bovins, l'Afrique subsaharienne affiche un rapport entre population animale et population humaine plus élevé que la moyenne mondiale, ce qui s'explique par sa forte dépendance à l'égard des ruminants et la faible productivité des animaux.

Figure 2.10 Répartition comparée des porcs et de la volaille



La carte 20 (Annexe 1) fait apparaître la topographie des tendances mondiales en matière de répartition du cheptel global, exprimée en unités de bétail. Nous observons six zones qui dominent par leur forte concentration de bétail: le centre et l'est des Etats-Unis d'Amérique, l'Amérique centrale, le sud du Brésil et le nord de l'Argentine, l'Europe centrale et occidentale, enfin, l'Inde et la Chine. Quatre zones ont une concentration dense mais plus modérée: l'Afrique de l'Ouest, l'Afrique du Sud, l'Australie et la Nouvelle-Zélande.

### Tendances récentes de répartition

*Le cheptel des monogastriques augmente plus rapidement que celui des ruminants*

La comparaison entre les deux évaluations quantitatives effectuées par la FAO dans le cadre de son étude des systèmes de production animale dans le monde (1995) (moyennes pour 1991-1993 et 2001-2003) révèle que les changements profonds qui ont affecté le capital des ressources ont entraîné une modification de la nature et de la dimension des systèmes d'élevage. Le cheptel bovin connaît une augmentation qui est légère au niveau mondial (5 pour cent) mais très

nette en Afrique subsaharienne, en Asie et en Amérique latine. Le nombre d'animaux a considérablement chuté (de près de 50 pour cent) en Europe de l'Est et dans les pays de la Communauté des États indépendants (CEI), suite aux mutations géopolitiques et à l'effondrement de l'Union soviétique.

La production mondiale a progressé de 10 pour cent durant la période d'observation et de manière très diverse au niveau régional. La production de viande de bœuf a pratiquement doublé en Asie. Elle a augmenté de 30 pour cent en Afrique subsaharienne, de 40 pour cent en Amérique latine et d'environ 20 pour cent en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord, bien que partant de chiffres moins élevés en termes absolus. Ce sont les systèmes mixtes des zones humides qui ont enregistré la plus forte augmentation de production bovine. La totalité de la production de viande provenant de petits ruminants, qui reste moins importante que la production globale de viande bovine, a par ailleurs connu une hausse de près de 10 pour cent (voir tableaux 2.9 et 2.10), bien que l'effectif du cheptel mondial de petits ruminants soit resté relativement stable durant les deux périodes de référence. La distribution a subi des changements interrégionaux. L'effectif du cheptel a considérablement augmenté en Afrique subsaharienne et en Asie, alors qu'il a fortement baissé en Amérique latine, dans les pays de l'OCDE et plus particulièrement en Europe de l'Est et dans la CEI. Les augmentations ont surtout eu lieu dans les systèmes mixtes des zones humides. L'élevage d'espèces monogastriques connaît des changements beaucoup plus frappants. Dans son ensemble, la production porcine (la plus grosse production de viande par espèce en 2002) a connu une augmentation de 30 pour cent au niveau mondial, imputable presque entièrement à l'Asie. La plupart des régions ont vu leur production de viande porcine s'accroître, à l'exception de l'Europe de l'Est et de la CEI qui ont accusé une baisse de 30 pour cent. La production industrielle de viande porcine a progressé d'environ 3 pour cent par an. De fortes

hausse ont également eu lieu dans les systèmes mixtes des zones humides et tempérées.

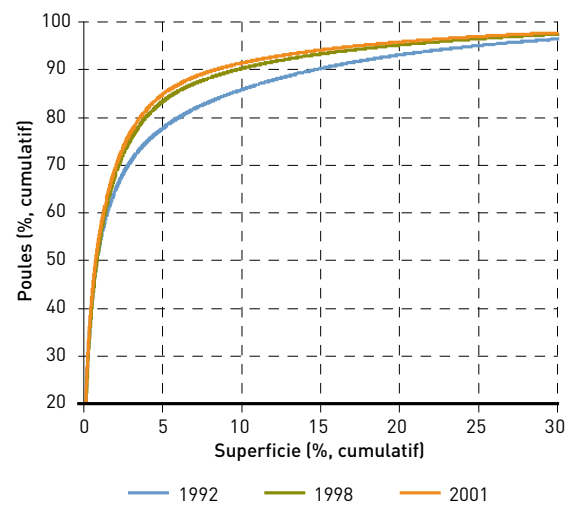
La production totale de viande de volaille a augmenté d'environ 75 pour cent, la plus forte croissance parmi tous les produits d'origine animale. D'une région à l'autre, les différences ont été marquées, l'Asie ayant connu une progression fulgurante (de près de 150 pour cent, avec un taux de croissance annuelle de plus de 9 pour cent). Les taux de croissance généralement positifs, entre 2 et 10 pour cent toutes régions confondues, ont été la conséquence du développement des systèmes industriels. La production mondiale d'œufs de consommation a augmenté d'environ 40 pour cent. L'Asie a plus que doublé sa production d'œufs pendant cette période, pour atteindre environ 50 pour cent de la production mondiale. Les systèmes de production hors sol ont connu une expansion d'environ 4 pour cent par an.

#### 2.4.2 La concentration géographique

L'industrialisation de l'élevage apparaît là où l'on observe une croissance économique (voir Chapitre 1). Ainsi, les nouveaux systèmes d'exploitation sont dominants dans les pays industrialisés et les pays en pleine croissance économique. Ces systèmes se caractérisent par la segmentation de la production en diverses étapes (production fourragère, élevage des animaux, abattage et transformation) et la localisation de chaque segment là où les coûts opérationnels sont les plus réduits. Dans ce type de procédé, les élevages tendent à se regrouper géographiquement.

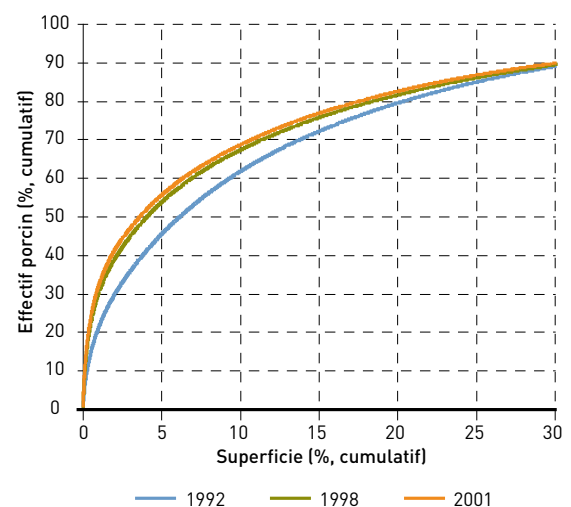
La tendance des systèmes de production hors sol à se regrouper se manifeste actuellement dans les économies développées comme dans les économies en développement. L'analyse des populations de porcs et de volaille au niveau municipal au Brésil révèle une concentration géographique plus accentuée pour les poules que pour les porcs et une augmentation de la concentration des deux espèces entre 1992 et 2001 (voir figures 2.11 et 2.12). En 1992, 5 pour cent de la superficie totale du pays abri-

**Figure 2.11** Evolution de la concentration géographique des poules au Brésil de 1992 à 2001



Source: calculs personnels.

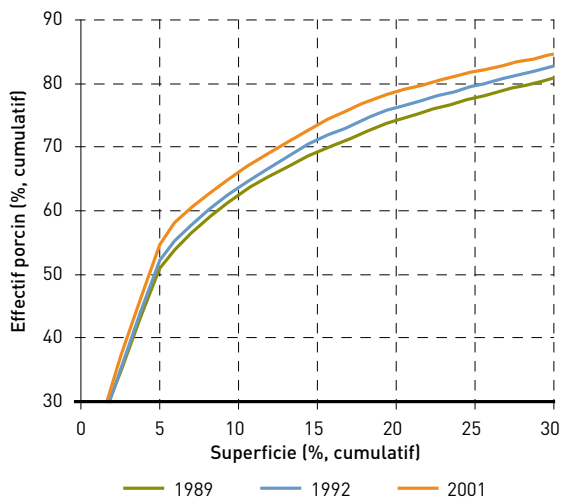
**Figure 2.12** Evolution de la concentration géographique des porcs au Brésil de 1992 à 2001



Source: calculs personnels.

tait 78 pour cent de la population de poules, et 85 pour cent en 2001. En ce qui concerne les porcs, pour la même période, les chiffres correspondants sont respectivement de 45 et 56 pour cent. Une analyse semblable conduite pour la France et la Thaïlande (figures 2.13 et 2.14) a abouti à des résultats analogues.

**Figure 2.13** Evolution de la concentration géographique des porcs en France de 1989 à 2001



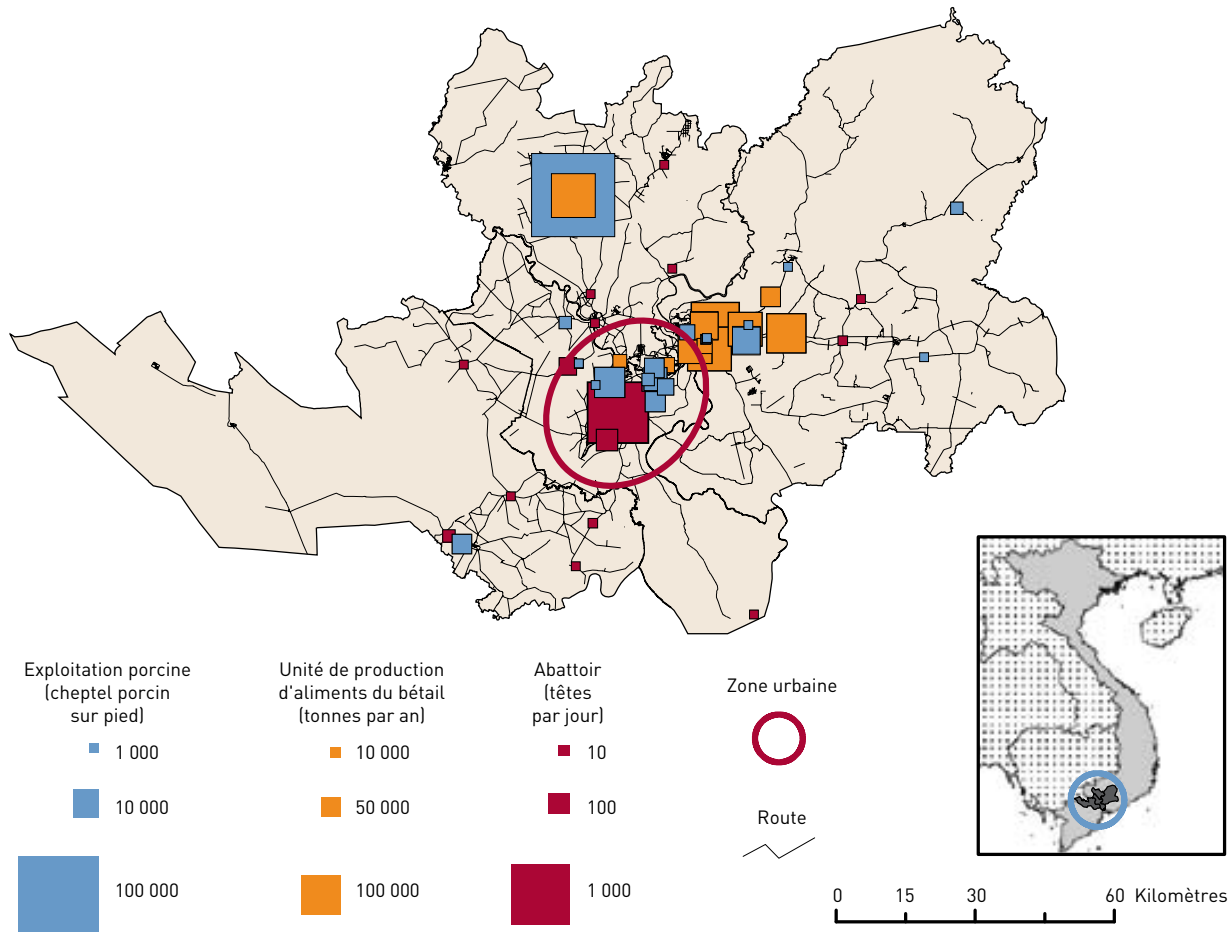
Source: calculs personnels.

### Systèmes de production hors sol

*Démarche en deux étapes: du rural à l'urbain, de l'urbain aux sources d'aliments pour animaux*

A mesure que les pays en développement s'industrialisent, l'implantation de l'élevage évolue généralement selon deux étapes (Gerber et Steinfeld, 2006). L'augmentation de la population couplée avec l'urbanisation et la croissance économique se traduit par une demande massive d'aliments d'origine animale et l'apparition d'exploitations à grande échelle. A ce stade initial, ces exploitations se situent près des villes et des cités car les produits d'origine animale sont des plus périssables, et les conserver et les transporter non réfrigérés ou transformés peut causer de sérieux problèmes de santé publique. Ainsi, tant que les infrastructures se révèlent

**Carte 2.1** Emplacement du secteur industriel porcine dans le sud du Viet Nam (Dong Nai, Binh Duong, Ho Chi Minh Ville et Province de Long An)



Source: Tran Thi Dan et al. (2003).

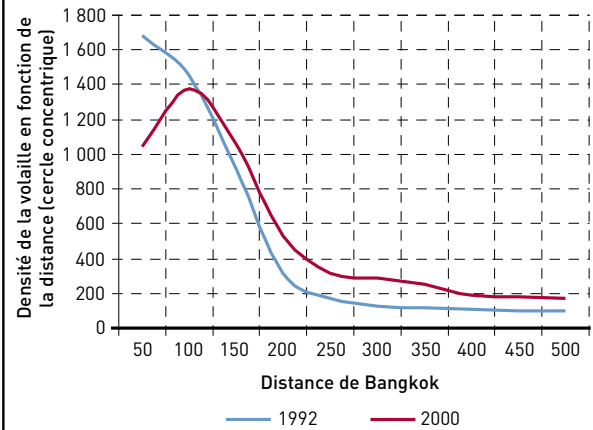
inadéquates, les aliments d'origine animale doivent être produits à proximité de la demande. A titre d'exemple, la carte 2.1 montre à quel point le secteur intensif du porc est implanté dans la périphérie de Ho Chi Minh Ville au Viet Nam. La plupart des usines d'aliments du bétail, des fermes porcines et des abattoirs se trouvent dans un rayon de 40 km à partir du centre de la ville.

Dans une seconde phase, les infrastructures de transport et la technologie se développent suffisamment pour fournir les moyens techniques et financiers permettant d'éloigner les élevages des centres de demande. La production animale s'écarte donc des zones urbaines, entraînée par une série de facteurs tels que des terres et une main-d'œuvre moins chères, un meilleur accès aux fourrages, des normes environnementales moins contraignantes, des incitations fiscales et moins de problèmes sanitaires. Entre 1992 et 2000, la densité de volaille a observé une tendance similaire et a diminué dans les zones se trouvant à moins de 100 km de Bangkok, notamment dans les zones limitrophes de la ville (moins de 50 km) où elle affiche sa baisse la plus forte (40 pour cent). En revanche, elle a augmenté dans toutes les zones se trouvant à plus de 100 km (voir figure 2.14). Dans ce cas particulier, des incitations fiscales ont contribué à accélérer cette mutation géographique.

Lorsqu'ils sont évincés des zones périurbaines, les systèmes de production hors sol tendent à se rapprocher des ressources fourragères afin de réduire au minimum les coûts de transport des intrants, le volume des aliments ingérés par tête de bétail étant supérieur à celui des animaux produits. Ces systèmes orientent leur emplacement soit vers les zones de production d'aliments du bétail (par exemple la ceinture de maïs des Etats-Unis d'Amérique, le Mato Grosso au Brésil ou l'El Bajio au Mexique), soit vers les zones d'importation et de transformation de ces derniers (comme la Province de Chachoengsao en Thaïlande ou Jeddah en Arabie saoudite).

Dans les pays de l'OCDE, où l'élevage a commencé à s'industrialiser à partir de 1950, des

**Figure 2.14** Changements de la concentration périurbaine de la volaille entre 1992 et 2000 en Thaïlande



Source: calculs personnels.

pôles se sont formés dans les zones rurales disposant d'un excédent de fourrages. Dans ces zones, l'élevage représentait alors un moyen de diversification et de valeur ajoutée. En Europe, on trouve ces pôles de production de porcs et de volaille en Bretagne, dans la vallée du Pô en Italie, à l'ouest du Danemark et dans les Flandres. L'utilisation accrue de fourrages importés a eu des répercussions sur leur topographie. Les pôles qui avaient un accès facile aux ports se sont renforcés (comme la Bretagne, l'ouest du Danemark et les Flandres) et de nouvelles zones de production sont apparues à proximité des principaux ports (la Basse-Saxe, les Pays-Bas et la Catalogne). Enfin, des pôles de production liés à l'alimentation animale ont fait une apparition plus récente à proximité de nouvelles usines de traitement de fourrages, créant ainsi une chaîne complète de production animale. L'analyse du nombre de porcs et de la production fourragère du Brésil au niveau municipal révèle que les élevages se concentrent à proximité des usines de traitement de fourrages. De 1992 à 2001, une partie de la population porcine s'est éloignée des zones traditionnelles de production fourragère pour se concentrer autour des principales proceuderies au Mato Grosso.

Les stratégies visant à contrôler les maladies peuvent, toutefois, disperser les pôles de production. Afin de limiter la propagation des maladies, les grandes exploitations tendent à s'implanter à distance les unes des autres et loin des unités à petite échelle. Il suffit de quelques kilomètres d'espace pour endiguer les maladies contagieuses. Il est donc probable que cette tendance empêchera la concentration des élevages de petite et moyenne dimension, surtout dans les cadres périurbains, mais elle ne pourra pas empêcher l'évolution vers la constitution de zones spécialisées, équipées de provenderies, d'abattoirs et de services de santé animale.

*Les systèmes traditionnels évoluent vers l'intensification*

Le fourrage est volumineux et son transport coûteux. Le bétail élevé au sein de systèmes traditionnels est donc obligatoirement lié aux zones de production des ressources fourragères. Cependant, comme l'ont montré les sections précédentes, l'extension des pâturages risque de rester circonscrite, étant limitée d'un côté par

le manque de terres adéquates et de l'autre par la concurrence qu'exercent d'autres utilisations des terres dont les coûts d'opportunité sont plus faibles (comme l'agriculture, les forêts, la préservation de la nature).

Par conséquent, poussée par une demande accrue de bœuf et de lait, une partie de la production passe des systèmes traditionnels liés à la terre aux systèmes intensifs tels que les parcs d'engraissement et les laiteries (voir Chapitre 1), suivant la même tendance géographique que la production intensive d'espèces monogastriques.

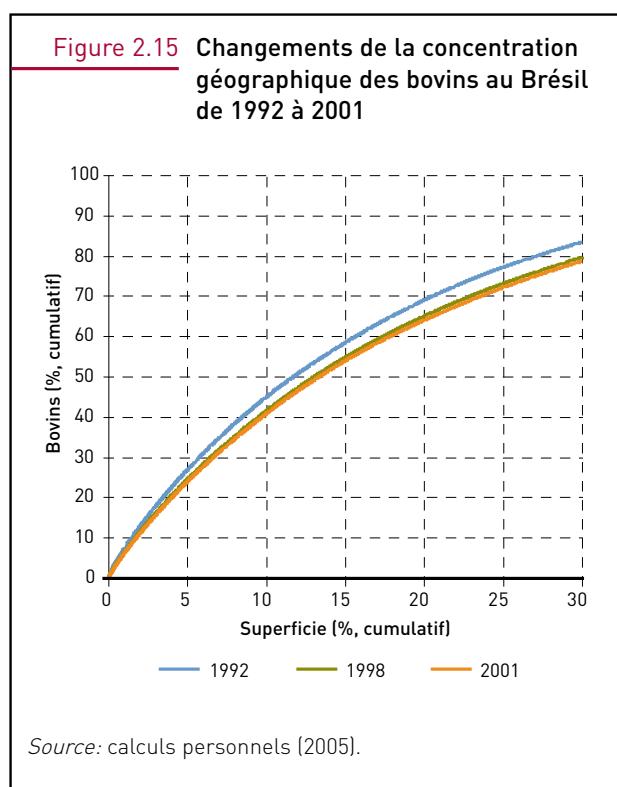
Ces systèmes liés à l'utilisation de la terre tendent également à s'étendre dans les zones à fort potentiel de pâturage restantes, et là où l'utilisation des sols ne fait l'objet d'aucune concurrence. Ces zones se situent principalement en Océanie et en Amérique du Sud. Entre 1983 et 2003, les productions de bœuf et de lait se sont accrues respectivement de 136 et 196 pour cent en Océanie et de 163 et 184 pour cent en Amérique du Sud. Par comparaison, la totalité de ces deux productions au niveau mondial s'est accrue de 124 pour cent au cours de la même période (FAO, 2006b).

Une analyse au niveau local confirme la globalité de ces tendances. Au Brésil, le nombre de bovins recensés par commune dans les systèmes traditionnels révèle une plus grande répartition géographique que ce qui avait été observé pour le cheptel des systèmes intensifs hors sol. L'extension des pâturages sur la forêt amazonienne est décrite de façon plus approfondie dans la section 2.5, consacrée aux points sensibles de la dégradation des sols.

**2.4.3 Utilisation accrue du transport**

*Les progrès en matière de commerce et de transport favorisent le déplacement des produits d'origine animale*

Le transport des produits issus de l'élevage est devenu à la fois financièrement plus abordable et techniquement plus accessible. Les changements techniques tels que le développement des infrastructures, le transport à grande échelle des récoltes des principales cultures ou la consolida-





Transport de poulets vers un élevage de volailles près de Magee – États-Unis d'Amérique

tion des chaînes du froid sur de grandes distances ont joué un rôle déterminant dans l'évolution du secteur de l'élevage.

Les développements du transport ont permis de combler l'écart entre la demande urbaine de produits d'origine animale et les ressources en terres pour les produire. L'extension du commerce et du transport des produits d'origine animale et des aliments du bétail est fondamentale pour l'industrialisation du secteur de l'élevage. Opérant sur une grande échelle, avec des volumes considérables d'intrants et de produits, les systèmes industriels hors sol sont intrinsèquement liés au transport pour l'approvisionnement en intrants (surtout les aliments pour le bétail) et la livraison des produits. De plus, la faiblesse des coûts privés de transport (qui sont rarement intégrés dans les coûts sociaux et environnementaux) a considérablement influencé les considérations économiques concernant le lieu d'implantation des divers segments de la chaîne de production animale, qu'il s'agisse de la production fourragère et de la provenderie ou de l'élevage, de l'abattoir et de l'industrie de transformation. Le transport qui relie chaque segment étant bon marché, d'autres coûts de production sont plus déterminants pour le choix d'implantation. Ces paramètres comprennent notamment le coût de la terre, de la main-d'œuvre, des services, du contrôle sanitaire, des régimes fiscaux et la rigueur des

politiques en matière d'environnement. Bien que dans une moindre mesure comparativement aux systèmes hors sol, les systèmes de production traditionnels sont de plus en plus tributaires du transport, à mesure qu'ils se rapprochent des ressources en terres disponibles et s'éloignent des centres de consommation.

A travers le monde, la production de l'élevage est généralement destinée à la consommation nationale. Toutefois, les produits d'origine animale sont de plus en plus commercialisés et, en comparaison des années 80, une part accrue de la production mondiale entre aujourd'hui sur le marché. Cette tendance a été particulièrement dynamique pour la viande de volaille, dont 6,5 pour cent étaient vendus sur le marché international en 1981-1983, contre 13,1 pour cent en 2001-2003. Au cours de cette même période (2001-2003), plus de 12 pour cent de la viande bovine, de la viande de volaille et du lait produit dans le monde ont fait l'objet de transactions commerciales, de même que 8,2 pour cent de la viande de porc. Tous ces pourcentages étaient particulièrement élevés par rapport aux moyennes de 1981-1983. Parmi les aliments du bétail, une part plus importante de la production de soja (24-25 pour cent) a été commercialisée au cours des mêmes périodes, sans qu'elle ait pour autant augmenté de manière significative (voir tableau 2.12). En ce qui concerne les céréales fourragères, la part de la production

Tableau 2.12

**Part de la production commercialisée pour certains produits**

Produit	1981-1983 moyenne	2001-2003 moyenne
	(..... % .....) /	
Viande bovine	9,4	13,0
Viande de porc	5,2	8,2
Viande de volaille	6,5	13,1
Equivalent lait	8,9	12,3
Tourteaux de soja <sup>1</sup>	24,3	25,4

<sup>1</sup> Part de tourteaux de soja commercialisée par rapport à la production de soja.

Source: FAO (2006b).

commercialisée est également demeurée relativement constante. L'accroissement des échanges a été encouragé par un certain nombre de mesures et accords politiques qui visaient à faciliter le commerce international, notamment les accords de commerce régional, l'harmonisation des normes et la prise en compte de l'agriculture dans le mandat de l'Organisation mondiale du commerce (OMC).

### *Commerce des aliments du bétail: les Amériques dominent les exportations, la Chine et l'UE dominent les importations*

Au fur et à mesure de son développement et de son intensification, la production animale est moins tributaire des ressources fourragères disponibles localement et dépend davantage des aliments concentrés commercialisés au niveau national et international. Les cartes 21 et 22 (Annexe 1) présentent les estimations des tendances spatiales en matière de surplus/déficit d'aliments pour les porcs et la volaille, et témoignent de la forte dépendance du secteur au regard du commerce. Le commerce des aliments du bétail et les transferts concomitants d'eau virtuelle, de nutriments et d'énergie déterminent les impacts que le secteur a sur l'environnement. Les statistiques relatives aux céréales fourragères ne se détachent généralement pas du flux commercial global en matière de céréales. Néanmoins, il est possible de déduire les tendances majeures à partir des flux commerciaux au niveau régional, comme le tableau 10 de l'Annexe 2 le montre pour le maïs. L'Amérique du Nord et l'Amérique du Sud sont les deux régions qui présentent des exportations interrégionales non négligeables. Le maïs qu'elles exportent en Afrique est principalement destiné à l'alimentation humaine alors qu'une grande partie des exportations vers l'Asie, l'UE et l'Amérique servent à satisfaire la demande fourragère (Ke, 2004). En Asie, la demande de maïs, poussée par le secteur fourrager, est approvisionnée par l'Amérique du Nord bien que les importations provenant d'Amérique du Sud aient augmenté

de manière spectaculaire entre 1987 et 2002 (voir tableau 10, Annexe 2). L'Amérique du Nord a également exporté de gros volumes de maïs en Amérique du Sud ainsi qu'en Amérique centrale (entre 2001 et 2003, des moyennes respectives de 2,8 et 2,9 millions de tonnes). Ces deux flux se sont considérablement accrus au cours des 15 dernières années. Pour autant, l'Amérique du Sud domine le marché européen. Le contraste entre les profils et les stratégies des différents pays explique ces tendances. Les exportations d'Amérique du Nord et du Sud sont stimulées par les pays (comme l'Argentine, le Canada ou les États-Unis d'Amérique) possédant de vastes ressources de terres et menant de solides politiques d'exportation céréalière. Inversement, la Chine, qui constitue un élément moteur majeur des importations en Asie, compense son manque de terres par des importations.

La comparaison entre les ressources et les besoins en céréales au niveau local permet d'évaluer le commerce intérieur (voir carte 21, Annexe 1), même si les importations à partir de marchés internationaux répondent très probablement à une partie de la demande des zones en déficit.

Près d'un tiers de la production totale de soja, d'huile et de tourteau de soja est commercialisée (soit des montants respectifs de 29,3, 34,4 et 37,4 pour cent). Cette proportion dépasse largement celle qui a été enregistrée pour les autres produits agricoles. Sur l'ensemble du soja commercialisé, 35 pour cent sont vendus sous forme de tourteau et 50 pour cent sous forme de graines (FAO, 2004a). Les graines de soja, largement consommées à travers le monde, proviennent de quelques grands pays exportateurs qui approvisionnent de nombreux pays importateurs (voir tableaux 11 et 12, Annexe 2, et carte 22, Annexe 1). Les États-Unis d'Amérique sont les plus gros exportateurs de soja (29 millions de tonnes), suivis par le Brésil (17 millions de tonnes). Parmi les sept principaux pays producteurs, la Chine est le seul dont les exportations ont baissé (voir tableau 11, Annexe 2). En effet, au cours des 10



à 20 dernières années, la Chine est passée du statut d'exportateur de soja à celui d'importateur, devenant le plus gros importateur mondial de graines de soja et un importateur majeur de tourteau de soja – un tiers du tourteau de soja consommé étant importé.

Les pays choisissent d'importer le soja sous forme brute ou bien transformé en huile et/ou en tourteau, selon la demande nationale et la structure de l'industrie locale de transformation. Avant de transformer leur production de soja, les Etats-Unis d'Amérique en exportent environ 35 pour cent sous forme brute. En revanche, l'Argentine et le Brésil ajoutent de la valeur à la plus grande partie de leur production, transformant près de 80 à 85 pour cent de leur soja avant de l'exporter (Schnittker, 1997). En ce qui concerne les tourteaux de soja, l'Amérique du Sud domine le commerce interrégional, l'UE étant leur premier client et l'Asie leur second (respectivement 18,9 et 6,3 millions de tonnes en 2002). Les Etats-Unis d'Amérique jouent un moindre rôle dans le commerce interrégional. Ces dernières années, surtout dans l'UE, plusieurs pays importateurs se sont détournés des tourteaux au profit des graines de soja, ce qui reflète les efforts accomplis pour promouvoir la transformation au niveau local. Ainsi, près de 6 millions de tonnes de soja produites dans l'UE entrent sur le marché, essentiellement intra-régional mais aussi en direction de l'Europe de l'Est. D'autres types d'aliments pour animaux sont également vendus sur le marché international, tels que la luzerne traitée et les balles de foin compressées. Les exportations proviennent essentiellement du Canada et des Etats-Unis d'Amérique. Le Japon est de loin le plus gros importateur, suivi par la République de Corée et la Province chinoise de Taïwan.

*Le commerce d'animaux et de produits dérivés de l'élevage augmente partout dans le monde.*

Les animaux vivants et les produits d'origine animale sont commercialisés en plus petites quantités que les aliments pour le bétail car les

volumes de la demande sont moins importants et les coûts privés de transport par unité plus élevés. Cependant, la croissance du commerce de produits d'origine animale devance celle du commerce d'aliments du bétail et de l'élevage. Cette progression rapide est facilitée par l'affaiblissement des barrières douanières dans le contexte du GATT et par la préparation de codes et de normes visant à réglementer le commerce mondial. Parallèlement, le transport de produits d'origine animale s'est encore amplifié avec la demande grandissante de produits transformés de la part des ménages et de la restauration.

Le commerce de viande de volaille a dépassé celui de viande bovine au cours des 15 dernières années avec des accroissements nets de volumes depuis environ 2 millions de tonnes en 1987 à 9 millions de tonnes en 2002, par rapport au bœuf qui a progressé de 4,8 à 7,5 millions au cours de la même période. A l'exception de l'Europe de l'Est, toutes les régions analysées se sont de plus en plus investies dans le commerce (tableau 14, Annexe 2). L'Amérique du Nord approvisionne près de la moitié du marché interrégional (2,8 millions de tonnes par an en moyenne, entre 2001 et 2003), suivie de l'Amérique du Sud (1,7 million de tonnes) et de l'UE (900 000 tonnes). Le Brésil est le premier pays exportateur. Selon les estimations, avec des coûts de céréales et de main-d'œuvre relativement faibles et des économies d'échelle de plus en plus grandes, le Brésil détient les plus bas coûts de production de poulets entiers et vidés, en regard des principaux fournisseurs (USDA/FAS, 2004). Du côté des importateurs, la situation est plus diversifiée que pour le bœuf et plusieurs régions jouent des rôles importants. L'Asie se classe en tête, suivie par les États baltes et la CEI, l'UE, l'Afrique subsaharienne et l'Amérique centrale. Un important commerce se développe actuellement au niveau régional en Asie et dans l'UE, qui offrent toutes deux des avantages compétitifs sur le plan local.

Afin d'évaluer le transport de viande de façon plus approfondie, nous avons calculé la différence

entre la production primaire et la demande de produits d'origine animale au niveau local. Les résultats concernant la viande de volaille sont indiqués sur la carte 23 (Annexe 1). Les couleurs dominantes sur la carte montrent que, dans la plupart des zones, la production est du même ordre que la consommation. On trouve généralement une situation équilibrée (fixée à +/- 100 kg de viande par km<sup>2</sup>) dans les systèmes traditionnels (comparer avec la carte 13, Annexe 1). Les zones ayant un bilan particulièrement positif (surplus) sont liées aux systèmes industriels hors sol (carte 14, Annexe 1), alors que les bilans négatifs (déficit) coïncident généralement avec de fortes densités de populations et des zones urbaines. La situation des pays exportateurs de volaille de l'Amérique du Nord et du Sud est mise en évidence par une prédominance (surplus) de la couleur rouge dans les deux régions. La même analyse conduite pour la viande de porc (carte 24, Annexe 1) révèle que les bilans positifs coïncident de la même manière avec les zones de production industrielle. Cependant, les viandes de volaille et de porc diffèrent dans la répartition géographique des zones de bilan négatif et positif. Les zones de production sont plus dispersées dans les zones de consommation pour le porc que pour la volaille. Les trois cartes mettent en évidence un important commerce intérieur.

Les exportations de bœuf proviennent essentiellement de l'Océanie et de l'Amérique du Sud, qui tirent profit de leurs systèmes d'élevage bovin traditionnel (tableau 13, Annexe 2). L'Amérique du Nord est le principal marché pour l'Océanie (903 000 tonnes par an en moyenne entre 2001 et 2003) mais les importations asiatiques provenant d'Océanie ont augmenté de manière spectaculaire au cours des dernières années (686 000 tonnes par an en moyenne entre 2001 et 2003, soit une augmentation de 173 pour cent en 15 ans). L'Amérique du Sud exporte principalement vers l'UE (390 000 tonnes par an en moyenne entre 2001 et 2003) et vers l'Asie (270 000 tonnes), ces deux volumes ayant pratiquement doublé au cours des 15 dernières

années. L'UE et l'Amérique du Nord contribuent aussi fortement à l'approvisionnement mondial de viande bovine à partir de systèmes de production plus intensifs, situés notamment aux Etats-Unis d'Amérique. Le commerce de L'UE se fait surtout à l'intérieur de ses frontières, bien qu'elle ait approvisionné les États baltes et certains pays de la CEI en 2002. L'Amérique du Nord approvisionne essentiellement l'Asie qui, des 10 régions analysées, est de loin le plus gros importateur de bœuf, avec des importations moyennes d'environ 1,8 million de tonnes par an entre 2001 et 2003 (tableau 13, Annexe 2). Entraînées par la Chine, les importations asiatiques sont aussi les plus dynamiques, avec une croissance de 114 pour cent entre 1987 et 2002. L'Asie répond à la flambée de sa demande grâce au commerce interrégional mais également en exploitant un marché intrarégional de viande de bœuf en pleine expansion. Le commerce intrarégional est également en train de se développer en Afrique subsaharienne. Enfin, le tableau 13 (Annexe 2) illustre l'effondrement de l'Europe de l'Est qui a eu lieu durant cette période, les importations en provenance des Etats-Unis d'Amérique, de l'Afrique subsaharienne, des Etats baltes et de la CEI devenant proches de zéro. Les bilans estimés pour le secteur bovin (carte 25, Annexe 1) montrent combien le commerce s'avère nécessaire à l'échelle nationale et internationale.

### 2.5 Points sensibles de la dégradation des sols

En tant que principal utilisateur des terres, l'élevage exerce une influence considérable sur les mécanismes de dégradation, dans un contexte de pression croissante exercée sur les terres (voir encadré 2.3). En ce qui concerne les systèmes traditionnels liés à l'utilisation de la terre, deux domaines posent de très sérieux problèmes. Tout d'abord, un processus de dégradation des pâturages est actuellement en cours, notamment dans les environnements arides et semi-arides de l'Afrique et de l'Asie, mais également dans les zones subhumides de l'Amérique

latine. En second lieu, il convient de se pencher sur la question de l'extension des pâturages et de la conversion des forêts en pâturages, tout particulièrement en Amérique latine.

Les systèmes industriels hors sol sont déconnectés du rapport à la terre agricole. La séparation de la production et des ressources entraîne souvent des problèmes de pollution et de dégradation des sols, à travers la production fourragère ou le maniement du bétail. Parallèlement, l'extension des cultures fourragères sur les écosystèmes naturels provoque une dégradation des sols.

Dans les sections suivantes, nous nous pencherons sur quatre mécanismes majeurs de dégradation des sols qui sont liés au secteur de l'élevage:

- l'extension du secteur dans les écosystèmes naturels;
- la dégradation des terrains de parcours;
- la contamination en milieu périurbain;
- la pollution, la dégradation des sols et les pertes de productivité dans les zones de production fourragère.

Nous évaluerons l'étendue géographique de ces problèmes ainsi que leur processus biophysique sous-jacent. Les impacts sur l'environnement mondial ne seront qu'énumérés. Les incidences sur le changement climatique, le tarissement des eaux et l'érosion de la biodiversité seront développées de façon plus approfondie dans les chapitres suivants.

### 2.5.1 L'extension des pâturages et des cultures fourragères sur les écosystèmes naturels se poursuit

L'extension des cultures et des pâturages sur les écosystèmes naturels a contribué à la croissance de la production animale et contribuera encore dans le futur de la même manière. Quel qu'en soit le but, détruire des habitats naturels pour les transformer en terres agricoles se traduit par des pertes directes considérables en termes de biodiversité. D'après l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM), le changement d'utilisation des terres est la cause principale de perte de la biodiversité (EM, 2005). La destruction de la couverture végétale entraîne également des émissions de carbone qui



© GREENPEACE/ALBERTO CÉSAR

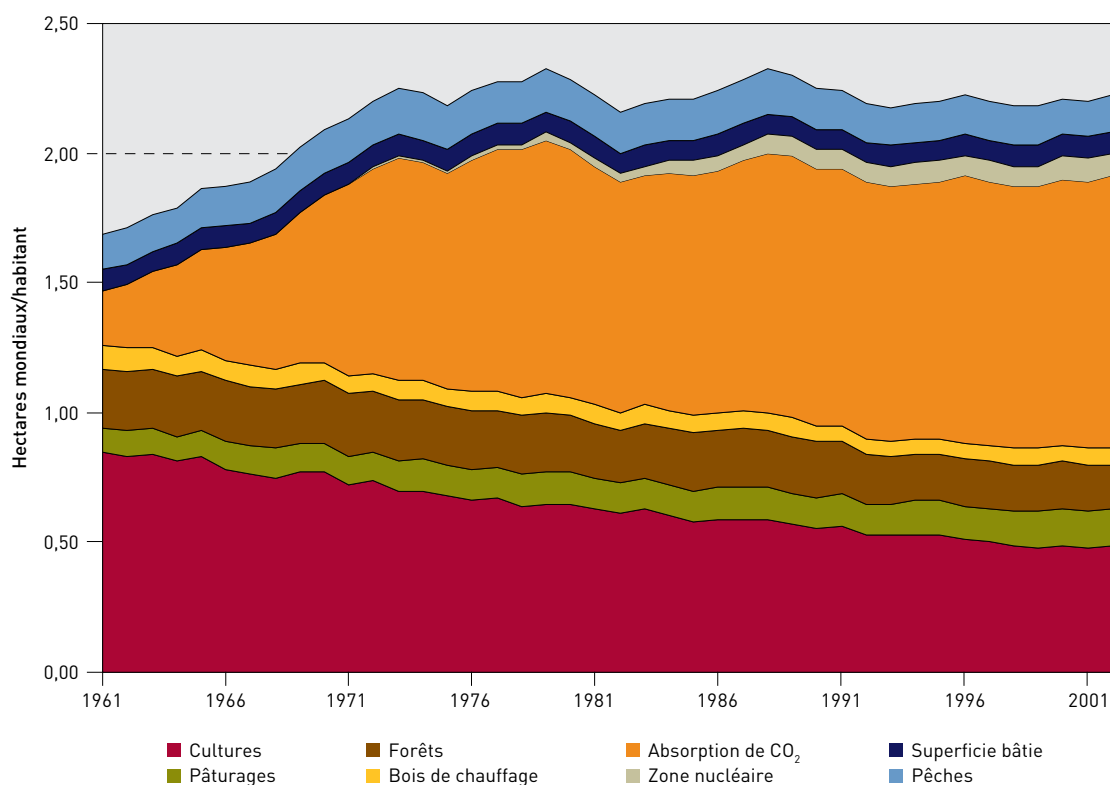
*Déforestation illégale pour la production de soja à Novo Progresso, état de Pará – Brésil 2004*

**Encadré 2.3 Empreinte écologique**

Pour mesurer la pression que l'humanité exerce sur la terre et la concurrence accrue vis-à-vis des ressources qui se raréfient, le Global Footprint Network a élaboré un indicateur appelé «empreinte écologique». L'empreinte écologique mesure la quantité de terres et d'eau dont une population humaine particulière a besoin pour produire les ressources qu'elle consomme et absorber ses déchets, en tenant compte de la technologie dominante (Global Footprint Network). Cet indicateur nous permet de comparer l'utilisation des ressources avec leur disponibilité. Selon les estimations du Global Footprint Network, la demande mondiale de terres a dépassé l'offre à la fin des années 80.

Toujours selon ces estimations, l'empreinte écologique de l'humanité a actuellement dépassé de 20 pour cent la capacité de charge de la planète. En d'autres termes, la planète prendrait un an et deux mois pour régénérer les ressources que les hommes utilisent en un an. Les activités liées à l'élevage contribuent copieusement à cette empreinte écologique, de manière à la fois directe, par l'usage des pâturages et des cultures, et indirecte, à travers la superficie nécessaire pour absorber les émissions de CO<sub>2</sub> (issues des combustibles fossiles utilisés pour la production animale) et à travers les pêches maritimes (liées à la production de farines de poissons pour l'alimentation du bétail).

**Figure 2.16 Empreinte écologique par habitant et par élément**



Source: Global Footprint Network (voir: <http://www.footprintnetwork.org>).

accélèrent le changement climatique. De plus, la déforestation a des incidences sur les cycles de l'eau; elle réduit les infiltrations et le stockage, augmente le ruissellement en supprimant les couverts forestiers et les litières feuillues et diminue les capacités d'infiltration des sols du fait de la baisse du contenu en humus (Ward et Robinson, 2000).

Dans les pays de l'OCDE, en général, la décision de planter du soja ou des céréales ne met pas en péril l'habitat naturel. Les producteurs choisissent parmi des terres déjà cultivées, au sein d'une zone agricole qui demeure stable pour l'essentiel. Dans de nombreux pays tropicaux cependant, l'exploitation des cultures amorce souvent le processus de conversion de vastes zones d'habitat naturel en terres agricoles. Cela s'applique à une grande partie des zones tropicales de l'Amérique latine, de l'Afrique subsaharienne et du sud-ouest de l'Asie. Le soja notamment est un élément moteur de cette conversion. Entre 1994 et 2004, la superficie des terres destinées à la culture du soja en Amérique latine a plus que doublé, pour atteindre 39 millions d'hectares et devenir ainsi la plus grande superficie de monoculture, loin devant le maïs qui se classe en deuxième position avec 28 millions d'hectares (FAO, 2006b). En 1996, l'Etat de Rondônia, à l'ouest de l'Amazonie, ne comptait que 1 800 hectares de soja, il en comptait 14 000 hectares en 1999. A l'est de l'Amazonie, dans l'Etat de Maranhão, les plantations de soja sont passées de 89 100 à 140 000 hectares entre 1996 et 1999 (Fearnside, 2001). Associée à d'autres facteurs, la demande fourragère a suscité des accroissements de production et d'exportation d'aliments du bétail à partir de pays comme le Brésil, où les terres sont relativement abondantes.

Dans la zone néotropicale, la superficie de terres utilisées pour le pâturage extensif s'est accrue de façon continue au cours des dernières décennies, généralement au détriment des forêts. La déforestation due à l'élevage extensif est une des principales causes de la perte de certaines espèces végétales et animales uniques au monde, dans les forêts ombrophiles d'Amérique centrale

et d'Amérique du Sud, ainsi que d'émissions de carbone dans l'atmosphère. Selon les prévisions, les forêts tropicales vont être défrichées dans le seul but d'être converties en terres d'élevage. Ainsi, certains auteurs (Wassenaar *et al.*, 2006) estiment que l'extension des pâturages sur les forêts sera de bien plus grande envergure que celle des terres de culture. La carte 33B (Annexe 1) indique les divers degrés de déforestation en Amérique du Sud. Les conséquences écologiques et environnementales de ces processus de déforestation ne sont pas encore pleinement comprises et méritent que la communauté scientifique leur prête une plus grande attention. Ce problème est d'autant plus préoccupant que les principales possibilités d'extension des pâturages se trouvent essentiellement dans les zones actuelles de forêts humides et subhumides. Il est peu probable que le secteur de l'élevage soit un facteur majeur de déforestation en Afrique tropicale. La récolte du bois et les incendies semblent en être les causes principales. Les forêts n'y sont affectées que par les défrichements destinés à des cultures de petite échelle et par la récolte du bois.

**Au niveau mondial, les principaux problèmes environnementaux** qui concernent les cultures fourragères et l'extension des pâturages dans les écosystèmes naturels, comprennent tout d'abord le changement climatique causé par l'oxydation de la biomasse et les émissions de carbone dans l'atmosphère, en second lieu, l'épuisement des ressources d'eau dû au bouleversement des cycles hydriques et, enfin, l'érosion de la biodiversité à travers la destruction de l'habitat. Ces questions seront respectivement examinées dans les chapitres 3, 4 et 5.

### **2.5.2 Dégradation des terres de parcours: désertification et changements de la végétation**

La dégradation causée par le surpâturage est un problème fréquent qui a fait l'objet de nombreuses études. Elle peut se produire quel que soit le climat ou le système d'exploitation et

est généralement liée à une densité d'élevage disproportionnée par rapport au pacage et au piétinement que les prairies peuvent endurer. La mauvaise gestion de l'élevage est une pratique courante. Il faudrait adapter continuellement le ratio terre/bétail aux conditions des prairies, surtout dans les zones de climat sec où la production de biomasse est imprévisible et où le rapport est cependant rarement ajusté. Ceci est particulièrement vrai pour les zones arides et semi-arides de pâturage communal au Sahel et en Asie centrale. Dans ces régions, la croissance démographique et l'empiètement des cultures arables sur les pâturages ont profondément limité la mobilité et la flexibilité des troupeaux. La dégradation des pâturages engendre des problèmes environnementaux, notamment l'érosion des sols, l'appauvrissement de la végétation, l'émission de carbone issue de la décomposition des matières organiques, et la disparition de la biodiversité due aux changements d'habitat et à la perturbation des cycles hydriques.

Le piétinement du bétail – dans les zones telles que les rives des cours d'eau, les pistes, les points d'abreuvement, les zones de pâture et autour des pierres à sel – entraîne un compactage des sols humides (avec ou sans couverture végétale) et déstabilise les sols secs et exposés. Les impacts du piétinement varient selon la texture du sol – les sols plus limoneux et plus argileux se compacteront plus facilement que les sols sablonneux. Les sols compactés et/ou imperméables ont des taux d'infiltration plus faibles qui entraînent des ruissellements à haut débit. Les sols ameublés par le bétail pendant la saison sèche constituent une source de sédiments pour la saison des pluies à venir. Dans les zones riveraines, les activités liées à l'élevage déstabilisent les berges des cours d'eau et contribuent à un important rejet local de matériaux érodés. D'autre part, en surpâturant la végétation, le bétail perturbe sa fonction de piégeage et de stabilisation des sols et aggrave ainsi l'érosion et la pollution. Chaque espèce de ruminants a une manière très spécifique de

paître. Ainsi, les chèvres sont capables de tirer profit des biomasses résiduelles et des espèces ligneuses, et peuvent par conséquent saper la capacité de résilience des herbages (Mwendera et Mohamed Saleem, 1997; Sundquist, 2003; Redmon, 1999; Engels, 2001; Folliott, 2001; Bel-lows, 2001; Mosley *et al.*, 1997; Clark Conservation District, 2004).

Certains auteurs (Asner *et al.*, 2004) proposent trois types de syndromes de dégradation de l'écosystème liés au pâturage:

- la désertification (dans les climats arides);
- une augmentation de la couverture ligneuse dans les zones de parcours semi-arides et subtropicales;
- la déforestation (dans les climats humides).

Le rôle de l'élevage dans la déforestation a été examiné dans la section 2.1 ci-dessus. Les auteurs décrivent trois éléments majeurs de la désertification: un accroissement de la superficie de sols nus, une diminution de la couverture d'espèces herbacées et une augmentation de la couverture ligneuse sous forme de concentrations d'arbustes.

On remarque globalement une plus grande hétérogénéité spatiale de la couverture végétale et des conditions des sols (par exemple, la matière organique, les nutriments et l'humidité du sol).

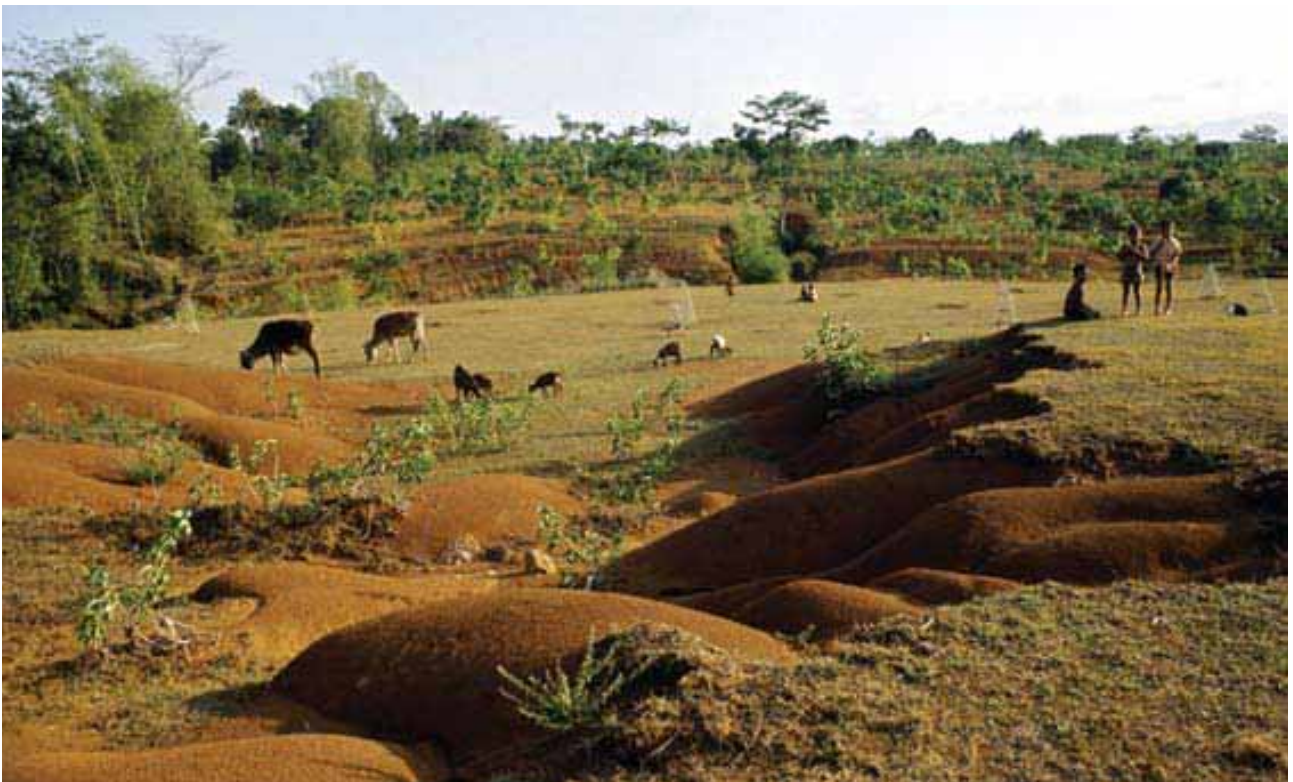
De nombreuses études ont analysé l'empiètement des plantes ligneuses sur les zones de parcours semi-arides et subtropicales de la planète. Il existe des zones sensibles en Amérique du Nord et du Sud, en Afrique, en Australie et partout où la couverture végétale ligneuse s'est nettement étendue au cours des dernières décennies. Parmi les causes, on peut citer notamment le surpâturage des espèces herbacées, la suppression des feux, l'enrichissement en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère et le dépôt d'azote (Asner *et al.*, 2004; van Auken, 2000; Archer, Schimel et Holland, 1995).

L'ampleur de la dégradation des prairies dans les climats arides et semi-arides constitue un

sujet majeur de préoccupations et de débats, tant il est difficile de la quantifier. On ne dispose pas d'indicateurs de fertilité des sols qui soient fiables et facilement mesurables, les écosystèmes sont très divers et la végétation annuelle de ces zones arides s'est révélée résistante. Ainsi, après 10 ans de désertification au Sahel, on constate désormais les signes d'une verdure saisonnière qui s'est accrue sur de vastes étendues au cours de la période 1982-2003. Si les pluies apparaissent comme la cause principale du reverdissement de la végétation, il semble qu'il y ait un autre facteur causal, un changement hypothétiquement d'origine anthropique qui se superpose à la tendance climatique. Voilà qui remet donc en question la notion de dégradation irréversible des parcours sahéliens provoquée par l'homme (Herrmann, Anyamba et Tucker, 2005). Par ailleurs, le désert envahit rapidement les pâturages du nord-ouest de la Chine (Yang *et al.*, 2005). L'étendue de la désertification a fait l'objet d'estimations diverses. D'après la méthodologie de l'évaluation mondiale de la

dégradation des sols d'origine anthropique, la désertification touche 1,1 milliard d'hectares, ce qui correspond aux estimations du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE, 1997). Selon le PNUE (1991), si l'on additionne les parcours dont la végétation est dégradée (2,6 milliards d'hectares), on constate que la part de terres sèches dégradées est de 69,5 pour cent. D'après Oldemane et Van Lynden (1998), 4,9, 5,0 et 1,4 milliards d'hectares subissent une dégradation qualifiée respectivement de légère, modérée et sévère. Toutefois, ces études ne tiennent pas compte de la dégradation de la végétation. La carte 27 (Annexe 1) indique l'emplacement des prairies qui, établies sur des sols pauvres et dans des climats rigoureux, courent de grands risques de dégradation en cas de mauvaise gestion.

La dégradation menace également les pâturages dans les climats humides et tempérés. Lorsque les taux de charge animale sont trop élevés, la perte des nutriments (surtout l'azote et le phosphore) peut être supérieure à leur



© FAO/6077/H. NULL

*Erosion du sol dans le bassin de la rivière Solo – Indonésie 1971*

apport et les sols sont «épuisés». A long terme, cela aboutit à la dégradation des pâturages que confirme une baisse de productivité (Bouman, Plant et Nieuwenhuyse, 1999). Avec la baisse de fertilité des sols, les mauvaises herbes et les plantes indésirables entrent en compétition pour la lumière et les nutriments. Il faut davantage d'herbicides et de main-d'œuvre pour les contrôler, ce qui a un impact négatif sur la biodiversité et les revenus des fermiers (Myers et Robbins, 1991). La dégradation des pâturages est un problème très répandu: on estime que la moitié des 9 millions d'hectares de pâturages de l'Amérique centrale sont dégradés (Szott *et al.*, 2000). La dégradation des pâturages s'avère encore plus grave au niveau local. Ainsi, selon les estimations de certains auteurs (Jansen *et al.*, 1997), plus de 70 pour cent des pâturages de la zone atlantique nord du Costa Rica sont dans un état avancé de dégradation, due principalement au surpâturage et à un apport d'azote insuffisant.

**Au niveau mondial, les principaux problèmes environnementaux** qui concernent la dégradation des parcours comprennent le changement climatique, qui résulte de l'oxydation de la matière organique des sols et de l'émission de carbone dans l'atmosphère, l'appauvrissement des ressources en eau dû à la réduction de l'alimentation des nappes souterraines, et l'érosion de la biodiversité liée à la disparition de l'habitat. Ces questions seront respectivement étudiées de façon plus approfondie dans les chapitres 3, 4 et 5.

### 2.5.3 Contamination des environnements périurbains

Nous avons déjà abordé l'accroissement de la concentration géographique des systèmes de production animale, d'abord dans le cadre périurbain puis à proximité des centres de production et de transformation d'aliments pour le bétail. Parallèlement, la transformation des denrées d'origine animale s'implante également dans les zones périurbaines, où le coût du transport, de l'eau, de l'énergie et des services est réduit au minimum.

La concentration géographique de l'élevage dans des zones ayant peu de terres agricoles, ou en étant dépourvues, engendre des impacts importants sur l'environnement (l'eau, les sols, l'air et la biodiversité), qui résultent surtout d'une mauvaise gestion des effluents d'élevage et des eaux usées. Les surcharges de nutriments peuvent aboutir à plusieurs formes de mauvaise gestion, notamment la fertilisation excessive des cultures, la suralimentation des étangs piscicoles et le rejet intempestif des déchets agricoles (notamment provenant de l'élevage) et agroalimentaires. Les surcharges de nutriments provenant des systèmes d'exploitation mixtes (cultures et élevage) ont surtout lieu lorsque les nutriments contenus dans les effluents ne sont pas extraits ou recyclés correctement. Les effets majeurs qu'une mauvaise gestion des déchets animaux peut avoir sur l'environnement ont été résumés par Menzi (2001) comme suit:

- **L'eutrophisation des eaux de surface** (détérioration de la qualité des eaux, prolifération d'algues, ravages sur les poissons, etc.), due à l'apport de substances organiques et de nutriments lorsque les déjections ou les eaux usées issues de l'élevage se déversent, ruissèlent ou débordent des lagunes, pour finir dans les cours d'eau. La pollution des eaux de surface menace les écosystèmes aquatiques et la qualité de l'eau potable puisée dans les ruisseaux. L'azote et le phosphore sont des nutriments souvent liés à l'eutrophisation des eaux de surface (Correll, 1999; Zhang *et al.*, 2003). Toutefois, le phosphore est souvent un facteur limitant le développement des algues bleues-vertes, capables d'utiliser l'azote de l'air. La gestion du phosphore est donc souvent identifiée comme une stratégie essentielle pour limiter l'eutrophisation des eaux de surface d'origine agricole (Mainstone et Parr, 2002; Daniel *et al.*, 1994).
- **L'infiltration des nitrates et le transfert possible, dans les nappes souterraines, d'organismes pathogènes** issus d'installations de stockage des effluents d'élevage ou de



champs fortement soumis à l'épandage de fumier. L'infiltration des nitrates et le transfert d'organismes pathogènes sont des menaces majeures pour la qualité de l'eau potable.

- **L'accumulation excessive de nutriments dans le sol** lorsque les engrais d'origine animale sont appliqués à hautes doses. Cela peut menacer la fertilité du sol en raison des concentrations déséquilibrées, voire toxiques, de nutriments.
- **Les espaces naturels tels que les terrains marécageux et les mangroves sont directement affectés par la pollution de l'eau**, ce qui entraîne souvent des pertes de biodiversité.

Les résultats des études menées par l'Initiative LEAD montrent que dans la plupart des contextes asiatiques, le recyclage des effluents d'élevage sur les cultures ou dans les étangs piscicoles (y compris les frais d'assainissement) est une option plus économique que le traitement des effluents, les nutriments étant extraits selon des procédés biochimiques (Projet sur la gestion des déchets issus de l'élevage en Asie de l'Est – Livestock waste management in East Asia project – LWMEAP) (voir encadré 2.4). Lorsque les unités de production ou de transformation se trouvent dans un cadre périurbain, loin des cultures et des étangs piscicoles (figure 2.17), les coûts élevés du transport rendent les pratiques de recyclage non rentables financièrement. Les unités de production doivent également souvent faire face à des prix fonciers élevés et ont donc tendance à ne pas de construire des bâtiments de traitement de taille adéquate. Les effluents d'élevage sont ainsi souvent déversés directement dans les voies d'eau urbaines, entraînant des conséquences dramatiques sur leur teneur en résidus de nutriments, de médicaments vétérinaires et d'hormones ainsi que sur leur charge en matières organiques. Les produits à base de lisier de qualité (par exemple, la litière de volaille, le fumier de bétail) sont toutefois souvent vendus en dehors des zones périurbaines.

Il existe également un certain nombre de maladies animales liées au développement de

la production intensive et à la concentration des animaux dans un espace limité. Beaucoup de ces maladies zoonotiques représentent une menace pour la santé humaine. La production animale sous forme industrielle et intensive peut constituer un lieu de développement de maladies émergentes (virus Nipah, ESB) ayant des conséquences sur la santé publique. Les risques de contamination inter ou intra espèces sont particulièrement élevés dans les environnements périurbains de forte densité à la fois humaine et animale (figure 2.17).

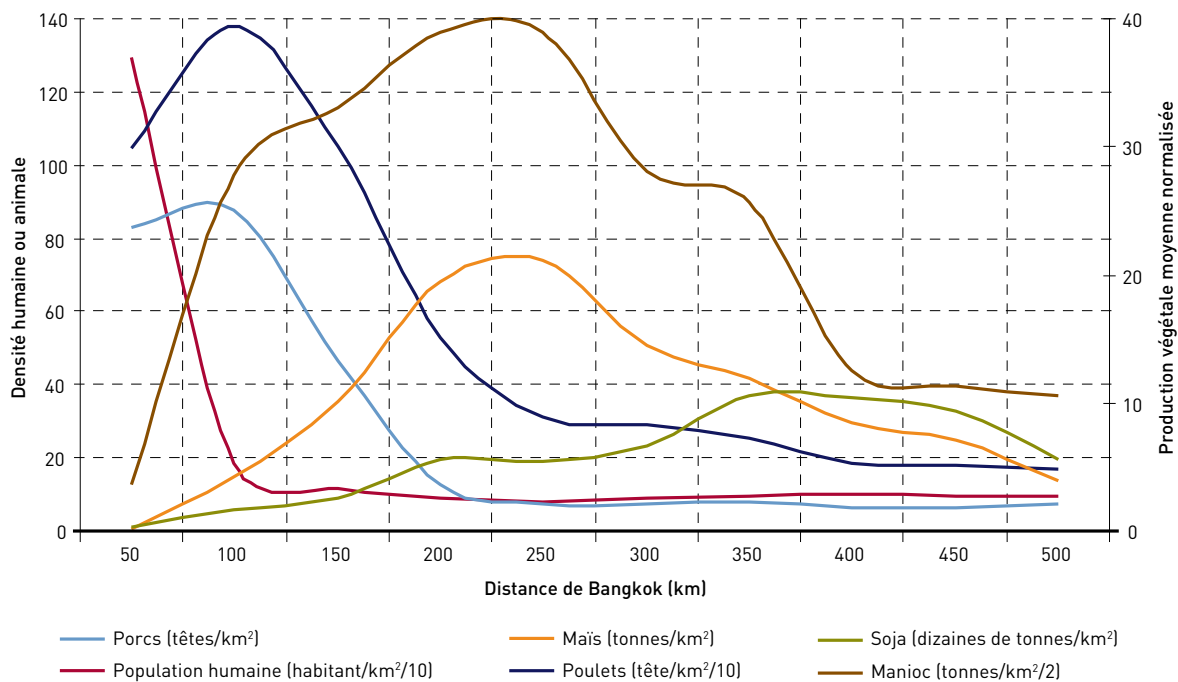
Du fait des économies d'échelle, la production animale industrielle produit des revenus par unité de production bien inférieurs à ceux des petites exploitations et les bénéfices reviennent à moins de producteurs. En outre, les rendements économiques et leurs retombées sont enregistrés dans les zones urbaines qui, généralement, sont déjà en meilleure posture. Opter pour ce type de production a donc un effet largement négatif sur le développement rural (de Haan *et al.*, 2001).

**Au niveau mondial, les principaux problèmes environnementaux** qui concernent la contamination des environnements périurbains, comprennent le changement climatique dû aux gaz émis par les déchets animaux mal gérés, l'appauvrissement des ressources en eau dû à la pollution des eaux de surface et souterraines, et l'érosion de la biodiversité liée à la pollution de l'eau et des sols. Ces



Fermes implantées à proximité d'immeubles d'habitation, Prune – Inde

Figure 2.17 Distribution spatiale des hommes, du bétail et des cultures fourragères autour de Bangkok, 2001



Source: calculs personnels.

questions seront respectivement étudiées de façon plus approfondie dans les chapitres 3, 4 et 5.

### 2.5.4 L'agriculture fourragère intensive

L'intensification améliore souvent le rendement des récoltes au dépens de l'environnement (Pingali et Heisey, 1999; Tilman *et al.*, 2001). L'intensification agricole peut avoir des conséquences néfastes à différents niveaux:

- au niveau local: augmentation de l'érosion, baisse de la fertilité des sols et réduction de la biodiversité;
- au niveau régional: pollution des nappes souterraines et eutrophisation des rivières et des lacs,
- au niveau mondial: impacts sur les constituants de l'atmosphère, le climat et les eaux océaniques.

#### Conséquences biologiques au niveau de l'écosystème agricole

Un aspect important de l'agriculture intensive réside dans sa forte spécialisation, qui conduit souvent à une monoculture nécessitant un

contrôle strict des espèces adventices indésirables. Le manque de diversité de la communauté végétale affecte les complexes de parasites ainsi que les invertébrés et microorganismes des sols ce qui, en retour, a des répercussions sur la croissance et la santé des végétaux. La faible diversité des systèmes de monocultures aboutit généralement à des pertes de récolte plus importantes dues aux insectes ravageurs, qui sont moins diversifiés mais plus abondants (Tonhasca et Byrne, 1994; Matson *et al.*, 1997). La réaction immédiate est d'accroître l'utilisation de pesticides. En conséquence, leur diffusion le long de la chaîne alimentaire de la faune et la résistance à ces pesticides sont devenues un problème épineux à travers le monde.

Les effets que la monoculture exerce sur la communauté biotique des sols sont moins évidents de même que les répercussions de ces changements sur les écosystèmes agricoles. Des études menées sur les principaux organismes montrent pourtant que la réduction de la diversité du biotope des sols sous l'effet de pra-

**Encadré 2.4 Gestion des déchets de l'élevage en Asie de l'Est**

Nulle part ailleurs, la croissance rapide de la production animale et son impact sur l'environnement n'ont été aussi évidents que dans certaines parties de l'Asie. Durant les années 90, il n'aura suffi que de 10 ans pour que la production de porcs et de volaille double pratiquement en Chine, en Thaïlande et au Viet Nam. A eux seuls, ces trois pays interviennent pour plus de la moitié de la production mondiale de porcs et un tiers de celle de volaille en 2001.

Il n'est pas surprenant que la production animale intensive de ces pays ait entraîné une forte augmentation de la pollution. La concentration des activités liées aux porcs et à la volaille sur les régions côtières de la Chine, du Viet Nam et de la Thaïlande devient une source majeure de pollution par les nutriments du sud de la mer de Chine. Dans la plupart des régions côtières densément peuplées, la densité de porcs excède 100 animaux par km<sup>2</sup> et les terres agricoles sont surchargées de quantités très importantes de nutriments (voir la Carte 4.1, Chapitre 4). Le ruissellement provoque de graves dégradations de l'eau de mer et de la qualité des sédiments de l'une des zones de hauts fonds maritimes qui offrent la plus grande diversité biologique dans le monde. Il provoque des «marées rouges» et menace les fragiles habitats maritimes côtiers, notamment les mangroves, les récifs coralliens et les prairies marines.

Cela s'est traduit par des augmentations rapides de production et de pollution, à l'origine de l'un des plus vastes efforts accomplis en matière de réponse politique efficace, le projet intitulé «Livestock Waste Management in East Asia Project» (LWMEAP), portant sur la gestion des déchets issus de l'élevage en Asie de l'Est; celui-ci a été préparé par la FAO, en collaboration avec les gouvernements de Chine, de Thaïlande et du Viet Nam et l'Initiative élevage, environnement et développement (LEAD – [www.lead.virtualcentre.org](http://www.lead.virtualcentre.org)), et subventionné par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM). Le projet concerne les menaces

environnementales et élabore des politiques qui permettent d'équilibrer l'emplacement des activités liées à la production animale et d'encourager les agriculteurs à utiliser le fumier et d'autres nutriments. Il mettra également en place des fermes pilotes pour donner l'exemple de bonnes techniques de gestion des engrais animaux.

Les polluants que les trois pays produisent menacent le sud de la mer de Chine. Mais la nature des activités liées à l'élevage est très différente d'un pays à l'autre. En Thaïlande, les trois quarts de la production de porc ont lieu dans de vastes fermes industrielles qui comptent plus de 500 animaux. Au Viet Nam en revanche, les très petits producteurs ne possédant que 3 ou 4 cochons représentent 95 pour cent de la production. Si la moitié des porcs du Guangdong sont produits dans des entreprises de moins de 100 animaux, les grosses entreprises industrielles se développent rapidement. Près d'un quart des porcs du Guangdong sont produits sur des fermes comptant plus de 3 000 animaux.

Le projet LWMEAP présente des politiques aussi bien nationales que régionales. Au niveau national, il insiste sur le besoin d'une coopération entre agences afin de développer des règles efficaces et réalistes en matière de suivi de l'environnement et de gestion des engrais animaux, et afin d'aménager des espaces pour l'implantation de futurs élevages et pour un meilleur recyclage de leurs effluents. En tant qu'outil clé pour l'élaboration et la mise en œuvre de politiques régionales, le LWMEAP apporte son soutien au développement de codes de pratiques adaptés aux contextes spécifiques.

*Source: FAO (2004d).*

tiques agricoles peut considérablement modifier leur processus de décomposition ainsi que leur apport nutritif (Matson *et al.*, 1997).

### Changements des ressources naturelles

La matière organique est un composant essentiel des sols. Elle fournit les substrats qui libèrent les nutriments et joue un rôle critique dans la structure des sols en augmentant leur capacité de rétention d'eau et en limitant l'érosion. Au cours des 25 premières années d'exploitation, les sols cultivés de manière intensive dans les zones tempérées observent des pertes très rapides de leur matière organique, ces dernières pouvant s'élever à 50 pour cent de leur carbone d'origine. Dans les zones tropicales, de telles pertes peuvent toutefois se produire dans les cinq années qui suivent la conversion (Matson *et al.*, 1997). Indépendamment des impacts locaux, la grande quantité de CO<sub>2</sub> libérée pendant le processus de décomposition de la matière organique contribue largement au changement climatique.

La croissance des rendements nécessite également davantage d'eau. La surface des terres irriguées a augmenté à un taux de 2 pour cent par an entre 1961 et 1991 et de 1 pour cent par an au cours des 10 dernières années (FAO, 2006b – voir tableau 1, Annexe 2). Cette tendance a des conséquences dramatiques sur les ressources en eau. Le prélèvement excessif est un sujet très inquiétant dans de nombreuses régions, surtout celles où les espèces fourragères sont cultivées en dehors de la zone agroécologique qui leur est propre (par exemple le maïs dans la majeure partie de l'Europe) et où l'on utilise fréquemment des ressources en eau non renouvelables (eau fossile). Le recours à l'irrigation a souvent lieu dans un contexte de pénurie d'eau qui risque de s'aggraver avec l'augmentation du pompage liée à la croissance démographique, au développement et au changement climatique.

### Détérioration de l'habitat

L'intensification mondiale de la production agricole a fortement amplifié l'usage d'engrais à base

d'azote (N) et de phosphore (P). La consommation d'engrais chimiques a augmenté de 4,6 pour cent par an entre 1961 et 1991 avant de se stabiliser (FAO, 2006b – voir tableau 1, Annexe 2). Cette stabilisation à l'échelle mondiale est le résultat de l'équilibre de la consommation, cette dernière augmentant dans les pays en développement mais diminuant dans les pays développés.

Les cultures n'absorbent qu'une quantité limitée d'éléments fertilisants. Une proportion importante de phosphore est emportée par le ruissellement, et selon les estimations de certains auteurs (Matson *et al.*, 1997), 40 à 60 pour cent de l'azote appliqué sur les cultures reste ou s'infiltre dans le sol. L'infiltration de l'azote des sols vers les bassins hydrographiques entraîne de fortes concentrations de ce dernier dans l'eau potable et une contamination des eaux de surfaces et des nappes souterraines qui menace la santé humaine et les écosystèmes naturels. Plus particulièrement, l'eutrophisation des bassins hydrographiques et des zones côtières tue les organismes aquatiques et finit par causer des pertes de biodiversité.

La fertilisation azotée, chimique et organique, provoque également des émissions accrues de gaz tels que les oxydes d'azote (Nox), l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) et l'ammoniac (NH<sub>3</sub>). Kilmont (2001) a constaté qu'en Chine, les émissions d'ammoniac sont passées de 9,7 thermogrammes (Tg) en 1990 à 11,7 Tg en 1995, et devraient atteindre près de 20 Tg de NH<sub>3</sub> en 2030. La source d'émission la plus importante provient de l'utilisation d'urée et de bicarbonate d'ammonium, les principaux engrais employés dans ce pays.

L'oxyde d'azote et l'ammoniac peuvent être emportés par le vent et déposés sur d'autres écosystèmes. Ce dépôt peut provoquer une acidification des sols, une eutrophisation des écosystèmes naturels et des changements dans la diversité des espèces, susceptibles d'avoir des répercussions sur les parasites et les prédateurs (Galloway *et al.*, 1995). L'usage de l'azote, principalement lié à l'agriculture, devrait augmenter de manière spectaculaire dans les prochaines

**Encadré 2.5** Systèmes d'élevage et érosion aux Etats-Unis d'Amérique

L'érosion du sol est considérée comme l'un des plus gros problèmes environnementaux aux Etats-Unis d'Amérique. Au cours des deux derniers siècles, ce pays a probablement perdu au moins un tiers de sa couche arable (Barrow, 1991). Bien qu'ils aient baissé entre 1991 et 2000, les taux moyens d'érosion de 2001, qui s'élevaient à 12,5 tonnes par hectare et par an (voir tableau 2.13), étaient encore supérieurs au taux de perte de sols déclaré viable, à savoir 11 tonnes par hectare et par an (Barrow, 1991).

Le niveau et la sévérité de l'érosion sont spécifiques à chaque endroit et dépendent largement des conditions locales et des types de sols. Toutefois, le lien avec l'élevage est incontournable. Près de 7 pour cent des terres agricoles (2001) aux Etats-Unis d'Amérique sont consacrées à la production fourragère. La production animale peut être considérée comme directement ou indirectement responsable de l'érosion du sol dans le pays. Une évaluation minutieuse de l'érosion des pâturages et des terres cultivées révèle que l'élevage contribue de façon majeure à l'érosion des terres agricoles et que 55 pour cent de la totalité de la masse de sols érodés chaque année lui sont imputables (tableau 2.13). De cette masse érodée, environ 40 pour cent finira dans les ressources d'eau. Le reste se déposera ailleurs sur les terres.

Quoi qu'il en soit, si l'on considère le rôle important que les terres agricoles jouent dans la contamination de l'eau par les sédiments aux Etats-Unis d'Amérique, nous pouvons raisonnablement supposer que les systèmes de production animale sont la source majeure de contamination des ressources d'eau potable par les sédiments.

**Tableau 2.13****Contribution de l'élevage à l'érosion des terres agricoles aux Etats-Unis d'Amérique**

<b>Erosion des terres cultivées</b>	
Erosion totale des terres cultivées (millions de tonnes/an)	1 620,8
Taux cumulé moyen d'érosion par l'eau et le vent (tonnes/ha/an)	12,5
Superficie totale de terres cultivées pour la production fourragère (millions d'ha)	51,6
<b>Erosion totale des terres de cultures fourragères (millions de tonnes/an)</b>	
En pourcentage par rapport à l'érosion totale des terres cultivées	40
<b>Erosion des pâturages</b>	
Taux cumulé moyen d'érosion par l'eau et par le vent (tonnes/ha/an)	2
Superficie totale de pâturages (millions d'ha)	234
<b>Érosion totale des pâturages (millions de tonnes/an)</b>	
	524,2
<b>Erosion des terres agricoles (cultures et pâturages)</b>	
Erosion totale des terres agricoles (millions de tonnes/an)	2 145,0
<b>Erosion totale liée à l'élevage (millions de tonnes/an)</b>	
	1 172,5
<b>Pourcentage par rapport à l'érosion totale des terres agricoles</b>	
	55

Source: USDA/NASS (2001); FAO (2006b).

décennies. Les émissions d'oxydes nitreux ont aussi des incidences sur le climat mondial et contribuent au réchauffement de la planète. En effet, le N<sub>2</sub>O a un potentiel de réchauffement 310 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone.

Enfin, l'utilisation intensive des terres agricoles affecte l'habitat de la faune sauvage, qui manque de nourriture et d'abri dans les zones de

monoculture et y est donc quasi-inexistante. De plus, les parcelles cultivées de manière intensive entravent les mouvements de la faune sauvage et provoquent une fragmentation de l'écosystème. En conséquence, Pingali et Heisey (1999) affirment que pour répondre à la demande de nourriture à long terme, surtout en matière de céréales, il ne suffira pas de reculer le seuil des

rendements. Il faudra changer fondamentalement la façon d'utiliser les engrais et les pesticides et de gérer les sols. Pour maintenir la croissance de la productivité des céréales tout en préservant les ressources, il faut accroître la production sans augmenter les apports chimiques de façon proportionnelle. Les améliorations récentes des formules d'engrais et de pesticides et les innovations techniques et technologiques liées à leur efficacité peuvent aider à atteindre ces objectifs (Pingali et Heisey, 1999).

### Erosion des sols

Les taux d'érosion varient considérablement selon les conditions locales et il est difficile de comparer les données régionales. Les taux d'érosion dépendent de plusieurs facteurs, notamment la structure des sols, la morphologie des paysages, la couverture végétale, les pluies et les vents, l'utilisation et la gestion des terres – méthode, durée et fréquence d'exploitation (Stoate *et al.*, 2001) (voir encadré 2.5). Le ruissellement des eaux étant responsable des effets les plus graves, l'érosion tend à augmenter à mesure que l'infiltration diminue. Toute activité qui modifie de façon importante le processus d'infiltration a un impact sur l'action de l'érosion.

Les terres de culture, surtout celles cultivées de manière intensive, sont généralement plus sujettes à l'érosion que les terres utilisées à d'autres fins. Les principaux facteurs qui aggravent l'érosion des terres de culture sont:

- l'élimination de la végétation naturelle qui fixe les sols, les protège des vents et améliore l'infiltration;
- les pratiques d'exploitation inappropriées;
- l'impact mécanique d'un équipement agricole lourd;
- l'appauvrissement de la fertilité naturelle des sols.

Barrow (1991) a analysé l'ampleur de l'érosion qui touche les terres de culture dans divers pays. Les méthodes d'évaluation du processus de l'érosion n'étant pas normalisées, il est difficile

de comparer les différentes mesures. Barrow a remarqué que, dans certains cas, l'érosion était extrêmement grave et se traduisait par une perte annuelle de plus de 500 tonnes de sol par hectare (notamment en Équateur et en Côte d'Ivoire). Or, une perte annuelle de 50 tonnes par hectare équivaut à une perte d'épaisseur du profil des sols d'environ 3 mm par an. Si la couche arable est mince, cela suffit à compromettre l'agriculture en très peu de temps. Peu d'ouvrages s'accordent sur les limites jugées tolérables, mais des niveaux d'érosion entre 0,1 et 0,2 mm par an sont souvent considérés comme acceptables (Barrow, 1991).

**Au niveau mondial, les principaux problèmes environnementaux** qui concernent les cultures fourragères comprennent le changement climatique, imputable aux gaz émis par les engrais et la matière organique qui se décompose dans les sols, l'appauvrissement des ressources en eau dû à la pollution et au pompage, et l'érosion de la biodiversité due à la destruction de l'habitat. Ces questions seront respectivement examinées dans les chapitres 3, 4 et 5.

## 2.6 Conclusions

Aujourd'hui, le secteur de l'élevage est un utilisateur majeur de terres, couvrant plus de 3,9 milliards d'hectares, soit près de 30 pour cent de la superficie des terres de la planète. Cependant, l'intensité d'utilisation varie considérablement. Sur ces 3,9 milliards d'hectares, 0,5 sont cultivés et généralement gérés de manière intensive (section 2.3), 1,4 sont des pâturages dont la productivité est relativement élevée et les 2 milliards restants sont constitués de pâturages extensifs dont la productivité est relativement basse (tableau 4, Annexe 2). L'élevage est le premier utilisateur agricole de terres, représentant environ 78 pour cent des terres agricoles et l'équivalent de 33 pour cent des terres cultivées. Bien que les systèmes hors sol intensifs soient en grande partie responsables de la croissance du secteur, l'influence de l'élevage sur les terres

de culture est toutefois non négligeable et une analyse exhaustive des problèmes environnementaux liés à la production animale ne pourrait être menée sans inclure le secteur des cultures.

Quoi qu'il en soit, à mesure qu'il se développe, l'élevage a besoin d'étendues de terres de plus en plus vastes et connaît une évolution géographique impliquant des changements dans l'intensité d'utilisation des terres et les schémas de distribution géographique.

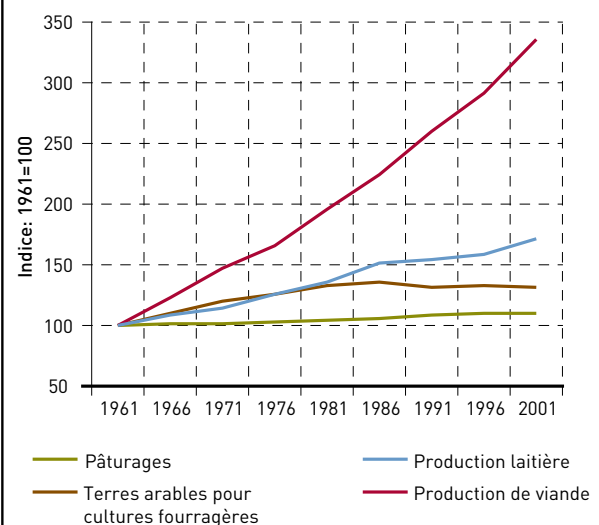
#### *L'intensification ralentit la hausse de l'utilisation des terres liée à l'élevage*

Le premier aspect de cette transition est l'intensification de l'utilisation des terres. Elle concerne l'alimentation du bétail, objectif principal de l'utilisation des terres par l'élevage (directement, en tant que pâturage, ou indirectement, pour les cultures fourragères). Les cultures fourragères et les pâturages cultivés s'intensifient dans les zones dotées d'une infrastructure de transport développée, de solides institutions et d'une grande aptitude agroécologique. La figure 2.18 montre la différence marquée des taux de croissance entre les zones consacrées au pâturage et à la production fourragère et les productions de viande et de lait. L'augmentation de la productivité est la conséquence d'une forte intensification du secteur à l'échelle mondiale. Le passage des ruminants aux espèces monogastriques nourris d'aliments concentrés joue un rôle critique dans ce processus.

La demande accrue de produits d'origine animale jouera probablement encore un rôle dominant dans les prochaines décennies et entraînera une nette augmentation des surfaces consacrées à l'élevage, malgré la tendance à l'intensification. Les pâturages extensifs et la production fourragère s'étendront sur les habitats naturels dont le coût d'opportunité est faible. Toutefois, il est probable que l'essentiel de cette expansion ait déjà eu lieu et que le processus d'intensification aura raison de la tendance à l'expansion pour aboutir finalement à une forte réduction des zones de pâturages et de cultures fourragères.

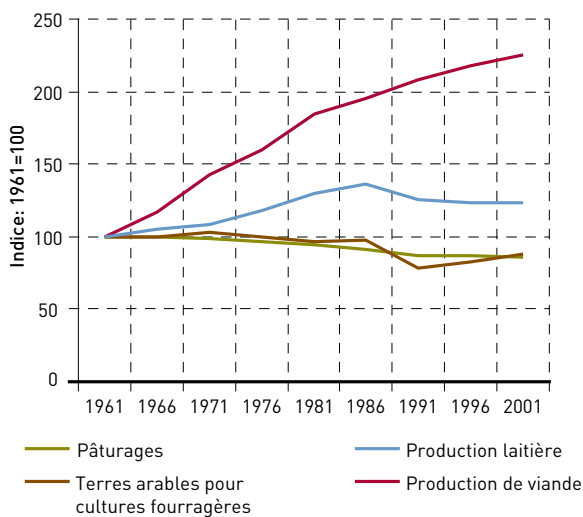
Ces tendances mondiales varient selon les régions. Dans l'Union européenne (figure 2.19) et plus généralement dans les pays de l'OCDE, la production de viande et de lait s'est accrue alors que la surface consacrée aux pâturages et aux cultures fourragères a diminué. Cette évolution a eu lieu essentiellement grâce à l'amélioration des taux de transformation des aliments mais une partie de la réduction de la surface de cultures fourragères a aussi été compensée par des importations d'aliments, principalement d'Amérique du Sud (figure 2.20). En effet, les tendances comparables en Amérique du Sud (figure 2.20) font apparaître une augmentation relativement forte des superficies de cultures fourragères. Bien que le développement rapide de l'élevage intensif au niveau régional ait stimulé la production industrielle d'aliments pour le bétail, la croissance supplémentaire s'explique par les exportations. Les cultures fourragères ont connu une expansion particulièrement rapide dans les années 70 et à la fin des années 90, lorsque les

**Figure 2.18** Tendances mondiales des superficies utilisées pour la production animale et de la production totale de viande et de lait



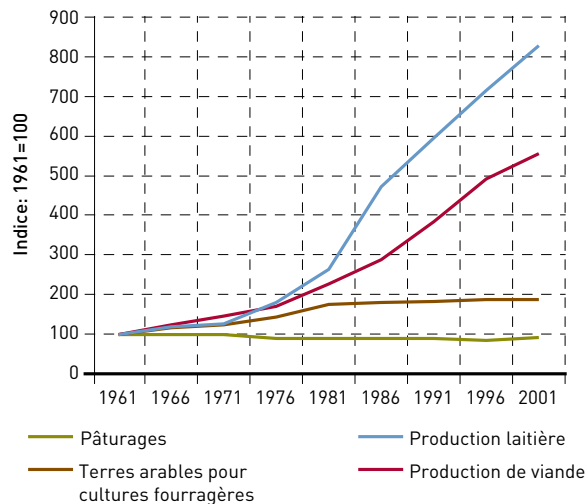
Source: FAO (2006b).

**Figure 2.19** Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – UE des 15



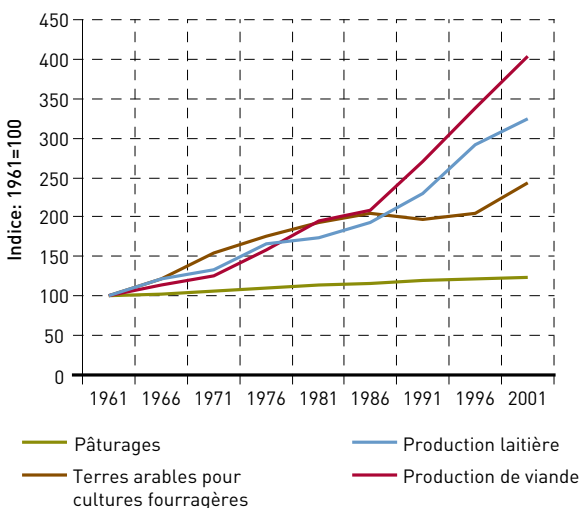
Source: FAO (2006b).

**Figure 2.21** Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – Asie de l'Est et du Sud-Est (sans la Chine)



Source: FAO (2006b).

**Figure 2.20** Evolution des superficies utilisées pour la production animale et de l'approvisionnement local en viande et en lait – Amérique du Sud



Source: FAO (2006b).

pays développés dans un premier temps puis les pays en développement se sont lancés dans l'industrialisation de l'élevage et ont commencé à importer des protéines destinées à l'alimentation du bétail.

C'est le cas actuellement en Asie de l'Est et du Sud-Est, où la production a augmenté beaucoup plus rapidement que les surfaces cultivées pour le fourrage et que les pâturages (qui sont restés stables). Cette différence a pu être compensée par des importations d'aliments du bétail mais aussi par l'intensification rapide de l'industrie de l'élevage grâce à l'amélioration des races et des techniques ainsi qu'à une réorientation vers la volaille (la méthode mise au point pour estimer l'utilisation des terres par l'élevage et les résultats complémentaires sont présentés dans l'Annexe 3.1).

*La production s'oriente vers les zones à moindre coût ou disposant de ressources en alimentation animale*

La seconde caractéristique de la transition géographique de l'élevage réside dans l'évolution de la distribution spatiale de la production. La production ne coïncide plus avec la consommation car cette dernière se situe surtout dans les centres urbains, loin des ressources en alimentation animale. Le secteur de l'élevage s'est adapté à cette nouvelle configuration en fragmentant la



filière des produits et en implantant chaque segment spécialisé de production ou de transformation là où les coûts sont réduits au minimum. Avec le développement des infrastructures de transport, l'expédition des produits d'origine animale devient relativement bon marché par rapport à d'autres coûts de production. La tendance vers une demande accrue d'aliments transformés contribue à réduire également les coûts de transport. La production animale se rapproche donc des ressources fourragères ou des endroits où le contexte politique (régime fiscal, normes de travail, normes environnementales), l'accès aux services ou les conditions en matière de maladies limitent les coûts. En d'autres termes, l'élevage s'éloigne de la stratégie «d'utilisateur des terres par défaut» (c'est-à-dire comme unique façon d'exploiter la biomasse des terres marginales, les résidus et les zones interstitielles) pour adopter celle «d'utilisateur actif des terres» (c'est-à-dire qui rivalise avec d'autres secteurs pour établir des cultures fourragères, des pâturages intensifs et des unités de production).

### *Le prix environnemental à payer*

Cette transition permet une utilisation plus efficace des ressources. Toutefois, elle se développe habituellement dans un contexte d'externalités environnementales et sociales qui ne sont pratiquement pas prises en compte et d'une estimation inappropriée de la valeur des ressources, calculée en fonction de coûts privés plutôt que du coût social. En conséquence, les changements que subit la géographie de l'élevage sont liés à des impacts importants sur l'environnement. Ainsi, les coûts privés de transport sont exagérément faibles et ne reflètent pas les coûts sociaux. L'expansion et l'intensification de l'agriculture dans les milieux naturels donnent naissance à de graves problèmes de dégradation des terres. Le développement continu de l'agriculture dans les écosystèmes naturels entraîne un changement climatique et une perte de la biodiversité. La séparation entre la production

animale et celle d'aliments du bétail crée des conditions qui, ne favorisant pas une gestion efficace des déchets, sont souvent à l'origine de la pollution des eaux et des sols ainsi que des émissions de gaz à effet de serre.

D'après les tendances actuelles, l'empreinte écologique du secteur de l'élevage va être de plus en plus marquée du fait de la hausse de l'utilisation des terres et de leur dégradation. Pour faire face aux défis que cela pose à l'environnement mondial, il faudra évaluer et gérer les compromis inhérents au fait de devoir répondre à la demande actuelle de produits d'origine animale tout en préservant la capacité des écosystèmes à assurer des biens et des services à l'avenir (Foley *et al.*, 2005). En définitive, pour atteindre un équilibre durable, il sera nécessaire de fixer les prix des ressources naturelles de façon adéquate, d'internaliser les externalités et de préserver les écosystèmes clés.



03



## Rôle de l'élevage dans le changement climatique et la pollution atmosphérique

### 3.1 Problèmes et tendances

L'atmosphère est indispensable à la vie sur terre. Non seulement elle nous fournit l'air que nous respirons mais elle régule la température, distribue l'eau et intervient dans ces processus clés que sont les cycles du carbone, de l'azote et de l'oxygène, tout en nous protégeant des radiations néfastes. Ces fonctions sont orchestrées, selon un équilibre dynamique fragile, par une physique et une chimie complexes. On dispose toutefois de données de plus en plus nombreuses qui montrent que l'homme modifie les mécanismes de l'atmosphère.

Dans les sections suivantes, nous allons concentrer notre attention sur les processus anthropiques du changement climatique et de la

pollution de l'air (hormis le trou d'ozone), ainsi que sur la part de responsabilité de l'élevage. On connaît mal la contribution de l'ensemble de ce secteur. En pratique, non seulement chaque étape de la production animale provoque l'émission dans l'atmosphère de substances susceptibles de modifier le climat et de polluer l'air mais elle freine également leur piégeage dans d'autres réservoirs. Ces phénomènes sont provoqués soit directement par l'élevage du bétail, soit indirectement au cours d'autres stades de la chaîne de production, jusqu'à la vente du produit d'origine animale. Nous analyserons les processus les plus importants selon leur ordre dans la chaîne alimentaire, et concluons avec une évaluation de leur effet cumulatif. Nous propo-

serons ensuite diverses possibilités permettant d'atténuer les impacts.

### Changement climatique: tendances et perspectives

Si le changement climatique d'origine anthropique n'est considéré que depuis peu comme un fait établi, on observe déjà les impacts qu'il a sur l'environnement. L'effet de serre est indispensable au mécanisme de régulation de la température. Sans lui, la température moyenne de la surface de la terre ne serait pas de 15 °C mais de -6 °C. La terre renvoie l'énergie qu'elle reçoit du soleil vers l'espace en reflétant la lumière et en émettant de la chaleur. Ce flux thermique est en partie absorbé par les gaz dits à effet de serre, qui le piègent dans l'atmosphère. Il s'agit principalement de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), de méthane (CH<sub>4</sub>), d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) et de chlorofluorocarbones. Depuis le début de la période industrielle, les émissions anthropiques ont engendré une augmentation de la concentration de ces gaz dans l'atmosphère, entraînant ainsi un réchauffement de la planète. La température moyenne de la surface de la terre a augmenté de 0,6 degré Celsius depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle.

D'après les récentes projections, la température moyenne pourrait encore augmenter de 1,4 à 5,8 °C d'ici 2100 (CCNUCC, 2005). Même avec le scénario le plus optimiste, l'augmentation de la température moyenne sera plus importante que toutes les tendances séculaires au cours des 10 000 dernières années de la période interglaciaire actuelle. Les statistiques climatiques basées sur l'étude de carottes glaciaires permettent de comparer la situation actuelle avec les périodes interglaciaires précédentes. La carotte glaciaire de Vostok (Antarctique) qui résume les 420 000 dernières années de l'histoire de la planète, fait apparaître une corrélation remarquable entre les gaz à effet de serre et le climat pour chacun des quatre cycles de périodes glaciaires et interglaciaires (qui se reproduisent naturellement environ tous les 100 000 ans). Ces conclusions ont récemment été confirmées par



*Sol argileux craquelé – Tunisie 1970*

l'analyse de la carotte glaciaire du Dôme C en Antarctique. Cette carotte glaciaire est la plus profonde jamais forée et révèle les secrets du climat des quelque 740 000 dernières années. Elle est la plus longue source de données continue sur les variations climatiques annuelles jamais extraite de la glace (EPICA community members, 2004). Son analyse confirme que les périodes d'accumulation de CO<sub>2</sub> ont très probablement contribué au profond réchauffement climatique de la surface de la planète. Les résultats ont également montré que les activités de l'homme sont à l'origine des concentrations actuelles de CO<sub>2</sub> et de NH<sub>4</sub>, sans précédent au cours des 650 000 dernières années de l'histoire mondiale (Siegenthaler *et al.*, 2005).

Le réchauffement mondial risque de bouleverser les caractéristiques météorologiques et d'entraîner notamment une augmentation des précipitations ainsi que des événements extrêmes, tels qu'ouragans, inondations et sécheresses, plus sévères et plus fréquents.

L'évolution du climat va probablement avoir une incidence considérable sur l'environnement mondial. D'une façon générale, plus l'évolution sera rapide, plus les risques encourus augmenteront. Le niveau moyen de la mer devrait s'élever de 9 à 88 cm d'ici 2100 et provoquer l'inondation des zones de faible élévation ainsi que d'autres catastrophes. Les zones climatiques pourraient se déplacer vers les pôles, de même qu'en altitude

et déstabiliser les forêts, les déserts, les prairies et d'autres écosystèmes non exploités par l'homme. Nombre d'entre eux vont ainsi s'appauvrir ou se désagréger et certaines espèces risquent de disparaître (GIEC, 2001a).

Les niveaux et impacts de ces changements varieront considérablement d'une région à l'autre. L'humanité devra affronter à la fois de nouveaux risques et de nouvelles pressions. Il est peu probable que la sécurité alimentaire soit menacée à l'échelon planétaire, mais certaines régions pourraient voir le rendement de leurs récoltes baisser et d'autres faire l'expérience d'insuffisances alimentaires, voire connaître la famine. L'évolution mondiale de la répartition des précipitations et de l'évaporation affectera les ressources en eau. Les infrastructures subiront des dommages, en particulier du fait de l'élévation du niveau des mers et d'intempéries d'une grande ampleur. Les activités économiques ainsi que les lieux d'implantation humaine et la santé vont subir de nombreuses conséquences, directes et indirectes. Face aux incidences négatives de l'évolution du climat, les pauvres et les déshérités, et de manière générale les pays les moins avancés, sont les plus vulnérables, du fait de leur faible aptitude à développer des mécanismes d'adaptation.

Au cours des prochaines décennies, l'agriculture mondiale devra faire face à de nombreux défis qui seront aggravés par le changement climatique. Un réchauffement de plus de 2,5 °C pourrait réduire l'approvisionnement alimentaire dans le monde et entraîner une hausse des prix. L'impact sur les rendements des récoltes et sur la productivité sera très variable. Certaines régions agricoles, surtout dans les zones tropicales et subtropicales, seront menacées par le changement climatique alors que d'autres, principalement dans les zones situées sous les latitudes tempérées et plus élevées, pourraient en bénéficier.

Le secteur de l'élevage sera également touché. Une perturbation de l'agriculture qui provoquerait une augmentation du prix des céréales se répercuterait sur ceux des produits d'origine

animale. D'une manière générale, les systèmes d'élevage intensif s'adapteront plus facilement à l'évolution du climat que les systèmes de culture. Les systèmes pastoraux risquent quant à eux de rencontrer des difficultés. Les communautés pastorales prennent davantage de temps à adopter de nouvelles méthodes ou technologies et, dans de tels contextes, l'élevage est conditionné par la productivité et la qualité des parcours, susceptibles d'être compromises par le changement climatique. De plus, les systèmes d'élevage extensif sont plus vulnérables aux variations de la gravité et de la répartition des maladies animales et des parasites que le réchauffement de la planète peut entraîner.

A mesure qu'il est devenu évident que l'homme était à l'origine de l'effet de serre et que les gaz responsables ont été identifiés, des organismes internationaux ont été créés afin de comprendre et d'affronter le problème. En 1992, la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) a lancé un processus de négociations internationales visant à combattre l'effet de serre. Son objectif est de stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère dans un délai qui soit acceptable d'un point de vue écologique et économique. La Convention encourage également la recherche et le suivi concernant les autres impacts possibles sur l'environnement et la chimie atmosphérique. En accord avec le Protocole de Kyoto, dont les engagements sont juridiquement contraignants, la CCNUCC met l'accent sur l'impact direct qu'exercent les émissions d'origine anthropique sur le réchauffement de la planète (voir encadré 3.1). Ce chapitre traite avant tout de la façon dont la production animale contribue à ces émissions. Parallèlement, il offre une évaluation critique des stratégies d'atténuation, telles que les mesures de réduction des émissions liées à l'évolution des pratiques d'élevage.

Le dioxyde de carbone a un impact direct plus élevé sur le réchauffement car il est plus concentré et est émis en quantités plus impor-

### Encadré 3.1 Le Protocole de Kyoto

En 1995, les États signataires de la CCNUCC se sont réunis pour négocier un protocole – un accord international lié au traité existant. Le texte de ce qui a été désigné sous le nom de «Protocole de Kyoto» a été adopté à l'unanimité en 1997; il est entré en vigueur le 16 février 2005.

Le Protocole se caractérise par des objectifs contraignants, imposant une limitation des gaz à effets de serre aux grandes économies du monde qui sont parties prenantes. Ces objectifs se situent dans une fourchette allant de 8 pour cent au-dessous à 10 pour cent au-dessus du niveau d'émissions de chaque pays en 1990, dans le but de «réduire globalement les émissions de gaz à effet de serre d'au moins 5 pour cent par rapport aux niveaux de 1990 durant la période 2008-2012». Eu égard aux projections actuelles, ces limites impliquent dans pratiquement tous les cas – y compris pour ceux dont le taux a été fixé à 10 pour cent au-dessus de leur niveau de 1990 – une réduction considérable des émissions.

Pour adoucir la sévérité de la contrainte, l'accord demeure souple quant à la méthode employée. Les pays peuvent, par exemple, compenser leurs émissions industrielles, énergétiques et autres en augmentant les puits de carbone, tels que les forêts, qui éliminent le dioxyde de carbone de l'atmosphère, que ce soit sur leurs propres territoires ou hors de leurs frontières.

Ils peuvent même financer des projets étrangers qui visent à limiter les gaz à effet de serre. Plusieurs systèmes d'échanges de quotas d'émissions ont été mis en place. Le Protocole autorise les pays ayant une capacité excédentaire à vendre leurs unités de réduction d'émission à ceux qui ont dépassé leurs objectifs. Ce «marché du carbone»

est à la fois flexible et réaliste. Les pays qui n'accomplissent pas leurs engagements pourront ainsi «acheter» des droits d'émission et ainsi assurer leur conformité aux dispositions du Protocole mais à des prix qui risquent d'être élevés. Les ventes et les achats ne se limiteront pas aux gaz à effet de serre. Les pays pourront aussi se mettre en position de crédit s'ils réduisent le volume de leurs émissions de gaz à effet de serre en plantant ou en développant des forêts («unités d'élimination») et s'ils entreprennent des «projets de mise en œuvre commune» avec d'autres pays développés – en finançant des programmes visant à limiter les émissions d'autres pays industrialisés. Le crédit ainsi obtenu peut être acheté ou vendu sur le marché des émissions ou mis de côté pour le futur.

Le Protocole prévoit aussi un «mécanisme de développement propre» qui permet aux pays industrialisés de financer des projets visant à aider les nations plus pauvres à limiter ou éviter les émissions. Les crédits qui leur sont ensuite accordés peuvent leur servir à atteindre leurs propres objectifs d'émissions. Les pays bénéficiaires jouissent du transfert gratuit de technologies de pointe qui, entre autres, permettent à leurs usines ou à leurs centrales de production d'électricité de fonctionner de manière plus efficace et donc plus rentable. L'atmosphère y gagne car les émissions futures seront inférieures à ce qu'elles auraient été autrement.

*Source: CCNUCC (2005).*

tantes que les autres gaz. Le méthane est le deuxième gaz à effet de serre par ordre d'importance. Une fois émis, le méthane demeure dans l'atmosphère approximativement neuf à 15 ans. Ses capacités de réchauffement de l'atmosphère

sur une période de 100 ans sont environ 21 fois supérieures à celles du dioxyde de carbone. Les concentrations atmosphériques de CH<sub>4</sub> ont augmenté de 150 pour cent depuis la période préindustrielle (tableau 3.1), malgré une baisse

Tableau 3.1

## Concentration actuelle et passée des principaux gaz à effet de serre

Gaz	Concentration préindustrielle (1750)	Concentration troposphérique actuelle	Potentiel de réchauffement de la planète*
Dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> )	277 ppm	382 ppm	1
Méthane (CH <sub>4</sub> )	600 ppM	1 728 ppM	23
Oxyde nitreux (N <sub>2</sub> O)	270–290 ppM	318 ppM	296

Note: ppm = partie par million; ppM = partie par milliard; ppb = partie par billion;

\*Potentiel de réchauffement de la planète (PRP) direct du CO<sub>2</sub> pour 100 ans. Les PRP sont un mode simple de comparaison de la puissance des différents gaz à effet de serre. Le PRP d'un gaz dépend non seulement de sa capacité d'absorption et de rejet des radiations mais également de sa durée de vie. Les molécules du gaz se dissocient peu à peu et réagissent avec d'autres composants de l'atmosphère pour former de nouvelles molécules à propriétés radiatives différentes.

Source: Institut des ressources mondiales (2005); CO<sub>2</sub>: NOAA (2006); PRP: GIEC (2001b).

récente du taux d'accroissement. Il est émis par diverses sources, naturelles ou bien influencées par l'homme. Ces dernières comprennent les décharges, la production de gaz naturel et de pétrole, les activités agricoles, l'extraction du charbon, les systèmes de combustion fixes et mobiles, l'épuration des eaux usées et certains procédés industriels (EPA 2005b). D'après les estimations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), un peu plus de la moitié des émissions actuelles de CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère sont d'origine anthropique (GIEC, 2001b). On estime qu'à l'échelle planétaire, les activités humaines émettent une quantité annuelle de 320 millions de tonnes de CH<sub>4</sub> par an, soit 240 millions de tonnes de carbone par an (van Aardenne *et al.*, 2001). Ce chiffre est comparable au volume total que dégagent les sources naturelles (Olivier *et al.*, 2002).

L'oxyde nitreux est le troisième gaz à effet de serre par ordre d'importance et son potentiel de réchauffement est élevé. Il est présent dans l'atmosphère en quantités particulièrement faibles. Toutefois, il est 296 fois plus efficace que le dioxyde de carbone pour piéger la chaleur et sa durée de vie atmosphérique est très longue (114 ans).

Les activités liées à l'élevage émettent des quantités considérables de ces trois gaz. Les émissions directes sont issues du processus respiratoire du cheptel, et se dégagent sous forme de dioxyde de carbone. Les ruminants, et

dans une moindre mesure les espèces monogastriques, émettent du méthane au cours de leur digestion, au cours de laquelle intervient une fermentation microbienne des aliments fibreux. Selon le type de déjection (solide, liquide) et de gestion (collecte, stockage, épandage), les effluents d'élevage émettent également des gaz tels que le méthane, les oxydes nitreux, l'ammoniac et le dioxyde de carbone.

L'élevage influe de même sur les échanges de carbone au sein des prairies et des cultures fourragères, entraînant indirectement l'émission de vastes quantités de carbone dans l'atmosphère. Le même phénomène se produit lorsque l'on défriche des forêts pour créer des pâturages. De plus, des gaz à effet de serre se dégagent lorsqu'une combustion de carburants fossiles intervient aux divers stades du processus de production, de la culture d'aliments du bétail jusqu'à la transformation et la commercialisation des produits d'origine animale. Certains des effets indirects sont difficiles à estimer car les émissions liées à l'utilisation des terres varient largement en fonction des facteurs biophysiques, tels que le sol, la végétation et le climat, et selon les pratiques humaines.

#### Pollution de l'air: acidification et dépôt d'azote

Les activités industrielles et agricoles émettent de nombreuses autres substances dans l'atmosphère, dont beaucoup dégradent la qualité de l'air

pour la vie terrestre<sup>1</sup>. Parmi les exemples importants de polluants atmosphériques, on trouve le monoxyde de carbone, les chlorofluorocarbures, l'ammoniac, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre et les composés organiques volatils.

L'humidité de l'atmosphère et les oxydants transforment le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote en acides sulfurique et nitrique. Ces acides atmosphériques sont toxiques pour les systèmes respiratoires et attaquent certaines matières. Ils retournent sur terre sous forme de pluie ou de neige acide et de dépôt sec de particules et de gaz qui peuvent endommager les cultures et les forêts et rendre les lacs et les cours d'eau impropres aux poissons et autres formes de vie végétale et animale. Bien que leur portée soit plus limitée que celle du changement climatique, les polluants atmosphériques portés par les vents peuvent toucher des zones éloignées de leur source d'émission, distantes de centaines de kilomètres, voire plus.

L'odeur piquante qui s'étend parfois sur des paysages entiers aux alentours de bâtiments d'élevage est due en partie à l'émission d'ammoniac<sup>2</sup>. La volatilisation de l'ammoniac (nitrifié dans le sol après s'y être déposé) est l'une des causes principales de l'acidification des dépôts atmosphériques secs et mouillés. Elle provient partiellement des déjections d'animaux. Le dépôt d'azote (N) est plus élevé en Europe du Nord qu'ailleurs (Vitousek *et al.*, 1997). Les faibles augmentations de dépôt d'azote associées à la pollution de l'air ont eu une incidence sur les hausses de productivité des forêts dans de vastes régions. Les forêts boréales et tempérées, dont la quantité d'azote est depuis toujours limitée, semblent être

les plus touchées. Dans les zones saturées en azote, l'infiltration des autres nutriments entraîne le dépérissement des forêts – ce qui contrecarre, voire neutralise tout effet favorable de l'enrichissement en CO<sub>2</sub> sur la croissance. Les recherches montrent que sur 7 à 18 pour cent de la surface des écosystèmes naturels ou semi-naturels de la planète, le dépôt d'azote dépasse largement la charge critique et présente un risque d'eutrophisation et d'infiltration accru (Bouwman et van Vuuren, 1999). Bien que les impacts exercés par le dépôt d'azote à l'échelle mondiale soient encore méconnus, de nombreuses zones biologiquement riches risquent d'être affectées (Phoenix *et al.*, 2006). Le risque est particulièrement élevé dans de vastes régions d'Europe de l'Ouest, où plus de 90 pour cent des écosystèmes vulnérables reçoivent une charge d'azote supérieure au seuil critique. Le risque est moyennement élevé pour l'Europe de l'Est et l'Amérique du Nord. Les résultats des recherches laissent même supposer que plusieurs zones à faible densité de population, telles que l'Afrique et l'Amérique du Sud, les régions éloignées du Canada et la Fédération de Russie, risquent une eutrophisation par l'azote.

### 3.2 L'élevage et le cycle du carbone

L'élément carbone (C) est le fondement de la vie. La figure 3.1 fait apparaître les principaux puits de carbone et illustre également l'importance relative des grands flux. Le cycle mondial du carbone se décline selon deux typologies: le cycle géologique, qui opère sur une grande échelle de temps (des millions d'années), et le cycle biologique et physique, qui opère sur des échelles de temps plus courtes (de quelques jours à des milliers d'années).

La plus grande partie du dioxyde de carbone présent dans les écosystèmes provient de l'atmosphère. De nombreux organismes autotrophes<sup>3</sup>,

---

<sup>1</sup> Le terme pollution atmosphérique est utilisé pour définir l'apport dans l'atmosphère de substances susceptibles de provoquer des dégâts directs sur l'environnement, la santé humaine et la qualité de vie.

<sup>2</sup> Les principaux autres gaz odorants émis par le bétail sont les composés organiques volatils et le sulfure d'hydrogène. En réalité, les opérations liées à l'élevage impliquent plus d'une centaine de gaz (Burton et Turner, 2003; National Research Council, 2003).

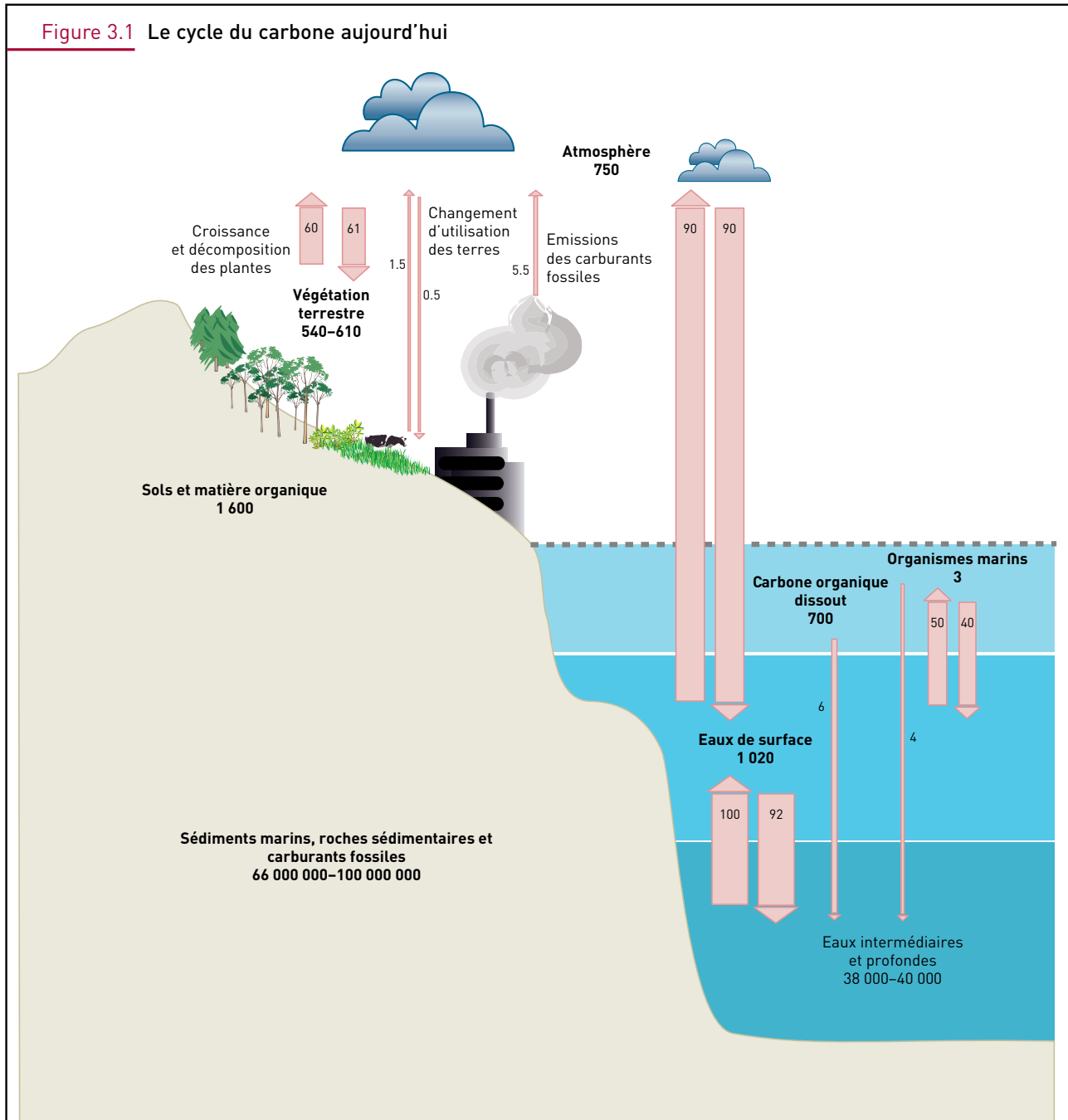
<sup>3</sup> Les organismes autotrophes sont autosuffisants en matière d'approvisionnement d'énergie, se distinguant ainsi des parasites et des saprophytes; pour se maintenir en vie, les organismes hétérotrophes ont besoin d'un apport d'énergie externe contenue dans des composants organiques complexes.



comme les plantes, comportent des mécanismes spécialisés qui permettent d'absorber ce gaz dans leurs cellules. Une partie du carbone des matières organiques produites par les plan-

tes est transmise aux animaux hétérotrophes qui les mangent puis les exhale dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone. Le CO<sub>2</sub> passe ensuite dans l'océan par simple diffusion.

Figure 3.1 Le cycle du carbone aujourd'hui



*Note:* Volumes et échanges exprimés en milliards de tonnes de carbone. Cette figure présente les moyennes annuelles pour la période allant de 1980 à 1989. Les cycles qui la composent sont simplifiés. On dispose de données de plus en plus nombreuses qui montrent que beaucoup de ces flux peuvent largement évoluer d'année en année. Si cette figure offre une vue statique, dans le monde réel, le système du carbone est dynamique et va de pair avec le système climatique sur diverses échelles de temps, saisonnière, interannuelle et décadaire.

*Source:* Adaptation des graphiques des changements climatiques vitaux présentés par le PNUE et la Base de données sur les ressources mondiales (GRID). Graphiques disponibles à l'adresse suivante: [www.grida.no/climate/vital/13.htm](http://www.grida.no/climate/vital/13.htm).

Les écosystèmes dégagent du carbone sous forme de dioxyde de carbone et de méthane, issus de la respiration des plantes et des animaux. Les phénomènes de respiration et de décomposition (surtout la respiration des bactéries et des champignons qui consomment de la matière organique) entraînent l'émission dans l'atmosphère du carbone fixé biologiquement. La quantité annuelle de carbone absorbé par photosynthèse et renvoyé dans l'atmosphère par respiration est mille fois supérieure à la quantité annuelle de carbone qui se déplace à travers le cycle géologique.

La photosynthèse et la respiration jouent également un rôle important dans le cycle géologique du carbone à long terme. La présence de végétation sur le sol favorise la dégradation de la roche par les intempéries, ce qui entraîne l'absorption à long terme – bien que lente – du dioxyde de carbone issu de l'atmosphère. Dans les océans, une part du carbone absorbé par le phytoplancton se dépose sur le fond pour former des sédiments. Au cours des périodes géologiques, lorsque la photosynthèse prédominait sur la respiration, la matière organique s'est lentement constituée, mettant des millions d'années à former du charbon et des gisements de pétrole. Les quantités de carbone prélevées dans l'atmosphère par photosynthèse avant d'y être renvoyées par la respiration sont importantes et font fluctuer les concentrations de dioxyde de carbone. Sur un an, ces flux biologiques de carbone sont 10 fois supérieurs à la quantité de carbone que la combustion de carburant fossile libère dans l'atmosphère. Mais les flux anthropiques sont à sens unique et c'est cette caractéristique qui entraîne le déséquilibre de la balance globale des échanges de carbone. Ces émissions constituent des apports nets au cycle biologique, ou bien sont la conséquence de modifications des flux au sein du cycle.

### Contribution de l'élevage à l'émission nette de carbone

Le tableau 3.2 donne un aperçu général des divers puits et sources de carbone. Les popu-

lations humaines, la croissance économique, la technologie et les besoins en énergie primaire sont les principaux éléments moteurs des émissions anthropiques de dioxyde de carbone (GIEC – Rapport spécial sur les scénarios d'émissions).

D'après les estimations, les émissions nettes de carbone dans l'atmosphère sont de l'ordre de 4,5 à 6,5 milliards de tonnes par an. Les principaux responsables sont la combustion des carburants fossiles et les changements d'affectation des terres qui détruisent le carbone dans le sol.

La respiration du bétail ne compte que pour une très faible part dans l'émission nette de carbone imputable au secteur de l'élevage. Des quantités de carbone bien plus importantes sont émises indirectement par d'autres biais, notamment:

- la combustion du carburant fossile utilisé pour la production des engrais minéraux et pour celle des aliments du bétail;
- l'émission de méthane due à la décomposition des engrais et aux effluents d'élevage;

Tableau 3.2

#### Puits et sources de carbone atmosphérique

Facteur	Flux de carbone (milliards de tonnes de carbone par an)	
	Entrant dans l'atmosphère	Sortant de l'atmosphère
Combustion de carburants fossiles	4-5	
Oxydation/érosion de la matière organique du sol	61-62	
Respiration d'organismes présents dans la biosphère	50	
Déforestation	2	
Incorporation dans la biosphère par photosynthèse		110
Diffusion dans les océans		2,5
Total net	117-119	112,5
Ensemble de l'augmentation annuelle nette de carbone atmosphérique	+4,5-6,5	

Source: [www.oznet.ksu.edu/ctec/Outreach/science\\_ed2.htm](http://www.oznet.ksu.edu/ctec/Outreach/science_ed2.htm).

- les changements d'affectation des terres pour la production fourragère et le pâturage;
- la dégradation des terres;
- l'utilisation de carburant fossile pour la production fourragère et animale;
- l'emploi de carburant fossile pour la production et le transport des produits d'origine animale transformés et réfrigérés.

Dans la section qui suit, nous allons nous pencher sur ces divers facteurs en les analysant aux différents stades de la production animale.

### 3.2.1 Emissions de carbone dues à la production d'aliments du bétail

*Le carburant fossile utilisé dans la fabrication d'engrais émettrait 41 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> par an*

L'azote est indispensable à la vie végétale et animale. Seul un nombre limité de procédés, tels que la foudre ou la fixation par les rhizobiums, peut le transformer en une forme réactive directement utilisable par les plantes et les animaux. Ce manque d'azote fixé a depuis toujours imposé des limites naturelles à la production alimentaire et donc aux populations humaines.

Depuis les années 1930, le procédé Haber-Bosch a cependant apporté une solution à ce problème. Utilisant des pressions extrêmement élevées ainsi qu'un catalyseur composé surtout de fer et d'autres substances chimiques essentielles, ce procédé est devenu la principale méthode de fabrication d'engrais chimiques. De nos jours, grâce à lui, près de 100 millions de tonnes d'engrais azotés artificiels sont produits chaque année. Environ 1 pour cent de l'énergie mondiale est consommée à cet effet (Smith, 2002).

Comme nous l'avons expliqué dans le Chapitre 2, une grande part de la production agricole sert à nourrir le bétail, directement ou bien sous forme de sous-produits agroalimentaires. Les engrais minéraux azotés sont appliqués sur la plupart des terres cultivées dans ce but, surtout dans le cas de cultures très énergétiques

comme le maïs, utilisées pour la production d'aliments concentrés. Le secteur de l'élevage devrait donc être considéré comme largement responsable des émissions de gaz dues à la fabrication d'engrais.

Quelque 97 pour cent des engrais azotés proviennent de l'ammoniac produit synthétiquement selon le procédé Haber-Bosch. Pour des raisons économiques et environnementales, le carburant choisi actuellement pour ce processus de fabrication est le gaz naturel. Ce carburant devrait représenter près d'un tiers de l'énergie mondiale en 2020, contre un cinquième seulement au milieu des années 1990 (IFA – Association internationale de l'industrie des engrais, 2002). Durant cette même période, l'industrie de l'ammoniac est intervenue pour environ 5 pour cent dans la consommation de gaz naturel. La production d'ammoniac peut toutefois faire appel à d'autres sources d'énergie. Lorsque les approvisionnements de pétrole et de gaz finiront par s'épuiser, il sera possible d'utiliser le charbon, dont les réserves, eu égard au niveau actuel de production, sont suffisantes pour plus de 200 ans. C'est ce qui se passe déjà en Chine où 60 pour cent de la production d'engrais azotés dépendent du charbon (IFA, 2002). La Chine est cependant un cas atypique: non seulement sa production d'engrais azotés s'appuie sur le charbon mais elle se fait à partir d'usines petites et moyennes, peu efficaces sur le plan énergétique. Comparées à des usines plus récentes, celles-ci peuvent consommer de 20 à 25 pour cent d'énergie en plus par unité d'azote. D'après une étude menée par le Gouvernement chinois, la consommation d'énergie des petites usines par unité produite était de 76 pour cent supérieure à celle des grandes installations (Price *et al.*, 2000).

Pour estimer les émissions de CO<sub>2</sub> liées à cette consommation d'énergie, nous devons chercher à quantifier l'utilisation d'engrais dans la chaîne alimentaire animale. Si l'on allie l'utilisation d'engrais par récolte pour l'année 1997 (FAO, 2002) à la part de ces récoltes utilisée pour l'alimentation du bétail dans les pays ayant

une forte consommation d'engrais azotés (FAO, 2003a), on constate que la production animale représente une importante proportion de cette consommation. Le tableau 3.3 donne l'exemple de quelques pays<sup>4</sup>.

La production et la consommation d'engrais chimiques augmentent dans les pays considérés, à l'exception de ceux d'Europe de l'Ouest. Cette forte proportion d'engrais azoté liée à la production fourragère est largement due à la culture du maïs qui couvre de vastes zones des climats tempérés et tropicaux. Plus de la moitié de la totalité de la production de maïs sert à alimenter le bétail. De grandes quantités d'engrais azoté sont utilisées pour le maïs et d'autres aliments du bétail, surtout dans les zones qui manquent d'azote, comme l'Amérique du Nord, l'Asie du Sud-Est et l'Europe de l'Ouest. En réalité, le maïs est la culture qui consomme le plus d'engrais azotés dans 18 des 66 pays producteurs analysés (FAO, 2002). Dans 41 d'entre eux, il fait partie des trois premières cultures en termes de consommation d'engrais azoté. Les projections relatives à la production de maïs de ces pays révèlent que celle-ci progresse plus rapidement que la surface plantée, ce qui permet de penser que le rendement augmente grâce à l'utilisation accrue d'engrais.

D'autres cultures fourragères ont également une forte consommation d'engrais azotés chimiques. Les céréales comme l'orge et le sorgho reçoivent des quantités importantes d'engrais

azotés. Bien que certaines plantes oléagineuses soient associées d'elles-mêmes à des organismes fixateurs d'azote (voir section 3.3.1), il est fait recours aux engrais azotés dans le cadre de leur production intensive. Les cultures qui servent essentiellement à alimenter le bétail, notamment le colza, le soja et le tournesol, consomment de grandes quantités d'engrais azoté: ces cultures emploient 20 pour cent des engrais azotés consommés en Argentine; cela équivaut à 110 000 tonnes au Brésil (uniquement pour la culture du soja) et plus de 1,3 million de tonnes en Chine. Par ailleurs, dans certains pays, même les prairies reçoivent de fortes quantités d'engrais azotés.

La plus grande part des engrais azotés utilisés dans le monde pour la production fourragère se situe dans les pays qui apparaissent dans le tableau 3.3, ajoutant ainsi un total de 14 millions de tonnes d'engrais azotés par an à la filière alimentaire animale. Si l'on y ajoute la Communauté des États indépendants (CEI) et l'Océanie, le total correspond à près de 20 pour cent des

**Tableau 3.3**

**Engrais chimiques azotés utilisés pour l'alimentation du bétail et les pâturages dans certains pays**

Pays	Part de la consommation totale d'azote	Cantidad Quantité absolue
	(pourcentage)	(milliers de tonnes/an)
Etats-Unis d'Amérique	51	4 697
Chine	16	2 998
France*	52	1317
Allemagne*	62	1247
Canada	55	897
Royaume-Uni*	70	887
Brésil	40	678
Espagne	42	491
Mexique	20	263
Turquie	17	262
Argentine	29	126

\* Pays comportant une surface considérable de prairies fertilisées à l'azote.

Source: D'après les données FAO (2002; 2003a).

<sup>4</sup> Les estimations s'appuient sur l'hypothèse d'une répartition uniforme des zones fertilisées pour les productions alimentaires et fourragères. Les estimations obtenues sont prudentes, étant donné la production intensive et à grande échelle des cultures fourragères dans ces pays par rapport à l'importante contribution que la production à petite échelle apporte à l'approvisionnement alimentaire. De plus, il est à noter que ces estimations ne tiennent pas compte de l'utilisation importante de sous-produits autres que les tourteaux (sons, produits riches en amidon, mélasses, etc.). Ces sous-produits augmentent la valeur économique du produit primaire, ce qui justifie pourquoi une part des engrais appliqués sur les cultures devrait leur être attribuée.

80 millions de tonnes d'engrais azotés consommés chaque année dans le monde. Si l'on compte les engrais utilisés pour les sous-produits autres que les tourteaux, en particulier les sons, le total peut atteindre quelque 25 pour cent.

A partir de ces chiffres, il est possible d'estimer l'émission correspondante de dioxyde de carbone. Les besoins en énergie des systèmes modernes basés sur le gaz varient entre 33 et 44 gigajoules (GJ) par tonne d'ammoniac. L'énergie supplémentaire requise pour le conditionnement, le transport et l'application des engrais (qui, selon certaines estimations, représenterait un coût additionnel d'au moins 10 pour cent; Helsel, 1992) a été prise en compte et un plafond de 40 GJ par tonne a été appliqué. Comme nous l'avons mentionné auparavant, la Chine emploie 25 pour cent d'énergie en plus, soit 50 GJ par tonne d'ammoniac. Si l'on tient compte du coefficient d'émission du GIEC pour le carbone en Chine (26 tonnes de carbone par térajoule – TJ –) et pour le gaz naturel ailleurs (17 tonnes de carbone par TJ), si l'on considère que 100 pour cent

du carbone est oxydé (les estimations officielles varient entre 98 et 99 pour cent), et si l'on applique le rapport de la masse moléculaire CO<sub>2</sub>/C, on aboutit à **une estimation selon laquelle plus de 40 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> sont émis chaque année**, à ce stade initial de la chaîne alimentaire animale (tableau 3.4).

*Les carburants fossiles utilisés au niveau des exploitations émettraient 90 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> par an*

La part d'énergie consommée aux différents stades de la production animale varie considérablement selon l'intensité de la production (Sainz, 2003). Dans les systèmes de production moderne, l'essentiel de l'énergie sert à la production d'aliments pour le bétail, qu'il s'agisse de fourrage pour les ruminants ou de concentrés pour la volaille ou les porcs. En plus de l'énergie utilisée pour les engrais, de grandes quantités sont également dépensées pour les graines, les herbicides/pesticides, le diesel servant aux machines (pour la préparation de la terre, la

Tableau 3.4

Emissions de CO<sub>2</sub> issues de la combustion de carburants fossiles lors de la production d'engrais azotés destinés aux cultures fourragères dans certains pays

Pays	Quantité absolue d'engrais azoté chimique (milliers de tonnes d'engrais N)	Utilisation énergétique par tonnes d'engrais (GJ/tonnes d'engrais N)	Facteur d'émission (tonnes de C/TJ)	CO <sub>2</sub> émis (milliers de tonnes/an)
Argentine	126	40	17	314
Brésil	678	40	17	1 690
Mexique	263	40	17	656
Turquie	262	40	17	653
Chine	2 998	50	26	14 290
Espagne	491	40	17	1 224
Royaume-Uni*	887	40	17	2 212
France*	1 317	40	17	3 284
Allemagne*	1 247	40	17	3 109
Canada	897	40	17	2 237
Etats-Unis d'Amérique	4 697	40	17	11 711
<b>Total</b>	<b>14 millions de tonnes</b>			<b>41 millions de tonnes</b>

\* Pays comportant une surface considérable de prairies fertilisées à l'azote.  
Source: FAO (2002; 2003a); GIEC (1997).

récolte, le transport) et l'électricité (pompes d'irrigation, séchage, chauffage, etc.). En utilisant des carburants fossiles, les systèmes intensifs émettent bien plus de CO<sub>2</sub> qu'en employant des engrais azotés pour leur production fourragère. D'après Sainz (2003), dans les années 1980, une ferme typique des Etats-Unis d'Amérique consommait en moyenne 35 mégajoules (MJ) d'énergie par kilogramme de carcasse de volaille, 46 MJ pour les porcs et 51 MJ pour les bovins, dont 80 à 87 pour cent servaient à la production<sup>5</sup>. Une grande partie de cette énergie est utilisée sous forme d'électricité, beaucoup moins polluante, et dont les émissions sont bien plus faibles que si elle avait été produite à partir de carburants fossiles. La production intensive d'espèces monogastriques consomme davantage d'électricité (principalement pour le chauffage, le refroidissement et la ventilation) mais aussi des quantités plus importantes de carburants fossiles pour le transport des aliments du bétail. Quoi qu'il en soit, plus de la moitié de l'énergie dépensée durant le processus de production animale sert à la production d'aliments du bétail (quasiment la totalité en ce qui concerne les opérations intensives liées au bovins). Nous avons déjà examiné la manière dont la production d'engrais contribue à la consommation d'énergie liée à l'alimentation des animaux: on constate que dans les systèmes intensifs, l'ensemble de l'énergie utilisée pour la production de graines et d'herbicides ou pesticides et par les carburants fossiles nécessaires aux machines, excède généralement l'énergie dépensée pour la production d'engrais.

Il arrive que la production fourragère ne soit pas le principal consommateur d'énergie fossile. Les fermes laitières en sont un exemple important, comme l'illustre le cas des opérateurs laitiers du Minnesota. L'électricité est leur prin-

cipale source d'énergie. En revanche, pour les fermiers qui pratiquent l'agriculture de base, le diesel est l'énergie dominante sur l'exploitation, donnant ainsi lieu à de plus fortes émissions de CO<sub>2</sub> (Ryan et Tiffany, 1998; données de 1995). Dans cet esprit, nous sommes en mesure d'affirmer que l'essentiel des émissions de CO<sub>2</sub> au niveau des exploitations du Minnesota sont également liées à la production fourragère et qu'elles dépassent les émissions dues à l'utilisation d'engrais N. Au Minnesota, l'application moyenne d'engrais pour le maïs (150 kg d'azote par hectare de maïs pour l'ensemble des Etats-Unis d'Amérique) entraîne des émissions de près d'un million de tonnes de CO<sub>2</sub>, tandis que 1,26 million de tonnes de CO<sub>2</sub> sont émises par l'énergie utilisée pour le produire (voir tableau 3.5). Le secteur de l'élevage intensif au Minnesota peut être considéré comme responsable d'au moins la moitié des émissions de CO<sub>2</sub> qui émanent de la production des deux principaux produits de base, le maïs et le soja. La production fourragère et les opérations laitières et porcines réunies font du secteur de l'élevage la plus grande source d'émissions agricoles de CO<sub>2</sub> au Minnesota.

En l'absence d'estimations analogues représentatives d'autres régions du monde, il demeure impossible de donner une quantification exacte des émissions de CO<sub>2</sub> mondiales dues à l'utilisation des carburants fossiles par le secteur de l'élevage au niveau des exploitations. L'énergie de la production varie en intensité et ses sources sont très diverses. Il est toutefois possible d'évaluer approximativement les émissions dues à l'utilisation des carburants fossiles en supposant que le besoin en énergie, qui est très probablement inférieur dans les basses latitudes (le séchage du maïs requiert moins d'énergie par exemple), et le niveau plus faible de mécanisation ailleurs, sont d'une manière générale compensés par une moindre efficacité énergétique et une part moins importante de sources qui émettent relativement peu de CO<sub>2</sub> (gaz naturel et électricité). Une estimation prudente permet d'affirmer qu'en ayant recours à

---

<sup>5</sup> Cette estimation n'inclut donc pas le traitement après récolte, le transport, l'entreposage et la préparation. Elle comprend par contre l'énergie consommée pour produire et transporter les aliments du bétail.

Tableau 3.5

## Utilisation énergétique des exploitations agricoles du Minnesota, Etats-Unis d'Amérique

Produit	Rang du Minnesota dans le classement des Etats-Unis d'Amérique	Surfaces cultivées (10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup> ) têtes (10 <sup>6</sup> ) tonnes (10 <sup>6</sup> )	Diesel (1 000 m <sup>3</sup> ~ 2,65 - 10 <sup>3</sup> tonnes de CO <sub>2</sub> )	GPL (1 000 m <sup>3</sup> ~ 2,30 - 10 <sup>3</sup> tonnes de CO <sub>2</sub> )	Electricité (10 <sup>6</sup> kWh ~ 288 tonnes de CO <sub>2</sub> )	CO <sub>2</sub> émis directement (103 tonnes)
Maïs	4	27,1	238	242	235	1 255
Soja	3	23,5	166	16	160	523
Blé	3	9,1	62	6,8	67	199
Produits laitiers (tonnes)	5	4,3 *	47	38	367	318
Porc	3	4,85	59	23	230	275
Bœuf	12	0,95	17	6	46	72
Dinde (tonnes)	2	40	14	76	50	226
Betteraves	1	1,7	46	6	45	149
Maïs doux/pois	1	0,9	9	-	5	25

*Note:* Les neuf produits présentés dominent la production agricole du Minnesota et, par extension, ils indiquent le bilan énergétique agricole de l'Etat. Le calcul des émissions de CO<sub>2</sub> s'appuie sur les paramètres d'efficacité et d'émission établis par le Format commun de rapport que les Etats-Unis d'Amérique ont soumis à la Convention-cadre sur les changements climatiques (CCNUCC) en 2005.

*Source:* Ryan et Tiffany (1998).

l'énergie fossile, la production fourragère risque d'émettre 50 pour cent de CO<sub>2</sub> de plus que la production d'engrais azoté pour le fourrage, soit 60 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> à l'échelle planétaire. Il faut ajouter à cela les quantités émises par les fermes d'élevage intensif, que nous estimons aux alentours de 20 millions de CO<sub>2</sub> [ce calcul est obtenu en appliquant les chiffres du Minnesota à la totalité du cheptel mondial gérés de manière intensive en supposant cependant que l'utilisation énergétique plus faible en basse latitude est contrebalancée par une efficacité énergétique inférieure et par de plus grands besoins de ventilation].

Les émissions résultant de l'usage de carburants fossiles sur les exploitations extensives où le fourrage provient essentiellement des prairies naturelles ou des résidus de récolte devraient être faibles, voire négligeables, en regard de l'estimation précédente. Cela est confirmé par le fait qu'il existe de vastes zones dans les pays en développement, surtout en Afrique et en Asie, où les animaux sont une source majeure de puissance de traction, ce que l'on pourrait considérer comme une pratique visant à éviter

les émissions de CO<sub>2</sub>. D'après les estimations, en 1992, près de la moitié de la surface cultivée des pays en développement l'a été au moyen de la traction animale [Delgado *et al.*, 1999]. Il n'existe aucune estimation plus récente et l'on peut supposer que cette tendance diminue vite dans les zones où la mécanisation est rapide, comme la Chine ou certaines régions de l'Inde. La traction animale reste toutefois une forme majeure d'énergie qui remplace la combustion de carburants fossiles dans de nombreuses régions du monde et qui, par endroits, prend une importance accrue, particulièrement en Afrique de l'Ouest.

*Les changements d'utilisation des terres liés à l'élevage seraient responsables de l'émission de 2,4 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> chaque année*

A travers le monde, l'utilisation des terres change constamment, en général pour répondre à la demande concurrentielle entre les utilisateurs. Les changements d'usage des terres ont un impact sur les flux de carbone et nombre de ces changements concernent l'élevage, soit qu'ils se traduisent par l'occupation de nouvelles terres

(en tant que pâturages ou terres arables pour des cultures fourragères), soit qu'ils restituent à des fins différentes les terres utilisées par l'élevage, comme la conversion de pâturages marginaux en forêts.

Une forêt contient plus de carbone qu'un champ cultivé temporairement ou un pâturage. De ce fait, lorsque les forêts sont abattues ou brûlées, la végétation et le sol émettent de grandes quantités de carbone dans l'atmosphère. Une nette réduction des réserves de carbone ne correspond pas exactement au flux net de CO<sub>2</sub> qui se dégage de la zone défrichée. La réalité est plus compliquée: défricher une forêt peut créer un schéma complexe de flux nets qui changent de direction avec le temps (directives du GIEC). Le calcul des flux de carbone résultant de la conversion des forêts est à bien des égards l'élément le plus compliqué de l'inventaire des émissions. Les estimations des émissions provoquées par le défrichement des forêts varient du fait de multiples incertitudes: les taux annuels de défrichement des forêts, ce qu'il advient de la terre défrichée, les quantités de carbone que contiennent les différents écosystèmes, les modes selon lesquels le carbone est libéré (c'est-à-dire par combustion ou décomposition) et les quantités de carbone que les sols dégagent lorsqu'ils sont perturbés.

Les systèmes biologiques répondent de manières différentes selon les échelles de temps. Ainsi, la combustion de biomasse se produit en moins d'un an alors que la décomposition du bois peut prendre une décennie et que la perte du carbone dans le sol peut se poursuivre pendant plusieurs dizaines d'années, voire des siècles. D'après les estimations du GIEC (2001b), la déforestation tropicale qui s'est produite entre 1980 et 1989 a entraîné des émissions annuelles de carbone de l'ordre, en moyenne, de  $1,6 \pm 1,0$  milliards de tonnes de carbone C sous forme de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>-C). Seuls 50 à 60 pour cent du carbone libéré durant une année quelconque provenait de la conversion et du brûlage consécutif de la biomasse. Le reste correspondait à des émissions différées dues à



© FAO/10460/F. BOTTIS

*Exemple de déforestation et de culture itinérante sur pente abrupte. La destruction des forêts provoque en quelques années une érosion désastreuse pour les sols – Thaïlande 1979*

l'oxydation de la biomasse récoltée au cours des années précédentes (Houghton, 1991).

Il va de soi qu'il est bien moins simple d'estimer les émissions de CO<sub>2</sub> provoquées par l'utilisation des terres et ses changements que celles liées à la combustion de carburants fossiles. Il est même encore plus difficile d'attribuer ces émissions à un secteur particulier de la production tel que l'élevage. Néanmoins, il s'avère que ce dernier joue un rôle important dans la déforestation en Amérique latine, continent qui endure la plus importante perte nette de forêts et des flux de carbone qui en résultent. Dans le Chapitre 2, l'Amérique latine a été identifiée comme la région où l'extension des pâturages et des terres arables pour la culture fourragère est la plus forte, principalement aux dépens de la forêt. L'étude LEAD menée par certains auteurs (Wassenaar *et al.*, 2006) et le Chapitre 2 nous montrent que la majorité des superficies défrichées finissent en pâturage et que l'élevage en ranch est la cause principale de défrichement dans de vastes régions. Même si cette utilisation finale des terres n'était qu'une raison parmi tant d'autres causes du défrichement des forêts, la production animale est certainement l'un des éléments moteurs de la déforestation. La conversion des forêts en pâturages libère des quantités considérables de carbone dans l'atmosphère, surtout dans les zones qui ne sont pas exploitées mais simplement brûlées.



L'utilisation des parcelles défrichées risquent de changer plusieurs fois. On anticipe pour la période 2000-2010 une expansion des pâturages d'Amérique latine sur les forêts d'une moyenne annuelle de 2,4 millions d'hectares – soit l'équivalent de près de 65 pour cent de la déforestation prévue. Si nous partons du principe qu'en Bolivie et au Brésil, au moins la moitié de l'expansion des terres cultivées sur les forêts peut être imputée aux besoins en fourrage du secteur de l'élevage, on aboutit à une déforestation supplémentaire de plus de 0,5 million d'hectares – ce qui donne un total de pâturages et de terres de cultures fourragères de près de 3 millions d'hectares par an.

Partant de là, et au vu des tendances mondiales en matière de production animale extensive et d'extension des cultures fourragères (Chapitre 2), nous pouvons affirmer avec réalisme que les émissions provoquées par l'élevage à travers la déforestation s'élèvent approximativement à 2,4 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> par an. Cette estimation s'appuie sur l'hypothèse, quelque peu simplifiée, que les forêts sont totalement converties en pâturages et terres de cultures climatiquement équivalentes (GIEC, 2001b, p. 192), les changements de densité en carbone de la végétation et du sol<sup>6</sup> se produisant durant la même année. Bien qu'incorrecte d'un point de vue physique (il faut bien plus d'un an pour atteindre le nouvel état, du fait de «l'héritage» des émissions tardives), l'estimation des émissions résultant du changement est juste, dans la mesure où le processus est continu.

D'autres déforestations importantes, mais non quantifiées, liées à l'élevage, comme celle de l'Argentine, ne sont pas prises en compte par cette estimation.

Non seulement la conversion des terres produit des émissions de CO<sub>2</sub>, mais elle risque aussi

d'avoir une incidence négative sur d'autres types d'émissions. Certains auteurs (Mosier *et al.*, 2004) ont remarqué par exemple que lorsque la forêt est convertie en pâturages, l'oxydation du CH<sub>4</sub> par les microorganismes du sol est généralement fortement diminuée et que les prairies peuvent même devenir des sources nettes lorsque le compactage du sol par le bétail limite la diffusion des gaz.

*Le total des émissions liées à l'impact de l'élevage sur les sols cultivés pourrait atteindre 28 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> par an*

Les sols constituent le plus grand réservoir de carbone terrestre. D'après les estimations, la quantité totale de carbone stocké dans les sols est d'environ 1 100 à 1 600 milliards de tonnes (Sundquist, 1993), soit plus du double du carbone contenu dans la végétation (560 milliards de tonnes) ou dans l'atmosphère (750 milliards de tonnes). La moindre modification de teneur en carbone du sol peut donc avoir des conséquences considérables sur le bilan mondial (Rice, 1999).

La concentration de carbone dans le sol dépend de l'équilibre entre l'apport de débris végétaux et les pertes dues aux processus de décomposition et de minéralisation. En milieu aérobie, la majorité du carbone qui pénètre dans le sol se révèle instable et réintègre donc vite l'atmosphère. En général, moins de 1 pour cent des 55 milliards de tonnes de carbone absorbé annuellement se stabilise dans le sol pour de plus longues durées.

Les perturbations humaines peuvent accélérer la décomposition et la minéralisation. Sur les grandes plaines d'Amérique du Nord, il a été estimé qu'approximativement 50 pour cent du carbone organique du sol a disparu au cours de 50 à 100 dernières années de culture, au travers du brûlage, de la volatilisation, de l'érosion, de la récolte ou des pâturages (SCOPE 21, 1982). La déforestation des zones tropicales a provoqué des pertes similaires en moins de 10 ans (Nye et Greenland, 1964). La plupart ont lieu dès la

---

<sup>6</sup> Les estimations les plus récentes fournies par cette source s'élèvent respectivement, pour les plantes et le sol, à 194 et 122 tonnes de carbone par hectare de forêt tropicale, à 29 et 90 tonnes pour les prairies tropicales, et à 3 et 122 tonnes pour les terres de culture.

première conversion de la couverture végétale naturelle en cultures.

Les méthodes d'exploitation peuvent entraîner des pertes supplémentaires de carbone du sol. Lorsqu'ils sont gérés selon des pratiques appropriées (telles que la technique du semis direct sur sol non travaillé), les sols agricoles peuvent servir de puits de carbone, et cette fonction risque de s'accroître dans le futur (voir section 3.5.1). Toutefois, leur rôle de réservoir de carbone est actuellement négligeable à l'échelle mondiale. Comme cela est décrit dans le Chapitre 2, une part très large de la production des cultures céréalières et oléagineuses des zones tempérées est destinée à l'alimentation du bétail.

La vaste majorité des zones correspondantes sont gérées de manière intensive, principalement selon des pratiques conventionnelles de travail du sol qui réduisent progressivement sa teneur en carbone organique et produisent d'importantes émissions de CO<sub>2</sub>. Les émissions dues à l'utilisation des terres ainsi qu'au changement de leur affectation sont très complexes et il est impossible de faire une estimation mondiale d'une précision acceptable. On peut en donner un ordre de grandeur en s'appuyant sur les taux moyens de perte des sols situés sous des climats plutôt tempérés et dont la teneur en matière organique est modérée voire faible, pour lesquels les niveaux de pertes se situent à un niveau comparable à ceux enregistrés pour le semis direct et le travail conventionnel du sol. Si l'on suppose un taux de perte annuelle de 100 kg de CO<sub>2</sub> par hectare (Sauvé *et al.*, 2000 – tenant compte des pertes en CO<sub>2</sub> des sols bruns de climat tempéré et excluant les émissions qui proviennent des résidus de récolte), la surface approximative de 1,8 million de kilomètres carrés de terres arables cultivées en maïs, en blé et en soja et produisant quelque 18 millions de tonnes de matière fourragère, ajouterait un flux annuel de CO<sub>2</sub> au bilan de l'élevage.

Les sols tropicaux contiennent en moyenne moins de carbone (GIEC, 2001b, p. 192) et leurs émissions sont donc moins importantes. En

revanche, le développement considérable des cultures fourragères, non seulement dans les zones non cultivées mais également dans des anciens pâturages ou terres de cultures de subsistance, risque d'accroître les émissions de CO<sub>2</sub>. De plus, des pratiques telles que le chaulage du sol contribuent à ces émissions. L'acidité du sol rend cette pratique commune dans les zones tropicales cultivées de manière plus intensive. Ainsi, d'après les estimations, le chaulage du sol au Brésil<sup>7</sup> a provoqué des émissions de l'ordre de 8,99 millions de tonnes de CO<sub>2</sub> en 1994, qui ont dû probablement augmenter depuis. Dans la mesure où elles concernent les sols cultivés pour la production fourragère, elles devraient être attribuées au secteur de l'élevage. Souvent, seuls les résidus de récolte et les sous-produits sont utilisés pour l'alimentation du bétail, auquel cas c'est la part d'émissions qui correspond à cette fraction de la valeur du produit<sup>8</sup> qui devrait être attribuée à l'élevage (Chapagain et Hoekstra, 2004). D'après les communications nationales que divers pays tropicaux ont présentées à la CCNUCC, la comparaison entre les émissions liées au chaulage et l'importance de la production fourragère dans ces pays montre que le volume mondial de ce type d'émissions imputables à l'élevage équivaut à celui des émissions produites par le Brésil (0,01 milliard de tonnes de CO<sub>2</sub>).

Par ailleurs, l'élevage contribue également aux émissions de gaz à travers la culture du riz, reconnue comme une source importante de méthane au niveau mondial. Une grande partie des émissions de méthane issues des champs de riz sont d'origine animale, car les bactéries du sol «se nourrissent» en grande partie des effluents d'élevage, largement utilisés comme

---

<sup>7</sup> Premières communications officielles du Brésil à la CCNUCC, 2004.

<sup>8</sup> La fraction de la valeur d'un produit est égale au ratio de sa valeur marchande par rapport à la somme des valeurs marchandes de tous les produits obtenus à partir d'une même culture.

engrais (Verburg, Hugo et van der Gon, 2001). Le choix du mode de gestion de la submersion et celui des engrais sont les deux moyens les plus importants de contrôler le méthane émis par les zones de cultures de riz. Les engrais organiques provoquent davantage d'émissions que les engrais minéraux. Khalil et Shearer (2005) soutiennent qu'au cours des deux dernières décennies, la Chine est parvenue à réduire sensiblement ses émissions de méthane issues de la culture du riz – passant de près de 30 millions de tonnes par an à peut-être moins de 10 millions de tonnes –, principalement en remplaçant les engrais organiques par des engrais chimiques. Ce changement peut toutefois avoir une incidence négative sur d'autres émissions de gaz. En effet, lorsque les émissions d'oxyde nitreux issus des rizières augmentent avec l'utilisation des engrais azotés, on constate symétriquement une augmentation des émissions de dioxyde de carbone issues de la florissante industrie chinoise de production d'engrais azotés basée sur le charbon (voir la section précédente). Devant l'impossibilité d'évaluer, même approximativement, la contribution de l'élevage aux émissions de méthane liées à la culture du riz, cet aspect ne sera pas pris en compte dans la quantification mondiale.

### *Le total des émanations de gaz dues à la désertification des pâturages du fait de l'élevage pourrait atteindre 100 millions de tonnes par an*

L'élevage joue également un rôle dans la désertification (voir Chapitres 2 et 4). Sous l'effet de celle-ci, la dégradation provoque souvent une baisse de productivité ou une réduction de la couverture végétale. Elle modifie donc les stocks et les cycles du carbone et des nutriments. Les stocks de carbone aériens baissent légèrement tandis que la fixation du carbone se restreint. En dépit de changements minimes, voire indétectables, de la biomasse aérienne, la quantité totale de carbone du sol diminue généralement. Une étude récente menée en Argentine par Asner, Borghi et Ojeda (2003), a également constaté

que si la désertification ne modifiait que peu la couverture ligneuse, la teneur en carbone organique des sols des zones pâturées à long terme baissait de 24 à 80 pour cent. Si cette perte résulte en partie de l'érosion des sols, elle est surtout due au non renouvellement des stocks de matière organique en décomposition. En d'autres termes, il y a une forte émission nette de CO<sub>2</sub>.

Selon les estimations de Lal (2001), la perte de carbone est une conséquence de la désertification. Dans l'hypothèse d'une perte de 8 à 12 tonnes de carbone de sol par hectare (Swift *et al.*, 1994) sur une superficie de terres désertifiées de l'ordre du milliard d'hectares (PNUE, 1991), le total de la perte rétrospective en carbone de sol s'élèverait à 8-12 milliards de tonnes. De même, la dégradation de la végétation aérienne a entraîné une perte de carbone estimée à 10-16 tonnes par hectare – soit une perte rétrospective de 10 à 16 milliards de tonnes. La perte totale de carbone consécutive à la désertification pourrait donc atteindre 18 à 28 milliards de tonnes (FAO, 2004b). La contribution que l'élevage y a apporté est difficile à évaluer mais elle est indubitablement élevée: le secteur occupe environ les deux tiers de la surface de terres sèches de la planète et, d'après les estimations, le taux de désertification est plus élevé pour les pâturages que pour les autres utilisations des terres (3,2 millions d'hectares par an contre 2,5 millions d'hectare pour les terres cultivées, PNUE, 1991). Si l'on ne considère que la perte de carbone du sol (soit environ 10 tonnes de carbone par hectare), l'oxydation du carbone provoquée par la désertification des pâturages entraînerait des émissions de CO<sub>2</sub> de l'ordre de 100 millions de tonnes par an.

Un autre phénomène, largement méconnu, influe sur le devenir du carbone du sol, à savoir l'effet en retour du changement climatique. Le réchauffement de la planète est censé augmenter les rendements des cultures sous les plus hautes latitudes, grâce à des saisons de croissance plus longues et à la fertilisation par le CO<sub>2</sub>

### Encadré 3.2 Les nombreux aspects climatiques du brûlage de la savane tropicale

Le brûlage est pratiqué couramment à travers le monde pour établir et gérer les pâturages, les forêts tropicales ainsi que les prairies et zones de savane (Crutzen et Andreae, 1990; Reich *et al.*, 2001). Le feu détruit l'herbe non pâturable, la paille et les déchets, il stimule la nouvelle croissance et peut contrôler la densité des plantes ligneuses (arbres et buissons). De nombreuses graminées résistent au feu souvent bien mieux que les espèces d'arbres (notamment à un jeune âge), le brûlage représente un outil utile pour maintenir un équilibre entre la couverture d'herbes et la végétation ligneuse. Le brûlage contrôlé réduit les risques de feux de brousse violents et leur propagation, en éliminant le sous-bois combustible à un stade d'humidité approprié. Il engendre très peu de coûts, voire aucun. Il est également pratiqué à faible échelle dans les zones protégées pour en préserver la biodiversité (habitats de la faune sauvage).

Les conséquences environnementales des incendies dans les parcours et les prairies dépendent du contexte et des conditions d'application. Le brûlage contrôlé dans les savanes tropicales a un impact environnemental considérable, eu égard à la superficie de la zone concernée et le peu de surveillance. Dans les tropiques humides et subhumi-

des, de vastes zones de savane sont brûlées chaque année pour la gestion des parcours. En 2000, le brûlage a été pratiqué sur près de 4 millions de kilomètres carrés, dont plus des deux tiers dans les zones tropicales et subtropicales (Tansey *et al.*, 2004). Au niveau mondial, environ trois quarts de ce brûlage a eu lieu en dehors des forêts. En 2000, la savane représentait quelque 85 pour cent des zones brûlées en Amérique latine, 60 pour cent en Afrique et près de 80 pour cent en Australie.

En règle générale, on ne considère pas que le brûlage des savanes entraîne des émissions nettes de CO<sub>2</sub> car les quantités de dioxyde de carbone qui s'en dégagent sont à nouveau captées par la repousse des herbes. Indépendamment du CO<sub>2</sub>, le brûlage des biomasses dégage d'autres gaz à prendre en considération au niveau mondial (NO<sub>x</sub>, CO et CH<sub>4</sub>) ainsi que des aérosols (Crutzen et Andreae, 1990; Scholes et Andreae, 2000). Les effets climatiques comprennent la formation de smog photochimique, d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub>. Une grande partie des éléments émis produisent de l'ozone troposphérique (Vet, 1995; Crutzen et Goldammer, 1993), un autre gaz à effet de serre important qui influence la capacité oxydante de l'atmosphère alors que le brome, émis en grande quantité par les feux de savane, réduit l'ozone stratosphérique (Vet, 1995; BASD, 2001).

Les volumes de fumée peuvent se répartir localement, se déplacer à travers la basse troposphère ou être emportés sur de longues distances dans la moyenne et haute troposphère. Les feux des zones de convection font souvent monter les éléments loin dans l'atmosphère et augmentent le potentiel de changement climatique. Des observations satellites ont relevé de vastes zones avec des niveaux élevés de O<sub>3</sub> et de CO à travers l'Afrique, l'Amérique du Sud et les océans Atlantique tropical et Indien (Thompson *et al.*, 2001).

Les aérosols produits par le brûlage des biomasses de pâturage dominent la concentration atmos-



© FAO/14185/R. FAIDUTTI

*Des chasseurs mettent le feu aux zones forestières dans le but d'attirer une espèce de rongeur qu'ils tuent et consomment. Cette pratique bénéficie à la fois aux éleveurs pastoraux et aux chasseurs.*

### Encadré 3.2 (suite)

phérique d'aérosols à travers le bassin amazonien et l'Afrique (Scholes et Andreae, 2000; Artaxo *et al.*, 2002). Les concentrations de particules aérosols varient considérablement selon les saisons. Il est évident qu'elles atteignent un sommet durant les saisons sèches (périodes de brûlage) et aident

alors à rafraîchir les températures, à la fois en diffusant davantage la lumière entrante et en alimentant le noyau de condensation des nuages. Les fortes concentrations de ce dernier stimulent les précipitations et affectent la dynamique climatique de grande échelle (Andreae et Crutzen, 1997).

(Cantagallo, Chimenti et Hall, 1997; Travasso *et al.*, 1999). Cependant, il devrait accélérer en même temps la décomposition du carbone déjà stocké dans les sols (Jenkinson, 1991; MacDonald, Randlett et Zak, 1999; Niklinska, Maryanski et Laskowski, 1999; Scholes *et al.*, 1999). Bien que l'on soit encore loin d'avoir totalement quantifié l'effet fertilisant du CO<sub>2</sub> sur les cultures, d'après les estimations de van Ginkel, Whitmore et Gorissen (1999), il correspondrait (selon le taux actuel d'augmentation de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère) à une absorption nette de 0,036 tonnes de carbone par hectare et par an dans les pâturages tempérés, même si l'on déduit l'effet de l'élévation de température sur la décomposition. De récentes recherches indiquent que l'accélération de la décomposition pourrait accentuer l'ampleur de la hausse de température et aggraver les pertes nettes qui se sont déjà manifestées au cours des dernières décennies dans les pays tempérés (Bellamy *et al.*, 2005; Schulze et Freibauer, 2005). Ces deux scénarios peuvent se révéler exacts et aboutir à un transfert du carbone des sols vers la végétation – c'est-à-dire vers les écosystèmes plus fragiles, comme cela a été récemment constaté dans les régions plus tropicales.

### 3.2.2 Emissions de carbone dues à la conduite de l'élevage

*La respiration du bétail n'est pas une source nette de CO<sub>2</sub>*

Les hommes et le bétail représentent actuellement environ un quart de la totalité de la

biomasse animale de la planète<sup>9</sup>. D'après le nombre d'animaux et leur poids vif, la biomasse du bétail totalise près de 0,7 milliards de tonnes (tableau 3.6; FAO, 2005b).

Combien de ces animaux contribuent-ils aux émissions de gaz à effet de serre? D'après la fonction établie par Muller et Schneider (1985, citée par Ni *et al.*, 1999), qui s'applique aux stocks permanents par pays et par espèces (le poids vif étant adapté à chaque pays), le dioxyde de carbone issu du processus respiratoire du bétail s'élève à quelque 3 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> (voir tableau 3.6), soit 0,8 milliard de tonnes de carbone. En général, les taux d'exploitation étant plus bas et, de ce fait, les stocks plus importants, les ruminants produisent des émissions élevées par rapport à leur rendement. A eux seuls, les bovins sont responsables de plus de la moitié de la totalité des émissions de dioxyde de carbone liées à la respiration.

Toutefois les émissions issues de la respiration du bétail s'intègrent dans un cycle biologique rapide, où les substances des plantes consommées proviennent de la conversion du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère en matières végétales. D'après le Protocole de Kyoto, les quantités émises et absorbées étant estimées équivalentes, la respiration du bétail n'est pas considérée comme une source nette. En effet, une partie du carbone consommé étant stocké dans les tissus vivants de l'animal en croissance, on pourrait

<sup>9</sup> Calcul basé sur le Scope 13 (Bolin *et al.*, 1979) et la mise à jour de l'actuelle population humaine, qui compte près de 6,5 milliards d'habitants.

considérer le troupeau mondial comme un puits de carbone. La biomasse du cheptel permanent a considérablement augmenté au cours des dernières décennies (de 428 millions de tonnes en 1961 à environ 699 millions de tonnes en 2002). Cette croissance continue (voir Chapitre 1) pourrait être considérée comme un processus de séquestration du carbone (estimé approximativement à 1 ou 2 millions de tonnes de carbone par an). Cela dit, l'augmentation des émissions de méthane qui l'accompagne en anéantissant les avantages.

L'équilibre du cycle biologique est perturbé en cas de surpâturage ou de mauvaise gestion des cultures fourragères. La dégradation des terres qui en résulte présage de l'affaiblissement de la réabsorption du CO<sub>2</sub> atmosphérique par la végétation qui repousse. Dans certaines régions, la perte nette de CO<sub>2</sub> peut être considérable.

*Le méthane dégagé lors de la fermentation entérique peut totaliser 86 millions de tonnes par an*

L'élevage est la plus importante source d'émissions anthropiques de méthane dans le monde. Parmi les animaux domestiqués, les ruminants (bovins, buffles, moutons, chèvres et chameaux) produisent des quantités considérables de méthane dans le cadre de leur processus normal de digestion. La fermentation microbienne

qui se produit dans ce large préestomac qu'est le rumen, convertit les aliments fibreux en produits que l'animal peut ensuite digérer ou utiliser. Ce processus de fermentation microbienne, dénommé fermentation entérique, forme du méthane, sous-produit de la digestion, qui est ensuite exhalé par l'animal. Le processus digestif d'autres animaux, notamment des hommes, produit également du méthane en plus petites quantités (EPA, 2004).

Les émissions de méthane issues de la fermentation entérique varient sensiblement selon les régions. Au Brésil, ces émissions totalisaient 9,4 millions de tonnes en 1994 – soit 93 pour cent des émissions agricoles et 72 pour cent de la totalité des émissions de méthane. Plus de 80 pour cent provenaient de bovins de viande (Ministério da Ciência e Tecnologia – rapport de l'EMBRAPA, 2002). Aux États-Unis d'Amérique, les émissions de méthane issues de la fermentation entérique s'élevaient à 5,5 millions de tonnes de méthane en 2002, et provenaient également massivement de bovins de viande et de vaches laitières. Ces volumes représentaient 71 pour cent des émissions agricoles et 19 pour cent des émissions du pays (EPA, 2004).

On comprend, d'après ces variations, que les niveaux de méthane émis sont déterminés par les systèmes de production et les caractéristi-

Tableau 3.6

### Effectifs du cheptel (2002) et estimations des émissions de dioxyde de carbone dues à la respiration

Espèces	Total mondial	Biomasse	Emissions de dioxyde de carbone
	(millions de têtes)	(millions de tonnes de poids vif)	(million de tonnes de CO <sub>2</sub> )
Bovins et buffles	1 496	501	1906
Petits ruminants	1784	47,3	514
Chameaux	19	5,3	18
Chevaux	55	18,6	71
Porcs	933	92,8	590
Volaille <sup>1</sup>	17 437	33,0	61
<b>Total<sup>2</sup></b>		<b>699</b>	<b>3 161</b>

<sup>1</sup> Poulets, canards, dindes et oies.

<sup>2</sup> Comprend également les lapins.

Source: FAO (2006b); calculs personnels.

ques régionales. Ils dépendent de l'apport énergétique ainsi que d'autres paramètres tenant aux animaux ou à leur alimentation (quantité et qualité des aliments du bétail, poids du corps de l'animal, âge et niveau d'exercice physique). Les émissions varient également entre les espèces ainsi que parmi les individus d'une même espèce. Ainsi, pour évaluer les émissions de méthane issues de la fermentation entérique pour un pays donné, il faut non seulement disposer d'une description détaillée du cheptel (espèces, âge et catégories de productivité) mais également connaître à la fois la ration alimentaire quotidienne et le taux de conversion en méthane des aliments (directives révisées du GIEC). De nombreux pays ne disposant pas d'indications aussi détaillées, l'approche habituelle consiste à se fonder sur les facteurs d'émissions standards.

Les émissions de méthane provoquées par la fermentation entérique évolueront à mesure que les systèmes de production se transformeront pour utiliser davantage de fourrage et améliorer la productivité. Nous avons tenté de faire une évaluation mondiale de ces émissions pour le secteur de l'élevage. Les conclusions détaillées, qui se trouvent à l'Annexe 3.2, comparent les facteurs d'émission par défaut du GIEC de niveau 1 avec les éléments spécifiques aux régions. L'application de ces facteurs d'émission au cheptel de chaque système de production permet d'estimer un total mondial des émissions de méthane dues à la fermentation entérique de l'ordre de 86 millions de tonnes de CH<sub>4</sub> par an. Cela correspond presque à l'estimation mondiale effectuée par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA, 2005b), à savoir 80 millions de tonnes de méthane par an. La carte 33 (Annexe 1) illustre la distribution régionale de ces émissions. Il s'agit d'une estimation actualisée, plus précise que les tentatives précédentes (Bowman *et al.*, 2000; carte des émissions de méthane publiée par le PNUE-GRID, Lerner, Matthews et Fung, 1988), qui offre également des évaluations spécifiques aux systèmes de production. Le tableau 3.7 est une



© FAO/152/28/A. CONTI

*Bovins laitiers nourris avec du fourrage en stabulation libre La Loma, Lerdo, Durango – Mexique 1990*

synthèse de ces résultats. L'importance relative que les systèmes mixtes occupent à l'échelle mondiale, comparés aux systèmes de pâturage, reflète le fait que près des deux tiers des ruminants relèvent de ces systèmes.

### *La quantité de méthane dégagé par les effluents d'élevage pourrait atteindre 18 millions de tonnes par an*

La décomposition anaérobie des matières organiques présentes dans les effluents d'élevage dégage également du méthane. Cela se produit lorsque les effluents sont gérés sous forme liquide, comme dans les lagunes ou dans les réservoirs de stockage. Les systèmes de lagune caractérisent la plupart des grands élevages de porcs pratiquement partout dans le monde (excepté en Europe). Ces systèmes sont également utilisés pour les grands élevages laitiers en Amérique du Nord et dans quelques pays en développement, tels que le Brésil. Le fumier déposé sur les champs et les pâtures, ou manipulé diversement sous forme sèche, ne produit pas de grandes quantités de méthane.

Les émissions de méthane provenant des effluents d'élevage sont influencées par plusieurs facteurs qui touchent la croissance des bactéries responsables de la formation de méthane, notamment la température ambiante,

Tableau 3.7

## Emissions mondiales de méthane issues de la fermentation entérique en 2004

Région/pays	Emissions (millions de tonnes de CH <sub>4</sub> par an et par source)					Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et caprins	Porcins	
Afrique subsaharienne	2,30	7,47	0,00	1,82	0,02	<b>11,61</b>
Asie*	0,84	3,83	2,40	0,88	0,07	<b>8,02</b>
Inde	1,70	3,94	5,25	0,91	0,01	<b>11,82</b>
Chine	0,49	5,12	1,25	1,51	0,48	<b>8,85</b>
Amérique centrale et du Sud	3,36	17,09	0,06	0,58	0,08	<b>21,17</b>
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,98	1,16	0,24	1,20	0,00	<b>3,58</b>
Amérique du Nord	1,02	3,85	0,00	0,06	0,11	<b>5,05</b>
Europe de l'Ouest	2,19	2,31	0,01	0,98	0,20	<b>5,70</b>
Océanie et Japon	0,71	1,80	0,00	0,73	0,02	<b>3,26</b>
Europe de l'Est et CEI	1,99	2,96	0,02	0,59	0,10	<b>5,66</b>
Autres pays développés	0,11	0,62	0,00	0,18	0,00	<b>0,91</b>
<b>Total</b>	<b>15,69</b>	<b>50,16</b>	<b>9,23</b>	<b>9,44</b>	<b>1,11</b>	<b>85,63</b>
<b>Système de production animale</b>						
Pâturage	4,73	21,89	0,00	2,95	0,00	<b>29,58</b>
Mixte	10,96	27,53	9,23	6,50	0,80	<b>55,02</b>
Industriel	0,00	0,73	0,00	0,00	0,30	<b>1,04</b>

\* Sans la Chine et l'Inde.

Source: Voir Annexe 3.2, calculs personnels.

l'humidité et la durée du stockage. La quantité de méthane produite dépend également du contenu énergétique du fumier, lui-même en grande partie déterminé par l'alimentation du bétail. D'une part, plus les quantités d'effluents sont importantes plus elles émettent du CH<sub>4</sub>, d'autre part, des aliments à haute teneur énergétique produisent du fumier comportant des solides volatils, ce qui accroît le substrat à partir duquel le CH<sub>4</sub> se forme. Une meilleure digestibilité des aliments permettrait de compenser quelque peu cet impact et de gaspiller moins d'énergie (USDA, 2004).

D'après les estimations faites à l'échelle mondiale, les émissions de méthane provenant de la décomposition anaérobie des effluents totalisent un peu plus de 10 millions de tonnes, soit près de 4 pour cent des émissions anthropiques de méthane de la planète (EPA, 2005b). Bien qu'elles soient moins importantes que celles liées à la fermentation entérique, les émissions provenant

du fumier sont bien plus élevées que celles produites par le brûlis des résidus, et semblables à celles encore mal connues qui émanent de la culture du riz. Les Etats-Unis d'Amérique enregistrent les plus fortes émissions de gaz dues aux effluents d'élevage (près de 1,9 million de tonnes, inventaire 2004 des Etats-Unis d'Amérique), l'Europe venant en seconde place. Au niveau des espèces, c'est la production porcine qui contribue pour la plus grande part, suivie de la production laitière. Les pays en développement tels que la Chine et l'Inde ne sont pas loin derrière, cette dernière manifestant une très nette augmentation. Les facteurs d'émissions par défaut, actuellement utilisés par les pays qui relèvent de la CCNUCC, ne reflètent pas les profonds changements qu'a subi le secteur de l'élevage. Ainsi, le rapport que le Brésil a remis à la CCNUCC (Ministério da Ciência e Tecnologia, 2004) fait état d'une forte émission liée au fumier, évaluée à 0,38 million de tonnes en 1994, qui



proviendrait principalement des bovins laitiers et à viande. Le Brésil possède pourtant un secteur industriel de production porcine très important, et près de 95 pour cent des effluents issus de ce dernier sont stockés dans des cuves ouvertes pendant plusieurs mois avant d'être utilisés (EMBRAPA, communication personnelle).

Il était donc essentiel d'établir une nouvelle évaluation des facteurs d'émission, semblable à celle qui a été évoquée dans la section précédente et qui est présentée dans l'Annexe 3.3. En appliquant ces nouveaux facteurs d'émission aux chiffres du cheptel spécifiques à chaque système de production, nous parvenons à un total mondial d'émissions annuelles de méthane à partir de la décomposition de fumier de 17,5 millions de tonnes de CH<sub>4</sub>, ce qui est sensiblement supérieur aux estimations actuelles.

Le tableau 3.8 résume les résultats par espèce, par région et par système d'exploitation. La répartition par espèces et système de produc-

tion est également illustrée dans les cartes 16, 17, 18 et 19 (Annexe 1). A l'échelle nationale, la Chine est le pays au monde qui émet le plus à partir des effluents d'élevage, principalement en provenance des porcins. Au niveau mondial, les émissions émanant du lisier de porc représentent près de la moitié des émissions dues aux effluents d'élevage. A peine plus d'un quart de toutes les émissions de méthane dues à l'exploitation des effluents proviennent des systèmes industriels.

### 3.2.3 Emissions de carbone liées à la transformation des produits de l'élevage et au transport réfrigéré

Plusieurs études ont été effectuées afin de calculer les coûts énergétiques de la transformation des animaux en viande et autres produits et pour identifier les champs susceptibles de permettre une économie d'énergie (Sainz, 2003). Les entreprises étant très différentes les unes



*Système ultramoderne de gestion des résidus en bassins pour une exploitation porcine de 900 têtes. Les installations sont complètement automatisées et à température contrôlée.*

AVEC L'AUTORISATION DE USDA/NRCS - JEFF VANUGA

Tableau 3.8

Emissions mondiales de méthane dues à l'exploitation des effluents d'élevage en 2004

Région/Pays	Emissions (millions de tonnes de CH <sub>4</sub> par an et par source)						Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et caprins	Porcins	Volaille	
Afrique subsaharienne	0,10	0,32	0,00	0,08	0,03	0,04	<b>0,57</b>
Asie*	0,31	0,08	0,09	0,03	0,50	0,13	<b>1,14</b>
Inde	0,20	0,34	0,19	0,04	0,17	0,01	<b>0,95</b>
Chine	0,08	0,11	0,05	0,05	3,43	0,14	<b>3,84</b>
Amérique centrale et du Sud	0,10	0,36	0,00	0,02	0,74	0,19	<b>1,41</b>
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,06	0,09	0,01	0,05	0,00	0,11	<b>0,32</b>
Amérique du Nord	0,52	1,05	0,00	0,00	1,65	0,16	<b>3,39</b>
Europe de l'Ouest	1,16	1,29	0,00	0,02	1,52	0,09	<b>4,08</b>
Océanie et Japon	0,08	0,11	0,00	0,03	0,10	0,03	<b>0,35</b>
Europe de l'Est et CEI	0,46	0,65	0,00	0,01	0,19	0,06	<b>1,38</b>
Autres pays développés	0,01	0,03	0,00	0,01	0,04	0,02	<b>0,11</b>
<b>Total mondial</b>	<b>3,08</b>	<b>4,41</b>	<b>0,34</b>	<b>0,34</b>	<b>8,38</b>	<b>0,97</b>	<b>17,52</b>
<b>Système de production animale</b>							
Pâturage	0,15	0,50	0,00	0,12	0,00	0,00	<b>0,77</b>
Mixte	2,93	3,89	0,32	0,23	4,58	0,31	<b>12,27</b>
Industriel	0,00	0,02	0,00	0,00	3,80	0,67	<b>4,48</b>

\* Sans la Chine et l'Inde.

Source: Voir Annexe 3.3, calculs personnels.

des autres, il est difficile de généraliser. Ainsi, d'après Ward, Konx et Hobson (1977), les coûts énergétiques de la transformation des bovins au Colorado sont compris entre 0,84 et 5,02 millions de joules par kilogramme de poids vif. Des valeurs indicatives en matière de coûts énergétiques, fournies par Sainz (2003), figurent dans le tableau 3.9.

*Les émissions dues à la transformation des produits de l'élevage pourraient totaliser plusieurs dizaines de millions de tonnes par an*

Pour évaluer à l'échelle mondiale les émissions émanant de la transformation, on pourrait envisager de combiner les paramètres indicatifs du coût énergétique avec des estimations de la production animale mondiale, dans les systèmes intensifs orientés vers la vente (Chapitre 2). Cette approche est cependant difficile, à la fois parce que la validité planétaire de ces indicateurs est sujette à caution, et parce que les données

sur l'origine de l'énergie utilisée et les variantes mondiales sont très aléatoires. La plupart des produits issus des systèmes intensifs étant transformés, le cas du Minnesota cité ci-dessus (section 3.2.1, partie consacrée à l'utilisation de carburants fossiles au niveau des exploitations, et tableau 3.5) constitue un exemple intéressant pour évaluer l'utilisation de l'énergie pour la transformation et pour ventiler la nature des sources d'énergie (tableau 3.10). Ici, le diesel sert surtout à transporter les produits vers les installations de transformation. Les émissions liées à l'acheminement du lait sont élevées, eu égard aux volumes considérables et au mauvais usage des capacités de transport. De grandes quantités d'énergie sont en outre consommées pour pasteuriser le lait et le transformer en fromage et en lait déshydraté. Il en résulte que ce secteur est le deuxième responsable des principales émissions de CO<sub>2</sub> issues de la transformation alimentaire au Minnesota. Les émissions

Tableau 3.9

## Valeur indicative des coûts énergétiques de la transformation

Produit	Coût de l'énergie	fossile	Unités Source
Viande de volaille	2,59	MJ/kg de poids vif	Whitehead et Shupe, 1979
Œufs	6,12	MJ/douzaine	OCDE, 1982
Porc frais	3,76	MJ/kg de carcasse	Singh, 1986
Viande de porc transformée	6,30	MJ/kg de viande	Singh, 1986
Viande de mouton	10,4	MJ/kg de carcasse	McChesney et al., 1982
Viande de mouton surgelée	0,432	MJ/kg de viande	Unklesbay et Unklesbay, 1982
Bœuf	4,37	MJ/kg de carcasse	Poulsen, 1986
Bœuf surgelé	0,432	MJ/kg de viande	Unklesbay et Unklesbay, 1982
Lait	1,12	MJ/kg	Miller, 1986
Fromage, beurre, poudre de lactosérum	1,49	MJ/kg	Miller, 1986
Lait en poudre, beurre	2,62	MJ/kg	Miller, 1986

Source: Sainz (2003).

les plus importantes proviennent de la transformation du soja et sont dues aux méthodes physiques et chimiques utilisées pour séparer l'huile et les tourteaux de la graine brute. Si l'on se base sur la fraction de la valeur de ces deux produits (voir Chapagain et Hoekstra, 2004), on peut considérer que près des deux tiers des émissions issues de la transformation du soja peuvent être attribuées au secteur de l'élevage. On peut donc affirmer que ce dernier est responsable de la plupart des émissions de CO<sub>2</sub> liées à l'énergie consommée pour transformer la production agricole du Minnesota.

Le Minnesota peut être considéré comme une zone particulièrement sensible en termes d'émissions issues de la transformation de l'élevage. Au regard des remarques faites ci-dessus sur la variabilité de l'efficacité et des sources énergétiques, son exemple ne peut donc pas servir de base à une estimation mondiale. Pourtant d'après le tableau 3.10, aux États-Unis d'Amérique, l'ensemble des émissions de CO<sub>2</sub> liées à la transformation des produits d'origine animale et des aliments du bétail serait de l'ordre de quelques millions de tonnes. Il est donc fort probable qu'elles atteignent plusieurs dizaines de millions de tonnes à l'échelle planétaire.

*Les émissions de CO<sub>2</sub> issues du transport des produits d'origine animale pourraient dépasser 0,8 million de tonnes par an*

Le dernier élément de la chaîne alimentaire qui reste à examiner, dans cette analyse du cycle du carbone, est celui qui relie les divers éléments de la chaîne de production et permet de livrer le produit aux détaillants et aux consommateurs, à savoir le transport. Dans de nombreux cas, il s'agit de courts trajets, par exemple pour le ramassage du lait que nous avons mentionné précédemment. Mais les distances qui séparent les étapes sont de plus en plus longues (voir Chapitre 2), aussi le transport devient-il une source importante de gaz à effet de serre.

Le transport intervient principalement à deux stades clés: la livraison des aliments (transformés) du bétail sur les sites de production animale et la livraison des produits d'origine animale sur les marchés de consommation. De gros volumes d'ingrédients bruts destinés aux concentrés sont expédiés partout dans le monde (Chapitre 2). Ces mouvements sur de grandes distances aggravent considérablement le bilan des émissions liées à l'élevage. En plein essor, le soja est l'un des aliments les plus expédiés sur long courrier et ses volumes commercialisés sont les plus importants.

Tableau 3.10

Energie utilisée pour la transformation des produits agricoles dans l'Etat du Minnesota (Etats-Unis d'Amérique) en 1995

Produit	Production <sup>1</sup>	Diesel	Gaz naturel	Électricité	CO <sup>2</sup> émis
	(10 <sup>6</sup> tonnes)	(1000 m <sup>3</sup> )	(10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	(10 <sup>6</sup> kWh)	(10 <sup>3</sup> tonnes)
Maïs	22,2	41	54	48	226
Soja	6,4	23	278	196	648
Blé	2,7	19	-	125	86
Produits laitiers	4,3	36	207	162	537
Porcins	0,9	7	21	75	80
Bovins	0,7	2,5	15	55	51
Dindes	0,4	1,8	10	36	34
Betteraves <sup>2</sup>	7,4	19	125	68	309
Maïs doux, petits pois	1,0	6	8	29	40

<sup>1</sup> Produits: épis de maïs entiers, lait, poids vif animal. En ce qui concerne le lait, 51 pour cent est transformé en fromage, 35 pour cent est déshydraté et 14 pour cent est mis en bouteille sous forme liquide.

<sup>2</sup> La transformation des betteraves a nécessité 440 000 tonnes supplémentaires de charbon.

1000 m<sup>3</sup> de diesel ~ 2,65x10<sup>3</sup> tonnes de CO<sup>2</sup>; 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> de gaz naturel ~ 1,91x10<sup>3</sup> tonnes de CO<sup>2</sup>; 10<sup>6</sup> kWh ~ 228 tonnes de CO<sup>2</sup>.

Source: Ryan et Tiffany (1998). Voir également le tableau 3.5. Le calcul des émissions de CO<sup>2</sup> s'appuie sur les paramètres d'efficacité et d'émission établis par le Format commun de rapport que les Etats-Unis d'Amérique ont soumis à la Convention-cadre sur les changements climatiques (CCNUCC) en 2005.

Le courant d'échange de soja (tourteaux) entre le Brésil et l'Europe est d'une ampleur considérable. Cederberg et Flysjö (2004) ont étudié le coût énergétique que représente le transport de tourteaux de soja depuis le Mato Grosso jusqu'aux fermes laitières de Suède: en expédier une tonne nécessite quelques 2 900 MJ, dont 70 pour cent sont consommés par le transport maritime. Si l'on applique ce besoin en énergie à la quantité de tourteaux de soja transportés chaque année entre le Brésil et l'Europe et si on le combine au facteur d'émission du GIEC pour les moteurs de navires océaniques, on obtient une émission totale de près 32 000 tonnes de CO<sub>2</sub>.

Parmi les très nombreux courants d'échange, nous avons choisi les viandes de porc, de volaille et de bovins pour représenter les émissions provoquées par l'usage d'énergie fossile dans le transport de produits d'origine animale à travers le monde. Les chiffres qui apparaissent sur le tableau 15 de l'Annexe 2 ont été obtenus en combinant les volumes échangés (FAO, données de décembre 2005) avec les distances respectives,

les vitesses et capacités des navires, l'utilisation de carburant par le moteur principal et les groupes électrogènes auxiliaires pour la réfrigération, et leurs facteurs respectifs d'émission (GIEC, 1997).

Ces courants représentent près de 60 pour cent du commerce international de la viande. La plupart des échanges portent sur de longues distances et ils produisent chaque année quelque 500 000 tonnes de CO<sub>2</sub>, ce qui équivaut à plus de 60 pour cent des émissions de CO<sub>2</sub> issues du transport maritime de la viande. En revanche, nous n'avons pas pris en compte le transport de surface à destination et en provenance du port. En supposant, pour plus de simplicité, que ses effets se compensent l'un l'autre, le transport de viande provoquerait des émissions de CO<sub>2</sub> de l'ordre de 800-850 000 tonnes par an.

### 3.3 L'élevage et le cycle de l'azote

L'azote représente une part essentielle de la vie et joue un rôle central dans l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes de la planète. Dans de nombreux écosystèmes terrestres et

aquatiques, l'azote disponible est un facteur clé qui détermine la nature et la diversité de la vie végétale, la dynamique des populations herbivores comme de leurs prédateurs, ainsi que les processus écologiques tels que la productivité végétale et le cycle du carbone et des sols minéraux (Vitousek *et al.*, 1997).

Le cycle naturel du carbone se caractérise par de vastes réservoirs terrestres et aquatiques ainsi que par une forme atmosphérique facilement assimilée par les plantes. Le cycle de l'azote est nettement différent: l'azote diatomique ( $N_2$ ) est en effet l'unique (et immense) réservoir stable de l'atmosphère, représentant environ 78 pour cent de celle-ci (voir figure 3.2).

Bien que l'azote soit indispensable à la survie et la croissance de tous les organismes, on ne le trouve presque pas à l'état naturel. La plupart des organismes obtiennent ce nutriment à travers les tissus d'autres organismes morts ou vivants, ce qui explique pourquoi tant d'écosystèmes de la planète sont tributaires de l'azote.

Les quelques organismes capables d'assimiler l'azote diatomique ( $N_2$ ) de l'atmosphère constituent la base du cycle naturel de l'azote – dont l'intensité est modeste par rapport à celle du cycle du carbone; c'est ce qui permet la constitution de réservoirs dynamiques, sous forme de ressources aquatiques et de matière organique. D'une manière générale, l'azote est extrait de l'atmosphère par les microorganismes du sol, tels que les bactéries fixatrices d'azote qui colonisent les racines des plantes légumineuses. Ces bactéries le transforment en diverses formes (sous le terme d'azote réactif –  $N_r$  –, il s'agit essentiellement de composés d'azote autre que le  $N_2$ ), telles que l'ammoniac, que les plantes peuvent ensuite utiliser. Ce processus s'appelle la fixation de l'azote. Par ailleurs, d'autres microorganismes extraient l'azote du sol et le rejettent dans l'atmosphère. C'est la dénitrification. Celle-ci libère l'azote dans l'atmosphère sous d'autres formes, principalement du  $N_2$ . Elle produit en outre de l'oxyde nitreux ( $N_2O$ ), qui est un gaz à effet de serre.

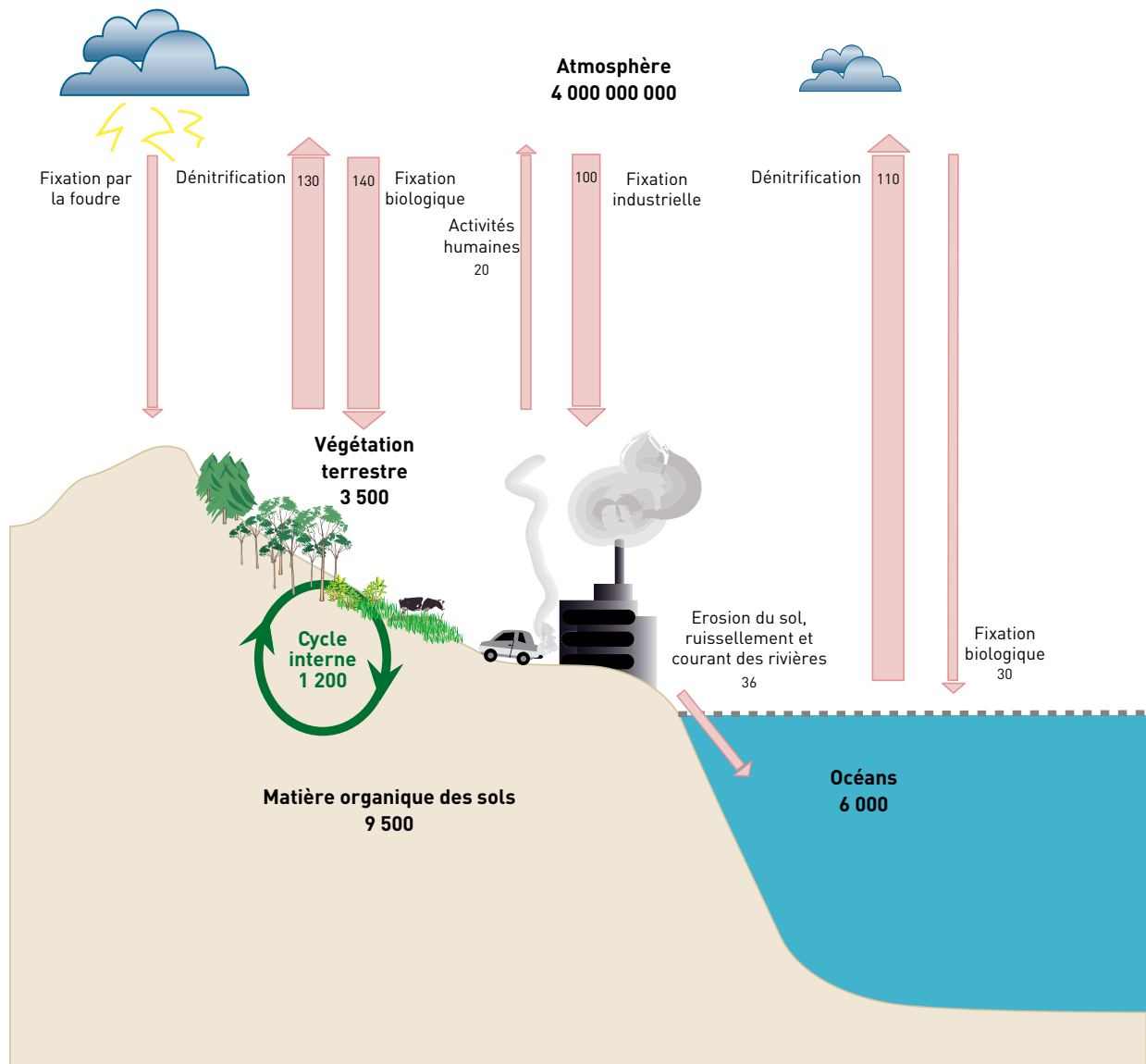
### L'impact de l'homme sur le cycle de l'azote

La faible aptitude qu'ont les écosystèmes naturels à maîtriser le cycle de l'azote constitue un obstacle majeur pour subvenir aux besoins alimentaires des populations grandissantes (Galloway *et al.*, 2004). L'extension considérable de la culture des légumineuses, du riz et du soja a certes fait croître la fixation de l'azote, mais les besoins des populations n'ont pu être vraiment satisfaits que lorsque le procédé Haber-Bosch a été inventé dans les années 1990, permettant de transformer le  $N_2$  en engrais minéral (voir section sur les sources d'approvisionnement en fourrage).

Etant donné la modeste intensité du cycle naturel de l'azote, les apports d'engrais azoté ont eu des conséquences dramatiques. On estime en effet que, sous l'action de l'homme, le taux d'azote qui pénètre naturellement dans le cycle de l'azote terrestre a déjà doublé, et il continue de croître (Vitousek *et al.*, 1997). Les engrais de synthèse fournissent désormais près de 40 pour cent de l'azote absorbé par les cultures (Smil, 2001). Malheureusement, les productions végétales et surtout animales n'utilisent cette ressource supplémentaire qu'avec une faible efficacité, de l'ordre de 50 pour cent environ. On estime que le reste intègre ce que l'on appelle la «cascade de l'azote» (Galloway *et al.*, 2003) et est emporté par l'eau ou le vent, là où l'azote a des répercussions multiples sur les écosystèmes et les hommes. Ajouter des quantités excessives d'azote peut polluer les écosystèmes et perturber à la fois leur fonctionnement écologique et les communautés vivantes qu'ils soutiennent.

Le problème pour l'atmosphère est qu'en intervenant dans le cycle de l'azote, l'homme perturbe l'équilibre des formes d'azote présentes dans l'atmosphère et dans d'autres réservoirs. L'azote moléculaire non réactif n'est ni un gaz à effet de serre ni un pollueur de l'air. En revanche, l'azote rejeté par les activités humaines l'est en grande partie sous forme d'un azote réactif qui constitue, pour sa part, soit un gaz à

Figure 3.2 Le cycle de l'azote



Source: Skinner, Porter et Botkin [1999].

effet de serre soit un pollueur de l'air. L'oxyde nitreux ( $N_2O$ ) résiste longtemps dans l'atmosphère, où sa durée de vie peut atteindre 150 ans. Outre le rôle qu'il joue dans le réchauffement de la planète, le  $N_2O$  intervient également dans la réduction de la couche d'ozone qui protège la biosphère des effets nocifs des rayons solaires ultraviolets (Bolin *et al.*, 1981). Doubler la concentration de  $N_2O$  dans l'atmosphère provo-

querait une diminution de la couche d'ozone qui pourrait être de l'ordre de 10 pour cent, ce qui en retour augmenterait le rayonnement des ultraviolets atteignant la terre de 20 pour cent.

La concentration atmosphérique de  $N_2O$  est en constante augmentation depuis le début de l'ère industrielle, elle est désormais de 16 pour cent (46 ppM) supérieure à son niveau de 1750 (GIEC, 2001b). Les sources naturelles de  $N_2O$  émettent

approximativement 10 millions de tonnes d'azote par an, auxquelles les sols contribuent pour environ 65 pour cent et les océans pour près de 30 pour cent. Selon les récentes estimations, les émissions de  $N_2O$  provenant de sources anthropiques (agriculture, brûlage des biomasses, activités industrielles et élevage) approchent les 7-8 millions de tonnes d'azote par an (van Aardenne *et al.*, 2001; Mosier *et al.*, 2004). Toujours d'après les estimations, 70 pour cent de ces émissions résultent de l'agriculture ou de l'élevage. Les émissions anthropiques de monoxyde d'azote (NO) ont aussi fortement augmenté. Bien qu'il ne constitue pas un gaz à effet de serre (et donc n'entrera plus en considération dans cette section), le NO intervient dans le processus de formation de l'ozone, qui est lui-même un gaz à effet de serre.

S'il est vrai qu'elles se redéposent très vite (en quelques heures voire quelques jours), les émissions annuelles d'ammoniac ( $NH_3$ ), qui polluent l'air ont augmenté, passant de quelque 18,8 millions de tonnes d'azote à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle à près de 56,7 millions de tonnes au début des années 90. On prévoit qu'elles atteindront 116 millions de tonnes par an d'ici 2050, ce qui aggravera considérablement la pollution de l'air dans de nombreuses régions du monde (Galloway *et al.*, 2004). Cela serait presque entièrement dû à la production alimentaire et plus particulièrement aux effluents du bétail.

Outre l'utilisation accrue d'engrais et la fixation de l'azote par l'agriculture, l'accroissement des émissions de  $N_2O$  par les écosystèmes agricoles et naturels est également dû aux dépôts accrus d'azote, principalement sous forme d'ammoniac. Alors que la disponibilité en azote est le facteur limitant des écosystèmes terrestres de l'hémisphère nord, la disponibilité en phosphore est souvent le facteur limitant des écosystèmes tropicaux, qui constituent actuellement une source importante de  $N_2O$  (et de NO). Les engrais azotés introduits dans ces écosystèmes produisent des flux de NO et  $N_2O$  qui sont 10 à 100 fois supérieurs à ceux issus des mêmes engrais utilisés

dans des systèmes dont le facteur limitant est l'azote (Hall et Matson, 1999).

Les émissions de  $N_2O$  par le sol dépendent également de l'humidité du sol et de la température, et risquent donc de répondre aux changements climatiques (Frolking *et al.*, 1998). En fait, les processus chimiques qui mettent en jeu les oxydes nitreux sont extrêmement complexes (Mosier *et al.*, 2004). La nitrification – l'oxydation de l'ammoniac en nitrite puis en nitrate – se produit dans pratiquement tous les écosystèmes terrestres, aquatiques et sédimentaires, elle est effectuée par des bactéries spécialisées. La dénitrification, c'est-à-dire la réduction microbienne des nitrates ou des nitrites en azote gazeux, avec le NO et le  $N_2O$  comme composants intermédiaires de réduction, est accomplie par une gamme variée et très largement répartie de bactéries hétérotrophes aérobies.

De nos jours, l'ammoniac est principalement utilisé comme engrais, et est produit à partir d'azote moléculaire non réactif, dont une partie se volatilise directement. D'une manière générale, l'émission d'ammoniac la plus importante dans l'atmosphère provient de la décomposition des matières organiques du sol. La quantité exacte d'ammoniac qui s'échappe des sols est incertaine, mais elle est estimée aux alentours de 50 millions de tonnes par an (Chameides et Perdu, 1997). Chaque année, les animaux domestiques produisent jusqu'à 23 millions de tonnes d'azote sous forme d'ammoniac, tandis que la contribution des animaux sauvages n'est que de 3 millions de tonnes d'azote par an environ, auxquelles s'ajoutent 2 millions de tonnes dues aux déchets humains.

L'ammoniac se dissout facilement dans l'eau et réagit aux composants acides. Une fois dans l'atmosphère, il est donc absorbé par l'eau et réagit aux acides pour former des sels. Ces sels sont redéposés sur le sol dans les heures ou les jours qui suivent (Galloway *et al.*, 2003) et peuvent avoir à leur tour un impact sur les écosystèmes.

### 3.3.1 Azote émis par les engrais liés à l'alimentation du bétail

L'estimation des pertes de  $\text{NH}_3$  par volatilisation à partir des engrais azotés minéraux utilisés au milieu des années 90 est de l'ordre de 11 millions de tonnes d'azote par an environ. Sur ce total, 0,27 million de tonnes émanaient des prairies fertilisées, 8,7 millions des cultures pluviales et 2,3 millions des cultures de riz en zones humides (FAO/IFA, 2001, estimations des émissions en 1995). Ce phénomène se produit en grande partie dans les pays en développement (8,6 millions de tonnes de N), dont près de la moitié en Chine. La moyenne des pertes d'azote sous forme d'ammoniac dues à l'utilisation d'engrais de synthèse s'élève à plus du double (18 pour cent) de celles des pays développés ou en transition (7 pour cent). Cette différence de taux de pertes s'explique surtout par les températures plus élevées et l'usage dominant de l'urée et du bicarbonate d'ammonium dans le monde en développement.

Dans les pays en développement, on utilise près de 50 pour cent des engrais azotés sous forme d'urée (FAO/IFA, 2001). Certains auteurs (Bouwman *et al.*, 1997) estiment que les pertes de  $\text{NH}_3$  émises par l'urée peuvent atteindre 25 pour cent dans les régions tropicales et 15 pour cent dans les climats tempérés. En outre, les émissions de  $\text{NH}_3$  risquent d'être plus importantes pour les cultures de riz en zones humides que dans les champs des terres sèches. En Chine, 40 à 50 pour cent des engrais azotés sont utilisés sous forme de bicarbonate d'ammonium, qui est extrêmement volatil. Il peut perdre en moyenne 30 pour cent de  $\text{NH}_3$  dans les zones tropicales et 20 pour cent dans les zones tempérées. En revanche, les pertes de  $\text{NH}_3$  à partir de l'injection d'ammoniac anhydre, un procédé largement utilisé aux Etats-Unis d'Amérique, ne sont que de 4 pour cent (Bouwman *et al.*, 1997).

Quelle part des émissions directes dues aux engrais pouvons-nous attribuer au secteur de l'élevage? Comme nous l'avons vu, une grande partie de la production végétale dans le monde

sert à alimenter le bétail et la plupart des terres correspondantes sont fertilisées avec des engrais minéraux. Selon nos estimations de la section 3.2.1, 20 à 25 pour cent des engrais minéraux utilisés (environ 20 millions de tonnes d'azote) sont destinés à la production fourragère pour le secteur de l'élevage. En supposant que les taux de perte faibles que l'on observe dans un pays comme les Etats-Unis d'Amérique, grand utilisateur d'engrais pour la production d'aliments du bétail, sont compensés par des taux de perte élevés en Asie du Sud et de l'Est, on peut affirmer que les engrais minéraux perdent en moyenne 30 pour cent de  $\text{NH}_3$  par volatilisation (FAO/IFA, 2001). Sur cette base, la production animale peut être considérée responsable, à partir des engrais minéraux, de la volatilisation de 3,1 millions de tonnes de  $\text{NH}_3\text{-N}$  (tonnes d'azote sous forme d'ammoniac) par an dans le monde.

Passons maintenant au  $\text{N}_2\text{O}$ . Le niveau des émissions émanant des engrais minéraux azotés dépend du mode et du calendrier de leurs applications. Pour la plupart des régions du monde, on peut estimer les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  en utilisant le modèle FAO/IFA (2001). Les émissions d'oxyde nitreux s'élèvent à  $1,25 \pm 1$  pour cent de l'azote appliqué. Cette estimation constitue une moyenne pour tous les types d'engrais, comme cela a été proposé par Bouwman (1995) et adopté par le GIEC (1997). Les taux d'émissions varient également d'un engrais à l'autre. Les calculs FAO/IFA (2001) ont montré que le taux de perte de  $\text{N}_2\text{O-N}$  des engrais minéraux était de l'ordre de 1 pour cent. Selon la même hypothèse que précédemment, la production animale pourrait être responsable, à l'échelle mondiale, de l'émission de 0,2 million de tonnes de  $\text{N}_2\text{O-N}$  par an, à partir des engrais minéraux.

Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  émanent aussi de la culture des légumineuses fourragères, bien que celles-ci ne reçoivent généralement pas d'engrais azotés puisque le rhizobium présent dans les nodules de leurs racines fixe l'azote que la plante peut utiliser. Des études ont montré que ces cultures affichent des émissions d'un niveau



équivalent à celui des autres cultures fertilisées. Si l'on considère la superficie mondiale cultivée pour le soja et les légumineuses et la part de production qui sert à alimenter le bétail, on obtient un total de 75 millions d'hectares pour 2002 (FAO, 2006b). Cela correspondrait à 0,2 millions de tonnes supplémentaires de  $N_2O-N$  par an. Si l'on ajoutait la luzerne et le trèfle, il est probable que ce chiffre doublerait, bien que ces cultures n'aient fait l'objet d'aucune estimation mondiale. Russelle et Birr (2004) révèlent que, dans les bassins du fleuve Mississippi, le soja et la luzerne absorbent au total quelque 2,9 millions de tonnes d'azote fixé, le taux de fixation de la luzerne étant le double de celui du soja (voir également une étude dans Smil, 1999). Il semble donc probable que la production animale puisse être considérée comme étant à l'origine d'une émission de  $N_2O-N$  totalisant plus de 0,5 million de tonnes par an à partir des cultures de légumineuses, et plus de 0,7 million de tonnes à partir des cultures fourragères.

### 3.3.2 Emissions liées à l'utilisation d'engrais chimiques

Les émissions mentionnées ci-dessus, directement issues des terres agricoles, représentent 10 à 15 pour cent de l'azote réactif ajouté par l'homme (engrais minéral et fixation biologique de l'azote – FBA – causée par la culture). Malheureusement, une très grande part de l'azote restant n'intègre pas les tissus de la plante récoltée et n'est pas stockée dans le sol. Les variations nettes des réserves d'azote fixé sous forme organique dans les sols agricoles de la planète sont très faibles et peuvent être positives ou négatives (plus ou moins 4 millions de tonnes d'azote, voir Smil, 1999). Les sols de certaines régions bénéficient de gains significatifs, tandis que les sols mal gérés d'autres régions souffrent de pertes importantes.

Comme Von Liebig le remarquait déjà en 1840 (cité dans Smil, 2002), l'un des principaux objectifs de l'agriculture est de produire de l'azote digestible, aussi les cultures visent-elles à en

accumuler autant que possible dans le produit récolté. Mais même l'agriculture moderne provoque des pertes considérables – selon les estimations, l'efficacité d'utilisation de l'azote de la production végétale mondiale n'est que de 50 ou 60 pour cent (Smil, 1999; van der Hoek, 1998). Si l'on reprend ces données en prenant en considération le rapport entre la quantité d'azote récolté dans le monde et l'apport annuel d'azote<sup>10</sup>, on constate que l'efficacité est encore moindre, avec un résultat inférieur de 40 pour cent.

Les effluents d'élevage ont une incidence sur ce résultat car, comparés aux engrais minéraux, leur taux de perte est relativement élevé (voir la section suivante). L'engrais minéral est absorbé de façon plus complète, selon son taux d'application et son type. La combinaison la plus efficace qui ait été observée absorbe près de 70 pour cent. En général, le taux d'absorption d'engrais minéral dépasse 50 pour cent pour l'Europe, alors qu'en Asie il est de 30 à 35 pour cent pour la culture du riz (Smil, 1999).

Le reste de l'azote est perdu. La plupart de ces pertes ne sont pas émises directement dans l'atmosphère mais intègre la cascade de l'azote à travers l'eau. Il n'est pas facile d'identifier la part

---

<sup>10</sup>Les cultures, selon la définition de van der Hoek, comprennent les pâturages et les cultures de graminées. En réduisant les apports et les rendements du bilan azoté pour ne refléter que le bilan des terres cultivées (azote du fumier animal, de l'ordre de 20 millions de tonnes selon certaines estimations – FAO/IFA, 2001; Smil, 1999 –, dont il faut soustraire le rendement de l'azote de l'herbe consommée), on aboutit à une efficacité d'assimilation du produit végétal de 38 pour cent. Smil a proposé une définition moins large des taux de récupération de l'azote des cultures mais qui inclut les cultures fourragères. Les cultures fourragères comprennent de nombreuses espèces légumineuses et améliorent donc l'efficacité globale. Leur soustraction du bilan ne semble avoir qu'un effet limité. Toutefois, Smil comprend cette récupération comme correspondant à l'azote présent dans tous les tissus de la plante. Une part importante de l'azote des plantes n'est pas récoltée (d'après ses estimations, les résidus de récolte contiennent 25 millions de tonnes d'azote): une partie disparaît donc par décomposition après la récolte et une autre réintègre le cycle de culture suivant. La soustraction des résidus de récolte du bilan donne une efficacité d'assimilation d'azote récolté de 60/155 millions de tonnes d'azote, soit 38 pour cent.

que perdent les cultures fertilisées. Smil (1999) a tenté de les évaluer à l'échelle planétaire. Il estime qu'au milieu des années 90, quelque 37 millions de tonnes d'azote ont été perdues par les terres cultivées à travers l'infiltration des nitrates (17 millions de tonnes d'azote) et l'érosion des sols (20 millions de tonnes). En outre, une fraction de l'ammoniac émis par l'engrais minéral azoté (11 millions de tonnes d'azote par an) finit par être rejetée dans les eaux superficielles (près de 3 millions de tonnes d'azote par an).

Cet azote se dénitrifie peu à peu dans les réservoirs qui résultent de la cascade de l'azote (Galloway *et al.*, 2003). Il en ressort un enrichissement des écosystèmes aquatiques en azote réactif, qui provoque des émissions non seulement de  $N_2$  mais également d'oxyde nitreux. D'après certains auteurs (Galloway *et al.*, 2004), la totalité des émissions anthropiques de  $N_2O$  émanant des réservoirs aquatiques représente 1,5 million de tonnes d'azote, qui proviennent des quelque 59 millions de tonnes d'azote transporté vers les eaux intérieures et les zones côtières. Si l'on suppose que les pertes sont proportionnelles à la part de fertilisation azotée destinée à la production fourragère (quelque 20-25 pour cent du total mondial, voir la section sur le carbone), on peut estimer que la production fourragère transfère annuellement près de 8 à 10 millions de tonnes d'azote dans les sources aquatiques. Si l'on applique le taux global des émissions aquatiques et anthropiques de  $N_2O$  (1,5/59) aux pertes d'engrais minéral azoté causées par le bétail dans les réservoirs aquatiques, on trouve une évaluation des émissions causées par le bétail et émanant des sources aquatiques d'environ 0,2 million de tonnes d'azote ou de  $N_2O$ .

### 3.3.3 Perte de l'azote dans la chaîne de production animale

L'efficacité d'assimilation de l'azote par les cultures est relativement faible. Cela est en grande partie dû à des facteurs de gestion, tels que l'application de quantités d'engrais souvent

excessives ainsi que son mode et sa fréquence d'application. En optimisant ces paramètres, il est possible d'atteindre un niveau d'efficacité de 70 pour cent. Les 30 pour cent restants peuvent être considérés comme une perte intrinsèque (inévitable).

Le bétail a une efficacité d'assimilation de l'azote encore plus faible. Il existe deux différences essentielles entre l'utilisation de l'azote pour la production animale et l'usage qui en est fait pour les cultures:

- L'efficacité globale d'assimilation est bien plus faible.
- Le gaspillage provoqué par des apports incorrects est généralement inférieur.

Par conséquent, l'efficacité d'assimilation de l'azote inhérente des produits d'origine animale est faible et entraîne des pertes importantes d'azote, quelles que soient les conditions.

L'azote est intégré par les animaux à travers l'alimentation. Les aliments du bétail contiennent 10 à 40 grammes d'azote par kilogramme de matière sèche. Diverses évaluations montrent que le bétail fait preuve de peu d'efficacité pour assimiler l'azote contenu dans les aliments. Selon les estimations de Smil (1999), le bétail, toutes espèces confondues, a émis au milieu des années 90 quelque 75 millions de tonnes d'azote. D'après Van der Hoek (1998), en 1994, l'ensemble des produits d'origine animale de la planète contenait environ 12 millions de tonnes d'azote. Ces chiffres suggèrent une assimilation sous-jacente de seulement 14 pour cent. En considérant uniquement la production d'animaux nourris de cultures fourragères, Smil (2002) a calculé une efficacité moyenne équivalente de 15 pour cent (33 millions de tonnes d'azote contenus dans les aliments, fourrages et résidus produisent 5 millions de tonnes d'aliments du bétail azotés). Selon les estimations du National Research Council (2003), le secteur de l'élevage aux Etats-Unis d'Amérique a également une efficacité d'assimilation de l'azote de 15 pour cent (0,9 sur 5,9 millions de tonnes de N). D'après le

GIEC (1997), la rétention de l'azote dans les produits d'origine animale tels que le lait, la viande, la laine et les œufs, se situe généralement entre 5 et 20 pour cent de l'apport d'azote total. Cette homogénéité apparente des estimations pourrait très bien occulter une diversité des causes, comme l'alimentation animale de mauvaise qualité dans les systèmes de pâturages semi-arides et les régimes alimentaires trop riches en azote dans les systèmes intensifs.

L'efficacité varie considérablement selon les espèces et les produits d'origine animale. Selon les estimations de Van der Hoek (1998), l'efficacité mondiale de l'assimilation de l'azote se situe aux alentours de 20 pour cent pour les porcs et 34 pour cent pour la volaille. Pour les Etats-Unis d'Amérique, les calculs de Smil (2002) ont évalué l'efficacité de conversion des protéines des produits laitiers à 40 pour cent, alors que celle du bœuf est seulement de 5 pour cent. La faible efficacité que l'on observe chez les bovins à travers le monde est partiellement structurelle, car ce sont de grands animaux dont les périodes de gestation sont longues et le taux métabolique basal faible. Mais le cheptel bovin de la planète comprend également une grande population d'animaux de trait élevés pour leur énergie et non pour leurs protéines. Ainsi, il y a 10 ans, les bovins et les chevaux représentaient 25 pour cent de la consommation énergétique de l'agriculture chinoise (Mengjie et Yi, 1996). En outre, dans de nombreuses régions du monde, les animaux au pâturage sont nourris à un niveau de simple subsistance et consomment sans produire beaucoup.

En conséquence, une grande quantité d'azote est rendue à l'environnement à travers les excréments des animaux. Pour autant, l'azote excrété n'est pas totalement gaspillé. Qu'il serve d'engrais ou qu'il soit directement déposé sur les prairies ou les champs cultivés, l'azote réactif réintègre en partie le cycle de la production végétale. Cela s'applique particulièrement aux ruminants, qui fournissent en effet davantage d'azote par leurs déchets qu'ils n'en perdent.

Smil (2002) a également remarqué que «cette inefficacité [de l'assimilation de l'azote par les ruminants] est négligeable en termes de bilan azoté global lorsque les animaux sont nourris à l'herbe, ou exclusivement avec des résidus de cultures ou des aliments transformés (ceux-ci allant de la paille au son et des tourteaux à l'écorce de pamplemousse) que les espèces non ruminantes ne peuvent digérer ou consommer. Une telle alimentation du bétail ne nécessite pas, ou très peu – dans le cas de certains pâturages qui sont fertilisés –, d'apports supplémentaires d'engrais N. Toute communauté qui accorderait une grande importance à la réduction des pertes d'azote au sein des systèmes agroécologiques ne produirait donc que ces deux types de viande de bœuf. En revanche, la production de viande bovine a un impact des plus importants sur l'utilisation mondiale d'azote lorsque les animaux sont exclusivement nourris de concentrés, en général composés d'un mélange de graines de céréales (surtout du maïs) et de soja.»

D'importantes émissions de gaz à effet de serre résultent effectivement des pertes d'azote provenant de déchets animaux qui en contiennent en grande quantité et dont la composition chimique provoque des pertes notables. L'excrétion fécale des ovins et des bovins produit généralement 8 grammes d'azote par kilogramme de matière sèche consommée, quelle que soit la teneur en azote de l'aliment (Barrow et Lambourne, 1962). Le reste de l'azote est excrété dans l'urine et plus la teneur en azote de l'alimentation augmente, plus sa proportion dans l'urine s'accroît. Dans les systèmes de production animale où le bétail absorbe de grandes quantités d'azote, il en excrète plus de la moitié sous forme d'urine.

Les pertes provenant du fumier ont lieu à différentes étapes: pendant le stockage, peu après l'application ou le dépôt direct sur les terres et à des stades ultérieurs.

### 3.3.4 Emissions d'azote issues du stockage des effluents d'élevage

Au cours du stockage des excréments (y compris celles ayant eu lieu précédemment dans les stabulations), l'azote fixé sous forme organique présent dans les matières fécales et l'urine commence à se minéraliser en  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  et sert de support pour les nitrificateurs et les dénitrificateurs (et donc, à la production en fin de chaîne de  $\text{N}_2\text{O}$ ). Pour la plus grande part, ces composants azotés excrétés se minéralisent rapidement. En ce qui concerne l'urine, plus de 70 pour cent de l'azote se trouve généralement sous forme d'urée (GIEC, 1997). L'acide urique est le composant azoté dominant dans les excréments de volaille. L'hydrolyse à la fois de l'urée et de l'acide urique en  $\text{NH}_3/\text{NHA}^+$  est très rapide dans les flaques d'urine.

Si l'on considère les premières émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , seule une faible part de la totalité de l'azote excrété se transforme généralement en  $\text{N}_2\text{O}$  au cours de la manipulation et du stockage des déchets. Comme cela a été dit ci-dessus, la composition des déchets détermine le taux de son potentiel de minéralisation, alors que l'importance des émissions dépend des conditions environnementales. Le  $\text{N}_2\text{O}$  n'est émis que si les déchets sont manipulés en aérobiose, permettant ainsi à l'ammoniac ou à l'azote organique de se transformer en nitrates et nitrites (nitrification). Ils doivent être ensuite manipulés en anaérobiose afin que les nitrates et les nitrites se réduisent en  $\text{N}_2$  après avoir produit le  $\text{N}_2\text{O}$  et l'acide nitrique (NO) (dénitrification). Ces émissions risquent fort de se produire dans les systèmes qui manient des déchets secs et possèdent des conditions aérobies, tout en contenant des parties anaérobies en raison de la saturation. Ainsi, les déchets dans les stabulations sont déposés sur le sol où ils sont oxydés en nitrite et nitrate et sont susceptibles d'être confrontés à des conditions saturées. Il existe un antagonisme entre les risques d'émission de méthane et d'oxyde nitreux pour les différents chemins du stockage de déchets – les tentatives

pour réduire les émissions de méthane risquent fort d'augmenter celles de  $\text{N}_2\text{O}$ .

La quantité de  $\text{N}_2\text{O}$  libéré lors du stockage et du traitement des déchets animaux dépend du système et de la durée de la gestion des excréments ainsi que de la température. Malheureusement, nous ne disposons pas de données suffisantes pour établir une relation entre le degré d'aération et les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  qui émanent du lisier lors du stockage et du traitement. En outre, les pertes ont fait l'objet d'un grand nombre d'estimations. Lorsqu'elles sont exprimées en  $\text{N}_2\text{O-N/kg}$  d'azote présent dans les déchets (c'est-à-dire la proportion d'azote dans les déchets émise dans l'atmosphère sous forme d'oxyde nitreux), les pertes lors du stockage sont comprises entre moins de 0,0001 kg de  $\text{N}_2\text{O-N/kg}$  d'azote pour les lisiers et plus de 0,15 kg de  $\text{N}_2\text{O-N/kg}$  d'azote pour les déchets des porcs élevés dans des stabulations à litière accumulée. Toute estimation des émissions mondiales provenant des effluents d'élevage doit prendre en considération ces incertitudes. Un jugement expert, basé sur la gestion actuelle des effluents dans les différents systèmes et les facteurs d'émissions par défaut du GIEC (encadré 3.3)<sup>11</sup>, affirme que les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  émanant des effluents d'élevage stockés produisent l'équivalent de 0,7 million de tonnes d'azote par an.

Si nous examinons l'ammoniac, la dégradation rapide de l'urée et de l'acide urique en ammonium provoque de très fortes pertes d'azote par volatilisation lors du stockage et du traitement des effluents. Alors que les émissions effectives sont régies par de nombreux facteurs, en particulier les systèmes de gestion du fumier et la

---

<sup>11</sup>Voir également l'Annexe 3.3. Les experts de l'élevage au niveau régional ont fourni des informations sur l'importance relative des différents types de gestion des déchets pour chacun des systèmes de la région au moyen d'un questionnaire. C'est sur cette base que les experts en gestion des déchets et émissions de gaz du Réseau de recyclage des résidus agricoles, urbains et industriels dans le secteur agricole (RAMIRAN; disponible sur [www.ramiran.net](http://www.ramiran.net)) ont pu établir une estimation des émissions spécifiques selon les régions et les systèmes.

température, la plus grande partie de l'azote  $\text{NH}_3$  se volatilise au cours du stockage (en général environ un tiers de l'azote préalablement éliminé par les animaux), avant d'être épandu ou jeté. Selon Smil (1999) (Galloway *et al.*, 2003, ont utilisé le document de Smil pour leurs estimations), au milieu des années 90 dans le monde entier, près de 10 millions de tonnes d'azote  $\text{NH}_3$  ont été perdues dans l'atmosphère à partir d'opérations liées à l'alimentation du bétail en espace confiné. Pourtant, seule une partie du fumier collecté provient de systèmes industriels.

Si l'on considère le cheptel des systèmes industriels (Chapitre 2) et l'estimation des effluents produits par ce dernier (GIEC, 1997), on peut considérer qu'actuellement les déchets animaux contiennent 10 millions de tonnes d'azote et que le fumier stocké émet 2 millions de tonnes d'azote  $\text{NH}_3$ .

Les pertes par volatilisation lors de la gestion des déchets animaux sont donc proches de celles qui résultent de l'utilisation actuelle d'engrais azotés synthétiques. D'une part, cette perte d'azote réduit les émissions du fumier une fois qu'il est épandu sur les champs, d'autre part, il provoque ensuite des émissions d'oxyde nitreux lors de la cascade de l'azote.

### 3.3.5 Emissions d'azote provenant des effluents d'élevage épandus ou déposés

Les excréments directement déposés sur les terres (répandues mécaniquement ou par le bétail) perdent une quantité d'azote élevée qui entraîne une volatilisation importante d'ammoniac. Il est difficile de quantifier les émissions d'azote qui émanent du fumier épandu car elles dépendent de la qualité des fourrages consommés par les ruminants de même que des conditions environnementales, ces deux facteurs étant fort variables. Selon les estimations FAO/IFA (2001), la volatilisation du  $\text{NH}_3$  à partir du fumier animal, après application, entraîne une perte nette d'azote de 23 pour cent à travers le monde. Smil (1999) estime que cette perte est d'au moins 15 à 20 pour cent.

Le GIEC propose 20 pour cent comme moyenne de perte habituelle d'azote due à la volatilisation de l'ammoniac. Si l'on considère la perte importante qui a lieu lors du stockage (voir section précédente), la totalité de la volatilisation d'ammoniac après excrétion peut être estimée à environ 40 pour cent. Il semble raisonnable de considérer ce taux pour le fumier appliqué directement (un maximum de 60 voire de 70 pour cent a été enregistré), en supposant que la proportion inférieure d'urine dans les systèmes traditionnels des zones tropicales est compensée par la température plus élevée. Nous pensons qu'au milieu des années 90, les animaux des systèmes plus intensifs ont déposé directement sur les terres près de 30 millions de tonnes de N, et que 12 millions de tonnes d'azote ont ensuite été perdues par volatilisation du  $\text{NH}_3$ <sup>12</sup>.

Il faut ajouter à cela, selon la FAO/IFA (2001), la perte d'azote après épandage des effluents d'élevage par l'homme (fumier auparavant stocké avant d'être appliqué), qui s'élève à environ 8 millions de tonnes, ce qui aboutit à une perte totale d'azote par volatilisation de l'ammoniac d'environ 20 millions de tonnes.

Ces chiffres ont augmenté au cours de ces 10 dernières années. Même en suivant l'estimation prudente du GIEC de 20 pour cent, et sans compter le fumier utilisé comme combustible, on obtient une estimation de perte par volatilisation du  $\text{NH}_3$  après application/dépôt du fumier de quelque 25 millions de tonnes d'azote en 2004.

Passons maintenant au  $\text{N}_2\text{O}$ . Les émissions du sol qui émanent du surplus d'apport externe d'azote (et dont on a soustrait la volatilisation de l'ammoniac) dépendent de nombreux facteurs, dont les principaux sont les espaces remplis

<sup>12</sup>Nous avons estimé que, sur un total de 75 millions de tonnes d'azote excrétées par le bétail, 33 millions de tonnes ont été appliquées sur les prairies intensives, sur les cultures de montagne et sur le riz des zones humides (FAO/IFA, 2001), et que, par ailleurs, 10 millions de tonnes d'ammoniac ont été perdues pendant le stockage. L'utilisation des effluents d'élevage comme combustible a été ignorée.

d'eau dans le sol, la disponibilité du carbone organique, le pH, la température du sol, le taux d'absorption des plantes et cultures et la pluviométrie (Mosier *et al.*, 2004). Toutefois, en raison de la complexité des interactions et de la forte incertitude quant au flux de  $N_2O$  qui en résulte, les directives révisées du GIEC ne s'appuient que sur les apports d'azote et ne tiennent pas compte des caractéristiques des sols. En dépit de cette incertitude, les gaz qui se dégagent du sol à cause du fumier représentent manifestement la principale source de  $N_2O$  liée à l'élevage. Les émissions que dégagent les animaux au pâturage (déchets non gérés, émission directe) et le fumier qui sert d'engrais sur les terres cultivées sont d'un niveau comparable. Les émissions de  $N_2O$  dues au pacage sont de l'ordre de 0,002-0,098 kg de  $N_2O-N/kg$  d'azote excrété alors que le facteur d'émission par défaut pour l'utilisation d'engrais est fixé à 0,0125 kg de  $N_2O-N/kg$  d'azote. La quasi-totalité des données concerne les zones tempérées et les prairies intensives. Ici, la teneur en azote des déjections et surtout de l'urine est supérieure à celles des prairies gérées de façon moins intensive dans les régions tropicales et subtropicales. On ne sait dans quelle mesure cela compense les émissions accrues des écosystèmes tropicaux, plus limités en phosphore.

Les émissions qui émanent du fumier épandu doivent être calculées séparément de celles provenant des déchets excrétés par les animaux. D'après les estimations de l'étude menée par la FAO/IFA (2001), le taux de perte de  $N_2O$  à partir du fumier appliqué est de 0,6 pour cent<sup>13</sup>, c'est-à-dire inférieur à la plupart des engrais azotés minéraux, ce qui s'est traduit au milieu des années 90 par une perte de  $N_2O$ , à partir du sol recouvert par du fumier animal, de 0,2 million de tonnes d'azote. Si l'on employait la méthodologie

du GIEC, ce résultat s'élèverait à 0,3 million de tonnes d'azote.

En ce qui concerne les déchets animaux excrétés sur les pâturages, on estime qu'au milieu des années 90, les terres des systèmes les plus extensifs ont reçu approximativement un total de 30 millions de tonnes d'azote. Si l'on applique le «facteur raisonnable d'émission moyenne globale» (0,02 kg  $N_2O-N/kg$  d'azote excrété) à ce total, on obtient une perte du fumier au sol de 0,6 million de tonnes d'azote, ce qui donne un total d'émission d'environ 0,9 million de tonnes d'azote pour cette période.

En appliquant la méthodologie du GIEC aux estimations actuelles des systèmes de production animale ainsi qu'au cheptel, on obtient une perte de  $N_2O$  à partir du fumier au sol de 1,7 million de tonnes d'azote par an. Sur ce total, 0,6 million de tonnes proviennent des systèmes de pâturages, 1,0 million de tonnes des systèmes mixtes et 0,1 million de tonnes des systèmes de production industrielle (voir encadré 3.3).

### 3.3.6 Emissions dues aux pertes d'azote du fumier après épandage ou dépôt direct.

Au milieu des années 90, le fumier animal de la planète disposait encore chaque année, après avoir perdu une partie de son azote lors de son stockage et une fois épandu et déposé directement, de quelque 25 millions de tonnes d'azote prêtes à être absorbées par les plantes sur les terres cultivées et les pâturages intensifs. L'assimilation dépend de la couverture du sol: les mélanges légumineuses/graminées peuvent absorber de grandes quantités d'azote ajouté, alors que les pertes des cultures en lignes<sup>14</sup> sont généralement élevées et que celles des sols nus ou labourés sont encore supérieures.

Si l'on considère comme négligeables les quantités d'azote perdues dans les prairies par l'infiltration et l'érosion et si l'on applique le

---

<sup>13</sup> Exprimé en tant que part de la quantité appliquée au départ, sans déduire l'ammoniac volatilisé sur place, ce qui peut expliquer pourquoi la valeur par défaut donnée par le GIEC est plus élevée.

---

<sup>14</sup> Cultures agricoles telles que le maïs et le soja, qui sont cultivés en lignes.

### Encadré 3.3 Évaluation des émissions d'oxyde nitreux dérivant des effluents d'élevage, par système de production, espèce et région

Les chiffres mondiaux que nous avons mentionnés reflètent l'importance des émissions d'oxyde nitreux issues de la production animale. Toutefois, afin d'établir des priorités et de faire face au problème, il nous faut comprendre de façon plus détaillée l'origine de ces émissions et donc examiner la contribution des différents systèmes de production, espèces et régions du monde.

S'appuyant sur les données actuelles relatives à l'élevage, notre évaluation, détaillée ci-dessous, nous a permis d'obtenir une estimation bien meilleure que tous les documents récemment publiés, dont les sources datent du milieu des années 90. Le secteur de l'élevage a sensiblement évolué au cours des 10 dernières années. D'après nos estimations, un total mondial de 125 millions

d'azote est excrété chaque année, alors que des publications récentes (Galloway *et al.*, 2003) font encore état de 75 millions de tonnes par an à partir des données du milieu des années 90.

Pour estimer les quantités de N<sub>2</sub>O émises par les effluents d'élevage, nous avons combiné les données actuelles en matière de production animale et de population (Groenewold, 2005) avec la méthodologie du GIEC (GIEC, 1997).

Pour calculer des émissions de N<sub>2</sub>O dérivant de la gestion des effluents, il faut connaître:

- l'azote (N) excrété par type d'élevage;
- la proportion de fumier manipulée dans chacun des différents systèmes de gestion des effluents;
- un facteur d'émission (par kg d'azote excrété) pour chacun de ces systèmes.

Tableau 3.11

#### Estimation de la quantité totale de N<sub>2</sub>O émise par les déjections animales en 2004

Région/pays	Emissions de N <sub>2</sub> O dues à la gestion des effluents d'élevage, après épandage/dépôt sur le sol et émissions directes.						Total
	Bovins laitiers	Autres bovins	Buffles	Ovins et caprins	Porcins	Volaille	
	<i>(.....millions de tonnes par an.....)</i>						
Afrique subsaharienne	0,06	0,21	0,00	0,13	0,01	0,02	<b>0,43</b>
Asie, sans la Chine et l'Inde	0,02	0,14	0,06	0,05	0,03	0,05	<b>0,36</b>
Inde	0,03	0,15	0,06	0,05	0,01	0,01	<b>0,32</b>
Chine	0,01	0,14	0,03	0,10	0,19	0,10	<b>0,58</b>
Amérique centrale et du Sud	0,08	0,41	0,00	0,04	0,04	0,05	<b>0,61</b>
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,02	0,03	0,00	0,09	0,00	0,03	<b>0,17</b>
Amérique du Nord	0,03	0,20	0,00	0,00	0,04	0,04	<b>0,30</b>
Europe de l'Ouest	0,06	0,14	0,00	0,07	0,07	0,03	<b>0,36</b>
Océanie et Japon	0,02	0,08	0,00	0,09	0,01	0,01	<b>0,21</b>
Europe de l'Est et CEI	0,08	0,10	0,00	0,03	0,04	0,02	<b>0,28</b>
Autre pays développés	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	<b>0,06</b>
<b>Total</b>	<b>0,41</b>	<b>1,64</b>	<b>0,17</b>	<b>0,68</b>	<b>0,44</b>	<b>0,36</b>	<b>3,69</b>
<b>Système de production animale</b>							
Pâturage	0,11	0,54	0,00	0,25	0,00	0,00	<b>0,90</b>
Mixte	0,30	1,02	0,17	0,43	0,33	0,27	<b>2,52</b>
Industriel	0,00	0,08	0,00	0,00	0,11	0,09	<b>0,27</b>

Source: calculs personnels.

### Encadré 3.3 (suite)

Les résultats sont additionnés pour chaque espèce de bétail au sein d'une région du monde / système de production (voir Chapitre 2), puis multipliés par l'azote excrété par ce type de bétail et l'on obtient un facteur d'émission de  $N_2O$  par tête.

Les émissions directes qui résultent de l'épandage (ou des dépôts lors de la pâture) des effluents d'élevage sur les sols ont été calculées en utilisant le facteur d'émission par défaut pour l'azote appliqué sur les terres (0,0125 kg  $N_2O-N/kg$  d'azote). Pour estimer la quantité d'azote appliqué, on a soustrait de l'azote présent dans les excréments par type de bétail la part de perte estimée, sous forme d'ammoniac et d'oxyde nitreux, dans les stabulations et lors de l'entreposage, la part déposée directement par le bétail et la part utilisée comme combustible.

Les résultats de ces calculs (tableau 3.11) révèlent que de toutes les émissions de  $N_2O$  dont

l'élevage est responsable, celles qui proviennent des effluents d'élevage sont les plus élevées. Que ce soit dans les systèmes extensifs ou intensifs, la part la plus importante des émissions issues des effluents est celle qui résulte de leur épandage sur le sol. A ce niveau, ce sont les émissions qui résultent de la gestion de ces effluents qui sont les plus importantes. Les caractéristiques des différents systèmes de production n'ont que peu d'influence. La forte prédominance des émissions de  $N_2O$  émanant des systèmes de production mixte est liée de façon plutôt linéaire au nombre d'animaux correspondants. Les grands ruminants sont responsables d'environ la moitié du volume total des émissions de fumier.

La carte 33 (Annexe 1) représente la répartition, parmi les régions du monde, des émissions de  $N_2O$  des différents systèmes de production.

taux de 40 pour cent d'efficacité d'utilisation au reste de l'azote du fumier animal épandu sur les cultures<sup>15</sup>, il ne nous reste alors, au milieu des années 90, que 9 ou 10 millions de tonnes d'azote qui sont en grande partie intégrées dans la cascade de l'azote en passant dans l'eau. L'application du taux de perte de  $N_2O$  aux émissions successives (section 3.3.2) nous montre, par le même biais, une émission additionnelle de près de 0,2 million de tonnes de  $N-N_2O$ . Il est fort possible qu'au milieu des années 90, des émissions de cette ampleur aient été provoquées par une fraction du  $NH_3$  dégagé du fumier qui s'est ensuite redéposé et a atteint les réservoirs aquatiques<sup>16</sup>. Les émissions dues à la perte

d'azote auraient donc été dans l'ensemble, pour cette période, de l'ordre de 0,3 à 0,4 millions de tonnes de  $N-N_2O$  par an.

Nous avons mis ces chiffres à jour pour les estimations actuelles des systèmes de production animale, en utilisant la méthodologie du GIEC relative aux émissions indirectes. La totalité des émissions indirectes de  $N_2O$  qui émanent actuellement des effluents d'élevage après la volatilisation et le l'infiltration s'élèverait donc à environ 1,3 million de tonnes d'azote par an. Cette approche est entourée de grandes incertitudes et pourrait engendrer une surestimation car elle tient compte du fumier déposé lors du pacage. La majorité des émissions de  $N_2O$ , soit

<sup>15</sup> Données FAO/IFA (2001) relatives à l'épandage de fumier animal sur les terres cultivées, dont il faut soustraire les estimations (FAO/IFA) de volatilisation et d'émission d'azote.

<sup>16</sup> Cette estimation s'obtient en appliquant un même taux de perte de  $N_2O$  lors des émissions successives aux quelque

6 millions de tonnes d'azote qui atteignent les réservoirs aquatiques et qui proviennent de la quantité totale de 22 millions de tonnes d'azote de fumier qui, au milieu des années 90, s'est volatilisé sous forme de  $NH_3$  (d'après les publications).



près de 0,9 million de tonnes d'azote, proviendrait tout de même des systèmes mixtes.

### 3.4 Récapitulatif de l'impact de l'élevage

On estime que, globalement, les activités liées à l'élevage contribuent pour 18 pour cent aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre provenant des cinq principaux secteurs responsables de ces émissions, à savoir l'énergie, l'industrie, les déchets, l'agriculture et l'ensemble constitué par l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie (ensemble désigné en anglais par le sigle LULUCF).

Si l'on ne considère que les deux derniers secteurs, la part de l'élevage atteint 50 pour cent. Pour l'agriculture seule, l'élevage est responsable de près de 80 pour cent des émissions. Le tableau 3.12 résume l'impact global de l'élevage sur le changement climatique en fonction des principaux gaz, des sources et du type de système de production.

Nous récapitulerons ici l'impact des trois principaux gaz à effet de serre.

#### Dioxyde de carbone

*L'élevage est à l'origine de 9 pour cent des émissions anthropiques mondiales*

Si l'on tient compte de la déforestation pour la conversion en pâturages et en cultures fourragères et de la dégradation des parcours, les émissions liées à l'élevage constituent une part importante du total mondial (environ 9 pour cent). Or, d'après les nombreuses hypothèses que nous avons exposées dans les sections précédentes, ces volumes sont très aléatoires. Il est particulièrement difficile de quantifier les émissions émanant du secteur LULUCF, et les valeurs signalées à la CCNUCC sont reconnues comme étant peu fiables. Ce secteur est donc souvent exclu des inventaires des émissions, bien que l'on pense que sa contribution soit importante.

Quoique modestement en comparaison du LULUCF, la chaîne alimentaire du secteur de l'élevage consomme de plus en plus de carburants fossiles, et les émissions de dioxyde de carbone liées à la production animale sont appelées à s'accroître. A mesure que l'élevage de ruminants (basé sur les ressources de fourrage traditionnelles) évolue vers la production intensive de monogastriques (basée sur le transport à longue distance des aliments), l'énergie solaire utilisée par la photosynthèse est délaissée au profit des carburants fossiles.

#### Méthane

*L'élevage est à l'origine de 35 à 40 pour cent des émissions anthropiques mondiales*

L'élevage est reconnu depuis longtemps comme l'un des principaux émetteurs de méthane. La fermentation entérique et les effluents sont responsables à eux seuls d'environ 80 pour cent des émissions agricoles de méthane et de près de 35 à 40 pour cent de la totalité des émissions anthropiques de méthane.

Etant donné le déclin, en termes relatifs, de l'élevage des ruminants et la tendance globale vers une intensification de leur production, il est peu probable que la fermentation entérique gagne davantage en importance. Néanmoins, même si elles sont plus faibles en termes absolus, les émissions de méthane qui se dégagent des effluents d'élevage sont considérables et augmentent rapidement.

#### Oxyde nitreux

*L'élevage est à l'origine de 65 pour cent des émissions anthropiques mondiales*

Les activités liées à l'élevage contribuent largement aux émissions d'oxyde nitreux, le plus puissant des trois principaux gaz à effet de serre. Elles comptent pour près des deux tiers des émissions anthropiques de N<sub>2</sub>O et pour 75 à 80 pour cent des émissions agricoles. D'après les tendances actuelles, ce niveau augmentera considérablement au cours des prochaines décennies.

Tableau 3.12

Rôle de l'élevage dans les émissions de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde nitreux

Gaz	Source	Surtout liées aux systèmes extensifs (10 <sup>9</sup> tonnes d'éq. CO <sub>2</sub> )	Surtout liées aux systèmes intensifs (10 <sup>9</sup> tonnes d'éq. CO <sub>2</sub> )	Contribution aux émissions de GES liées à l'alimentation animale (pourcentage)
<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>Volume total d'émissions anthropiques de CO<sub>2</sub></b>	<b>24 (~31)</b>		
	<b>Volume total lié aux activités de l'élevage</b>	<b>~0,16 (~2,7)</b>		
	production d'engrais azoté		0,04	0,6
	carburants fossiles sur l'exploitation, aliments du bétail		-0,06	0,8
	carburants fossiles sur l'exploitation, en rapport avec l'élevage		-0,03	0,4
	déforestation	(~1,7)	(~0,7)	34
	sols cultivés, labour		(~0,02)	0,3
	sols cultivés, chaulage		(~0,01)	0,1
	désertification des pâturages	(~0,1)		1,4
	transformation		0,01 – 0,05	0,4
	transport		~0,001	
<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>Volume total d'émissions anthropiques de CH<sub>4</sub></b>	<b>5,9</b>		
	<b>Volume total lié aux activités de l'élevage</b>	<b>2,2</b>		
	fermentation entérique	1,6	0,20	25
gestion des effluents d'élevage	0,17	0,20	5,2	
<b>N<sub>2</sub>O</b>	<b>Volume total d'émissions anthropiques de N<sub>2</sub>O</b>	<b>3,4</b>		
	<b>Volume total lié aux activités de l'élevage</b>	<b>2,2</b>		
	application d'engrais azoté		~0,1	1,4
	émissions indirectes des engrais		~0,1	1,4
	cultures de légumineuses fourragères		~0,2	2,8
	gestion des effluents d'élevage	0,24	0,09	4,6
	épandage/dépôt des effluents	0,67	0,17	12
émission indirecte d'effluents	~0,48	~0,14	8,7	
<b>Total général des émissions anthropiques</b>		<b>33 (~40)</b>		
<b>Volume total des émissions liées aux activités de l'élevage</b>		<b>~4,6 (~7,1)</b>		
<b>Rapport total entre les émissions issues des systèmes intensifs et extensifs</b>		<b>3,2 (~5,0)</b>	<b>1,4 (~2,1)</b>	
Pourcentage du volume total d'émissions anthropiques		10 (~13%)	4 (~5%)	

Note: Toutes les valeurs sont exprimées en milliards de tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub>; les valeurs entre parenthèses représentent ou font partie des émissions liées à l'utilisation des terres, au changement de leur affectation ou à la foresterie; les estimations relativement peu précises sont précédées d'un tilde.

Source des sommes mondiales: CAIT, WRI, consultés en 02/06. De tous les gaz à effet de serre, seules les émissions de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O ont été considérés.

Les émissions dues à l'élevage sont analysées dans ce chapitre en les attribuant, d'où qu'elles proviennent, aux composantes de tous les systèmes de production (depuis l'extensif jusqu'à l'intensif/industriel).

### Ammoniac

*L'élevage est à l'origine de 64 pour cent des émissions anthropiques mondiales*

Selon de récentes estimations, l'homme est responsable de l'émission atmosphérique de près de 47 millions de tonnes d'azote sous forme d'ammoniac (Galloway *et al.*, 2004). Quelque 94 pour cent de ces émissions proviennent du secteur agricole. L'élevage contribue environ pour 68 pour cent de la part agricole, la cause principale en étant le fumier épandu ou déposé.

La pollution de l'air et de l'environnement qui en résulte (surtout l'eutrophisation et les odeurs) est un problème de dimension locale et régionale plus que mondiale. En effet, des niveaux semblables de dépôt d'azote peuvent avoir des conséquences environnementales tout à fait différentes selon les types d'écosystèmes. Le schéma de la répartition des niveaux de dépôts atmosphériques d'azote (figure 3.3) indique plus clairement l'impact environnemental que les chiffres mondiaux. Il fait apparaître une très nette corrélation avec les zones de production animale intensive (comparer avec la carte 13).

Les chiffres présentés sont des estimations mondiales relatives aux émissions globales des gaz à effet de serre. Toutefois, ils ne reflètent pas entièrement l'impact de l'élevage sur le changement climatique. Pour pouvoir prendre les décisions nécessaires, il est indispensable de comprendre le niveau et la nature des émissions dans un contexte local. Au Brésil, par exemple, les émissions de dioxyde de carbone dues au changement d'affectation des terres (conversion des forêts et perte de la matière organique des sols) seraient bien plus élevées que celles émanant du secteur de l'énergie. Parallèlement, la fermentation entérique est la source dominante d'émissions de méthane en raison du nombre considérable de bovins à viande. C'est pour cette même raison qu'au Brésil, les pâturages, auxquels s'ajoute la contribution du fumier, constituent la plus importante source d'émission d'oxyde nitreux. Si l'on tient compte du rôle qu'il

joue dans le changement d'affectation des terres, on peut estimer que, dans ce pays immense, le secteur de l'élevage contribue pour 60 pour cent aux émissions de gaz à effet de serre, ce qui est bien plus élevé que le niveau mondial de 18 pour cent (tableau 3.12).

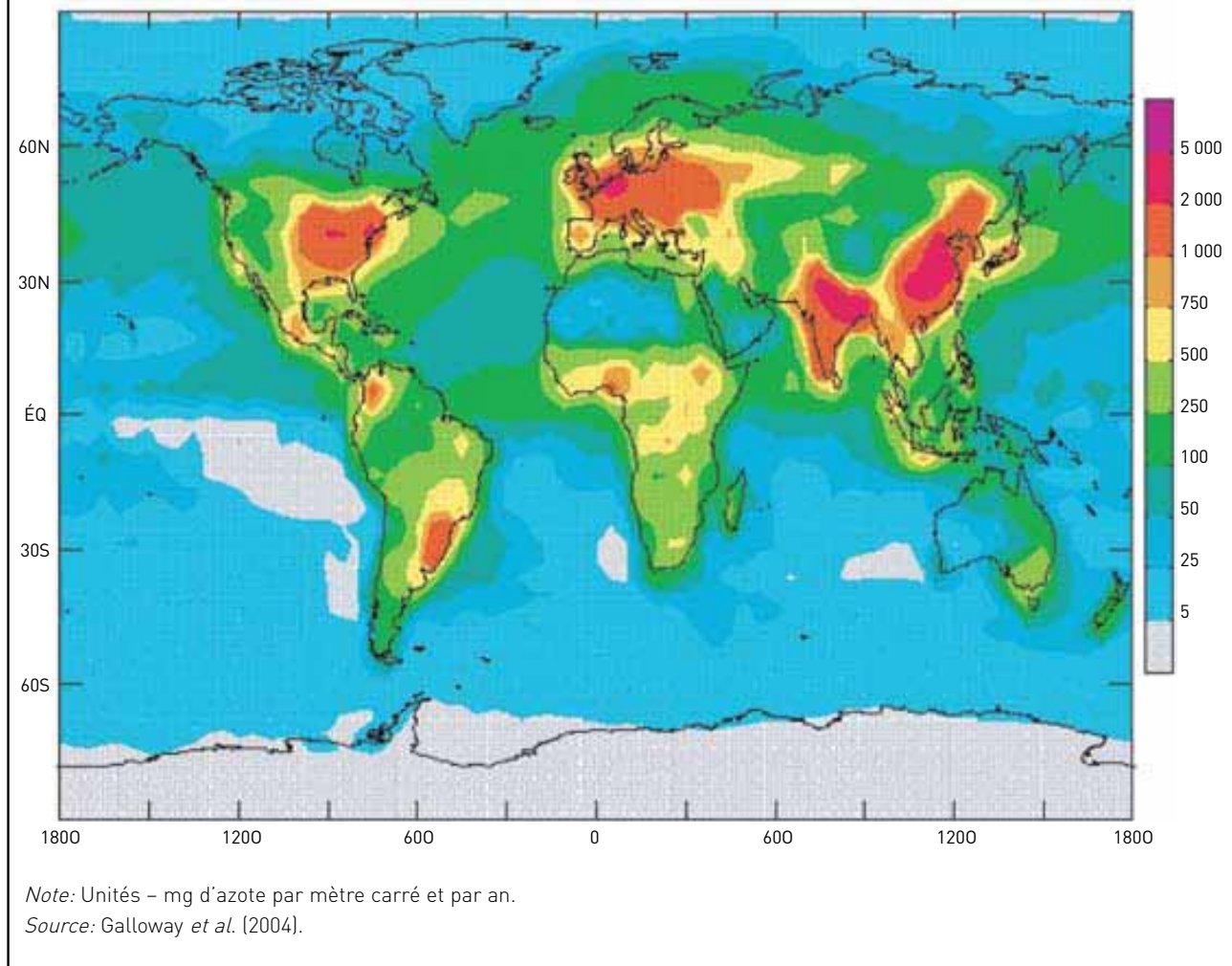
### 3.5 Options d'atténuation

Autant il est vrai que le rôle de l'élevage dans le changement climatique et la pollution de l'air est important et multiple, autant il existe de nombreux moyens, variés et efficaces, pour le limiter. Beaucoup de mesures peuvent être prises mais un véritable engagement de la part des pouvoirs politiques sera nécessaire pour créer une nouvelle dynamique. La plupart de ces options ont un coût – une simple prise de conscience ne suffira pas à motiver les producteurs. Par ailleurs, les principales émissions proviennent des systèmes plus extensifs au sein desquels les éleveurs pauvres tentent d'assurer leur existence en puisant sur des ressources en diminution, et manquent de capitaux pour investir dans le changement. Ce changement est une question de priorité et de vision, qui implique des dépenses à court terme (pour la compensation et la création de solutions alternatives) alors que les bénéfices sont à long terme.

Nous examinerons les aspects politiques dans le Chapitre 6. Nous explorons pour l'instant les principales options techniques, notamment les solutions aptes à réduire de façon importante les principales émissions actuelles ainsi que celles qui permettront la création ou le développement de puits importants.

Le changement climatique de la planète est étroitement lié aux émissions de dioxyde de carbone, qui représentent plus ou moins les trois quarts de la totalité des émissions anthropiques. Du fait que près des trois quarts des émissions anthropiques de CO<sub>2</sub> émanent du secteur de l'énergie, peu d'importance a été accordée à la réduction des autres gaz provenant d'autres secteurs. Cette attitude est injustifiée lorsque l'on se situe dans une perspective de dévelop-

Figure 3.3 Configuration spatiale du dépôt total d'azote inorganique au début des années 90



pement global. Si les pays en développement sont responsables de seulement 36 pour cent des émissions de CO<sub>2</sub>, ils produisent, par contre, plus de la moitié du N<sub>2</sub>O et près des deux tiers du CH<sub>4</sub>. Il est donc surprenant de constater que dans un vaste pays comme le Brésil, la plupart des efforts de réduction se concentrent surtout sur le secteur de l'énergie.

### 3.5.1 Séquestrer le carbone et réduire les émissions de CO<sub>2</sub>

La chaîne alimentaire provoque beaucoup moins d'émissions de carbone que le changement d'affectation des terres et leur dégradation. C'est donc sur ces deux facteurs que l'approche environnementale en matière de CO<sub>2</sub> doit se

concentrer. Le secteur de l'élevage est doté d'un remarquable potentiel de piégeage du carbone, notamment grâce aux pâturages améliorés.

#### Freiner la déforestation grâce à l'intensification agricole

Lorsqu'il s'agit de changer l'affectation des terres, le défi consiste à ralentir la déforestation pour finalement l'interrompre et l'inverser. Il est urgent que ce processus – que l'on est encore loin de contrôler – soit planifié de manière délibérée, sur la base de compromis entre les bénéfices et les coûts à différentes échelles spatiales et temporelles. Il a été montré que la déforestation de l'Amazonie liée à l'expansion de l'agriculture pour l'élevage contribue largement

aux émissions anthropiques de dioxyde de carbone dans le monde. Il serait possible de limiter l'augmentation prévue de ces émissions en mettant en oeuvre des stratégies de développement qui contrôlent l'expansion de la mise en culture des terres et offrent des solutions de substitution (Carvalho *et al.*, 2004).

La création de mesures qui favorisent la préservation des forêts et freinent la déforestation en Amazonie et dans les autres zones tropicales peut offrir une occasion exceptionnelle de ralentir le changement climatique à des coûts relativement faibles, tout en bénéficiant d'avantages annexes (voir le Chapitre 6 sur les politiques). Tout programme visant à garder des terres en réserve dans le but de piéger le carbone doit être fait sans pour autant menacer la sécurité alimentaire de la région. Certains auteurs (Vlek *et al.*, 2004) considèrent que le seul moyen d'avoir davantage de terres destinées à piéger le carbone serait d'intensifier la production agricole sur une partie des terres de meilleure qualité, par exemple en augmentant les apports d'engrais. Ils montrent que l'augmentation d'émissions de dioxyde de carbone qui en résulterait serait largement compensée par le gain de carbone organique piégé et par le volume des émissions liées à la déforestation qui seraient évitées. Cela dit, l'intensification peut se faire autrement que par l'apport accru d'engrais. On peut augmenter le rendement en cultivant des variétés mieux adaptées et par une meilleure gestion des terres et de l'eau. Bien qu'il soit objectivement attirant, le modèle du «piégeage à travers l'intensification» pourrait ne pas se révéler performant dans tous les contextes sociopolitiques, d'autant plus que son cadre réglementaire et son application sont soumis à des conditions strictes. Là où la déforestation a lieu et là où c'est accepté, il faudrait veiller à transformer au plus vite la zone en surface agricole durable, par exemple en appliquant des pratiques telles que les systèmes sylvopastoraux (voir encadré 6.2, Chapitre 6) et l'agriculture de conservation, pour éviter ainsi des dégâts irréversibles.

### Régénérer le carbone organique des sols cultivés

Les quantités de dioxyde de carbone émises par les terres arables sont trop faibles pour permettre une atténuation significative. Les sols cultivés possèdent par contre, un énorme potentiel de séquestration nette du carbone. Les sols agricoles dégradés de la planète, par exemple, sont capables d'absorber 50 à 66 pour cent du carbone perdu jusqu'à présent, - et qui est de l'ordre de 42 à 78 gigatonnes (Lal, 2004a). Par ailleurs, le piégeage du carbone permet de renforcer la sécurité alimentaire et de compenser les émissions dues aux carburants fossiles.

En matière de carbone, la dynamique des sols se caractérise par l'équilibre dynamique des entrées (photosynthèse) et des sorties (oxydation). Dans les pratiques culturales traditionnelles, la conversion des systèmes naturels en cultures entraîne des pertes de carbone organique du sol (COS) de l'ordre de 20 à 50 pour cent des stocks qui, avant la mise en culture sont présents dans la couche superficielle jusqu'à une profondeur de un mètre (Paustian *et al.*, 1997; Lal et Bruce, 1999).

La modification des conditions environnementales et de la gestion des terres peut provoquer un changement d'équilibre que l'on peut considérer comme stable, sans intervention. Il existe désormais de nouvelles pratiques reconnues qui peuvent améliorer la qualité du sol et en accroître la teneur en carbone organique. On connaît mal tout le potentiel de séquestration terrestre du carbone car on ne dispose pas de données suffisantes sur les dynamiques du COS à tous les échelons, notamment aux niveaux des molécules, des paysages, des régions et de la planète (Metting *et al.*, 1999). D'après le GIEC (2000b), l'amélioration des pratiques permet d'augmenter la teneur en carbone du sol à un taux annuel d'environ 0,3 tonnes par hectare. Si ces pratiques étaient adoptées sur 60 pour cent des terres arables disponibles à travers le monde, elles permettraient de capturer près de 270 millions de tonnes de carbone par an au

cours des prochaines décennies (Lal, 1997). Rien ne prouve cependant que ce taux soit durable: les recherches révèlent en effet une augmentation relativement rapide de la séquestration du carbone sur une période d'environ 25 ans, et une stabilisation progressive par la suite (Lal *et al.*, 1998).

Les pratiques non conventionnelles peuvent être regroupées selon trois catégories: l'intensification agricole, le labour de conservation et la réduction de l'érosion. Parmi les pratiques d'intensification, on peut citer l'usage de variétés améliorées, l'irrigation, l'apport d'engrais organiques et inorganiques, la gestion de l'acidité des sols, le contrôle intégré des organismes nuisibles, les associations de cultures et la rotation des cultures avec un recours à l'engrais vert et aux cultures de couverture. L'augmentation du rendement des cultures entraîne une accumulation accrue du carbone dans leurs biomasses ou encore une modification de l'indice de récolte. L'accroissement de résidus de récolte qui accompagne parfois l'augmentation des rendements favorise le renforcement de la teneur en carbone du sol (Paustian *et al.*, 1997).

Le GIEC (2000b) a fourni une indication du «taux de gain de carbone» auquel certaines pratiques peuvent aboutir.

Le labour de conservation consiste en un type de travail du sol et un mode de plantation qui permettent à 30 pour cent au moins des résidus de récolte de demeurer sur la surface du sol après l'ensemencement. Cette pratique nécessite généralement moins d'intervention mécanique pendant la saison culturale. Elle peut comporter des formes de travail du sol plus spécifiques, comme les systèmes de semis direct, de labour en billons, de paillage et de labour par bandes ou par zones que les fermiers peuvent choisir en fonction du type de sol, des cultures, du matériel disponible et des pratiques locales. Bien qu'à l'origine ces systèmes aient été développés pour faire face à des problèmes de qualité d'eau, d'érosion et de durabilité agricole, ils ont un effet positif sur les réserves

de carbone organique du sol et ils augmentent l'efficacité énergétique (grâce à un besoin réduit de machines pour cultiver le sol). Ce faisant, ils augmentent en même temps les réserves de carbone et en réduisent les émissions.

Le labour de conservation a été largement adopté à travers le monde. En 2001, une étude menée par l'Association américaine du soja (ASA) a démontré que, parmi les 500 producteurs de soja aux Etats-Unis d'Amérique, la majorité a adopté cette pratique après l'introduction du soja résistant aux herbicides (Nill, 2005). En regard des méthodes conventionnelles, cette pratique a entraîné une augmentation du carbone dans la couche arable, permettant ainsi aux sols d'absorber des quantités accrues d'eau de pluie tout en diminuant les ruissellements et en renforçant leur résistance à la sécheresse.

D'après le GIEC (2000b), le labour de conservation peut séquestrer de 0,1 à 0,3 tonne de carbone par hectare et par an, et pourrait facilement être adopté sur près de 60 pour cent des terres arables. Ce labour n'est avantageux que s'il est pratiqué de façon continue. Un retour vers le labour intensif et l'usage de la charrue à soc verseur peut en effet réduire à néant et neutraliser tous ses effets positifs, et rejeter le carbone séquestré dans l'atmosphère. Il est possible de séquestrer encore davantage le carbone du sol en alliant les cultures de couverture au labour de conservation.

Des résultats semblables ont été enregistrés pour les cultures biologiques<sup>17</sup>, qui ont évolué

---

<sup>17</sup>Les cultures biologiques sont le résultat d'une théorie et d'une pratique qui existent depuis le début du XXe siècle et qui impliquent une série de méthodes alternatives de production agricole pratiquées principalement dans le nord de l'Europe. On distingue trois grandes tendances: l'agriculture biodynamique, apparue en Allemagne, les cultures organiques, qui proviennent d'Angleterre, et l'agriculture biologique, qui a été développée en Suisse. En dépit de leurs différences de priorités, ces expériences ont en commun de se concentrer sur le lien essentiel qui unit l'agriculture et la nature et de préconiser le respect de l'équilibre naturel. Ils diffèrent de l'approche conventionnelle de l'agriculture qui maximise les profits en utilisant divers types de produits de synthèse.

depuis le tout début du XX<sup>e</sup> siècle. Ces cultures augmentent la teneur en carbone du sol. Elles permettent également d'inverser le processus de dégradation des terres et d'améliorer la fertilité et la santé des sols. Des tentatives de cultures biologiques de maïs et de soja rapportées par Vasilikiotis (2001) ont montré que ces systèmes peuvent réaliser des rendements comparables à ceux des systèmes intensifs conventionnels, tout en améliorant la fertilité à long terme et la résistance à la sécheresse du sol.

Ces pratiques culturales améliorées sont aussi les composants majeurs d'une agriculture et d'un développement rural durables, comme cela est souligné dans l'Agenda 21 de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement – CNUED – (Chapitre 14). Même si ces pratiques présentent des avantages pour les exploitations, notamment en améliorant le rendement des cultures, les agriculteurs ne les appliquent à grande échelle que lorsqu'ils sont confrontés aux conséquences de leurs pratiques du moment sur l'environnement. Par ailleurs, l'investissement dans de telles pratiques requiert généralement l'acquisition de connaissances nouvelles et la mobilisation de ressources additionnelles. Les agriculteurs effectueront donc leur choix en fonction des gains nets escomptés dans le contexte de l'agriculture et des politiques environnementales existantes.

### Supprimer les pertes de carbone organique du sol des pâturages dégradés

On estimait, en 1991, que 71 pour cent des pâturages de la planète étaient dégradés à divers degrés (Dregne *et al.*, 1991), que ce soit par le surpâturage, la salinisation, l'alcalinisation, l'acidification ou d'autres processus.

Une meilleure gestion des prairies, grâce au recours aux arbres, aux espèces améliorées, à la fertilisation et à d'autres mesures, est un moyen privilégié pour stopper les pertes de carbone et aboutir à une séquestration nette du carbone. Les pâturages représentant la plus grande utilisation anthropique des terres, leur meilleure

Tableau 3.13

### Potentiel mondial de séquestration du carbone terrestre à partir d'une gestion améliorée des ressources

Puits de carbone	Potentiel de séquestration (milliards de tonnes de carbone par an)
Terres arables	0,85 – 0,90
Cultures de biomasses pour le biocarburant	0,5 – 0,8
Prairies et parcours	1,7
Forêts	1–2

Source: Adapté de Rice (1999).

gestion pourrait permettre de séquestrer plus de carbone que n'importe quelle autre pratique (tableau 4-1, GIEC, 2000b). Cette approche pourrait aussi offrir d'autres avantages comme la préservation et la restauration de la biodiversité, et ce dans bien des écosystèmes.

Dans les zones tropicales humides, la mise en place de systèmes sylvopastoraux (évoqués dans le Chapitre 6, encadré 6.2) est une façon de séquestrer du carbone et d'améliorer les pâturages.

Dans les pâturages des zones sèches, les sols sont exposés à la dégradation et à la désertification, qui entraînent des réductions dramatiques du COS (voir la section 3.2.1 relative aux émissions de carbone émanant des sols cultivés) (Dregne, 2002). Toutefois, certains aspects des sols des zones sèches peuvent aider à séquestrer le carbone. Les sols secs sont moins susceptibles de perdre du carbone que les sols humides car le manque d'eau limite la minéralisation du sol et donc le flux de carbone dans l'atmosphère. La durée de la présence du carbone dans les sols secs est ainsi parfois plus longue que dans les sols forestiers. Bien que le taux de séquestration du carbone risque d'être faible dans les régions sèches, l'opération peut se révéler rentable, surtout si l'on tient compte de tous les effets positifs que cela entraîne en matière d'amélioration et de restauration du sol

(FAO, 2004b). L'amélioration de la qualité du sol engendrée par l'augmentation du carbone aura un impact social et économique important sur les moyens de subsistance des habitants de ces régions. Par ailleurs, le potentiel de séquestration du carbone des terres sèches est considérable en raison de l'étendue de ces terres. De plus, les grandes quantités de carbone perdues jusqu'à présent laissent supposer que les sols des terres sèches sont loin d'être saturés.

La désertification a eu pour conséquence la perte de près de 18 à 28 milliards de tonnes de carbone (voir la section relative aux sources d'approvisionnement en produits fourragers). En supposant que les deux tiers de cette perte puissent être récupérés grâce au contrôle de la désertification et à la restauration de la végétation (GIEC, 1997), le potentiel de séquestration de carbone qui résulterait de ces deux mesures s'élèverait à 12-18 milliards de tonnes sur une période de 50 ans (Lal, 2001, 2004b). Lal (2004b) estime que les écosystèmes des terres sèches ont le potentiel «écotechnologique» (ce concept correspondant au maximum faisable) pour séquestrer environ 1 milliard de tonnes de carbone par an. L'auteur affirme cependant que la réalisation de ce potentiel nécessiterait «d'accomplir un effort vigoureux et coordonné de dimension mondiale en faveur du contrôle de la désertification, de la restauration des écosystèmes dégradés, de la conversion des terres à des usages appropriés et de l'adoption de pratiques recommandées de gestion des terres cultivées et des pâturages». En ne considérant que les prairies d'Afrique, si les réserves de carbone du sol augmentaient bel et bien, comme cela peut se produire d'un point de vue technique grâce à une gestion améliorée, ne serait-ce que sur 10 pour cent des zones concernées, on pourrait obtenir un gain annuel de COS de 1 328 millions de tonnes sur une période de 25 ans (Batjes, 2004). En ce qui concerne les parcours australiens, qui occupent 70 pour cent de la masse terrestre du pays, le taux de séquestration obtenu grâce à une meilleure gestion a été évalué à

70 millions de tonnes de carbone par an (Baker, Barnet et Howden, 2000).

Le surpâturage constitue à la fois la cause principale de dégradation des pâturages et le facteur anthropique majeur ayant une incidence sur les niveaux de carbone du sol. Ainsi, dans de nombreux systèmes, une meilleure conduite du pâturage, comme l'optimisation de la charge animale et une rotation des pâturages, pourrait entraîner des augmentations sensibles des réserves de carbone (tableau 4-6, GIEC, 2000b).

Bien d'autres options techniques existent, comme la gestion par le feu, la protection des terres, la mise en jachère et le renforcement de la production des prairies (notamment par la fertilisation ou l'introduction de légumineuses et d'espèces à enracinement profond). Il existe des modèles offrant une indication sur les effets respectifs de ces pratiques dans des situations particulières. Pour les terres souffrant de dégradation plus sévère, une réhabilitation des paysages et un contrôle de l'érosion s'imposent. C'est à la fois plus difficile et plus coûteux, mais la recherche australienne a réhabilité la fonction paysagère avec grand succès en favorisant la reconstitution de bocages (Baker, Barnet et Howden, 2000).

Les conditions des terres sèches n'offrant que peu d'incitations économiques pour investir dans la réhabilitation des terres à des fins d'exploitation, des mesures de compensation peuvent s'avérer nécessaires pour faire pencher la balance en faveur de la séquestration du carbone. Plusieurs mécanismes promus par la CCNUCC sont désormais opérationnels (voir Chapitre 6). Ils sont très prometteurs pour les terres pastorales sèches où chaque foyer élève du bétail sur de vastes espaces. En général, les densités de population des zones pastorales sont de 10 habitants par km<sup>2</sup>, soit une personne pour 10 hectares. En évaluant le carbone à 10 USD par tonne, si grâce à de modestes améliorations de gestion on pouvait gagner 0,5 tonnes de carbone par hectare et par an, le carbone séquestré pourrait rapporter 50 USD par an aux



individus. Près de la moitié des éleveurs pasteurs d'Afrique gagnent moins de 1 USD par jour, soit 360 USD par an. La moindre amélioration de gestion pourrait donc augmenter les salaires individuels de 15 pour cent, ce qui constituerait un progrès considérable (Reid *et al.*, 2004). Des améliorations en matière de carbone pourraient aussi s'accompagner d'augmentations de la production, et offrirait donc un double avantage.

### La séquestration du carbone grâce à l'agroforesterie

Dans bien des cas, les pratiques d'agroforesterie offrent également un potentiel excellent et économiquement viable pour réhabiliter les terres dégradées et séquestrer le carbone (GIEC, 2000b; FAO, 2000b). Si les gains de carbone obtenus grâce à l'agroforesterie sont plus élevés, certains auteurs (Reid *et al.*, 2004) estiment que le rendement par personne dans ces systèmes pourrait être inférieur. On les trouve surtout, en effet, dans les zones pastorales à potentiel élevé, où les densités de populations humaines sont 3 à 10 fois supérieures que celles des zones pastorales plus sèches. Les régimes de paiement pour la séquestration du carbone dans le cadre des systèmes sylvopastoraux ont déjà montré leur viabilité dans les pays d'Amérique latine (voir encadré 6.2, Chapitre 6).

On est encore loin d'avoir tiré profit du potentiel des programmes de crédit pour le carbone qui, non seulement exigent un effort vigoureux et coordonné à l'échelle mondiale, mais doivent également surmonter de nombreux obstacles locaux. Comme certains auteurs (Reid *et al.*, 2004) l'ont illustré, les programmes de crédit pour le carbone nécessiteront une communication entre des groupes souvent éloignés les uns des autres, or les zones pastorales possèdent souvent moins d'infrastructures et se caractérisent par une densité de population inférieure à celles des zones à potentiel plus élevé. Si les valeurs culturelles des régions pastorales peuvent constituer des contraintes, elles offrent aussi parfois des avantages. Enfin, il est fréquent

que les institutions gouvernementales des pays et régions qui ont le plus besoin de tels programmes ne disposent pas des moyens ni des capacités requises pour les mettre en œuvre.

### 3.5.2 Améliorer l'efficacité et l'alimentation afin de réduire les émissions de CH<sub>4</sub> dues à la fermentation entérique

Les émissions de méthane produites par les ruminants ne constituent pas seulement un danger environnemental mais également une perte de productivité, car le méthane représente une perte de carbone à partir du rumen et donc une utilisation improductive de l'énergie alimentaire (EPA, 2005b). L'émission moyenne par animal et par unité de produit est plus élevée lorsque l'alimentation est pauvre.

Le meilleur moyen de réduire les émissions de méthane produites par le bétail est d'améliorer la productivité et l'efficacité de l'élevage, grâce à une meilleure alimentation et à la génétique. Une plus grande efficacité implique qu'une part accrue de l'énergie présente dans les aliments du bétail soit orientée vers la création de produits utiles (lait, viande, pouvoir de traction), dans le but de réduire les émissions de méthane par unité de produit. La tendance vers les animaux à haute performance et les monogastriques, en particulier la volaille, est d'autant plus bénéfique que ceux-ci émettent moins de méthane. L'augmentation de l'efficacité de la production se traduit également par une réduction de la taille du troupeau nécessaire pour obtenir un niveau donné de produit. Eu égard aux efforts accomplis par de nombreux pays en développement pour tenter d'augmenter la production issue de leurs ruminants (lait et viande principalement), il est urgent d'améliorer l'efficacité de l'élevage à cet effet, tout en évitant d'accroître la taille des troupeaux et les émissions de méthane correspondantes.

Il existe de nombreuses technologies réduisant les pertes de méthane issues de la fermentation entérique. Le principe de base consiste

à augmenter la digestibilité des aliments, en modifiant les aliments ou en agissant sur la digestion. La plupart des ruminants des pays en développement, surtout en Afrique et en Asie du Sud, ont un régime très fibreux. Du point de vue technique, il est relativement facile d'améliorer cette alimentation grâce à des additifs ou des compléments. Toutefois, ces techniques sont souvent difficiles à adopter par les petits éleveurs, qui peuvent manquer des moyens financiers et des connaissances nécessaires.

Dans bien des cas, ces améliorations peuvent ne pas se révéler économiquement intéressantes, par exemple, lorsque la demande et l'infrastructure sont insuffisantes. Même dans un pays comme l'Australie, la production laitière à faible coût se concentre surtout sur la productivité par hectare, plutôt que sur celle par vache, ce qui rend de nombreuses options de réduction des émissions peu attractives (Eckard *et al.*, 2000). Une autre technique possible serait d'augmenter le taux d'amidon et de glucides à fermentation rapide des aliments, afin de réduire l'excédent d'hydrogène et la formation de méthane. Ici aussi, les systèmes extensifs à faibles coûts de production risquent de ne pas trouver cette technique viable, et donc de l'écarter. Des stratégies de planification nationales pourraient néanmoins amorcer de tels changements. Ainsi, comme le font observer certains auteurs (Eckard *et al.*, 2000), concentrer la production laitière dans les zones tempérées d'Australie pourrait potentiellement diminuer les émissions de méthane car les pâturages tempérés pourraient avoir une teneur plus élevée en glucides solubles et en composants cellulaires facilement digestibles.

Pour les Etats-Unis d'Amérique, il a été constaté (EPA, 2005b) qu'une meilleure efficacité de l'élevage a déjà engendré un accroissement de la production de lait et que les émissions de méthane ont diminué au cours des dernières décennies. Le potentiel de gains en efficacité (et donc de réduction du méthane) est encore plus élevé pour la production de viande de bœuf et d'autres ruminants, dont la gestion, et notam-

ment l'alimentation, laissent en général à désirer. L'EPA (2005b) a établi une liste de mesures de gestion propres à améliorer l'efficacité d'une unité de production animale ainsi qu'à réduire les émissions de gaz à effet de serre, à savoir:

- amélioration de la gestion du pâturage;
- analyse du sol, suivie de l'application des amendements et fertilisants adéquats;
- supplémentation de la ration du bétail avec les nutriments nécessaires;
- élaboration d'un programme de prévention sanitaire pour le troupeau;
- approvisionnement hydrique adéquat et protection de la qualité de l'eau;
- amélioration de la génétique et des performances de reproduction.

Lorsque l'on évalue les techniques visant à la réduction des émissions, il est important de reconnaître que la production d'aliments du bétail et de compléments alimentaires utilisés pour renforcer la productivité pourraient très bien entraîner des émissions considérables de gaz à effet de serre, ce qui rendrait le bilan négatif. Si ce type de production devait sensiblement s'accroître, il faudrait donc aussi envisager des méthodes aptes à réduire les émissions qui y sont associées.

Bien qu'elles ne soient pas encore opérationnelles, des technologies plus avancées ont également été mises à l'étude. Elles comprennent notamment:

- la réduction de la production d'hydrogène par stimulation des acétobactéries;
- la défaunation (élimination de certains protozoaires du rumen);
- la vaccination (pour réduire les méthanogènes).

Ces options auraient l'avantage d'être également valables pour les ruminants élevés en libre parcours, bien que la vaccination risque d'être confrontée à la résistance des consommateurs (Monteny *et al.*, 2006). La défaunation a révélé qu'elle pouvait réduire les émissions de

méthane de 20 pour cent en moyenne (Hegarty, 1998) mais l'administration régulière d'agents défaunants relève encore du défi.

### 3.5.3 Limiter les émissions de CH<sub>4</sub> grâce à une meilleure gestion des effluents et à la production de biogaz

Les technologies existantes peuvent réduire sans difficulté les émissions de méthane dues à la gestion des effluents en conditions anaérobies. Ces émissions proviennent de systèmes intensifs mixtes et industriels; il s'agit d'exploitations à vocation commerciale qui ont en général les moyens d'investir dans de telles technologies.

Le potentiel de réduction des émissions dues à la gestion des effluents est considérable et il existe des solutions multiples. La première option, évidente, consiste en une alimentation équilibrée, celle-ci influençant également les autres émissions de gaz à effet de serre. Des aliments dont les rapports carbone-azote sont faibles provoqueront des émissions de méthane de plus en plus importantes, et ce de façon exponentielle. Les effluents à haute teneur d'azote émettront des taux plus élevés de méthane que ceux à plus faible teneur. On peut donc réduire les émissions en augmentant le rapport carbone-azote dans les aliments.

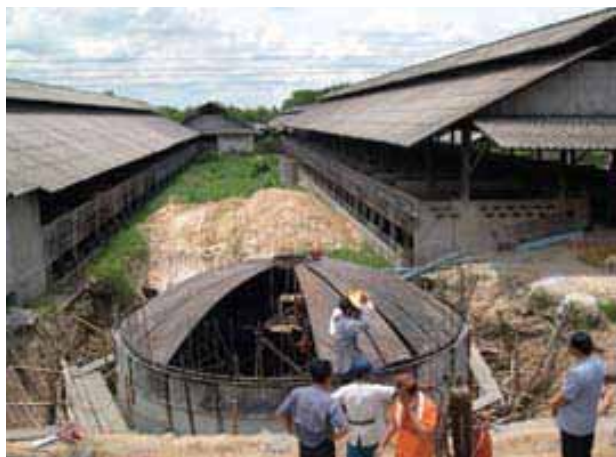
La température de stockage des effluents peut avoir des incidences considérables sur la production de méthane. Dans les systèmes d'exploitation qui stockent les effluents dans les stabulations (par exemple dans les exploitations porcines où ils sont entreposés dans un puits situé dans les hangars d'élevage), les émissions peuvent être plus importantes que si elles étaient stockées à l'extérieur, à des températures ambiantes inférieures. Evacuer fréquemment et entièrement les effluents des puits de stockage internes permet de limiter les émissions de méthane de manière efficace dans les climats tempérés, mais seulement là où la capacité d'entreposage à l'extérieur est suffisante (de même que des mesures de prévention contre l'émission de CH<sub>4</sub> à l'extérieur). Il est

aussi possible de réduire la production de gaz en refroidissant le fumier (jusqu'à moins de 10 °C), mais cela requiert d'importants investissements et une forte consommation d'énergie, susceptible d'augmenter les émissions de dioxyde de carbone. Le refroidissement du lisier de porc peut réduire de 21 pour cent les émissions de CH<sub>4</sub> (et de N<sub>2</sub>O), en comparaison du lisier non refroidi (Sommer *et al.*, 2004).

D'autres mesures concernent la digestion anaérobie (qui a l'avantage supplémentaire de produire des biogaz), le brûlage (oxydation chimique; combustion), les biofiltres spéciaux (oxydation biologique) (Monteny *et al.*, 2006; Melse et van der Werf, 2005), le compostage et le traitement aérobie. Les biogaz sont produits par la digestion anaérobie contrôlée – la fermentation bactérienne de la matière organique dans des conditions contrôlées en vase clos. Le biogaz se compose généralement de 65 pour cent de méthane et de 35 pour cent de dioxyde de carbone. Ce gaz peut être brûlé directement pour le chauffage ou la lumière ou dans des chaudières à gaz modifiées pour faire fonctionner des moteurs à combustion interne ou des générateurs.

On suppose que dans les climats frais, les biodigesteurs peuvent parvenir à réduire de 50 pour cent les émissions des effluents qui seraient sinon entreposés sous forme de lisier liquide (et produiraient donc des émissions relativement élevées de méthane). Pour les climats plus chauds, où l'on estime que la quantité de méthane émis par les systèmes de stockage de lisier liquide est trois fois plus élevée (GIEC, 1997), on peut espérer un potentiel de réduction de l'ordre de 75 pour cent (Martinez, communication personnelle).

Divers systèmes sont aptes à exploiter ce considérable potentiel, comme les bassins couverts, les puits, les cuves et autres structures de stockage de liquides. Ils sont en mesure de s'adapter aux systèmes de biogaz de petite ou grande échelle, à l'aide de nombreuses options technologiques plus ou moins sophistiquées. En outre, les bassins



© LEAD/PIERRE GERBER

*Digesteur anaérobie pour la production de biogaz dans une exploitation de production porcine – Centre de la Thaïlande, 2005*

couverts et les dispositifs de biogaz produisent un effluent qui peut être épandu sur les champs de riz à la place du fumier non traité, ce qui réduirait les émissions de méthane (Mendis et Openshaw, 2004). Ces systèmes sont pratique courante dans une grande partie de l'Asie et particulièrement en Chine. Les biogaz sont également largement utilisés au Viet Nam, en Thaïlande et aux Philippines. Dans les climats chauds, l'usage de biogaz constitue un nouveau moyen d'alimenter les systèmes modernes de refroidissement (par exemple le système EVAP), tout en faisant d'importantes économies d'énergie.

Toutefois, le développement du biogaz dans la plupart de ces pays est le résultat de mécanismes de subvention et d'autres formes de promotion. L'utilisation de ces technologies de biogaz est limitée dans de nombreux pays en raison de cadres réglementaires insuffisants et de l'absence d'incitation financière adéquate. Le recours aux systèmes de biogaz (pour l'usage de l'exploitation ou pour fournir de l'électricité au réseau public) dépend du prix relatif des autres sources d'énergie. En général, s'ils ne sont pas subventionnés, les systèmes de biogaz ne sont compétitifs que dans les zones éloignées où l'électricité et les autres formes d'énergie sont indisponibles ou peu fiables. La productivité des biogaz dépend aussi du niveau de développement de technologies pour mieux co-digérer les

déchets et ainsi augmenter la production de gaz (voir Nielsen et Hjort-Gregersen, 2005).

Le perfectionnement et la promotion de la digestion anaérobie contrôlée auront une influence positive sur les problèmes environnementaux causés par les déchets animaux et/ou sur la promotion de sources d'énergies renouvelables. Ainsi, la digestion anaérobie offre des avantages sur le plan de la réduction des odeurs et des agents pathogènes.

Bien que cela représente pour les agriculteurs un plus grand investissement en temps, une réorientation vers la gestion de fumier solide constitue aussi une manière possible de réduire les émissions de méthane. C'est également le cas des traitements anaérobies, susceptibles en outre de limiter les odeurs. En pratique, ils sont appliqués aux effluents liquides à travers l'aération et au fumier solide à travers le compostage, et ils ont souvent des répercussions positives sur la teneur en agents pathogènes.

### **3.5.4 Options techniques pour réduire les émissions de $N_2O$ et la volatilisation de $NH_3$**

Le meilleur moyen de gérer l'interférence permanente des hommes dans le cycle de l'azote est de maximiser l'efficacité de l'usage qu'ils font de ce dernier (Smil, 1999).

Comme nous l'avons laissé entendre ci-dessus, réduire la teneur en azote des effluents d'élevage peut également réduire les émissions de  $N_2O$  qui se dégagent des stabulations durant l'entreposage et après l'épandage des effluents sur les sols.

Une importante stratégie de réduction des gaz à effet de serre consiste à accroître la faible efficacité qu'ont les animaux à assimiler l'azote (14 pour cent, contre près de 50 pour cent pour les cultures – voir sections 3.3.2 et 3.3.3), en leur assurant une alimentation plus équilibrée (c'est-à-dire en optimisant les protéines et les acides aminés afin qu'ils soient conformes aux besoins particuliers de chaque animal et de chaque troupeau). De meilleures pratiques d'alimentation du bétail comprennent aussi le regroupement

des animaux par sexe et par stade de production, et l'amélioration de l'indice de conversion des aliments en les adaptant mieux aux besoins physiologiques. Cependant, même en cas de gestion efficace, de grandes quantités d'azote demeurent dans le fumier.

Il est aussi possible d'intervenir immédiatement après l'utilisation de l'azote réactif (par exemple pour la digestion des aliments) mais avant que celui-ci ne soit rejeté dans l'environnement. La production intensive peut perdre beaucoup d'azote au moment du stockage, surtout par volatilisation de l'ammoniac. On peut éviter cette perte en ayant recours à des cuves fermées. Il est tout aussi efficace et moins coûteux de maintenir une croûte naturelle sur la surface du fumier à l'intérieur d'une cuve ouverte. Pour autant, la première option offre une importante synergie potentielle en ce qui concerne la réduction des émissions de méthane.

Les émissions de  $N_2O$  issues de l'épandage du lisier sur les prairies étaient plus faibles lorsqu'il était auparavant stocké pour 6 mois ou qu'il passait préalablement à travers un digesteur anaérobie (Amon *et al.*, 2002). On peut en déduire qu'au cours du stockage et de la digestion anaérobie, le carbone facilement disponible (qui alimenterait autrement la dénitrification et augmenterait les pertes d'azote gazeux) est incorporé dans la biomasse microbienne ou est perdu sous forme de  $CO_2$  ou de  $CH_4$ . Ainsi, lors de l'épandage, le lisier contient moins de carbone pour alimenter la dénitrification. En conséquence, la digestion anaérobie, par exemple pour la production de biogaz, peut considérablement limiter les émissions de dioxyde de carbone et de méthane (à condition que le biogaz soit utilisé et non rejeté). Par ailleurs, cela pourrait générer de l'électricité et les émissions de  $N_2O$  se dégageant de l'épandage du lisier (digéré) pourraient aussi diminuer.

L'identification et la sélection d'autres options visant à limiter les émissions de  $N_2O$ , est complexe, d'autant plus que le choix est aussi limité par les contraintes et coûts pour les exploitations

et pour l'environnement. Il existe d'importantes compensations entre les émissions de méthane et celles d'oxyde nitreux: les technologies aptes à réduire les émissions d'oxyde nitreux augmentent souvent celles de méthane et inversement. Passer d'un système fondé sur la paille à un système fondé sur le lisier pourrait par exemple engendrer une baisse des émissions de  $N_2O$  mais également augmenter celles de  $CH_4$ . De même, le compactage des tas de fumier solide visant à réduire les infiltrations d'oxygène et à maintenir les conditions anaérobies n'a que partiellement réussi à limiter les émissions de  $N_2O$  (Monteny *et al.*, 2006) et pourrait augmenter celles de  $CH_4$ .

Le défi de réduire les émissions de  $NH_3$  et de  $N_2O$  incombe en grande partie aux agriculteurs. Les méthodes d'incorporation rapide et d'injection superficielle des effluents d'élevage réduisent la perte d'azote dans l'atmosphère d'au moins 50 pour cent, tandis que l'injection profonde dans le sol élimine l'essentiel de cette perte (Rotz, 2004) – les pertes par infiltration risquent toutefois d'augmenter. La pratique de rotation des cultures, qui permet de recycler les nutriments de façon efficace, et l'application d'azote peu avant que les cultures n'en aient besoin, réduisent le risque de pertes supplémentaires. En termes plus génériques, pour réduire les émissions d'oxyde nitreux avec une garantie de succès, il faut ajuster avec précision l'application des effluents sur les terres aux conditions environnementales, et adapter ainsi le calendrier, les quantités et le mode d'application à la physiologie des cultures et au climat.

Une autre option technologique qui pourrait réduire les émissions lors de la phase d'application ou de dépôt consiste à utiliser des inhibiteurs de nitrification (IN), susceptibles d'être ajoutés à l'urée ou aux composés d'ammonium. Certains auteurs (Monteny *et al.*, 2006) citent à cet égard des exemples de réduction considérable des émissions. Certaines de ces substances pourraient être utilisées sur les pâturages, où elles réagissent sur l'azote de l'urine, comme c'est le

cas en Nouvelle-Zélande (Di et Cameron, 2003). Les coûts des inhibiteurs de nitrification peuvent être compensés par l'efficacité accrue avec laquelle les pâturages ou les cultures absorbent l'azote. Le degré d'adoption des inhibiteurs de nitrification dépend des attitudes collectives vis-à-vis de l'introduction, dans l'environnement, d'un produit chimique nouveau (Monteny *et al.*, 2006).

Les options pour réduire les émissions émanant des modes de pâturage sont d'autant plus importantes que celles-ci constituent l'essentiel des émissions d'oxyde nitreux. Il est possible de supprimer une part considérable des pertes dues au fumier des animaux au pâturage en prenant garde de ne pas surcharger les prairies et en évitant le pacage de fin d'automne et d'hiver.

Enfin, le drainage agricole constitue une alternative possible pour limiter les émissions d'oxyde nitreux avant que l'azote n'entre dans la phase suivante de la cascade de l'azote. Améliorer les conditions physiques afin de réduire l'hu-

midité du sol des environnements plus humides, et surtout des systèmes de prairies, peut réduire considérablement les émissions de N<sub>2</sub>O. Le sol compacté par le passage des animaux, le labour et le piétinement du bétail à l'herbe peut augmenter les conditions anaérobies du sol et renforcer les conditions de dénitrification.

Cette section a examiné les options techniques qui disposent du plus grand potentiel de réduction et qui présentent un intérêt mondial. Nous aurions pu présenter de nombreuses autres options et analyser leur potentiel<sup>18</sup> mais la plupart ne présentaient qu'un intérêt modéré et ne pouvaient s'appliquer qu'à un nombre limité de systèmes et de régions. Parmi les options exposées, celles qui contribuent à limiter plusieurs gaz à la fois (digestion anaérobie des effluents d'élevage), de même que celles fournissant en parallèle d'autres avantages environnementaux (comme la gestion de pâturages), méritent une attention particulière.

---

<sup>18</sup>Bien qu'elles entrent en ligne de compte ici, les options de réduction visant surtout à limiter l'infiltration des nitrates dans les ressources en eau sont présentées dans le chapitre suivant.





04





## Rôle de l'élevage dans l'appauvrissement et la pollution des ressources en eau

### 4.1 Problèmes et tendances

L'eau constitue plus de 50 pour cent de la plupart des organismes vivants et joue un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes. C'est également une ressource naturelle impliquée dans la plupart des activités humaines.

Elle se reconstitue grâce à son propre cycle naturel. Le phénomène d'évaporation, qui s'effectue principalement au niveau des océans, est le principal mécanisme expliquant le passage de l'eau de la surface vers l'atmosphère. L'eau évaporée retourne à l'océan et aux autres étendues d'eau sous forme de précipitations (US Geological Survey, 2005a; Xercavins et Valls, 1999).

Les ressources en eau douce fournissent une grande variété de biens comme l'eau potable et

l'eau d'irrigation mais elle jouent également un rôle très important dans l'industrie et les services destinés à divers groupes d'utilisateurs, tels que l'énergie pour la production hydroélectrique et les activités de loisirs. Les ressources en eau douce sont indispensables pour le développement et le maintien de la sécurité alimentaire, des revenus, de la croissance industrielle et de la durabilité de l'environnement dans le monde (Turner *et al.*, 2004).

Néanmoins, les ressources en eau douce sont limitées. Elles ne représentent que 2,5 pour cent des ressources en eau, contre 96,5 pour cent pour les océans et environ un pour cent pour les eaux saumâtres. Par ailleurs, 70 pour cent de toutes les sources d'eau douce sont piégés dans

les glaciers et les neiges éternelles (au niveau des pôles par exemple) et dans l'atmosphère (Dompka, Krchnak et Thorne, 2002; UNESCO, 2005). Chaque année, sur les 110 000 km<sup>3</sup> d'eau douce qui arrivent sur la terre sous forme de précipitations, 70 000 km<sup>3</sup> s'évaporent immédiatement dans l'atmosphère. Sur les 40 000 km<sup>3</sup> restants, seuls 12 500 km<sup>3</sup> sont disponibles pour l'utilisation humaine (Postel, 1996).

Les ressources en eau douce ne sont pas distribuées équitablement sur la surface du globe. Plus de 2,3 milliards de personnes réparties dans 21 pays vivent dans des bassins riches en eau (1 000 à 17 000 m<sup>3</sup> d'eau par personne et par an). Quelque 1,7 milliard de personnes vivent dans des bassins où l'eau est rare (moins de 1 000 m<sup>3</sup> par personne et par an), voir à cet égard la carte 28, Annexe 1 (Rosegrant, Cai et Cline, 2002; Kinje, 2001; Bernstein, 2002; Brown, 2002). Plus d'un milliard de personnes n'ont pas suffisamment accès à l'eau potable. La majorité de la croissance démographique mondiale et du développement agricole a lieu dans des régions riches en eau.

La quantité d'eau disponible a toujours été un facteur limitant pour les activités humaines, en particulier pour l'agriculture, et le niveau croissant de demande en eau est de plus en plus préoccupant. Les prélèvements abusifs et la mauvaise gestion de l'eau ont entraîné la diminution du niveau des nappes phréatiques, la détérioration des sols et une baisse de la qualité de l'eau dans le monde. La conséquence directe de l'absence de gestion adéquate des ressources en eau est la diminution actuelle de ces ressources dans de nombreux pays et régions à travers le monde (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

La quantité d'eau douce prélevée dans les rivières et pompée dans les nappes aquifères a été estimée à 3 906 km<sup>3</sup> pour l'année 1995 (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Une partie de cette eau retourne aux écosystèmes, même si la pollution des ressources est accélérée par l'augmentation du déversement des eaux usées

**Tableau 4.1**

**Utilisation et appauvrissement des ressources en eau par secteur**

Secteur	Consommation	Diminution
<i>(... Pourcentage du total ...)</i>		
Agricole	70	93
Domestique	10	3
Industriel	20	4

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

dans les cours d'eau. En effet, dans les pays en développement, 90 à 95 pour cent des eaux usées publiques et 70 pour cent des déchets industriels sont déversés dans l'eau de surface sans traitement préalable (Bernstein, 2002).

Le secteur agricole est le plus grand utilisateur d'eau douce. En 2000, l'agriculture était responsable de 70 pour cent de l'utilisation des ressources en eau et de 93 pour cent de l'appauvrissement de ces dernières dans le monde (voir tableau 4.1) (Turner *et al.*, 2004). Au cours de ce dernier siècle, la surface de la zone irriguée a été presque multipliée par cinq, s'élevant à 277 millions d'hectares en 2003 (FAO, 2006b). Néanmoins, au cours des dernières décennies, l'utilisation de l'eau à des fins domestiques et industrielles a connu une augmentation plus rapide que celle destinée à l'agriculture. En effet, de 1950 à 1995, les quantités d'eau employées pour l'usage domestique et industriel ont quadruplé, tandis qu'elles ont seulement doublé pour le secteur agricole (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Aujourd'hui, la population humaine consomme entre 30 et 300 litres d'eau par personne et par jour, alors que 3 000 litres par jour sont nécessaires pour faire pousser sa nourriture quotidienne (Turner *et al.*, 2004).

Aujourd'hui, un des plus grands défis du développement agricole est de conserver la sécurité alimentaire et de combattre la pauvreté sans aggraver l'appauvrissement des ressources en eau et sans détériorer les écosystèmes (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

### *La menace de pénurie croissante*

Les prévisions laissent penser que la situation se dégradera au cours des prochaines décennies, engendrant éventuellement davantage de conflits autour de l'utilisation de l'eau et entre ses consommateurs. Si la situation persiste (Rosegrant *et al.*, 2002), la quantité totale d'eau utilisée augmentera d'environ 22 pour cent en 2025 et s'élèvera alors à 4 772 km<sup>3</sup>. Cette augmentation sera principalement due aux usages domestiques et industriels et à l'élevage; ce dernier secteur connaissant une croissance de plus de 50 pour cent. La consommation d'eau à des fins non agricoles devrait augmenter de 62 pour cent entre 1995 et 2025. Cependant, au cours de cette période, la consommation d'eau destinée à l'irrigation n'augmentera que de 4 pour cent. La plus forte augmentation en demande d'eau d'irrigation est attendue en Afrique subsaharienne et en Amérique latine, avec un accroissement respectif de 27 et 21 pour cent: ces deux régions ont actuellement peu recours à l'irrigation (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

D'après certains auteurs (Rosegrant *et al.*), cet accroissement de la demande devrait avoir une conséquence directe à l'avenir: selon leurs prévisions, 64 pour cent de la population mondiale sera appelée à vivre dans des régions riches en eau en 2025, contre 38 pour cent aujourd'hui. Une estimation récente réalisée par l'Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI) prévoit qu'en 2023, 33 pour cent de la population mondiale (1,8 milliard de personnes) vivront dans des zones en grande pénurie d'eau, comme au Pakistan, en Afrique du Sud et dans d'importantes régions de l'Inde et de la Chine (IWMI, 2000).

La pénurie croissante risque de compromettre la production alimentaire car l'eau destinée à l'agriculture devra être utilisée à des fins environnementales, industrielles et domestiques (IWMI, 2000). D'après le scénario mentionné plus haut, la rareté de l'eau pourrait entraîner une perte de production potentielle de 350 millions de tonnes de nourriture, presque l'équivalent de la production actuelle de céréales des Etats-Unis d'Améri-

que (364 millions de tonnes en 2005) (Rosegrant, Cai et Cline, 2002; FAO, 2006b). Les pays connaissant une grande pénurie d'eau devront importer une part importante de leur consommation en céréales, tandis que les pays qui ne pourront pas financer ces importations seront menacés par la famine et la malnutrition (IWMI, 2000).

Même les pays ayant des ressources en eau suffisantes devront augmenter leur approvisionnement afin de répondre à la demande croissante. De nombreux pays, en particulier ceux de l'Afrique subsaharienne, sont un sujet d'inquiétude général car ils n'auront ni les moyens financiers ni les moyens techniques nécessaires (IWMI, 2000).

D'autres menaces pèsent sur les ressources en eau. La mauvaise utilisation des sols peut réduire la distribution de l'eau en diminuant l'infiltration, en augmentant le ruissellement et en limitant la reconstitution des ressources souterraines et le maintien des débits adéquats des courants, en particulier pendant les saisons sèches. Cette utilisation inadaptée des sols peut considérablement limiter l'accès aux ressources en eau à l'avenir et pourrait menacer le bon fonctionnement des écosystèmes. Les cycles de l'eau sont aussi touchés par la déforestation, phénomène qui se poursuit au rythme de 9,4 millions d'hectares par an selon la dernière estimation de la FAO (FAO, 2005a).

L'eau joue aussi un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes en tant que milieu et/ou réactif dans les processus biochimiques. Son appauvrissement touchera les écosystèmes en réduisant la disponibilité en eau pour les espèces animales et végétales, induisant ainsi une évolution vers des écosystèmes plus secs. La pollution affectera également les écosystèmes car l'eau véhicule de nombreux agents polluants. En conséquence, les polluants ont non seulement un impact local mais également un effet sur divers écosystèmes le long du cycle de l'eau, parfois loin de leur source d'origine.

Parmi les différents écosystèmes touchés par l'appauvrissement des ressources en eau, les écosystèmes des zones humides sont les plus

menacés. Ces derniers constituent les habitats les plus diversifiés en termes d'espèces, ils comprennent les lacs, les lits majeurs, les marécages et les deltas. Les écosystèmes fournissent un large éventail de services et de biens environnementaux, évalués globalement à 33 trillions d'USD, dont 14,9 trillions viennent des zones humides (Ramsar, 2005). Ils comprennent le contrôle des inondations, la reconstitution des nappes phréatiques, la stabilisation du littoral et la protection contre les tempêtes, la régulation des sédiments et des nutriments, la limitation des changements climatiques, la purification de l'eau, la conservation de la biodiversité, et les opportunités récréatives, touristiques et culturelles. Toutefois, les écosystèmes des zones humides sont très menacés et souffrent de la surexploitation, de la pollution et du détournement des ressources en eau. On estime que 50 pour cent des zones humides ont disparu de la planète au cours du siècle dernier (UICN, 2005; Ramsar, 2005).

Les responsables politiques comprennent souvent mal les impacts du secteur de l'élevage sur les ressources en eau. Ils se concentrent principalement sur la partie la plus évidente de la filière de l'élevage: la production au niveau des exploitations. Mais ils ignorent souvent l'utilisation globale de l'eau<sup>1</sup> effectuée directement ou indirectement par le secteur de la production animale. De la même manière, on considère que le rôle de l'élevage dans l'appauvrissement des ressources en eau<sup>2</sup> se limite principalement à la contamination de l'eau par les effluents d'élevage et les eaux usées.

Ce chapitre tente de donner une vision d'ensemble du rôle de l'élevage dans le problème de l'appauvrissement progressif des ressources en eau. Plus spécifiquement, nous donnerons des



© FAO/9286/H.D. NAM

*Un ouvrier abreuve des vaches élevées près de cages à poulets dans une ferme de la Province de Long An – Viet Nam 2005*

estimations quantitatives de l'utilisation et de la pollution de l'eau par les principaux maillons de la chaîne de production des produits alimentaires d'origine animale.

Ensuite, nous analyserons aussi le rôle de l'élevage dans la pollution de l'eau et le phénomène d'évapotranspiration ainsi que ses conséquences sur le processus de reconstitution des ressources en eau en cas de mauvais usage des sols. La dernière partie présente des options techniques pour inverser la tendance et lutter contre l'appauvrissement des ressources en eau.

### 4.2 Utilisation de l'eau

L'utilisation de l'eau par le secteur de l'élevage, et par conséquent sa contribution au phénomène d'appauvrissement des ressources en eau, sont toutes deux considérables et en constante augmentation. Des quantités d'eau de plus en plus importantes sont nécessaires pour répondre

<sup>1</sup> «L'utilisation de l'eau» (aussi appelée «prélèvements d'eau» dans la littérature spécialisée) se rapporte à l'eau prélevée d'une source et employée pour les besoins de l'homme; une partie de celle-ci peut retourner à sa source d'origine et être réutilisée en aval, avec des changements qualitatifs et quantitatifs. La «demande en eau» désigne une utilisation d'eau potentielle (adapté de Gleick, 2000).

<sup>2</sup> «L'appauvrissement des ressources en eau» (aussi appelée «consommation d'eau» dans la littérature spécialisée) désigne l'utilisation ou l'extraction d'eau dans un bassin versant, qui rend cette eau indisponible pour d'autres utilisations. Cela comprend quatre phénomènes types: l'évapotranspiration, l'écoulement vers des aquifères inaccessibles, la pollution et l'incorporation dans des produits agricoles ou industriels (adapté de Roost *et al.*, 2003; Gleick, 2000). Nous avons délibérément choisi de mentionner spécifiquement la pollution dans le titre de ce chapitre, bien que celle-ci s'inscrive dans la notion générale d'appauvrissement des ressources en eau, afin d'attirer l'attention du lecteur sur l'importance de ce mécanisme.

aux besoins toujours plus élevés de l'élevage, de l'étape de la production jusqu'à la livraison des produits alimentaires.

#### 4.2.1 Abreuvement et entretien

L'abreuvement et l'entretien des animaux sont les besoins en eau les plus évidents dans le secteur de la production animale. L'eau constitue 60 à 70 pour cent du poids corporel, elle est donc essentielle au maintien des fonctions physiologiques vitales des animaux. Ces derniers satisfont leurs besoins avec l'eau de boisson, l'eau contenue dans les aliments et l'eau métabolique issue de l'oxydation des nutriments. Le corps perd de l'eau par la respiration (poumons), l'évaporation (peau), la défécation (intestins) et la miction (reins). Les pertes en eau augmentent avec la température et un faible taux d'humidité (Pallas, 1986; National Research Council, 1994, National Research Council, 1981). La diminution de l'apport d'eau entraîne une baisse de la production de viande, de lait et d'œufs. La privation d'eau provoque rapidement une perte d'appétit et de poids, pour finalement entraîner la mort de l'animal en quelques jours, dès lors que celui-ci a perdu entre 15 et 30 pour cent de son poids vif.

Dans les systèmes de pâturage extensifs, l'eau contenue dans les fourrages passe de 90 pour cent

en période de végétation à environ 10 à 15 pour cent en saison sèche (Pallas, 1986). Les aliments séchés, les céréales et les concentrés habituellement distribués dans les systèmes de production industrialisés contiennent encore moins d'eau: celle-ci ne représente que 5 à 12 pour cent environ du poids des aliments (National Research Council, 2000a, 1981). L'eau métabolique peut fournir jusqu'à 15 pour cent des besoins en eau.

Un vaste ensemble de facteurs interdépendants influent sur les besoins en eau, à savoir: l'espèce de l'animal, son état physiologique, le niveau d'apport en matière sèche, la forme et la présentation des aliments, la disponibilité en eau et sa qualité, la température de l'eau mise à disposition, la température ambiante et le système de production (National Research Council, 1981; Luke, 1987). Les besoins en eau par animal peuvent être importants en particulier pour les animaux très productifs élevés sous un climat sec et chaud (voir tableau 4.2).

La production animale, dans les élevages industriels en particulier, requiert aussi de l'eau pour les activités d'entretien – nettoyer les unités de production, laver les animaux, rafraîchir les bâtiments, les animaux et refroidir leurs produits (lait), et évacuer les déchets (Hutson *et al.*, 2004; Chapagain et Hoekstra, 2003). Les élevages de porcs

Tableau 4.2

#### Besoins en eau potable des animaux d'élevage

Espèce	Etat physiologique	Poids moyen	Température de l'air °C		
			15	25	35
			Besoins en eau		
		(kg)	[.....litres/animal/jour .....]		
Bovins	Système pastoral africain- vaches allaitantes – 2 litres de lait/jour	200	21,8	25	28,7
	Grande race – vaches taries – 279 jours de gestation	680	44,1	73,2	102,3
	Grande race – milieu de lactation – 35 litres de lait /jour	680	102,8	114,8	126,8
Caprins	Allaitants – 0,2 litres de lait/jour	27	7,6	9,6	11,9
Ovins	Allaitants – 0,4 litres de lait/jour	36	8,7	12,9	20,1
Chameaux	Milieu de lactation – 4,5 litres de lait/jour	350	31,5	41,8	52,2
Volailles	Poulets de chair adulte (100 animaux)		17,7	33,1	62
	Poules pondeuses (100 animaux)		13,2	25,8	50,5
Porcins	Allaitants – gain moyen quotidien des porcs 200 g	175	17,2	28,3	46,7

Sources: Luke (2003); National Research Council (1985; 1987; 1994; 1998; 2000a); Pallas (1986); Ranjhan (1998).

ont notamment besoin de grandes quantités d'eau lorsqu'ils utilisent le système d'hydrocurage<sup>3</sup>; dans ce cas, les besoins en eau destinée à l'entretien peuvent être sept fois supérieurs aux besoins en eau d'abreuvement. Si peu de données sont disponibles concernant ces besoins, le tableau 4.3 donne toutefois quelques indications à cet égard. Les estimations ne prennent pas en compte les quantités d'eau utilisées pour le refroidissement, qui peuvent pourtant être importantes.

D'une manière générale, la consommation d'eau par animal et les moyens de répondre à ces besoins varient selon les systèmes de production. Dans les systèmes extensifs, l'effort que les animaux fournissent pour chercher à s'abreuver et à se nourrir augmente considérablement leurs besoins en eau, en comparaison avec les systèmes industrialisés où ils se déplacent peu. En revanche, la production intensive requiert davantage d'eau pour l'entretien et le refroidissement des installations. Il faut aussi remarquer que l'approvisionnement en eau diffère largement selon qu'il s'agit d'un système d'élevage, industriel ou extensif. Si dans les systèmes d'élevage extensifs, 25 pour cent des besoins en eau (y compris celle destinée à l'entretien) sont assurés par les aliments, dans les systèmes intensifs ces derniers ne comptent que pour 10 pour cent (National Research Council, 1981).

Dans certaines régions, l'importance de la consommation d'eau pour l'abreuvement et l'entretien des animaux peut être frappante, en regard d'autres secteurs. Au Botswana par exemple, les animaux consomment 23 pour cent de l'eau utilisée dans le pays, ce qui les place au deuxième rang des utilisateurs de ressources en eau. Les ressources en eau souterraine ne se reconstituant que lentement, le niveau des nappes phréatiques dans le Kalahari a considérablement diminué depuis le XIX<sup>e</sup> siècle. Les autres secteurs impo-

Tableau 4.3

Besoins en eau destinée à l'entretien pour les différents types d'animaux

Animal	Groupe d'âge	Eau d'entretien (litres/animal/jour)	
		Système industriel	Pâturage
Bovins à viande	Jeunes veaux	2	0
	Adultes	11	5
Bovins laitiers	Veaux	0	0
	Génisses	11	4
	Vaches allaitantes	22	5
Porcins	Porcelets	5	0
	Adultes	50	25
	Truies allaitantes	125	25
Ovins	Agneaux	2	0
	Adultes	5	5
Caprins	Jeunes	0	0
	Adultes	5	5
Poulets de chair	Poussins*100	1	1
	Adultes*100	9	9
Poules pondeuses	Poussins*100	1	1
	Œufs *100	15	15
Equins	Poulains	0	5
	Chevaux adultes	5	5

Source: Chapagain et Hoekstra (2003).

seront eux aussi des demandes supplémentaires dans le futur et la pénurie en eau pourrait devenir dramatique (voir encadré 4.1; Els et Rowntree, 2003; Thomas, 2002). Cependant, dans la plupart des pays, la consommation d'eau destinée à l'abreuvement et à l'entretien demeure réduite comparée à celle des autres secteurs. Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, bien qu'elle soit localement importante dans certains Etats, elle était inférieure à 1 pour cent de la consommation totale d'eau douce (Hutson *et al.*, 2004).

Si l'on considère les besoins métaboliques, et les estimations concernant l'étendue des systèmes d'élevage et leur utilisation d'eau, nous pouvons évaluer le volume d'eau global utilisé pour abreuver le bétail à 16,2 km<sup>3</sup> et les besoins en eau pour leur entretien à 6,5 km<sup>3</sup> (sans compter les besoins en eau pour l'entretien des petits ruminants) (voir les tableaux 4.4 et 4.5). Au niveau régional, la demande en eau la plus forte pour

<sup>3</sup> Avec le système d'hydrocurage, le fumier est entraîné dans un caniveau au moyen d'une grande quantité d'eau, puis est déversé et conservé dans une lagune en terre ou une fosse (Field *et al.*, 2001).

**Encadré 4.1 Eau utilisée pour l'élevage au Botswana**

Le Botswana est un pays essentiellement aride qui connaît déjà un stress hydrique – c'est-à-dire que la disponibilité en eau douce varie entre 1 000 et 1 700 m<sup>3</sup> par personne et par an. Les animaux sont les principaux utilisateurs des ressources en eau douce du pays. En 1997, le bétail représentait 23 pour cent de l'utilisation de l'eau nationale et était le deuxième principal utilisateur des ressources en eau (l'irrigation et les forêts ne comptant que pour 15 pour cent de la demande). Les ressources d'eau souterraine représentent 65 pour cent de l'eau totale disponible au Botswana, mais elles sont limitées. La réalimentation des aquifères varie entre plus de 40 mm par an dans l'extrême nord à pratiquement 0 mm par an dans les parties du centre et de l'ouest du pays. Le volume d'eau permettant de reconstituer les nappes phréatiques représente moins de 0,4 pour cent du volume total des ressources en eau renouvelables au Botswana.

L'approvisionnement en eau souterraine pour l'usage domestique et l'élevage s'effectue grâce à des forages. On estime qu'il existe 15 000 forages disséminés sur tout le territoire national. En 1990, le volume total d'eau prélevé grâce aux forages atteignait

76 millions de m<sup>3</sup>, ce qui représentait un taux de prélèvement 760 pour cent plus élevé que le taux de recharge des nappes phréatiques du pays.

En raison de l'accroissement de la taille des troupeaux au pâturage, de nombreuses fermes d'élevage du Kalahari ont installé un nombre de forages supérieur à celui normalement autorisé pour pouvoir abreuver les animaux. Cette utilisation accrue des forages a entraîné une baisse des niveaux de la nappe phréatique et a probablement diminué le flux des cours d'eau permanents. La conséquence directe est que, dans le Kalahari, le niveau des nappes phréatiques a nettement baissé depuis le XIXe siècle.

Avec les taux actuels de prélèvement, la durée de vie des ressources d'eau de surface et d'eau souterraine dans le Botswana se limite à quelques décennies. De plus, on prévoit que l'utilisation de l'eau par les ménages augmentera rapidement, passant approximativement de 29 pour cent en 1990 à 52 pour cent de la demande totale en 2020. La pression sur les ressources en eau augmentera et les niveaux actuels de la production animale pourraient ne plus être viables.

Sources: Els et Rowntree (2003); Thomas (2002).

**Tableau 4.4**
**Utilisation de l'eau pour les besoins d'abreuvement**

Régions	Apport d'eau annuel total (km <sup>3</sup> )						Total
	Bovins	Buffles	Caprins	Ovins	Porcins	Volailles (100)	
Amérique du Nord	1,077	0,000	0,002	0,006	0,127	0,136	1,350
Amérique latine	3,524	0,014	0,037	0,077	0,124	0,184	3,960
Europe de l'Ouest	0,903	0,002	0,013	0,087	0,174	0,055	1,230
Europe de l'Est	0,182	0,000	0,003	0,028	0,055	0,013	0,280
Communauté des Etats indépendants	0,589	0,003	0,009	0,036	0,040	0,029	0,710
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,732	0,073	0,140	0,365	0,000	0,118	1,430
Afrique subsaharienne	1,760	0,000	0,251	0,281	0,035	0,104	2,430
Asie du Sud	1,836	1,165	0,279	0,102	0,017	0,096	3,490
Asie de l'Est et du Sud-Est	0,404	0,106	0,037	0,023	0,112	0,180	0,860
Océanie	0,390	0,000	0,001	0,107	0,010	0,009	0,520
<b>Total</b>	<b>11,400</b>	<b>1,360</b>	<b>0,770</b>	<b>1,110</b>	<b>0,690</b>	<b>0,930</b>	<b>16,260</b>

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

Tableau 4.5

### Utilisation de l'eau pour les besoins d'entretien

Région	Eau pour l'entretien (km <sup>3</sup> )			Total
	Bovins	Porcins	Volailles(100)	
Amérique du Nord	0,202	0,682	0,008	0,892
Amérique latine	0,695	0,647	0,009	1,351
Europe de l'Ouest	0,149	1,139	0,004	1,292
Europe de l'Est	0,028	0,365	0,001	0,394
Communauté des Etats indépendants	0,101	0,255	0,002	0,359
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	0,145	0,005	0,006	0,156
Afrique subsaharienne	0,415	0,208	0,003	0,626
Asie du Sud	0,445	0,139	0,003	0,586
Asie de l'Est et du Sud-Est	0,083	0,673	0,009	0,765
Océanie	0,070	0,051	0,000	0,121
<b>Total</b>	<b>2,333</b>	<b>4,163</b>	<b>0,046</b>	<b>6,542</b>

Note: Calculs basés sur Chapagain et Hoekstra (2003).

l'abreuvement et l'entretien est observée en Amérique du Sud (5,3 km<sup>3</sup> par an), en Asie du Sud (4,1 km<sup>3</sup> par an) et en Afrique subsaharienne (3,1 km<sup>3</sup> par an). Ces trois régions représentent 55 pour cent des besoins en eau du secteur de l'élevage à l'échelle de la planète.

Au niveau mondial, les besoins en eau pour l'abreuvement et l'entretien des animaux ne représentent que 0,6 pour cent de toute l'eau douce utilisée (voir les tableaux 4.4 et 4.5). Les décideurs ne tiennent compte que de cette valeur, qui correspond uniquement à l'utilisation directe de l'eau par le bétail. Aussi le secteur de l'élevage n'est-il généralement pas considéré comme l'un des principaux responsables de l'appauvrissement des ressources en eau douce. Or, ce chiffre est considérablement sous-estimé car il ne prend pas en compte les autres besoins en eau engendrés par le secteur de l'élevage, directement ou indirectement. Nous allons maintenant examiner l'impact qu'exercent tous les maillons du secteur de la production animale sur les ressources en eau.

#### 4.2.2 Transformation des produits

Le secteur de l'élevage fournit un large éventail de marchandises, allant du lait et de la viande à des produits à haute valeur ajoutée comme le

cuir ou les plats cuisinés. Parcourir toute la filière et discerner la part de l'utilisation de l'eau attribuable au secteur de l'élevage est une entreprise complexe. Nous portons ici notre attention sur les premières étapes de la chaîne de traitement des produits, à savoir l'abattage, la transformation de la viande et du lait et les activités de tannage.

#### Les abattoirs et l'industrie agroalimentaire

Les produits d'origine animale de base tels que les animaux vivants ou le lait sont généralement transformés en divers produits carnés ou laitiers avant d'être consommés. Le traitement de la viande comprend un ensemble d'activités, qui vont de l'abattage à des activités plus complexes apportant une valeur ajoutée. La figure 4.1 illustre le traitement générique de la viande, même si les étapes peuvent varier selon les espèces. Outre ces transformations génériques, les opérations de traitement de la viande peuvent aussi intégrer le traitement et l'équarrissage des abats.

L'équarrissage transforme les sous-produits en produits à valeur ajoutée comme le suif, la viande et les farines de sang.

Comme beaucoup d'autres activités de transformation des aliments, les normes d'hygiène et de qualité dans la transformation de la viande



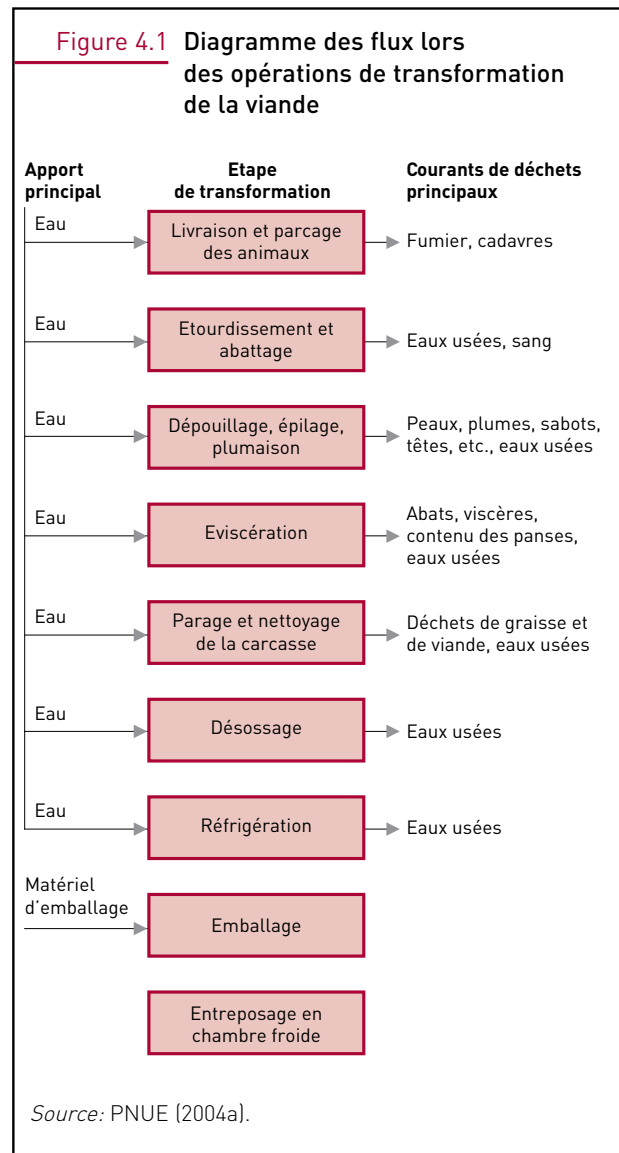
impliquent l'utilisation de grands volumes d'eau et engendrent par conséquent une quantité importante d'eaux usées. L'eau est un élément fondamental à chaque étape de transformation, mis à part pour les phases finales d'emballage et de conservation (voir figure 4.1).

Dans les abattoirs de viande rouge (boeuf et buffle), l'eau est surtout utilisée pour nettoyer les carcasses aux différents stades de la transformation et pour laver les installations. Entre 44 et 60 pour cent du volume total d'eau employé au cours du processus de transformation sont utilisés dans les zones d'abattage, d'éviscération et de désossage (Meat Research Corporation, 1995). Les quantités d'eau utilisées varient de 6 à 15 litres par kilo de carcasse. Etant donné que la production mondiale de viande de bœuf et de buffle était de 63 millions de tonnes en 2005, une estimation prudente de la consommation à ces stades se situerait entre 0,4 et 0,95 km<sup>3</sup>, c'est-à-dire entre 0,010 et 0,024 pour cent de l'eau utilisée au niveau mondial (FAO, 2005f).

Dans les établissements de transformation des volailles, l'eau est utilisée pour nettoyer les carcasses et laver les installations; échauder les volatiles avant la plumaison; transporter les plumes, têtes, pattes et viscères dans un caniveau, et enfin réfrigérer les oiseaux.

Le traitement des volailles a tendance à utiliser plus d'eau par unité de poids que le traitement de la viande rouge (Wardrop Engineering, 1998). Chaque volaille transformée utilise environ 1 590 litres d'eau (Hrudey, 1984). En 2005, 48 milliards de volailles ont été abattues dans le monde. On peut donc raisonnablement estimer que la quantité d'eau utilisée a été d'environ 1,9 km<sup>3</sup>, ce qui représente 0,05 pour cent de la consommation globale.

Les produits laitiers nécessitent également de grandes quantités d'eau. Selon les bonnes pratiques dans le traitement du lait à visée commerciale, 0,8 à 1 litre d'eau est utilisé par kilo de lait (PNUE, 1997). Ces estimations permettent de calculer que l'utilisation mondiale de l'eau pour le traitement du lait est supérieure à 0,6 km<sup>3</sup> (0,015 pour cent du volume d'eau global utilisé



dans le monde), sans prendre en compte l'eau utilisée pour les produits dérivés, en particulier pour le fromage.

### Tanneries

Entre 1994 et 1996, environ 5,5 millions de tonnes de cuir brut ont été traitées chaque année afin de produire 0,46 million de tonnes de cuir lourd et environ 940 millions de m<sup>2</sup> de cuir léger. De plus, 0,62 million de tonnes de peaux brutes séchées ont été transformées en presque 385 millions de m<sup>2</sup> de cuir ovin et caprin.

Le tannage est divisé en quatre grandes étapes: le stockage et l'atelier de rivière, l'atelier de tannage, le post-tannage et la finition. Les besoins en eau pour la transformation des peaux varient

considérablement selon le type de technologie appliqué: ils sont compris entre 37 et 59 m<sup>3</sup> par tonne de cuir brut avec les technologies traditionnelles et s'élèvent à 14 m<sup>3</sup> avec des technologies de pointe (voir tableau 4.6). Au niveau mondial, ces quantités atteignent 0,2 à 0,3 km<sup>3</sup> par an (0,008 pour cent du volume d'eau global utilisé dans le monde).

Dans certaines régions, les besoins en eau pour la transformation des produits d'origine animale peuvent avoir un impact important sur l'environnement. Cependant, la principale menace pour l'environnement réside dans le volume des polluants déversés localement par les unités de transformation.

### 4.2.3 Production d'aliments pour le bétail

Comme nous l'avons décrit précédemment, le secteur de l'élevage est le plus grand utilisateur de terres au monde. La grande majorité de ces sols et l'essentiel de l'eau qu'ils contiennent et qu'ils reçoivent sont destinés à la production d'aliments pour animaux.

L'évapotranspiration est le principal mécanisme par lequel les céréales et les herbages épuisent les ressources en eau. Lorsqu'on estime les volumes d'eau issus de l'évaporation dans les champs de culture d'aliments pour animaux, les quantités mises en jeu sont si importantes que

**Tableau 4.6**

**Utilisation et appauvrissement des ressources en eau lors des opérations de tannage**

Opération	Déversement (m <sup>3</sup> /tonne de cuir brut)	
	Technologie classique	Technologie de pointe
Trempage	7-9	2
Chaulage	9-15	4,5
Déchaulage, confitage	7-11	2
Tannage	3-5	0,5
Post-tannage	7-13	3
Finition	1-3	0
<b>Total</b>	<b>34-56</b>	<b>12</b>

Source: Gate information services – GTZ (2002).



© FOTO CORTESÍA DE USDA NRCS/CHARMA COMER

*Système d'irrigation par aspersion – Etats-Unis d'Amérique 2000*

les impacts sur les ressources en eau des autres activités décrites ci-dessus paraissent dérisoires en comparaison. Selon une première estimation de Zimmer et Renault (2003), le secteur de l'élevage représenterait environ 45 pour cent du budget global de l'eau utilisée dans la production alimentaire. Cependant, une grande partie de cette eau utilisée n'a pas d'impact significatif sur l'environnement. L'évapotranspiration issue des pâturages et des zones fourragères non cultivées constitue une part importante de ce volume d'eau. Or cette eau n'a qu'un faible coût d'opportunité, voire elle n'en a aucun, et par ailleurs la quantité d'eau perdue ne serait pas nécessairement moins élevée si ces terres n'étaient pas utilisées pour le pâturage. Les pâturages gérés de façon plus intensive ont souvent un potentiel agricole et sont le plus souvent situés dans des zones riches en eau; dans ce cas le coût d'opportunité est plus lié au terrain lui-même qu'à la déperdition en eau.

La quantité d'eau utilisée pour la production d'aliments du bétail dans les systèmes de production animale extensifs ne devrait pas beaucoup augmenter. Comme cela a été mentionné précédemment, les systèmes de pâturage connaissent un déclin relatif dans la plupart des régions du monde. Ce phénomène s'explique en grande partie par le fait que la majorité des pâturages se trouve dans les zones arides ou semi-arides où l'eau est peu abondante, ce qui limite l'expansion ou l'intensification de la production animale. Les

systèmes mixtes de production se développent encore rapidement et l'eau n'est généralement pas un facteur limitant. Dans ce cas, la plus forte intégration entre le secteur de l'élevage et celui de la production agricole devraient engendrer des gains de productivité car les animaux sont de grands consommateurs de résidus de récolte.

En revanche, les systèmes mixtes gérés de façon plus intensive et les systèmes d'élevage industriels se caractérisent par un apport important d'intrants externes, comme les concentrés et les additifs, souvent transportés sur de longues distances. La demande pour ces produits, et de ce fait la demande pour les matières premières correspondantes (notamment les récoltes de céréales et d'huile), augmentent rapidement<sup>4</sup>. De plus, les cultures de céréales et d'oléagineux occupent les terres agricoles où l'eau représente en général un coût d'opportunité considérable. Des quantités importantes de céréales sont produites grâce à l'irrigation dans ces zones où la disponibilité en eau est relativement limitée<sup>5</sup>.

Selon la source de l'eau d'irrigation, le secteur de l'élevage peut être directement responsable de la dégradation importante de l'environnement dans ces régions, en raison de l'épuisement des ressources en eau. Toutefois, même dans les zones non irriguées, l'appropriation croissante de superficies de terre arable de la part du secteur engendre, de manière plus indirecte, un appauvrissement des ressources en eau car elle réduit la quantité d'eau disponible pour les autres activités, notamment pour les cultures vivrières.

Aux vues de l'utilisation accrue et lourde de conséquences des ressources en eau par le sec-

teur de l'élevage, il est important d'évaluer son importance actuelle. L'Annexe 3.4 présente une méthodologie pour quantifier l'utilisation des ressources en eau par ce secteur et évaluer sa portée. Cette évaluation s'appuie sur la spatialisation des bilans hydriques et sur les informations disponibles pour les quatre cultures fourragères les plus importantes: orge, maïs, blé et soja (ci-après dénommées OMBS). Par conséquent, les résultats présentés dans le tableau 4.7 ne correspondent pas à la totalité du volume d'eau utilisé pour les cultures fourragères. Ces quatre cultures représentent environ les trois quarts de l'ensemble des fourrages utilisés pour l'élevage intensif des monogastriques. La part d'utilisation de ces quatre céréales est du même ordre de grandeur pour les autres principaux secteurs consommateurs de fourrages OMBS, comme celui de la production laitière intensive.

L'Annexe 3.4 décrit deux approches différentes qui ont été conçues pour prendre en compte, dans l'estimation de l'utilisation d'eau par les cultures

---

<sup>4</sup> Une part de plus en plus importante de l'augmentation de la production de céréales, principalement des céréales secondaires, sera utilisée pour l'alimentation animale. Ainsi, la production de maïs dans les pays en développement devrait croître de 2,2 pour cent p.a. contre «seulement» 1,3 pour cent pour le blé et 1,0 pour cent pour le riz (FAO, 2003a). Ces contrastes sont particulièrement nets en Chine, où la production de blé et de riz ne devrait augmenter que légèrement au cours de la période prévue par le rapport susmentionné, alors que la production de maïs devrait presque doubler.

---

<sup>5</sup> La FAO (2003a) estime qu'environ 80 pour cent de la croissance de la production agricole prévue dans les pays en développement s'effectuera par l'intensification des systèmes de production, en augmentant les rendements (67 pour cent) et les taux d'exploitation (12 pour cent). La part de la croissance agricole permise par l'intensification atteindra 90 pour cent et plus dans les régions comme l'Asie de l'Ouest, l'Afrique du Nord et l'Asie du Sud, où les terres cultivables sont peu abondantes. Aujourd'hui, on estime que dans les pays en développement l'agriculture irriguée, qui représente environ un cinquième de l'ensemble des terres cultivées, fournit 40 pour cent de la production agricole et presque 60 pour cent de la production de céréales. Selon ces estimations, ces pays disposeront de 40 millions d'hectares (20 pour cent) supplémentaires de terres équipées pour l'irrigation d'ici la fin de la période étudiée dans le rapport. Ces données soulignent l'importance de l'implication du secteur de l'élevage dans l'utilisation de l'eau d'irrigation: la production d'aliments pour animaux pourrait donc s'intensifier dans de nombreuses régions, mais plus particulièrement dans les points de production névralgiques comme le centre de la Chine, le Middle West des Etats-Unis d'Amérique, en Amérique latine, à l'est du Paraguay, au sud du Brésil et au nord de l'Argentine. Ces zones pourront progressivement devenir d'importants centres d'approvisionnement appelés à s'étendre et à s'intensifier, si bien que les niveaux actuels d'approvisionnement suffisant en eau pourraient se révéler un facteur limitant dans le futur.

Tableau 4.7

Évapotranspiration des ressources en eau pour la production d'orge, de maïs, de blé et de soja (OMBS) destinée à l'alimentation du bétail

Région/Pays	Fourrages OMBS irrigués			Fourrages OMBS non irrigués		Pourcentage du volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration dans les cultures d'OMBS par rapport au pourcentage volume d'eau total perdu par évapotranspiration dans ces mêmes cultures
	Volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration km <sup>3</sup>	Pourcentage du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration	Pourcentage du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées <sup>1</sup>	Volume d'eau perdu par évapotranspiration km <sup>3</sup>	Pourcentage du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les cultures non irriguées	
Amérique du Nord	<b>14,1</b> – 20,0	9 – 13	11 – 15	<b>321</b> – <b>336</b>	21 – 22	4 – 6
Amérique latine et Caraïbes	3,0 – <b>3,8</b>	6 – 8	7 – 9	<b>220</b> – <b>282</b>	12 – 15	1
Europe de l'Ouest	<b>8,5</b> – 9,5	25 – 28	25 – 29	<b>65</b> – 99	14 – 22	7 – 10
Europe de l'Est	<b>1,8</b> – 2,4	17 – 22	19 – 23	<b>30</b> – 46	12 – 18	4 – 5
Communauté des Etats indépendants	<b>2,3</b> – 6,0	3 – 7	3 – 7	<b>19</b> – 77	2 – 8	7 – 9
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	11,2 – 13,1	9 – 10	13 – 14	<b>30</b> – 36	9 – 11	17 – 19
Afrique subsaharienne	0,2	1	1	<b>20</b> – 27	1 – 2	1
Asie du Sud	<b>9,1</b> – 11,7	2 – 3	2 – 3	<b>36</b> – 39	3	16 – 18
Asie de l'Est et du Sud-Est	20,3 – <b>30,1</b>	14 – 20	13 – 18	<b>226</b> – <b>332</b>	11 – 16	6 – 7
Océanie	<b>0,3</b> – 0,6	3 – 5	3 – 5	<b>1,7</b> – 12	1 – 4	5 – 12
Australie	<b>0,3</b> – 0,6	3 – 5	4 – 6	<b>1,4</b> – 11	1 – 5	5 – 14
Chine	15,3 – <b>19,3</b>	14 – 18	15 – 16	<b>141</b> – <b>166</b>	14 – 16	7 – 8
Inde	<b>7,3</b> – 10,0	3	2 – 3	<b>30</b> – 36	3	17 – 18
Brésil	0,2 – <b>0,4</b>	6 – 10	9 – 14	<b>123</b> – <b>148</b>	14 – 16	0
Monde	<b>81</b> – 87	8 – 9	10	<b>1 103</b> – <b>1 150</b>	10 – 11	6

Note: Les chiffres en caractères gras proviennent de la méthode de la concentration spatiale. Les autres chiffres se basent sur la méthode d'intégration régionale (voir Annexe 3.4 pour les détails et la méthodologie). Les valeurs sont toutes des estimations de l'évapotranspiration (ET) réelle obtenues à partir de données sur l'irrigation totale et l'ET naturelle fournies par J. Hoogeveen, FAO (estimées selon la méthodologie décrite dans FAO, 2003a).

<sup>1</sup> L'évapotranspiration issue des zones irriguées est la somme de l'évapotranspiration issue de l'eau d'irrigation et de l'évapotranspiration issue des précipitations dans les zones irriguées.

Source: Calculs personnels.

fourragères, certaines approximations liées à l'absence de données suffisantes quant à la localisation de ces dernières. Comme le montre le tableau 4.7, ces deux méthodes donnent des résultats très similaires. Ceci suggère que, malgré un certain nombre d'hypothèses non vérifiées, les quantités globales obtenues grâce à ces calculs peuvent fournir des estimations relativement exactes.

A l'échelle planétaire, la culture des fourrages OMBS est responsable de l'évapotranspira-

tion d'environ 9 pour cent du volume total d'eau d'irrigation perdue par évapotranspiration dans le monde. Si l'on inclut l'évapotranspiration de l'eau des précipitations dans les zones irriguées, cette part atteint environ 10 pour cent du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées. Etant donné que les fourrages OMBS non transformés ne représentent que trois quarts des aliments distribués en élevage intensif, près de 15 pour cent du volume d'eau perdu par évapo-

transpiration dans les zones irriguées peuvent probablement être attribués au secteur de l'élevage.

Il existe des différences régionales marquées. En Afrique subsaharienne et en Océanie, l'irrigation absolue et relative des cultures de fourrages OMBS est faible. En Asie du Sud et en Inde, le volume d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration dans les cultures de fourrages OMBS, bien qu'important, ne représente qu'une faible partie du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration. Dans les régions les plus pauvres en eau de l'Asie de l'Ouest et de l'Afrique du Nord, le même volume représente environ 15 pour cent du volume total d'eau perdu par évapotranspiration dans les zones irriguées. Le pourcentage d'eau perdue par évapotranspiration dans les zones irriguées est de loin le plus élevé en Europe de l'Ouest (plus de 25 pour cent), suivi de l'Europe de Est (environ 20 pour cent). L'irrigation n'est pas très répandue en Europe, qui ne manque pas de ressources en eau de manière générale; d'ailleurs le volume d'eau d'irrigation destinée aux fourrages OMBS y est inférieur, en valeur absolue, à celui de l'Asie de l'Ouest et de l'Afrique du Nord. Mais la partie sud de l'Europe de l'Ouest connaît régulièrement des sécheresses estivales. Ainsi, dans le sud-ouest de la France, la culture irriguée du maïs (fourrage) a régulièrement été tenue pour responsable des importantes baisses de débit des principales rivières, de la détérioration de l'aquaculture côtière lors de ces sècheresses et de l'improductivité des pâturages pour les ruminants (Le Monde, 31 juillet 2005). Les quantités absolues les plus élevées d'eau perdue par évapotranspiration dans les cultures de fourrages OMBS sont observées aux Etats-Unis d'Amérique et en Asie de l'Est et du Sud-Est. Dans les deux cas, ces volumes représentent aussi une part importante du volume total d'eau d'irrigation perdu par évapotranspiration (environ 15 pour cent). Aux Etats-Unis d'Amérique, une grande partie de l'eau d'irrigation provient des ressources souterraines fossiles (US Geological Survey, 2005a). En Asie de l'Est et du Sud-Est, eu égard aux changements actuels dans le secteur de l'élevage, l'appauvrissement des ressources en eau et les conflits

concernant leur usage pourraient poser de sérieux problèmes au cours des prochaines décennies.

Malgré son impact sur l'environnement, l'eau d'irrigation ne représente qu'une faible part de l'eau perdue par évapotranspiration par l'ensemble des cultures de fourrages OMBS (6 pour cent au niveau mondial). Par rapport aux autres cultures, la culture des fourrages OMBS en Amérique du Nord et en Amérique latine est plutôt localisée dans les zones non irriguées: sa part dans l'évapotranspiration des ressources en eau dans les zones non irriguées est beaucoup plus importante que celle impliquée dans l'évapotranspiration de l'eau d'irrigation. En Europe en revanche, la culture des fourrages OMBS est de préférence irriguée. De même, dans les régions arides comme en Asie de l'Ouest et en Afrique du Nord, la part de l'évapotranspiration causée par la culture des fourrages OMBS en zone irriguée dépasse celle des surfaces agricoles non irriguées. Il est clair que la production des aliments pour le bétail consomme de grandes quantités de ressources en eau essentielles et se trouve ainsi en compétition avec d'autres usages et utilisateurs.

### 4.3 Pollution de l'eau

La majorité de l'eau utilisée par le secteur de l'élevage retourne dans l'environnement. Si une partie est susceptible d'être réutilisée dans le même bassin versant, une autre partie peut être polluée ou perdue par évapotranspiration, et donc disparaître<sup>6</sup>. L'eau polluée par l'élevage, la production de fourrages et le traitement des produits diminue l'approvisionnement en eau et accentue l'appauvrissement des ressources hydriques.

Les mécanismes de pollution peuvent être divisés en sources ponctuelles et en sources non ponctuelles. La pollution de sources ponctuelles est un rejet spécifique et limité de polluants visibles dans une étendue d'eau. Appliquée aux sys-

<sup>6</sup> La pollution de l'eau est une modification de la qualité de l'eau par des déchets qui compromettent son utilisation potentielle et entraînent des modifications de ses propriétés physico-chimiques et microbiologiques (Melvin, 1995).

tèmes de production animale, la pollution ponctuelle fait référence aux parcs d'engraissement, aux installations de transformation des aliments et aux établissements de traitement des produits chimiques à usage agricole. La pollution de sources non ponctuelles se caractérise par un rejet diffus de polluants généralement sur de larges étendues comme les pâturages.

#### 4.3.1 Les déchets engendrés par le secteur de l'élevage

La majorité de l'eau utilisée pour l'abreuvement et l'entretien du bétail retourne dans l'environnement sous forme de fumier et d'eaux usées. Les excréments du bétail contiennent une quantité importante de nutriments (azote, phosphore, potassium), de médicaments, de métaux lourds et d'agents pathogènes. Si ceux-ci se retrouvent dans l'eau ou s'accumulent dans le sol, ils peuvent constituer de sérieuses menaces pour l'environnement (Gerber et Menzi, 2005). Différents mécanismes peuvent intervenir dans la contamination des ressources en eau douce par les effluents d'élevage et les eaux usées. La contamination de l'eau peut être directe

par le ruissellement issu des bâtiments d'élevage, les pertes dues au manque d'installation de stockage, le dépôt d'excréments dans les sources d'eau douce et la percolation en profondeur et le transport à travers les couches du sol des eaux de drainage au niveau de la ferme. Il peut aussi exister une pollution non ponctuelle indirecte par le ruissellement de surface issu des zones de pâturage et des terrains cultivés.

#### Les principaux polluants

*Les excédents de nutriments favorisent l'eutrophisation et peuvent constituer un danger sanitaire*

Les animaux peuvent avoir un apport en nutriments extrêmement élevé (voir tableau 4.8). Ainsi, une vache laitière en lactation ingère jusqu'à 163,7 kg d'azote et 22,6 kg de phosphore par an. Certains nutriments ingérés sont assimilés par l'animal mais la plupart retournent dans l'environnement et peuvent constituer une menace pour la qualité de l'eau. L'excrétion annuelle de nutriments par les différents types d'animaux est présentée dans le tableau 4.8. Pour une vache laitière en lactation, l'excrétion annuelle s'élève

Tableau 4.8

#### Apport et excrétion des nutriments selon les types d'animaux

Animal	Absorption (kg/an)		Rétention (kg/an)		Excrétion (kg/an)		Pourcentage d'azote excrété sous forme minérale <sup>1</sup>
	N	P	N	P	N	P	
Vache laitière <sup>2</sup>	163,7	22,6	34,1	5,9	129,6	16,7	69
Vache laitière <sup>3</sup>	39,1	6,7	3,2	0,6	35,8	6,1	50
Truie <sup>2</sup>	46,0	11,0	14,0	3,0	32,0	8,0	73
Truie <sup>3</sup>	18,3	5,4	3,2	0,7	15,1	4,7	64
Porc en croissance <sup>2</sup>	20,0	3,9	6,0	1,3	14,0	2,5	78
Porc en croissance <sup>3</sup>	9,8	2,9	2,7	0,6	7,1	2,3	59
Poule pondeuse <sup>2</sup>	1,2	0,3	0,4	0,0	0,9	0,2	82
Poule pondeuse <sup>3</sup>	0,6	0,2	0,1	0,0	0,5	0,1	70
Poulet de chair <sup>2</sup>	1,1	0,2	0,5	0,1	0,6	0,1	83
Poulet de chair <sup>3</sup>	0,4	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	60

<sup>1</sup> Equivalent présumé de l'excrétion d'azote dans l'urine. Comme l'azote minéral peut se volatiliser, ce pourcentage est souvent inférieur dans les fumiers épandus dans les champs.

<sup>2</sup> En cas de forte productivité.

<sup>3</sup> En cas de moindre productivité.

Note: Du fait de la variation des apports et de la teneur en nutriments des aliments, ces valeurs sont des exemples, et non des moyennes, pour les situations de forte ou moindre productivité.

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

à 129,6 kg d'azote (79 pour cent du total ingéré) et 16,7 kg de phosphore (73 pour cent) (de Wit *et al.*, 1997). La charge de phosphore excrétée par une vache est équivalente à celle excrétée par 18 ou 20 personnes (Novotny *et al.*, 1989). La concentration en azote la plus élevée est celle du lisier de porc (76,2 g/N/kg de matière sèche), suivie de celui de la dinde (59,6 g/kg), des poules pondeuses (49,0), des moutons (44,4), des poulets (40,0), des vaches laitières (39,6) et des bovins à viande (32,5). La quantité de phosphore la plus élevée s'observe chez les poules pondeuses (20,8 g/P/kg de matière sèche), suivie des porcs (17,6), des dindes (16,5), des poulets (16,9), des moutons (10,3), des bovins à viande (9,6) et des vaches laitières (6,7) (Sharpley *et al.*, 1998, dans Miller, 2001). Dans les zones de production intensive, ces chiffres entraînent de gros excès en nutriments qui peuvent dépasser les capacités d'absorption des écosystèmes locaux et altérer la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine (Hooda *et al.*, 2000).

Selon notre estimation, au niveau mondial, les excréta provenant du secteur de l'élevage en 2004 contenaient 135 millions de tonnes d'azote et 58 millions de tonnes de phosphore. En 2004, les bovins étaient les premiers responsables de l'excrétion de nutriments, se trouvant à l'origine de 58 pour cent de l'azote excrété; les porcs comptaient à cet égard pour 12 pour cent et les volailles 7 pour cent.

Les systèmes de production mixtes sont ceux qui contribuent le plus à l'excrétion des nutriments. Ils représentent 70,5 pour cent de l'excrétion d'azote et de phosphore, suivis des systèmes de pâturage avec 22,5 pour cent de l'excrétion annuelle d'azote et de phosphore. Sur le plan géographique, l'Asie est la principale productrice, représentant à elle seule 35,5 pour cent de l'excrétion annuelle d'azote et de phosphore au niveau mondial.

De fortes concentrations en nutriments dans les ressources en eau peuvent conduire à une stimulation excessive de la croissance des plantes aquatiques et des algues, ce qui peut conduire à

une eutrophisation, donner un goût et une odeur désagréables à l'eau et engendrer un développement bactérien excessif dans les systèmes de distribution. Les nutriments peuvent protéger les microorganismes des effets de la salinité et de la température et peuvent constituer un danger pour la santé publique. L'eutrophisation est un phénomène naturel en cas de vieillissement des lacs et de certains estuaires mais l'élevage et les autres activités agricoles peuvent considérablement accélérer l'eutrophisation en augmentant le rythme avec lequel les nutriments et les substances organiques se déversent dans les écosystèmes aquatiques à partir des bassins versants environnants (Carney *et al.*, 1975; Nelson *et al.*, 1996). Au niveau mondial, le dépôt des nutriments (surtout l'azote) dépasse les charges critiques d'eutrophisation dans 7 à 18 pour cent des écosystèmes naturels et semi-naturels (Bouwman et van Vuuren, 1999).

Si la croissance végétale issue de l'eutrophisation est modérée, elle peut fournir une alimentation de base pour la population aquatique. Si elle est excessive, la prolifération d'algues et l'activité microbienne peuvent épuiser les réserves en oxygène dissous et perturber par conséquent le fonctionnement des écosystèmes. Les autres effets indésirables de l'eutrophisation sont:

- des modifications des caractéristiques de l'habitat dues au changement de la composition des plantes aquatiques;
- le remplacement d'espèces de poissons désirables par des espèces moins désirables, et les pertes économiques associées;
- la production de toxines par certaines algues;
- l'augmentation des frais d'exploitation des services publics d'approvisionnement en eau;
- le remplissage et l'obstruction des canaux d'irrigation par des mauvaises herbes aquatiques;
- l'incapacité d'utiliser l'eau pour des activités de loisir; et
- l'impossibilité de naviguer du fait de la densité des mauvaises herbes.

On observe ces impacts dans les écosystèmes d'eau douce aussi bien que marins, où la proliféra-

tion d'algues engendre des problèmes très répandus du fait qu'elle libère des toxines et provoque l'anoxie («zones mortes»), avec des conséquences négatives graves sur l'aquaculture et la pêche (EPA, 2005a; Belsky, Matze et Uselman, 1999; Ongley, 1996; Carpenter *et al.*, 1998).

Le phosphore est souvent considéré comme le nutriment limitant clé dans la plupart des écosystèmes aquatiques. Dans les écosystèmes fonctionnant convenablement, la capacité des zones humides et des cours d'eau à stocker le phosphore est alors déterminante pour la qualité de l'eau en aval. Mais de plus en plus d'études ont identifié l'azote comme étant le nutriment limitant essentiel. D'une manière générale, le phosphore influe sur la qualité de l'eau de surface, alors que l'azote constituerait plutôt une menace pour la qualité de l'eau souterraine, du fait de l'infiltration des nitrates à travers les couches du sol (Mosley *et al.*, 1997; Melvin, 1995; Reddy *et al.*, 1999; Miller, 2001; Carney, Carty et Colwell, 1975; Nelson, Cotlaris et Oades, 1996).

**Azote:** L'azote existe dans l'environnement sous différentes formes. Certaines formes sont inoffensives alors que d'autres sont extrêmement nocives. Selon la forme sous laquelle il existe, l'azote peut être stocké et immobilisé dans le sol, il peut s'infiltrer vers l'eau des nappes phréatiques ou bien s'évaporer. Comparé à l'azote organique, l'azote inorganique circule plus facilement à travers les couches du sol.

L'azote est excrété par les animaux sous forme organique et inorganique. La partie inorganique correspond à l'azote émis dans l'urine, elle est généralement plus importante que la partie organique. Les pertes d'azote directes par les excréta et les effluents d'élevage se présentent sous quatre formes principales: l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), le diazote ( $\text{N}_2$ ), le monoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ou les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) (Milchunas et Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000). Une partie de l'azote inorganique se volatilise sous forme d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage, lors de l'accumulation et le stockage des effluents, après l'épandage du fumier et sur les pâturages.

Les conditions de stockage et d'épandage des effluents conditionnent considérablement la transformation biologique de l'azote sous ses différentes formes et les menaces pour l'environnement sont différentes selon les formes obtenues. En milieu anaérobie, le nitrate se transforme en  $\text{N}_2$ , qui est inoffensif (dénitrification). Cependant, si le carbone organique est en déficit par rapport aux nitrates, la production du dérivé nocif  $\text{N}_2\text{O}$  augmente. Cette nitrification suboptimale a lieu lorsque le lessivage du sol transporte directement l'ammoniac vers les ressources en eau (Whitmore, 2000; Carpenter *et al.*, 1998).

Avec le mécanisme d'infiltration, les sols perdent leur azote qui contamine les ressources en eau. L'azote sous forme de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) (azote inorganique) est très mobile dans la solution du sol et peut facilement s'infiltrer sous l'horizon racinaire jusqu'à la nappe phréatique ou entrer dans l'écoulement hypodermique. L'azote (en particulier ses formes organiques) peut aussi contaminer les ressources en eau par ruissellement. Les niveaux élevés de nitrates observés dans les cours d'eau près des zones de pâturages sont principalement dus au débit d'eau souterraine et à l'écoulement hypodermique. Lorsqu'on utilise le fumier comme engrais organique, une bonne partie des pertes d'azote après l'épandage sont associées à la minéralisation de la matière organique du sol en l'absence de couverture végétale (Gerber et Menzi, 2005; Stoate *et al.*, 2001; Hooda *et al.*, 2000).

Des niveaux de nitrates élevés dans les ressources en eau peuvent constituer un danger sanitaire. Des niveaux excessifs dans l'eau potable peuvent provoquer la méthémoglobinémie («syndrome du bébé bleu») et peuvent intoxiquer les enfants. Chez les adultes, la toxicité des nitrates peut aussi provoquer des avortements et des cancers de l'estomac. Selon l'OMS, la concentration en nitrates dans l'eau de boisson ne devrait pas dépasser 45 mg par litre (10 mg par litre pour le  $\text{NO}_3^-$ -N) (Osterberg et Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) sont tout aussi sensibles au processus d'infiltration que les nitrates et sont beaucoup plus toxiques.



La grave menace de pollution que les systèmes de production animale industrialisés représentent pour l'eau a été largement décrite. Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, Ritter et Chirnside (1987) ont analysé la concentration en  $\text{NO}_3\text{-N}$  de 200 puits souterrains dans le Delaware (cité dans Hooda *et al.*, 2000). Leurs résultats mettent en évidence le risque local élevé que représentent les systèmes d'élevage industriels: dans les zones de production de volailles, le taux de concentration moyen était de 21,9 mg par litre, alors qu'il était de 6,2 mg par litre dans les zones de culture de maïs et de 0,58 mg par litre dans les zones boisées. Dans une autre étude menée dans le sud du Pays de Galles (Royaume-Uni), Schofield, Seager et Merriman (1990) ont montré qu'une rivière drainant uniquement des zones d'élevage se révélait très polluée, avec des niveaux de base de 3-5 mg de  $\text{NH}_3\text{-N}$  par litre et des pics atteignant 20 mg par litre. Les pics peuvent survenir après les pluies, du fait du lessivage excessif des arrières-cours des exploitations d'élevage et des champs où l'on a épandu du fumier (Hooda *et al.*, 2000).

De la même façon, en Asie du Sud-Est, l'initiative LEAD a analysé les sources terrestres de la pollution de la mer de Chine du Sud, en insistant sur la contribution de l'industrie porcine croissante en Chine, en particulier dans la province de Guangdong, en Thaïlande et au Viet Nam. Dans ces trois pays, on a estimé que les déchets issus

des élevages porcins étaient plus polluants que les eaux usées domestiques. La part des émissions de nutriments dans les ressources en eau attribuable aux déchets issus des élevages de porcs varie entre 14 pour cent pour l'azote et 60 pour cent pour le phosphore (Thaïlande) et 72 pour cent pour l'azote et 94 pour cent pour le phosphore (province de Chine de Guangdong) (voir tableau 4.9) (Gerber et Menzi, 2005).

**Phosphore:** Dans l'eau, le phosphore n'est pas considéré comme directement toxique pour l'homme et l'animal. Par conséquent, aucune norme n'a été établie pour le phosphore dans l'eau potable. Le phosphore contamine les ressources en eau lorsque les effluents d'élevage sont directement déposés ou rejetés dans les eaux superficielles ou lorsque de grandes quantités de phosphore sont épandues sur le sol. Contrairement à l'azote, le phosphore se fixe aux particules du sol et est donc moins sujet à l'infiltration, sauf si les niveaux de concentration sont très élevés. L'érosion est en fait la principale source de perte de phosphate et le phosphore est transporté dans le ruissellement de surface sous forme soluble ou sous forme de particules. Dans les zones à forte densité d'élevage, les niveaux de phosphore peuvent s'accumuler dans les sols et rejoindre les cours d'eau par ruissellement. Dans les systèmes de pâturage, les bovins qui piétinent le sol affectent le taux d'infiltration

Tableau 4.9

Estimation de la contribution relative des déchets issus des élevages de porcs, des eaux usées domestiques et de sources non ponctuelles à l'émission d'azote et de phosphore dans les réseaux d'alimentation en eau

Pays/Province	Nutriments	Charge potentielle (tonnes)	Pourcentage de la contribution aux émissions de nutriments dans les systèmes hydriques		
			Déchets des porcs	Eaux usées domestiques	Source non ponctuelle
Chine-Guangdong	N	530 434	72	9	19
	P	219 824	94	1	5
Thaïlande	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

Source: FAO (2004d).

et la macroporosité, ce qui entraîne une perte de sédiments et de phosphore par le ruissellement de surface provenant des pâtures et des sols cultivés (Carpenter *et al.*, 1998; Bellows, 2001; Stoate *et al.*, 2001; McDowell *et al.*, 2003).

### *Le carbone organique total réduit les taux d'oxygène dissous dans l'eau*

Les déchets organiques contiennent une grande part de solides avec des composés organiques qui peuvent constituer une menace pour la qualité de l'eau. La contamination organique peut stimuler la prolifération d'algues, ce qui augmente leurs besoins en oxygène et réduit la quantité d'oxygène disponible pour les autres espèces. En général, la demande biologique en oxygène (DBO) sert d'indicateur pour refléter la contamination de l'eau par les matières organiques. Certaines analyses montrent une forte corrélation entre une DBO élevée et la présence d'un effectif élevé de bétail ou le déversement direct des effluents d'élevage. La pluie joue un rôle majeur dans la variation des niveaux de DBO dans les cours d'eau drainant les zones d'élevage, sauf si les effluents d'élevage sont déversés directement dans le courant (Hooda *et al.*, 2000).

Le tableau 4.10 présente les niveaux de DBO pour différents types de déchets au Royaume-Uni. Les déchets associés au secteur de l'élevage sont parmi ceux qui ont la DBO la plus élevée. Les impacts du carbone organique total et des niveaux de DBO sur la qualité de l'eau et les écosystèmes ont été évalués localement mais le manque de données ne permet pas de faire des extrapolations à plus grande échelle.

### *La contamination biologique constitue un danger de santé publique*

Le bétail excrète de nombreux microorganismes responsables de zoonoses et des parasites pluricellulaires significatifs pour la santé humaine (Muirhead *et al.*, 2004). Les microorganismes pathogènes peuvent être transmis par l'eau ou les aliments, surtout si les récoltes sont irriguées avec de l'eau contaminée (Atwill, 1995).

**Tableau 4.10**

**Intervalle de valeur des concentrations de DBO pour différents types de déchets et de produits d'origine animale**

Source	DBO (mg/litre)
Lait	140 000
Effluent d'ensilage	30 000–80 000
Lisier de porcs	20 000–30 000
Lisier de bovins	10 000–20 000
Effluents liquides s'écoulant des fosses à lisier	1 000–12 000
Eau de lavage diluée de la salle de traite et de stabulation (eau souillée)	1 000–5 000
Eaux usées domestiques non traitées	300
Eaux usées domestiques traitées	20–60
Eau de rivière propre	5

Source: MAFF (1998).

Habituellement, de grandes quantités d'agents pathogènes doivent être directement déversées dans l'environnement pour que le processus de transmission soit efficace. Certains contaminants biologiques peuvent survivre des jours voire des semaines dans les fèces présents dans les champs et plus tard contaminer les ressources en eau par ruissellement.

Les agents pathogènes bactériens et viraux transmis par l'eau les plus importants pour la santé publique humaine et vétérinaire sont les suivants:

***Campylobacter spp.***: Plusieurs espèces de *campylobacter* jouent un rôle important dans les infections gastrointestinales humaines. La campylobactériose est responsable d'environ 5 à 14 pour cent de tous les cas de diarrhée dans le monde (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2005). On a constaté plusieurs cas d'infection clinique humaine attribuable à une contamination de l'eau par le bétail (Lind, 1996; Atwill, 1995).

***Escherichia Coli O157: H7***: *E. Coli O 157: H7* est un agent pathogène humain qui peut provoquer des colites et dans certains cas un syndrome

hémolytique et urémique. Les bovins sont considérés comme la source principale de contamination en cas d'épidémie ou d'infection sporadique d'*E. coli* O157: H7 d'origine hydrique ou alimentaire. Les complications et les décès sont plus fréquents chez les jeunes enfants, les personnes âgées et les personnes atteintes de maladies débilitantes. Aux Etats-Unis d'Amérique, environ 73 000 infections sont déclarées chaque année (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2004; Renter *et al.*, 2003; Shere *et al.*, 2002).

**Salmonella spp.:** Le bétail est une source importante de plusieurs *Salmonella spp.* infectieuses pour l'homme. *Salmonella dublin* est un des sérotypes les plus fréquemment isolés chez les bovins et un agent pathogène d'origine alimentaire grave pour l'homme. L'eau de surface contaminée par *S. dublin* d'origine bovine ou les aliments lavés avec de l'eau contaminée peuvent véhiculer l'infection et la transmettre à l'homme. Aux Etats-Unis d'Amérique, *Salmonella spp.* a été isolée chez 41 pour cent des dindes testées en Californie et 50 pour cent des poulets examinés au Massachusetts (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2005; Atwill, 1995).

**Clostridium botulinum:** *C. botulinum* (microorganisme responsable du botulisme) produit des neurotoxines puissantes. Ses spores sont résistantes à la chaleur et peuvent survivre dans les aliments insuffisamment ou incorrectement transformés. Parmi les sept sérotypes, les sérotypes A, B, E et F provoquent le botulisme humain alors que les types C et D sont responsables de la plupart des cas de botulisme chez les animaux. *C. botulinum* peut être transporté par le ruissellement provenant des champs (Carney, Carty et Colwell, 1975; Notermans, Dufrenne et Oosterom, 1981).

**Maladies virales:** Certaines maladies virales peuvent également être importantes sur le plan vétérinaire et être associées à l'eau de boisson comme les infections aux *Picornavirus* (la fièvre aphteuse, la maladie de Teschen/Talfan, l'encéphalomyélite aviaire, la maladie vésiculeuse

du porc, l'encéphalomyocardite), les infections aux *Parvovirus*, les infections aux *Adenovirus*, le virus de la peste bovine ou la peste porcine classique.

**Les maladies parasitaires du bétail** sont transmises soit par l'ingestion de formes de dissémination résistantes dans l'environnement (spores, kystes, ookystes, ovules, stades larvaires et enkystés), soit par l'utilisation d'eau contaminée pour transformer ou préparer des aliments, ou bien par contact direct avec des stades parasitaires infectieux. Les bovins sont une source de parasites pour les êtres humains et de nombreuses espèces sauvages (Olson *et al.*, 2004; Slifko, Smith et Rose, 2000). L'excrétion des formes de transmission peut être élevée et la menace pour la santé publique vétérinaire peut s'étendre bien au-delà des zones de contamination (Slifko, Smith et Rose, 2000; Atwill, 1995). Parmi les parasites les plus importants, les dangers de santé publique liés à l'eau sont constitués par *Giardia spp.*, *Cryptosporidia spp.*, *Microsporidia spp.* et *Fasciola spp.*

**Giardia lamblia et Cryptosporidium parvum:** Ce sont des protozoaires qui provoquent des maladies gastrointestinales chez l'homme (Buret *et al.*, 1990; Ong *et al.*, 1996). *G. lamblia* et *C. parvum* sont des agents pathogènes d'origine hydrique. Ils sont importants car responsables d'infections autochtones chez de nombreuses espèces animales. Leurs ookystes sont assez petits pour contaminer les nappes phréatiques, et les ookystes de *C. parvum* ne sont pas tués par le traitement classique de l'eau (Slifko, Smith et Rose, 2000; East Bay Municipal Utility District, 2001; Olson *et al.*, 2004). Au niveau mondial, la prévalence dans la population humaine est de 1 à 4,5 pour cent dans les pays développés et de 3 à 20 pour cent dans les pays en développement (Institute for International Cooperation in Animal Biologics, Center for Food Security and Public Health, 2004).

**Microsporidia spp.:** Les *Microsporidia spp.* sont des protozoaires intracellulaires sporulés. Quatorze espèces sont identifiées comme étant des agents pathogènes opportunistes ou émergents

pour l'homme. Dans les pays en développement, les espèces de microsporidies constituent même un danger sanitaire supérieur car ces infections se rencontrent essentiellement chez les individus immunodéprimés. Cette maladie est généralement transmise par l'eau mais elle peut potentiellement être une zoonose émergente transmise par la viande, les poissons ou les crustacés, crus ou légèrement cuits. La présence de microsporidies pathogènes pour l'homme a été très souvent signalée chez les animaux d'élevage et de compagnie. *Enterocytozoon bieneusi* (espèce la plus souvent diagnostiquée chez l'homme) a été signalée chez les porcs, les bovins, les chats, les chiens, les lamas et les poulets (Slifko, Smith et Rose, 2000; Fayer *et al.*, 2002).

***Fasciola spp.***: La fasciolose (*Fasciola hepatica* et *Fasciola gigantica*) est une infection parasitaire importante des herbivores et une zoonose alimentaire. La voie de transmission la plus courante est l'ingestion d'eau contaminée. Les aliments (les salades par exemple) contaminés par l'eau d'irrigation contenant des métacercaires peuvent également transmettre le parasite (Slifko, Smith et Rose, 2000; Conceição *et al.*, 2004; Velusamy, Singh et Raina, 2004).

### *Les résidus médicamenteux contaminent les environnements aquatiques*

Les produits pharmaceutiques sont utilisés en grandes quantités dans le secteur de l'élevage, principalement les antimicrobiens et les hormones. Les antimicrobiens ont toute une gamme d'utilisation. Ils sont administrés aux animaux à des fins thérapeutiques mais aussi à titre prophylactique à des groupes d'animaux en bonne santé, le plus souvent durant les périodes de stress avec un risque élevé d'infection, comme après le sevrage et pendant le transport. Ils sont aussi couramment distribués aux animaux sur de plus longues périodes, dans la nourriture ou l'eau de boisson, en vue d'améliorer les taux de croissance et le rendement alimentaire. Lorsque les antimicrobiens sont ajoutés aux aliments ou à l'eau de boisson à des taux inférieurs aux doses thérapeuti-

ques, certains scientifiques les qualifient d'usages «sub-thérapeutiques» ou «non thérapeutiques» (Morse et Jackson, 2003; Wallinga, 2002). Les hormones sont utilisées pour augmenter l'efficacité de la conversion alimentaire, en particulier dans la filière bovine et porcine. Leur utilisation n'est pas autorisée dans un certain nombre de pays, en particulier en Europe (FAO, 2003a).

Dans les pays développés, l'utilisation de médicaments pour la production animale représente une part importante de la quantité totale de médicaments utilisés. Environ la moitié des 22,7 millions de kilogrammes d'antibiotiques produits tous les ans aux Etats-Unis d'Amérique est utilisée pour les animaux (Harrison et Lederberg, 1998). L'Institut de médecine (IOM) estime qu'aux Etats-Unis d'Amérique, environ 80 pour cent des antibiotiques administrés au bétail sont utilisés pour des raisons non thérapeutiques, à savoir pour la prophylaxie et la stimulation de la croissance des animaux (Wallinga, 2002). Depuis 1997, la quantité d'antibiotiques utilisés a diminué en Europe, à la suite de l'interdiction de certaines substances et du débat public sur leur utilisation. En 1997, le secteur de l'élevage a utilisé 5 093 tonnes de médicaments, dont 1 599 tonnes d'activateurs de croissance (principalement des antibiotiques poly-éther). En 1999, dans l'Union européenne des 15 (et en Suisse), 4 688 tonnes d'antibiotiques étaient utilisées dans les systèmes d'élevage. Parmi ces 4 688 tonnes, 3 902 tonnes (soit 83 pour cent) étaient utilisées pour des raisons thérapeutiques (principalement des tétracyclines), alors que seules 786 tonnes consistaient en activateurs de croissance. Les quatre additifs alimentaires encore autorisés dans l'Union européenne (monensine, avilamycine, flavomycine et salinomycine) seront interdits d'ici 2006 (Thorsten *et al.*, 2003). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a récemment demandé d'interdire l'administration d'antibiotiques aux animaux en bonne santé dans le but d'améliorer leur productivité (FAO, 2003a).

Aucune donnée n'est disponible quant aux quantités d'hormones utilisées dans les différents pays. Les modulateurs endocriniens interfèrent avec le

fonctionnement normal des hormones corporelles pour contrôler la croissance, le métabolisme et les fonctions du corps. Ils sont utilisés dans les ateliers d'engraissement sous forme d'implants auriculaires ou sous forme d'additifs alimentaires (Miller, 2001). Les hormones naturelles couramment utilisées sont: l'œstradiol (œstrogènes), la progestérone et la testostérone. Les hormones de synthèse sont le zéranol, l'acétate de mélangestrol et l'acétate de trenbolone. Environ 34 pays ont accepté l'utilisation d'hormones dans la production de viande de bœuf. Parmi eux, se trouvent l'Australie, le Canada, le Chili, le Japon, le Mexique, la Nouvelle-Zélande, l'Afrique du Sud et les Etats-Unis d'Amérique. Avec l'utilisation de ces hormones, les bovins connaissent une augmentation de 8 à 25 pour cent de leur gain moyen quotidien, avec une amélioration du rendement alimentaire allant jusqu'à 15 pour cent (Canadian Animal Health Institute, 2004). Aucun impact négatif direct de ces hormones sur la santé humaine n'a été scientifiquement mis en évidence lorsqu'elles étaient utilisées correctement. Cependant, l'Union européenne, en partie en réponse à la pression des consommateurs, a pris une position stricte sur l'utilisation des hormones dans le secteur de la production animale (FAO, 2003a).

Toutefois, une grande partie des médicaments utilisés n'est pas dégradée dans le corps de l'animal et se retrouve dans l'environnement. Des résidus médicamenteux comprenant des antibiotiques et des hormones ont été identifiés dans différents environnements aquatiques, notamment dans les nappes phréatiques, l'eau de surface et l'eau du robinet (Morse et Jackson, 2003). Le US Geological Survey a retrouvé des résidus antimicrobiens dans 48 pour cent des 139 cours d'eau nationaux étudiés et a considéré que les animaux d'élevage pouvaient contribuer à cette pollution, en particulier lorsque du fumier était épandu sur les terres agricoles (Wallinga, 2002). Pour les hormones, certains auteurs (Estergreen *et al.*, 1977) ont signalé que 50 pour cent de la progestérone administrée aux bovins était excrétée dans les fèces et 2 pour cent dans les urines. D'autres (Shore *et al.*,

1993) ont découvert que la testostérone s'infiltrait facilement dans le sol, contrairement à l'œstradiol et l'œstrone.

Les antimicrobiens exerçant une pression de sélection sur l'eau douce même à de faibles concentrations, les bactéries deviennent résistantes aux antibiotiques. La résistance peut être transmise par l'échange de matériel génétique entre microorganismes et entre organismes non pathogènes et organismes pathogènes. Eu égard à l'avantage évolutif lié aux gènes résistants, ils se diffusent rapidement dans l'écosystème bactérien, les bactéries qui acquièrent ce type de gènes pouvant se propager plus rapidement et supplanter les bactéries non résistantes (FAO, 2003a; Harrison et Lederberg, 1998; Wallinga, 2002). En dehors de la diffusion potentielle de résistance aux antibiotiques, ceci pose un problème de risque environnemental important.

La préoccupation environnementale liée à l'utilisation des hormones dans le secteur de l'élevage concerne leur impact potentiel sur les cultures et la modulation endocrinienne éventuelle chez l'homme et la faune sauvage (Miller, 2001). L'acétate de trenbolone peut persister dans le fumier pendant plus de 270 jours, ce qui laisse penser que l'eau peut être contaminée par des principes actifs hormonaux, notamment par l'intermédiaire du ruissellement. Les liens entre l'utilisation des hormones dans le secteur de l'élevage et les impacts associés sur l'environnement sont difficilement démontrables. Toutefois, ils expliqueraient les modifications endocrines, neurologiques et de développement observées auprès de la faune sauvage, même après l'interdiction des pesticides œstrogènes connus. Cette hypothèse est renforcée par l'augmentation du nombre de cas déclarés de féminisation ou de masculinisation de poissons, l'augmentation de l'incidence des cancers du sein et des testicules et les modifications du tractus génital mâle chez les mammifères (Soto *et al.*, 2004).

Les antimicrobiens et les hormones ne sont pas les seuls médicaments sources d'inquiétude. De grandes quantités de détergents et de

désinfectants sont utilisées, dans le secteur de la production laitière par exemple. Les détergents représentent la plus grande part de produits chimiques utilisés dans les activités laitières. Le système de production animale utilise aussi de grandes quantités de produits antiparasitaires (Miller, 2002; Tremblay et Wratten, 2002).

### *Les métaux lourds utilisés dans l'alimentation des animaux d'élevage retournent dans l'environnement*

On donne à ingérer au bétail des métaux lourds à faible concentration pour des raisons sanitaires ou pour stimuler la croissance. Les métaux introduits dans les rations alimentaires peuvent être du cuivre, du zinc, du sélénium, du cobalt, de l'arsenic, du fer et du manganèse. Dans l'industrie porcine, le cuivre (Cu) est utilisé pour améliorer les performances car il agit comme agent antibactérien dans l'intestin. Le zinc (Zn) est utilisé dans les rations de sevrage des porcs pour contrôler la diarrhée post-sevrage. Dans l'industrie de la volaille, le Zn et le Cu sont nécessaires car ce sont des cofacteurs d'enzymes. Le cadmium et le sélénium sont aussi utilisés car il a été montré que, à faibles doses, ils favorisaient la croissance. Les autres sources potentielles de métaux lourds consommés sont l'eau de boisson, le calcaire et la corrosion des métaux utilisés pour les logements des animaux (Nicholson *et al.*, 2003; Miller, 2001; Sustainable Table, 2005).

Les animaux ne peuvent absorber que 5 à 15 pour cent des métaux qu'ils ingèrent. Dans ces conditions, la majorité de ces derniers sont excrétés et retournent dans l'environnement. Les ressources en eau peuvent aussi être contaminées lorsque les pédiluves contenant du Cu et du Zn sont utilisés pour désinfecter les sabots des ovins et des bovins (Nicholson *et al.* 2003; Schultheiß *et al.*, 2003; Sustainable Table, 2005). Les charges en métaux lourds issues des animaux d'élevage ont été analysées au niveau local. En Suisse, il a été montré que la charge totale en métaux lourds dans les effluents d'élevage s'élevait en 1995 à 94 tonnes de cuivre, 453 tonnes de zinc, 0,375 tonne de cadmium et 7,43 tonnes de plomb, pour un cheptel

de 1,64 million de bovins et 1,49 million de porcs (FAO, 2006b). Sur cette charge, 64 pour cent du zinc et 87 pour cent du plomb se trouvaient dans le fumier de bovins (Menzi et Kessler, 1998). Cependant, la plus forte concentration de cuivre et de zinc se trouvait dans le lisier de porc.

### **Cheminements de la pollution**

#### **1. Pollution de sources ponctuelles provenant des systèmes de production intensive**

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 1, les principaux changements structurels ayant lieu dans le secteur de l'élevage aujourd'hui sont associés au développement des systèmes de production animale industriels intensifs. Ces systèmes impliquent souvent des effectifs importants d'animaux concentrés dans des zones relativement réduites et dans un faible nombre d'unités de production.

Ainsi, aux Etats-Unis d'Amérique, 4 pour cent des ateliers d'engraissement de bovins représentent 84 pour cent de la production bovine. De telles concentrations d'animaux créent des volumes considérables de déchets, qui doivent être gérés de manière à éviter la contamination de l'eau (Carpenter *et al.*, 1998). La gestion des déchets est très variable et les impacts sur les ressources en eau qui leurs sont associés varient en conséquence.

Dans les pays développés, il existe des cadres réglementaires mais les règles sont souvent



*Lagune d'épuration dans un élevage de porcs – centre de la Thaïlande 2000*

contournées ou enfreintes. Par exemple, dans l'Etat de l'Iowa aux Etats-Unis d'Amérique, 6 pour cent des 307 principaux déversements d'effluents d'élevage se sont révélés être le résultat d'action délibérées, comme l'épandage de fumier sur le sol ou la réalisation de brèches dans les étangs d'épuration, tandis que 24 pour cent ont été provoqués par la défaillance ou le débordement d'une structure de stockage du fumier (Osterberg et Wallinga, 2004). Au Royaume-Uni, le nombre d'incidents de pollution déclarés liés aux déchets d'élevage est passé de 310 en 1984 à 539 en 1993 en Ecosse, et de 2 367 en 1981 à 4 141 en 1988 en Angleterre et en Irlande du Nord. Le ruissellement issu des unités de production animale intensive est aussi une des sources importantes de pollution dans les pays où le secteur de l'élevage est intensifié.

Dans les pays en développement, en particulier en Asie, le changement structurel du secteur de l'élevage et les modifications ultérieures qui ont eu lieu dans les pratiques de gestion des effluents ont eu le même type d'impact négatif sur l'environnement. L'accroissement de la taille et de la concentration géographique au voisinage des zones urbaines entraîne de gros déséquilibres dans le rapport entre la terre et le bétail, qui limitent les options de recyclage des effluents d'élevage, notamment son utilisation comme engrais sur les récoltes. Dans ces conditions, les coûts de transport du fumier jusqu'aux champs sont souvent prohibitifs. De plus, les terres périurbaines sont souvent trop chères pour mettre en place des systèmes de traitement abordables comme les étangs d'épuration. Par conséquent, la majorité du lisier issu de ces opérations est déversée directement dans les voies navigables. Cette pollution survient dans des lieux où les densités de population humaine sont très élevées, ce qui augmente l'impact potentiel sur leur bien-être. Le traitement des déchets est pratiqué seulement dans une minorité de fermes et il est très insuffisant pour atteindre des normes acceptables. Bien que des réglementations dans ce domaine soient en place dans les pays en développement, celles-ci sont rarement appliquées. Même lorsque les

déchets sont récoltés (dans un étang d'épuration par exemple), une grande partie est souvent perdue par infiltration ou par débordement pendant la saison des pluies, entraînant la contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine (Gerber et Menzi, 2005).

Comme la majorité des phénomènes de pollution n'est pas enregistrée, les données manquent et il est difficile de réaliser une évaluation détaillée du niveau de pollution des sources ponctuelles au niveau mondial. Si l'on regarde la distribution mondiale des systèmes de production animale intensive (voir cartes 14 et 15, Annexe 1) et les études locales qui mettent en évidence la contamination directe de l'eau par les activités d'élevage intensif, on constate clairement que l'essentiel de la pollution est concentré dans les régions où les activités d'élevage intensif sont les plus denses. Ces zones sont principalement situées aux Etats-Unis d'Amérique (côtes ouest et est), en Europe (ouest de la France, ouest de l'Espagne, Angleterre, Allemagne, Belgique, Pays-Bas, nord de l'Italie et Irlande), au Japon, en Chine et en Asie du Sud-Est (Indonésie, Malaisie, Philippines, Province de Chine de Taiwan, Thaïlande, Viet Nam), au Brésil, en Equateur, au Mexique, au Venezuela et en Arabie saoudite.

### **2. Pollution de sources non ponctuelles liées aux pâturages et aux terres cultivables**

Le secteur de l'élevage peut être relié à trois principales sources non ponctuelles.

Premièrement, une partie des déchets de l'élevage, en particulier le fumier, est épandue sur le sol comme engrais pour la production d'aliments pour animaux.

Deuxièmement, dans les systèmes de production animale extensifs, la contamination de l'eau de surface par les déchets peut provenir du dépôt direct de matières fécales dans les voies fluviales ou par le ruissellement et le courant superficiel lorsqu'elles sont déposées sur le sol.

Troisièmement, les systèmes d'élevage requièrent une grande quantité de ressources en aliments et en fourrage, nécessitant souvent des



*Épandage de fumier sur un champ dans le Wisconsin – Etats-Unis d'Amérique*

moyens de production supplémentaires comme les pesticides ou les engrais minéraux, qui peuvent contaminer les ressources en eau après leur application sur les terres (cet aspect sera décrit ultérieurement dans la section 4.3.4).

Les agents polluants déposés sur les prairies et les terres agricoles peuvent contaminer les ressources en eau de surface et en eau souterraine. Les nutriments, les résidus de médicaments, les métaux lourds ou les contaminants biologiques appliqués sur la terre peuvent filtrer entre les couches du sol ou être entraînés par le ruissellement. L'ampleur de ce phénomène dépend des caractéristiques du terrain et du climat, de l'intensité, de la fréquence et de la période de pâturage ainsi que de la quantité de fumier épandue. Quand le temps est sec, les inondations sont peu fréquentes, aussi la majorité de la contamination par les matières fécales résulte-t-elle de la défécation directe des animaux dans un cours d'eau (Melvin, 1995; East Bay Municipal Utility District, 2001; Collins et Rutherford, 2004; Miner, Buckhouse et Moore, 1995; Larsen, 1995; Milchunas et Lauenroth, 1993; Bellows, 2001; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000; Sheldrick, Syers et Lingard, 2003; Carpenter *et al.*, 1998).

Le niveau de dégradation du sol a un effet sur les mécanismes et l'importance de la pollution. Lorsque la couverture végétale est limitée et que le détachement du sol et l'érosion qui s'ensuit

augmentent, le ruissellement augmente aussi, de même que le transport des nutriments, des contaminants biologiques, des sédiments et d'autres contaminants des cours d'eau. Le secteur de l'élevage a un impact complexe dans la mesure où il représente des sources de pollution directes et indirectes et qu'il influence aussi directement (par la dégradation des sols) les mécanismes naturels qui contrôlent et réduisent les charges de pollution.

L'application de fumier sur les terres agricoles est motivée par deux objectifs tout à fait conciliables. D'une part (d'un point de vue environnemental et/ou économique), c'est un engrais organique efficace qui permet de réduire les coûts des fertilisants chimiques. D'autre part, il s'agit là d'une solution plus économique que de traiter les effluents d'élevage en vue de satisfaire les normes de déversement dans les cours d'eau.

Pour l'année 1996, au niveau mondial, les nutriments récupérés par les effluents et appliqués sur les terres agricoles ont été estimés à 34 millions de tonnes d'azote et 8,8 millions de tonnes de phosphore (Sheldrick, Syers et Lingard, 2003). Sur la quantité totale d'engrais utilisés, la part du fumier a progressivement décliné. Entre 1961 et 1995, les pourcentages relatifs ont diminué de 60 à 30 pour cent pour l'azote et de 50 à 38 pour cent pour le phosphore (Sheldrick, Syers et Lingard, 2003). Toutefois, pour de nombreux pays en développement, les effluents d'élevage restent le principal apport en nutriments pour les terres agricoles (voir tableau 4.11). Les régions où le fumier est le plus utilisé comme engrais se situent en Europe de l'Est et dans la Communauté des Etats indépendants (CEI) (56 pour cent) et en Afrique subsaharienne (49 pour cent). Ces taux élevés, surtout en Afrique subsaharienne, reflètent l'abondance des terres et la grande valeur économique détenue par le fumier en tant qu'engrais, les engrais minéraux pouvant être inabordables ou indisponibles dans certains endroits.

L'utilisation du fumier comme engrais ne devrait pas être considérée comme une menace potentielle de pollution de l'eau mais plutôt comme un



Tableau 4.11

Application d'azote et de phosphore issus d'engrais minéraux et de fumier animal sur les récoltes et les pâturages au niveau mondial

Région/pays	Cultures				Pâturages				Contribution du fumier à la fertilisation azotée
	Superficie	Engrais minéral	Fumier		Superficie	Engrais minéral	Fumier		
		N	N	P		N	N	P	
	<i>millions d'ha</i>	<i>(..... milliers de tonnes.....)</i>			<i>millions d'ha</i>	<i>(.....milliers de tonnes.....)</i>			<i>pourcentage</i>
Amérique du Nord									
Canada	46,0	1 576,0	207,0	115,3	20,0	0,0	207,0	115,3	22
Etats-Unis d'Amérique	190,0	11 150,0	1 583,0	881,7	84,0	0,0	1 583,0	881,7	
Amérique centrale	40,0	1 424,0	351,0	192,4	22,0	25,0	351,0	192,4	43
Amérique du Sud	111,0	2 283,0	1 052,0	576,8	59,0	12,0	1 051,0	576,2	
Afrique du Nord	22,0	1 203,0	36,0	18,5	10,0	0,0	34,0	17,4	10
Asie de l'Ouest	58,0	2 376,0	180,0	92,3	48,0	0,0	137,0	70,2	
Afrique de l'Ouest	75,0	156,0	140,0	71,9	26,0	0,0	148,0	76,0	
Afrique de l'Est	41,0	109,0	148,0	76,0	24,0	31,0	78,0	40,0	49
Afrique australe	42,0	480,0	79,0	40,6	50,0	3 074,0	3 085,0	1 583,8	
Europe OCDE	90,0	6 416,0	3 408,0	1 896,7	18,0	210,0	737,0	410,2	38
Europe de l'Est	48,0	1 834,0	757,0	413,4	177,0	760,0	2 389,0	1 304,5	56
ex Union soviétique	230,0	1 870,0	2 392,0	1 306,2	13,0	17,0	167,0	91,2	
Asie du Sud	206,0	12 941,0	3 816,0	1 920,9	10,0	0,0	425,0	213,9	
Asie de l'Est	95,0	24 345,0	5 150,0	3 358,3	29,0	0,0	1 404,0	915,5	10
Asie du Sud-Est	87,0	4 216,0	941,0	512,0	15,0	0,0	477,0	259,5	
Océanie	49,0	651,0	63,0	38,9	20,0	175,0	52,0	32,1	29
Japon	4,0	436,0	361,0	223,0	0,0	27,0	59,0	36,4	
<b>Monde</b>	<b>1 436,0</b>	<b>73 467,0</b>	<b>20 664,0</b>	<b>11 734,7</b>	<b>625,0</b>	<b>4 331,0</b>	<b>12 384,0</b>	<b>6 816,6</b>	<b>30</b>

Note: Les données datent de 1995.

Source: FAO/IFA (2001).

moyen de la réduire. Lorsqu'il est utilisé correctement, le recyclage des effluents d'élevage réduit l'utilisation de fertilisants minéraux. Dans les pays où le taux de recyclage et la contribution relative du fumier par rapport à la quantité totale d'azote appliquée sont bas, il est évident qu'une meilleure gestion des effluents est nécessaire.

L'utilisation du fumier comme source de fertilisant organique présente d'autres avantages concernant la pollution de l'eau par les nutriments. Comme une grande partie de l'azote contenu dans les effluents est présente sous forme organique, il n'est pas tout de suite entièrement disponible pour fertiliser les récoltes et son action est progressive.

De plus, la matière organique contenue dans le fumier améliore la structure du sol et augmente la rétention de l'eau ainsi que la capacité d'échange des cations (de Wit *et al.*, 1997). Néanmoins, lorsque son taux d'absorption par les récoltes est faible, l'azote organique peut parfois être minéralisé. Dans ce cas, l'azote libéré est davantage sujet au processus d'infiltration. En Europe, une part importante de la contamination de l'eau par les nitrates résulte de la minéralisation de l'azote organique en automne et au printemps.

Lorsque le fumier est épandu pour obtenir une fertilisation organique peu coûteuse des champs, il a traditionnellement pour but de favoriser l'ab-

sorption de l'azote par les récoltes plutôt que celle du phosphore. Or, les taux d'absorption d'azote et de phosphore par les récoltes différant largement selon le quotient N/P dans les excréments du bétail, cette situation entraîne souvent un taux de phosphore plus élevé dans les sols longtemps enrichis avec du fumier. Comme le sol n'est pas un réservoir infini de phosphore, cette situation entraîne une augmentation du processus d'infiltration de ce dernier (Miller, 2001). De plus, lorsque le fumier est utilisé pour conditionner le sol, la dose de phosphore appliquée sur la terre dépasse souvent la demande agronomique et le phosphore s'accumule dans les sols (Bellows, 2001; Gerber et Menzi, 2005).

Lorsque l'épandage du fumier est effectué dans le but de gérer de manière peu coûteuse

les déchets, les producteurs ont tendance à appliquer le fumier avec une fréquence et une intensité excessives et ils peuvent aussi mésestimer et dépasser les besoins des cultures. L'application excessive est principalement due aux coûts élevés du transport et de la main-d'œuvre. En effet, ces coûts limitent souvent l'utilisation des effluents d'élevage comme fertilisant organique aux zones se trouvant à proximité des systèmes de production animale industrialisés. Par conséquent, le fumier est appliqué en excès dans ces zones, conduisant à l'accumulation des nutriments dans le sol et à la contamination de l'eau par ruissellement ou infiltration.

L'accumulation de nutriments dans le sol est un phénomène rapporté dans le monde entier. Aux Etats-Unis d'Amérique et en Europe par exemple,

Tableau 4.12

Estimation des pertes en azote et en phosphore des terres agricoles ayant reçu des effluents d'élevage, vers les écosystèmes d'eau douce

Région	N provenant du fumier animal		Perte de N vers les cours d'eau	P provenant du fumier animal		Perte de P vers les cours d'eau
	Cultures	Pâturages		Cultures	Pâturages	
<i>(..... milliers de tonnes .....)</i>						
Amérique du Nord						
Canada	207,0	207,0	104,0	115,3	20,0	16,2
Etats-Unis d'Amérique	1 583,0	1 583,0	792,0	881,7	84,0	115,9
Amérique centrale	351,0	351,0	176,0	192,4	22,0	25,7
Amérique du Sud	1 052,0	1 051,0	526,0	576,8	59,0	76,3
Afrique du Nord	36,0	34,0	18,0	18,5	10,0	3,4
Asie de l'Ouest	180,0	137,0	79,0	92,3	48,0	16,8
Afrique de l'Ouest	140,0	148,0	72,0	71,9	26,0	11,7
Afrique de l'Est	148,0	78,0	57,0	76,0	24,0	12,0
Afrique australe	79,0	3 085,0	791,0	40,6	50,0	10,9
Europe OCDE	3 408,0	737,0	1 036,0	1 896,7	18,0	229,8
Europe de l'Est	757,0	2 389,0	787,0	413,4	177,0	70,8
ex Union soviétique	2 392,0	167,0	640,0	1 306,2	13,0	158,3
Asie du Sud	3 816,0	425,0	1 060,0	1 920,9	10,0	231,7
Asie de l'Est	5 150,0	1 404,0	1 639,0	3 358,3	29,0	406,5
Asie du Sud-Est	941,0	477,0	355,0	512,0	15,0	63,2
Océanie	63,0	52,0	29,0	38,9	20,0	7,1
Japon	361,0	59,0	105,0	223,0	0,0	26,8
<b>Monde</b>	<b>20 664,0</b>	<b>12 384,0</b>	<b>8 262,0</b>	<b>11 734,7</b>	<b>625,0</b>	<b>1 483,2</b>

Sources: FAO/IFA (2001); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (2000); Galloway *et al.* (2004).

seuls 30 pour cent de l'apport en phosphore dans les engrais étant réellement utilisés par la production agricole, on estime que le taux d'accumulation moyen est de 22 kg de phosphore par hectare et par an (Carpenter *et al.*, 1998). L'impact de l'intensification de l'élevage sur le bilan des éléments nutritifs du sol en Asie a été analysé par certains auteurs (Gerber *et al.*, 2005), voir encadré 4.2.

Selon les principales estimations, les pertes en phosphore dans les cours d'eau représenteraient entre 3 et 20 pour cent du phosphore appliqué (Carpenter *et al.*, 1998; Hooda *et al.*, 2000). Les pertes d'azote par ruissellement correspondent en général à moins de 5 pour cent du taux d'azote appliqué dans les fertilisants (voir tableau 4.12). Cependant, ce chiffre ne reflète pas le niveau réel de contamination car il ne prend pas en compte l'infiltration et le lessivage. En fait, le pourcentage d'azote apporté par les engrais qui quitte les écosystèmes agricoles pour se déverser dans les réserves d'eau, varie entre 10 et 40 pour cent pour les sols limoneux et argileux et entre 25 et 80 pour cent pour les sols sablonneux (Carpenter *et al.*, 1998). Ces estimations coïncident avec les chiffres

fournis par d'autres auteurs (Galloway *et al.*, 2004), qui estiment que 25 pour cent de l'azote appliqué est libéré et contamine les ressources en eau.

Les pertes de nutriments par les terres amendées en fumure et leur impact potentiel sur l'environnement sont importants. Sur la base des chiffres ci-dessus, on peut estimer que chaque année 8,3 millions de tonnes d'azote et 1,5 million de tonnes de phosphore issues du fumier finissent par contaminer les ressources en eau douce. Le principal responsable est l'Asie, avec 2 millions de tonnes d'azote et 0,7 million de tonnes de phosphore (respectivement 24 et 47 pour cent des pertes mondiales provenant des terres amendées en fumure).

Les effluents d'élevage peuvent aussi participer significativement à la charge des métaux lourds sur les champs cultivés. En Angleterre et au Pays de Galles, certains auteurs (Nicholson *et al.*, 2003) ont estimé qu'en 2000, environ 1 900 tonnes de zinc (Zn) et 650 tonnes de cuivre (Cu) avaient été répandues sur les terrains agricoles sous forme de fumier animal, ce qui représente 38 pour cent de l'apport annuel en Zn (voir tableau 4.13). En

Tableau 4.13

Apports en métaux lourds sur les terres agricoles en Angleterre et au Pays de Galles pour l'année 2000

Source	Apports annuels (tonnes)								
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg	
Dépôt atmosphérique	2 457	631	178	604	21	863	35	11	
Fumier animal	1 858	643	53	48	4,2	36	16	0,3	
Vidange des eaux usées	385	271	28	106	1,6	78	2,9	1,1	
Déchets industriels	45	13	3	3	0,9	3,9	a.d.	0,1	
Engrais minéraux	Azote	19	13	2	6	1,2	4	1,2	<0,1
	Phosphate	213	30	21	3	10	104	7,2	<0,1
	Potasse	3	2	<1	1	0,2	1	0,2	<0,1
	Chaux	32	7	15	6	0,9	17	a.d.	a.d.
	Total	266	53	37	16	12	126	8,5	0,1
Produits chimiques agricoles	21	8	0	0	0	0	0	0	
Eau d'irrigation	5	2	<1	<1	<0,1	<1	0,1	a.d.	
Compost	<1	<1	<1	<1	<0,1	<1	a.d.	<0,1	
<b>Total</b>	<b>5 038</b>	<b>1 621</b>	<b>299</b>	<b>778</b>	<b>40</b>	<b>327</b>	<b>62</b>	<b>13</b>	

Note: a.d. – absence de données.

Source: Nicholson *et al.* (2003)

### Encadré 4.2 Impact de l'intensification de l'élevage sur le bilan des éléments nutritifs du sol en Asie

La distribution des élevages en Asie suit deux schémas principaux. En Asie du Sud et à l'ouest de la Chine, les élevages de ruminants sont prédominants. Dans ces régions, les systèmes de production sont mixtes ou extensifs, principalement traditionnels, et la densité animale coïncide avec les types de climats et la nature agroécologique des terrains. En Inde, les ruminants sont à l'origine de plus de 94 pour cent de l'excrétion de  $P_2O_5$ . Cette prévalence du rôle des ruminants dans l'excrétion de  $P_2O_5$  est également observée au Bangladesh, au Bhoutan, au Cambodge, au Myanmar, au Népal et en République démocratique populaire lao, où les ruminants sont responsables de plus de 75 pour cent du  $P_2O_5$  excrété.

Par ailleurs, le secteur de l'élevage en Asie et l'Est et du Sud-Est est dominé par les porcs et la volaille. Les monogastriques (porcs et volaille) participent pour plus de 75 pour cent à l'excrétion du phosphore ( $P_2O_5$ ) dans de nombreuses régions

de Chine, d'Indonésie, de Malaisie et du Viet Nam, particulièrement autour des centres urbains.

Dans la zone étudiée, il existe une forte hétérogénéité, concernant le bilan de  $P_2O_5$ , entre les zones qui auraient un bilan négatif (bilan massique inférieur à 10 kg par hectare) et les zones avec d'importants surplus (bilan massique supérieur à 10 kg par hectare). Dans l'ensemble de la région analysée, on estime que 39,1 pour cent des terres agricoles ont un bilan de  $P_2O_5$  équilibré (bilan massique de  $P_2O_5$  entre -10 et +10 kg), alors que 23,6 pour cent de ces terres sont classés comme étant en surcharge – principalement à l'est de la Chine, dans le bassin du Gange et autour des centres urbains tels que Bangkok, Ho Chi Minh Ville et Manille, avec des surplus particulièrement élevés à la périphérie des villes.

En moyenne, on estime que le fumier du bétail représente 39,5 pour cent de l'approvisionnement agricole en  $P_2O_5$ . Les animaux sont la principale

Angleterre et au Pays de Galles, le fumier des bovins est le plus grand responsable du dépôt de métaux lourds par fumure, principalement du fait des grandes quantités produites et non du fait d'une teneur élevée en métaux (Nicholson *et al.*, 2003). En Suisse, le fumier est responsable d'environ deux tiers de la charge en cuivre et en zinc des fertilisants et d'environ de 20 pour cent de la charge en cadmium et en plomb (Menzi et Kessler, 1998).

On assiste à une sensibilisation croissante sur le fait que la teneur en métaux lourds dans le sol est en augmentation dans de nombreuses régions et que des niveaux critiques pourraient être atteints dans un futur proche (Menzi et Kessler, 1998; Miller, 2001; Schultheiß *et al.*, 2003).

Au niveau des pâturages, le bétail constitue une source d'apport supplémentaire de phosphore et d'azote pour le sol, sous forme d'urine et de fèces. Généralement, les animaux ne pâturent pas de façon uniforme dans un site. Les effets des

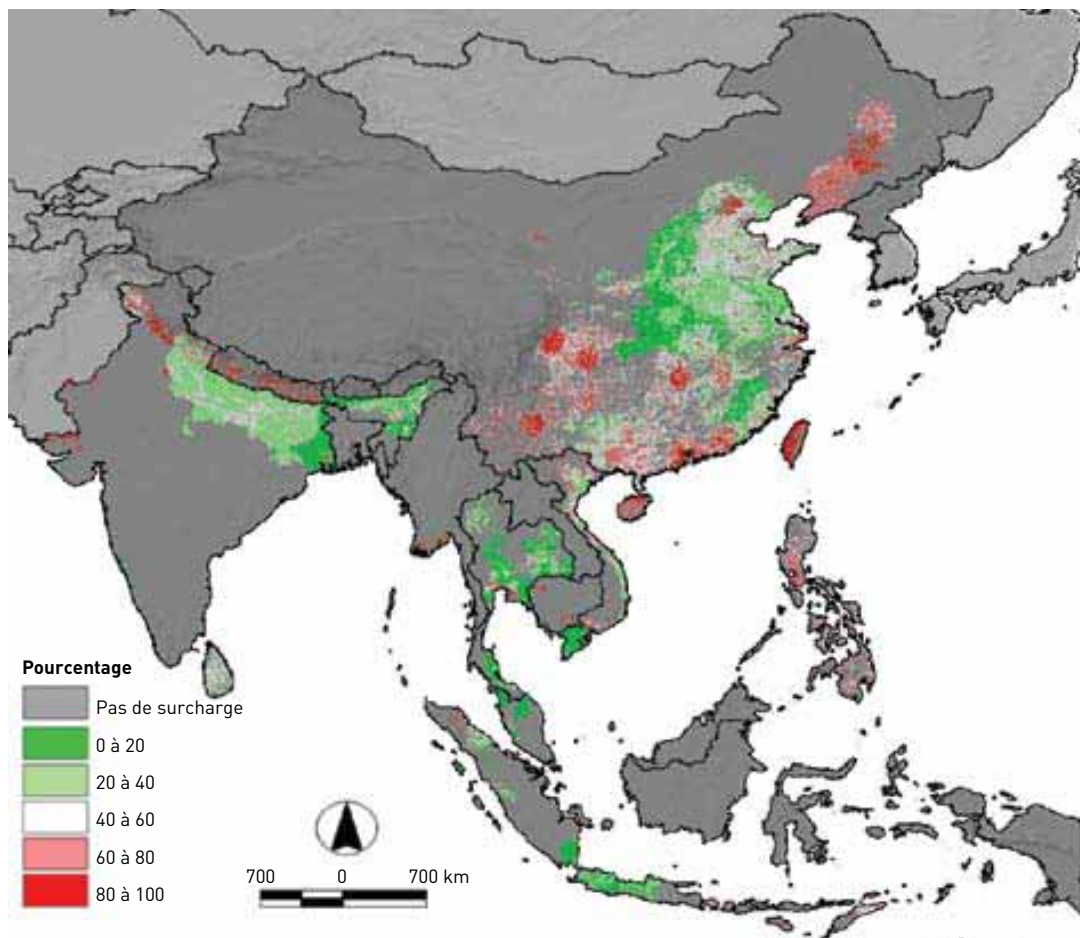
nutriments se concentrent donc dans les endroits où ils se rassemblent, et varient largement selon les comportements qu'ils adoptent en matière de pâture, d'abreuvement, de déplacement et de repos. Lorsqu'ils ne sont pas absorbés par les végétaux ou qu'ils ne s'évaporent pas dans l'atmosphère, ces nutriments peuvent contaminer les ressources hydriques. La capacité des plantes à mobiliser les nutriments est la plupart du temps dépassée par leur taux d'application local instantané, élevé. En effet, dans les systèmes de pâturage améliorés, l'excrétion quotidienne d'urine d'une vache au pâturage est de l'ordre de 2 litres, lesquels sont émis sur une zone d'environ 0,4 m<sup>2</sup>. Cette excrétion correspond à un apport instantané de 400 à 1 200 kg d'azote par hectare. Elle dépasse donc la capacité de mobilisation annuelle de la végétation dans les climats tempérés qui équivaut à 400 kg N ha<sup>-1</sup>. Ces schémas conduisent souvent à une redistribution des nutriments dans le paysage, occasionnant ainsi localement des pollu-

Encadré 4.2 (suite)

source agricole de  $P_2O_5$  près des centres urbains et dans les zones spécialisées en élevage (sud et nord-est de la Chine), tandis que les fertilisants minéraux dominent dans les zones de culture (riz) intensive: bassin du Gange, Thaïlande de l'est et du sud, delta du Mékong et est de la Chine (provinces du Jiangsu, de l'Anhui et du Hénan). Par ailleurs, le fumier représente plus de la moitié du surplus de phosphate au nord-est et au sud-est de la Chine, dans la province chinoise de Taiwan et à la périphérie des centres urbains comme Hanoi, Ho Chi Minh Ville, Bangkok et Manille.

Ces observations laissent penser qu'il existe un grand potentiel pour améliorer l'intégration entre les activités de culture et d'élevage. Dans les zones en surcharge, les fertilisants minéraux pourrait être en partie substitués par le fumier, ce qui diminuerait de façon substantielle les impacts environnementaux des engrais sur la terre et l'eau. Bien que cette substitution potentielle semble évidente, sa mise en œuvre sur le terrain soulève un ensemble de problèmes et d'obstacles (Gerber *et al.*, 2005).

Carte 4.1 Estimation de la contribution du bétail à l'approvisionnement en  $P_2O_5$  des terres agricoles dans une région présentant un bilan massique de  $P_2O_5$  supérieur à 10 kg par hectare. Sélection de pays asiatiques- de 1998 à 2000.



Source: Gerber *et al.* (2005).

tions de sources ponctuelles. De plus, cet apport instantané élevé en nutriments peut brûler la végétation (toxicité élevée des racines végétales), détériorant ainsi le phénomène de recyclage naturel pendant des mois (Milchunas et Lauenroth, 1993; Whitmore, 2000; Hooda *et al.*, 2000).

Au niveau mondial, les animaux déposent chaque année 30,4 millions de tonnes d'azote et 12 millions de tonnes de phosphore dans les systèmes de pâturage. L'épandage direct de fumier sur les pâtures est extrêmement important en Amérique centrale et en Amérique du Sud; il représente 33 pour cent du dépôt total d'azote et de phosphore. Toutefois, celui-ci est largement sous-estimé car il concerne uniquement les systèmes de pâturage purs. Les systèmes de pâturage mixtes participent eux aussi au dépôt direct d'azote et de phosphore sur les champs pâturés. Ceci augmente la quantité d'engrais organique ou minéral épandu sur les prairies et constitue une menace supplémentaire pour la qualité de l'eau. Dans les pâtures, les effets de l'intensité du pâturage sur l'eau de surface sont variables. Une intensité de pâturage modérée n'augmente en général pas les pertes en phosphore et en azote par ruissellement et n'affecte donc pas significativement les ressources en eau (Mosley *et al.*, 1997). Cependant, le pâturage intensif accroît généralement les pertes en phosphore et en azote par le ruissellement de l'eau sur les pâtures et par l'infiltration de l'azote vers les ressources d'eau souterraine (Schepers, Hackes et Francis, 1982; Nelson, Cotaris et Oades, 1996; Scrimgeour et Kendall, 2002; Hooda *et al.*, 2000).

### 4.3.2 Déchets issus de la transformation des produits d'origine animale

Les abattoirs, les usines de transformation des produits carnés, les laiteries et les tanneries sont potentiellement très polluantes au niveau local. Les deux mécanismes polluants les plus préoccupants sont le déversement direct des eaux usées dans les cours d'eau et le ruissellement de surface provenant des zones de traitement. En général, les eaux usées contiennent des quantités élevées

de carbone organique total (TOC) entraînant une demande biologique en oxygène (DBO) élevée, qui conduit à une réduction des niveaux d'oxygène dans l'eau et à la disparition de nombreuses espèces aquatiques. Les éléments polluants comprennent aussi l'azote, le phosphore et les produits chimiques des tanneries, notamment les composés toxiques comme le chrome (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

### Les abattoirs

#### *Une pollution locale potentielle élevée*

Dans les pays en développement le manque de systèmes réfrigérés conduit souvent à l'implantation des abattoirs dans les zones résidentielles, afin de permettre la distribution de la viande à l'état frais. Les emplacements des abattoirs et leur niveau de technologie sont très divers. En principe, le traitement industriel à grande échelle permet une meilleure utilisation des sous-produits comme le sang et facilitent la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées et l'application de réglementations environnementales (Schiere et van der Hoek, 2000; FAO, 1999c). Cependant, en pratique, les abattoirs de grande dimension importent souvent leur technologie des pays développés sans les installations d'équarrissage et de traitement des déchets correspondantes. Lorsqu'il n'existe pas de systèmes de gestion des eaux usées adéquats, les abattoirs locaux peuvent constituer une grande menace pour la qualité de l'eau dans le voisinage.

Dans les pays en développement, le déversement direct des eaux usées des abattoirs est courant. Ces dernières sont contaminées par des composants organiques incluant du sang, de la graisse, du contenu de rumen et des déchets solides tels que des intestins, des poils et des cornes (Schiere et van der Hoek, 2000). En règle générale, une tonne de produit engendre 100 kg de fumier de panse et 6 kg de graisse. Le polluant le plus inquiétant est le sang car il a une DBO élevée (150 000 à 200 000 mg par litre). Les caractéristiques de pollution par tonne de poids vif d'animaux abattus, présentées dans le tableau 4.14, sont relativement semblables entre

Tableau 4.14

**Caractéristiques habituelles des eaux usées provenant des industries de traitement des animaux**

Opération	DBO	SS	Nkj-N	P
	(..... kg.....)			
Abattoir de viande rouge (par tonne de PVA)	5	5,6	0,68	0,05
Usines de conditionnement pour la viande rouge (par tonne de PVA)	11	9,6	0,84	0,33
Abattoir de volaille (par tonne de PVA)	6,8	3,5		
Laiteries (par tonne de lait)	4,2	0,5	<0,1	0,02

Note: PVA: poids vif abattu; SS: solides en suspension; NKj: l'azote de Kjeldahl est la somme de l'azote organique et de l'ammoniac. Source: de Haan, Steinfeld et Blackburn (1997).

les abattoirs de viande rouge et les abattoirs de volaille (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

En observant les valeurs cibles européennes pour le rejet des déchets urbains (par exemple 25 mg de DBO, 1 015 mg de N et 12 mg de P par litre), on s'aperçoit que les eaux usées des abattoirs constituent une source de pollution pour l'eau potentiellement très élevée, même si elles sont déversées en petites quantités. En effet, si elles sont directement déversées dans un cours d'eau, les eaux usées issues de la transformation d'une tonne de viande rouge contiennent 5 kg de DBO, lesquelles devraient être diluées dans 200 000 litres d'eau pour respecter les normes de l'Union européenne (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

**Tanneries**

*Source d'un vaste éventail de polluants organiques et chimiques*

Localement, le tannage peut engendrer une forte pollution car les opérations qui lui sont associées peuvent produire des effluents contaminés par des composés organiques et chimiques. Les charges individuelles déversées dans les effluents par les opérations de traitement sont résumées dans le tableau 4.15. Les activités de prétannage (notamment le nettoyage et le traitement des cuirs et des peaux) sont à l'origine de la plus grande partie de la charge des effluents. L'eau est contaminée par la poussière, le fumier, le sang, les conservateurs et les produits chimiques utilisés pour dissoudre les poils et les épidermes. Les sels d'ammonium

acides, les enzymes, les fongicides, les bactéricides et les solvants organiques sont très souvent utilisés pour préparer les peaux avant le tannage.

Entre 80 et 90 pour cent des tanneries de la planète utilisent maintenant les sels de chrome (Cri III) pour les opérations de tannage. Selon les technologies modernes courantes, 3 à 7 kg de Cri, 137 à 202 kg de Cl<sup>-</sup>, 4 à 9 kg de S<sup>2-</sup> et 52 à 100 kg de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> sont utilisés par tonne de cuir brut. Cette utilisation massive des sels de chrome représente localement une forte menace environnementale pour les ressources en eau en l'absence de traitement des eaux usées – comme c'est souvent le cas dans les pays en développement. En effet, dans la plupart de ces pays, les effluents de tannerie sont évacués par les égouts, déversés dans les eaux de surface continentales et/ou sur le sol (Gate information services - GTZ, 2002; de Han, Steinfeld et Blackburn, 1997).

Localement, les eaux usées des tanneries, du fait de leur concentration élevée en chrome et en sulfure d'hydrogène, affectent considérablement la qualité de l'eau et les écosystèmes, y compris les poissons et les autres êtres vivants aquatiques. Les sels de chrome, Cr (III) et de Cr (VI) sont reconnus pour être des substances cancérigènes (le dernier étant beaucoup plus toxique). Conformément aux normes de l'OMS, la concentration de Cr maximale autorisée pour une eau potable sûre est 0,05mg par litre. Dans les zones où il existe beaucoup de tanneries, le niveau de Cr dans les réserves d'eau douce peut être

largement supérieur. Lorsque les eaux usées minérales des tanneries sont répandues sur les terres agricoles, le sol peut devenir moins productif et les composés chimiques utilisés pour le tannage peuvent s'infiltrer et contaminer les nappes phréatiques (Gate information services – GTZ, 2002; de Han, Steinfeld et Blackburn, 1997; Schiere et van der Hoek, 2000).

Les structures traditionnelles de tannage (les 10 à 20 pour cent restants) utilisent des tanins végétaux issus d'écorces et de noix tout au long du processus. Même si les tanins végétaux sont biodégradables, ils constituent tout de même une menace pour la qualité de l'eau s'ils sont utilisés en grandes quantités. La matière organique en suspension (en particulier les résidus de poil, de chair et de sang) provenant des peaux traitées et du tannage végétal peuvent troubler l'eau et constituer une sérieuse menace pour la qualité de l'eau.

L'emploi de procédés de haute technologie peut considérablement réduire ce type de pollution, surtout les émissions de chrome, de soufre et d'azote ammoniacal (voir tableau 4.15).

### 4.3.3 Pollution due à la production fourragère

Au cours des deux derniers siècles, la pression croissante sur les terres agricoles associée à leur mauvaise gestion a entraîné une augmentation de l'érosion et une diminution de la fertilité des sols sur de grandes superficies. Comme cela a été montré dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage a une grande part de responsabilité dans ce phénomène.

On estime que la production d'aliments du bétail occupe 33 pour cent des terres cultivées (Chapitre 2). La demande de plus en plus importante de produits agroalimentaires, associée à la baisse de la fertilité naturelle des terres agricoles due à l'érosion, a suscité une utilisation croissante d'intrants chimiques et organiques (notamment d'engrais et de pesticides) visant à maintenir des productions agricoles élevées. Cette augmentation a à son tour contribué à la pollution considérable des ressources en eau douce. Nous verrons dans cette partie que, dans la plupart des régions, le secteur de l'élevage devrait être considéré comme le principal responsable de l'augmentation de la pollution des ressources en eau.

Tableau 4.15

Charges de pollution déversées dans les effluents par les différentes opérations de tannage

Opération	Technologie	Charge de pollution (kg/tonne de cuir brut)								
		SS	DCO	DBO	Cri	S <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>3</sub> -N	AKT	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Trempage	Traditionnelle	11-17	22-33	7-11	-	-	0,1-0,2	1-2	85-113	1-2
	Avancée	11-17	20-25	7-9	-	-	0,1-0,2	0,1-0,2	5-10	1-2
Chaulage	Traditionnelle	53-97	79-122	28-45	-	3,9-8,7	0,4-0,5	6-8	5-15	1-2
	Avancée	14-26	46-65	16-24	-	0,4-0,7	0,1-0,2	3-4	1-2	1-2
Déchaulage, battage	Traditionnelle	8-12	13-20	5-9	-	0,1-0,3	2,6-3,9	3-5	2-4	10-26
	Avancée	8-12	13-20	5-9	-	0-0,1	0,2-0,4	0,6-1,5	1-2	1-2
Tannage	Traditionnelle	5-10	7-11	2-4	2-5	-	0,6-0,9	0,6-0,9	40-60	30-55
	Avancée	1-2	7-11	2-4	0,05-0,1	-	0,1-0,2	0,1-0,2	20-35	10-22
Post-tannage	Traditionnelle	6-11	24-40	8-15	1-2	-	0,3-0,5	1-2	5-10	10-25
	Avancée	1-2	10-12	3-5	0,1-0,4	-	0,1-0,2	0,2-0,5	3-6	4-9
Finissage	Traditionnelle	0-2	0-5	2	-	-	-	-	-	-
	Avancée	0-2	0	0	-	-	-	-	-	-
Total	Traditionnelle	83-149	145-231	50-86	3-7	4-9	4-6	12-18	137-202	52-110
	Avancée	35-61	96-133	33-51	0,15-0,5	0,4-0,8	0,6-0,12	5-8	30-55	17-37

Note: DCO: demande chimique en oxygène; DBO: demande biologique en oxygène (en cinq jours); SS: solides en suspension; AKT: azote de Kjeldahl total.

Source: Gate information services – GTZ (2000).



## 1. Nutriments

Nous avons déjà observé (section 4.3.1) que l'épandage du fumier sur les récoltes (y compris les cultures fourragères) peut être associé à la pollution de l'eau. Dans cette partie, nous nous concentrons sur la fertilisation des cultures fourragères par des engrais minéraux. S'il est vrai que les deux pratiques sont complémentaires et souvent liées, nous les avons séparées ici pour la clarté de l'analyse. Leur intégration et les concepts des plans de gestion des nutriments seront discutés dans la partie consacrée aux options pour l'atténuation des effets de l'élevage sur l'environnement.

L'utilisation des engrais minéraux dans la production agroalimentaire a considérablement augmenté depuis les années 1950. Entre 1961 et 1980, la consommation d'engrais azoté a été respectivement multipliée par 2,8 (passant de 3,5 à 9,9 millions de tonnes par an) et par 3,5 (passant de 3,0 à 10,8 millions de tonnes par an), en Europe (des 15) et aux Etats-Unis d'Amérique. De même, la consommation de phosphates a été multipliée par 1,5 (passant de 3,8 à 5,7 millions de tonnes par an) et par 1,9 (passant de 2,5 à 4,9 millions de tonnes par an) dans ces régions. Actuellement, l'homme déverse chaque année autant d'azote et de phosphore dans les écosystèmes terrestres que toutes les sources naturelles cumulées.

Entre 1980 et 2000, la consommation mondiale d'azote a augmenté de 33 pour cent et celle de phosphore de 38 pour cent. Selon les prévisions de certains auteurs (Tilman *et al.*, 2001), si la fertilisation et l'irrigation continuent à évoluer dans ce sens, parallèlement à l'augmentation de la population et du PIB, le niveau mondial de fertilisation azotée devrait être 1,6 fois supérieur en 2020 et 2,7 fois supérieur en 2050 qu'en 2000, et la fertilisation par le phosphore 1,4 fois supérieure en 2020 et 2,4 fois supérieure en 2050.

Ces 20 dernières années, les changements observés ont été très variables selon les régions (tableau 4.16). Entre 1980 et 2000, l'augmentation de l'utilisation d'engrais minéraux a été particulièrement marquée en Asie (+117 pour cent pour l'azote et +334 pour cent pour le phosphore), en Amérique latine (+80 pour cent pour l'azote et +334 pour cent pour le phosphore) et en Océanie (+337 pour cent pour l'azote et +38 pour cent pour le phosphore). Dans les pays développés, on assiste actuellement à une stagnation (+2 pour cent pour l'azote utilisé en Amérique du Nord), voire à un véritable recul dans l'utilisation d'engrais minéraux (-8 pour cent pour l'azote et -46 pour cent pour le phosphore en Europe, -20 pour cent pour le phosphore en Amérique du Nord). Ces tendances peuvent s'expliquer par le fait que le prix des produits agricoles a chuté, créant

Tableau 4.16

### Consommation d'engrais minéraux dans différentes régions du monde entre 1980 et 2000

Régions	Consommation d'engrais azotés (tonnes)		Différence de pourcentage 1980-2000	Consommation d'engrais phosphatés (tonnes)		Différence de pourcentage 1980-2000
	1980	2000		1980	2000	
Asie	21 540 789	46 723 317	117	6 971 541	17 703 104	154
Communauté des Etats indépendants		2 404 253			544 600	
Afrique subsaharienne	528 785	629 588	19	260 942	389 966	49
Union européenne (15)	9 993 725	9 164 633	-8	5 679 528	3 042 459	-46
Amérique latine et Caraïbes	2 864 376	5 166 758	80	2 777 048	3 701 328	33
Amérique centrale	1 102 608	1 751 190	59	325 176	443 138	36
Amérique du Nord	11 754 950	12 028 513	2	5 565 165	4 432 567	-20
Océanie	273 253	1 192 868	337	1 139 807	1 571 016	38
<b>Monde</b>	<b>60 775 733</b>	<b>80 948 730</b>	<b>33</b>	<b>31 699 556</b>	<b>32 471 855</b>	<b>2</b>

Source: FAO (2006b).

ainsi une pression économique pour une correspondance plus précise entre les taux d'application des engrais et les besoins des cultures. De plus, dans certaines régions (en Europe notamment), du fait des préoccupations environnementales, des normes et des politiques ont été développées pour contrôler les taux, les méthodes et les périodes d'application des fertilisants.

Cependant, comme la plupart des variétés végétales actuellement cultivées nécessitent des apports relativement élevés d'engrais, leur utilisation reste importante (Tilman *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 2001).

L'Asie est le principal utilisateur d'engrais minéraux, avec respectivement 57 et 54,5 pour cent de la consommation mondiale d'azote et de phosphore. En revanche, la consommation d'engrais en Afrique subsaharienne est toujours négligeable; elle représente respectivement 0,8 et 1,2 pour cent de la consommation mondiale d'azote et de phosphore.

L'augmentation de la consommation d'engrais de ces 50 dernières années a fait de l'agriculture une

source toujours plus importante de pollution des ressources en eau (Ongley, 1996; Carpenter, 1998).

Le secteur de l'élevage est le principal responsable de cette augmentation. Le tableau 4.17 illustre la part de l'élevage dans la consommation d'azote et de phosphore par le secteur de l'agriculture dans 12 pays importants, en présentant la part consommée par la production animale et celle utilisée pour la production d'aliments du bétail. Dans cinq de ces pays, l'élevage est directement ou indirectement responsable de plus de 50 pour cent de l'azote et du phosphore appliqués sur les terres agricoles (au Canada, en France, en Allemagne, au Royaume-Uni et aux Etats-Unis d'Amérique). Le cas extrême est le Royaume-Uni, où l'élevage est responsable respectivement de 70 et 58 pour cent des quantités d'azote et de phosphore appliquées sur les terres agricoles. Dans les quatre pays européens cités, on peut aussi remarquer les taux d'engrais élevés appliqués sur les pâturages. Au Royaume-Uni par exemple, les pâturages représentent respectivement 45,8 et

Tableau 4.17

**Contribution de la production animale dans la consommation d'azote et de phosphore sous forme d'engrais minéraux dans des pays donnés**

Pays	N (engrais minéral) Consommation (milliers de tonnes)					P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (engrais minéral) Consommation (milliers de tonnes)				
	Utilisation totale pour l'agriculture	Utilisation pour la production d'aliments du bétail	Utilisation pour les pâturages et fourrages	Utilisation totale	Part de l'élevage (%)	Utilisation totale pour l'agriculture	Utilisation pour la production d'aliments du bétail	Utilisation pour les pâturages et fourrages	Utilisation totale	Part de l'élevage (%)
Argentine	436,1	126,5	Négligeable	126,5	29	336,3	133,7	Négligeable	133,7	40
Brésil	1 689,2	678,1	Négligeable	678,1	40	1 923,8	876,4	Négligeable	876,4	46
Chine	18 804,7	2 998,6	Négligeable	2 998,6	16	8 146,6	1 033,8	Négligeable	1 033,8	13
Inde	10 901,9	286,0	Négligeable	286,0	3	3 913,6	112,9	Négligeable	112,9	3
Mexique	1 341,0	261,1	1,6	262,7	20	418,9	73,8	0,6	74,4	18
Turquie	1 495,6	243,1	18,6	261,7	17	637,9	108,2	8,0	116,2	18
Etats-Unis d'Amérique	9 231,3	4 696,9	Négligeable	4 696,9	51	4 088,1	2 107,5	Négligeable	2 107,5	52
Canada	1 642,7	894,4	3,0	897,4	55	619,1	317,6	1,0	318,6	51
France	2 544,0	923,2	393,9	1 317,1	52	963,0	354,5	145,4	499,9	52
Allemagne	1 999,0	690,2	557,0	1 247,2	62	417,0	159,7	51,0	210,7	51
Espagne	1 161,0	463,3	28,0	491,3	42	611,0	255,0	30,0	285,0	47
Royaume-Uni	1 261,0	309,2	578,0	887,2	70	317,0	84,3	99,0	183,3	58

Note: Basé sur les données de consommation de 2001.

Source: FAO (2006b).

31,2 pour cent de la consommation d'azote et de phosphore dans le secteur de l'agriculture. Dans ces pays, nous pouvons penser que le secteur de l'élevage est le principal responsable de la pollution de l'eau due aux engrais minéraux utilisés sur les terres agricoles. Dans les autres pays étudiés, cette contribution est aussi très importante. Ainsi, au Brésil et en Espagne, la part de l'élevage dans l'utilisation d'azote et de phosphore en agriculture dépasse 40 pour cent. Ce pourcentage est relativement moins important en Asie, avec 16 pour cent pour l'usage d'azote en Chine et 3 pour cent pour l'usage de phosphore et d'azote en Inde. Cependant, même si sa valeur relative est faible, les volumes d'azote et de phosphore utilisés par le secteur de l'élevage sont extrêmement élevés en valeur absolue, l'Asie représentant presque 60 pour cent de la consommation mondiale d'engrais minéraux (azote et phosphate).

Lorsqu'ils sont appliqués sur les terres agricoles, l'azote et les phosphates peuvent rejoindre les cours d'eau par infiltration, le ruissellement de surface, l'écoulement hypodermique et l'érosion du sol (Stoate *et al.*, 2001). Le transport de l'azote et du phosphore dépend de la durée et de la quantité d'engrais appliquée mais aussi de l'utilisation des terres et des caractéristiques du lieu (texture et profil du sol, pente, couverture végétale) et du climat (caractéristiques pluviométriques). Ce dernier influence particulièrement le phénomène d'infiltration (surtout pour l'azote) et la contamination des ressources d'eau souterraine (Singh et Sekhon, 1976 Hooda *et al.*, 2000).

En Europe, il a été mis en évidence que pour 22 pour cent des terres cultivées, la concentration en  $\text{NO}_3$  dans les ressources en eau souterraine dépassait les normes internationales ( $\text{NO}_3$ : 45 mg par litre;  $\text{NO}_3\text{-N}$ : 10 mg par litre) (Jalali, 2005). Aux Etats-Unis d'Amérique, on estime que 4,5 millions de personnes boivent de l'eau de puits dont la concentration en nitrates est supérieure aux normes (Osterberg et Wallinga, 2004; Bellows, 2001; Hooda *et al.*, 2000). Dans les pays en développement, de nombreuses évaluations ont montré le lien entre des taux élevés d'engrais, l'irrigation

et la pollution par les nitrates (Costa *et al.*, 2002; Jalali, 2005).

Les estimations de divers auteurs (Carpenter *et al.*, 1998 et Galloway *et al.*, 2004) (voir section 4.3.1), ont été utilisées pour évaluer les pertes, vers les écosystèmes d'eau douce, d'azote et de phosphore issus des engrais minéraux utilisés pour la production d'aliments du bétail et de fourrages (voir tableau 4.18).

Les pertes sont particulièrement élevées aux Etats-Unis d'Amérique (avec 1 174 000 tonnes pour l'azote et 253 000 tonnes pour le phosphore), en Chine (750 000 tonnes pour l'azote et 124 000 tonnes pour le phosphore) et en Europe.

Le manque de données ne permet pas d'estimer le rôle exact du secteur de l'élevage dans la pollution des ressources d'eau par l'azote et le phosphore au niveau mondial. Cependant, cette contribution peut être étudiée aux Etats-Unis d'Amérique à partir du travail présenté par certains auteurs (Carpenter *et al.*, 1998) (voir tableau 4.19). La contribution de l'élevage, notamment pour ce qui est des pertes d'azote et de phosphore dans les terres cultivables utilisées pour l'alimentation animale, les pâtures et les prairies, représente un tiers du rejet total d'azote et de phosphore vers l'eau de surface.

Nous pouvons en déduire que le secteur de l'élevage est probablement le principal responsable de la pollution des ressources en eau par l'azote et le phosphore aux Etats-Unis d'Amérique.

Ces impacts constituent pour la société un coût qui peut (selon la valeur d'opportunité des ressources concernées) se révéler considérable. L'élevage est le principal responsable de ces coûts dans divers pays. Pour le Royaume-Uni, le coût pour éliminer les nitrates de l'eau de boisson est estimé à 10 USD par kg, soit au total 29,8 millions d'USD par an (Pretty *et al.*, 2000). Les coûts associés à l'érosion et à la pollution par le phosphore sont même supérieurs et ont été estimés à 96,8 millions d'USD. Ces chiffres sont probablement sous-estimés car ils ne tiennent pas compte des coûts relatifs aux impacts sur les écosystèmes.

Tableau 4.18

Estimation des pertes, vers les écosystèmes d'eau douce, d'azote et de phosphore issus des engrais minéraux utilisés pour la production d'aliments du bétail et de fourrages

	Consommation de N (engrais minéral) pour la production d'aliments et de fourrages	Pertes de N vers les écosystèmes d'eau douce	Consommation de P (engrais minéral) pour la production d'aliments et de fourrages	Pertes de P vers les écosystèmes d'eau douce
	(.....milliers de tonnes.....)			
Argentine	126,5	32	133,7	17
Brésil	678,1	170	876,4	105
Chine	2998,6	750	1033,8	124
Inde	286	72	112,9	13
Mexique	262,7	66	74,4	9
Turquie	261,7	65	116,2	14
Etats-Unis d'Amérique	4696,9	1174	2107,5	253
Canada	897,4	224	318,6	38
France	1317,1	329	499,9	60
Allemagne	1247,2	312	210,7	25
Espagne	491,3	123	285	34
Royaume-Uni	887,2	222	183,3	22

Note: Basé sur les données de consommation de 2001.

Sources: FAO (2006b); Carpenter *et al.* (1998); Hooda *et al.* (2000) et Galloway *et al.* (2004).

## 2. Pesticides utilisés pour la production d'aliments du bétail

L'agriculture moderne repose sur l'utilisation de pesticides<sup>7</sup> afin d'assurer des rendements élevés. L'utilisation de pesticides a diminué dans de nombreux pays de l'OCDE mais est toujours en augmentation dans la plupart des pays en développement (Stoate *et al.*, 2001; Margni *et al.*, 2002; Ongley 1996). Les pesticides appliqués sur les terres agricoles peuvent contaminer l'environnement (sol, eau et air) et agir sur des organismes et des microorganismes vivants non ciblés, et donc altérer le fonctionnement des écosystèmes. Ils constituent aussi un risque pour la santé humaine en raison des résidus présents dans l'eau et les aliments (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Actuellement, plusieurs centaines de pesticides différents sont utilisés à des fins agricoles dans le monde. Les deux catégories les plus importantes sont les organochlorés et les organophosphorés (Golfinopoulos *et al.*, 2003). La contamination de l'eau de surface par les pesticides existe dans le monde entier. S'il est difficile de distinguer le rôle des pesticides de celui des composés industriels rejetés dans l'environnement, il apparaît toutefois clairement que leur utilisation constitue une menace majeure pour la qualité de l'eau (Ongley, 1996). Aux Etats-Unis d'Amérique par exemple, l'étude Environmental Protection Agency's National Pesticide Survey a montré que 10,4 pour cent des puits collectifs et 4,2 pour cent des puits ruraux contenaient des niveaux détectables d'un ou plusieurs pesticides (Ongley, 1996).

La libération de pesticides par les cultures traitées se fait principalement par l'évaporation mais le ruissellement, le drainage et le lessivage peuvent aussi conduire à une contamination indirecte des eaux de surface et souterraines. La

<sup>7</sup> Le terme pesticide est un terme générique désignant une substance chimique utilisée pour éliminer, contrôler, repousser ou limiter toute maladie ou tout organisme nuisible. Les pesticides comprennent les herbicides, les insecticides, les fongicides, les nématocides et les rodenticides (Margni *et al.*, 2002; Ongley, 1996).

Tableau 4.19

Contribution de l'élevage au rejet d'azote et de phosphore vers les eaux de surface dû à la pollution de sources ponctuelles et non ponctuelles aux Etats-Unis d'Amérique

Source	Total		Contribution de l'élevage	
	N	P	Pertes en N	Pertes en P
	<i>(.....milliers de tonnes par an.....)</i>			
Terres arables	3 204	615	1 634	320
Pâturages	292	95	292	95
Prairies	778	242	778	242
Forêts	1 035	495		
Autres terres	659	170		
Autres sources non ponctuelles	695	68		
Autres sources ponctuelles	1 495	330		
Total	158	2015		
<b>Contribution de l'élevage</b>			<b>2 704</b>	<b>657</b>
<b>Pourcentage du total</b>			<b>33,1</b>	<b>32,6</b>

Source: basé sur Carpenter *et al.* (1998).

contamination directe des ressources en eau peut survenir au cours de la pulvérisation des pesticides car ils peuvent être partiellement emportés par le vent vers des zones non ciblées, où ils peuvent perturber la faune, la flore et la population (Siebers, Binner et Wittich, 2003; Cerejeira *et al.*, 2003; Ongley, 1996).

La persistance des pesticides dans les sols dépend aussi du ruissellement, de l'évaporation et du lessivage ainsi que des phénomènes de dégradation qui varient selon la stabilité chimique des composés (Dalla Villa *et al.*, 2006). De nombreux pesticides (en particulier les pesticides organophosphorés) se dissipent rapidement dans le sol du fait de la minéralisation. D'autres (les pesticides organochlorés) sont en revanche très résistants et restent actifs plus longtemps dans l'écosystème. Comme ils résistent à la biodégradation, ils peuvent être recyclés dans les chaînes alimentaires et atteindre des concentrations supérieures aux niveaux les plus élevés de la chaîne alimentaire (Golfinopoulos *et al.*, 2003; Ongley, 1996; Dalla Villa *et al.*, 2006).



© USDA/DOUG WILSON

Pulvérisation de pesticides sur les cultures - Etats-Unis d'Amérique

La contamination de l'eau de surface peut entraîner des conséquences écotoxicologiques sur la flore et la faune aquatiques et sur la santé humaine, si l'eau est utilisée pour la consommation. Les impacts sont le résultat de deux mécanismes différents: la bioconcentration et la bioaccumulation (Ongley, 1996).

La bioconcentration désigne les mécanismes par lesquels les pesticides se concentrent dans les tissus adipeux tout au long de la vie d'un individu. La bioaccumulation désigne les mécanismes par lesquels les concentrations en pesticide augmentent le long de la chaîne alimentaire, conduisant à une concentration élevée chez les prédateurs finaux et l'homme. Les pesticides ont une incidence sur la santé des animaux sauvages (notamment les poissons, les mollusques et crustacés, les oiseaux et les mammifères) et sur les végétaux. Ils peuvent provoquer des cancers, des tumeurs et des lésions, des troubles des systèmes immunitaire et endocrinien, la modification des comportements reproducteurs et des anomalies congénitales (Ongley, 1996; Cerejeira *et al.*, 2003). Par conséquent, toute la chaîne alimentaire peut être touchée par ces impacts.

La contribution du secteur de l'élevage dans l'utilisation de pesticides aux Etats-Unis d'Amérique est illustrée dans l'encadré 4.3. En 2001, la quantité d'herbicides utilisés pour la culture de maïs et de soja aux Etats Unis s'élevait à

### Encadré 4.3 Utilisation de pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique

Aux Etats-Unis d'Amérique, le secteur de l'agriculture est un grand consommateur de pesticides car il représente 70 à 80 pour cent de la consommation totale de ces derniers. Les herbicides constituent la catégorie de pesticides la plus importante dans l'agriculture américaine alors que les insecticides sont en général appliqués de façon plus sélective et à des taux inférieurs. Le soja et le maïs sont les deux cultures les plus développées, totalisant environ 62 millions d'hectares en 2005 (FAO, 2006b). Le maïs est le plus grand utilisateur d'herbicides (USDA-ERA, 2002). En 2001, environ 98 pour cent des 28 millions d'hectares de maïs plantés dans les principaux Etats producteurs ont été traités au total par environ 70 000 tonnes d'herbicides. Cependant, seuls 30 pour cent de la superficie de maïs plantés ont été traités par environ 4 000 tonnes d'insecticides. La production américaine de soja utilise aussi de grandes quantités d'herbicides. On estime que 22 000 tonnes d'herbicides ont été appliquées sur 21 millions d'hectares de soja en 2001 (USDA/NASS, 2001).

L'intensité globale de l'utilisation de pesticides (définie comme la quantité moyenne de produits chimiques appliqués par hectare cultivé) pour la production de maïs et de soja a diminué avec les années, une baisse attribuable aux progrès technologiques, à l'introduction de cultures génétiquement modifiées et à l'augmentation de la toxicité des pesticides (réduction de la quantité appliquée) (Ackerman *et al.*, 2003). Toutefois, du fait de l'augmentation de la toxicité des composés utilisés, les conséquences écologiques peuvent ne pas avoir diminué.

En 2001, la production d'aliments du bétail était constituée de maïs (43,6 pour cent), de soja (33,8 pour cent), de blé (8,6 pour cent) et de sorgho (5,5 pour cent), le reste étant composé d'autres oléagineux et céréales. En 2001, 60 pour cent de la production de maïs et 40 pour cent de la production de soja étaient utilisés pour l'alimentation des animaux (FAO, 2006b). Les quantités totales utilisées pour le maïs et le soja, les intensités d'utilisation et l'usage des herbicides par le secteur de l'élevage sont présentés dans le tableau ci-dessous. L'utilisation des herbicides a

74 600 tonnes, soit 70 pour cent du total des herbicides utilisés en agriculture. La part relative d'insecticides utilisés dans la production de maïs et de soja destinée à l'alimentation des animaux par rapport au volume total d'insecticides utilisés dans le secteur de l'agriculture a diminué: elle est passée de 26,3 pour cent à 7,3 pour cent entre 1991 et 2001, grâce aux progrès technologiques, à l'introduction de cultures génétiquement modifiées et à une diminution de la toxicité des pesticides (Ackerman *et al.*, 2003). Même si, en matière d'usage de pesticides, la part relative de la production d'aliments du bétail (sous forme de soja et de maïs) diminue aux Etats-Unis d'Amérique (passant de 47 pour cent en 1991 à 37 pour cent en 2001), les systèmes d'élevage en restent les principaux utilisateurs.

Nous pouvons supposer que le rôle des systèmes de production animale dans l'utilisation des pestici-

des est équivalent dans les autres pays producteurs d'aliments du bétail, notamment en Argentine, au Brésil, en Chine, en Inde et au Paraguay.

### 3. Les sédiments et l'augmentation des niveaux de turbidité issus de l'érosion induite par l'élevage

L'érosion du sol est le résultat de facteurs biotiques tels que l'élevage ou l'activité humaine, et de facteurs abiotiques tels que le vent et l'eau (Jayasuriya, 2003). L'érosion du sol est un phénomène naturel et ne pose pas de problème lorsque la régénération du sol est égale ou supérieure à la perte de sol. Cependant, dans de nombreuses régions du monde, ce n'est pas le cas. L'érosion du sol a augmenté de façon dramatique à cause de l'activité humaine. De vastes régions du monde, dont l'Europe, l'Inde, l'est et le sud de la Chine, l'Asie du Sud-Est, l'est des Etats-Unis d'Amérique

**Encadré 4.3 (suite)**

diminué de 20 pour cent entre 1991 et 2001. En 2001, 70 pour cent du volume d'herbicides utilisés dans le secteur de l'agriculture était attribuable à la production d'aliments pour animaux sous forme de soja et de maïs. L'utilisation d'insecticides dans les cultures de maïs destinées à l'alimentation animale a diminué encore plus fortement au cours de la même période, passant de 8 200 tonnes (26 pour cent de la quantité totale d'insecticides utilisés en agriculture) à 3 400 tonnes (7 pour cent). Même si la part des cultures d'aliments pour animaux (soja et maïs) dans l'utilisa-

tion globale de pesticides aux Etats-Unis d'Amérique est moins importante (elle est passée de 47 pour cent en 1991 à 37 pour cent en 2001), le secteur de l'élevage reste un des principaux utilisateurs de ces derniers. Bien qu'il ne soit peut-être pas possible de distinguer ses impacts sur les ressources en eau ou de tirer des conclusions sur son importance, l'usage des pesticides pour la production de céréales et d'oléagineux aux Etats-Unis d'Amérique a indubitablement des conséquences environnementales majeures sur la qualité de l'eau ainsi que sur les écosystèmes liés à l'eau.

**Tableau 4.20****Usage des pesticides pour la production d'aliments du bétail aux Etats-Unis d'Amérique**

	1991	1996	2001
Total des herbicides agricoles utilisés ( <i>tonnes</i> )	139 939	130 847	106 765
Total des insecticides agricoles utilisés ( <i>tonnes</i> )	32 185	16 280	51 038
<b>Herbicides utilisés pour le maïs - 100% de la zone plantée est traitée</b>			
Taux d'application des herbicides ( <i>kg/ha</i> )	3,1	3	2,5
Total des herbicides utilisés pour la production d'aliments du bétail ( <i>tonnes</i> )	70 431	71 299	55 699
Herbicides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des herbicides agricoles totaux (%)	50,3	54,5	52,2
<b>Insecticides utilisés pour le maïs - 30% de la zone plantée est traitée</b>			
Taux d'application des insecticides ( <i>kg/ha</i> )	1,2	0,8	0,5
Total des insecticides utilisés pour la production d'aliments du bétail ( <i>tonnes</i> )	8 253	5 781	3 380
Insecticides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des insecticides agricoles totaux (%)	26	36	7
<b>Herbicides utilisés pour le soja - 100% de la zone plantée est traitée</b>			
Taux d'application des herbicides ( <i>kg/ha</i> )	1,3	1,3	1,1
Total des herbicides utilisés pour la production d'aliments du bétail ( <i>tonnes</i> )	18 591	19 496	18 882
Herbicides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des herbicides agricoles totaux (%)	13,3	14,9	17,7
<b>Insecticides utilisés pour le soja - 2% de la zone plantée est traitée</b>			
Taux d'application des insecticides ( <i>kg/ha</i> )	0,4	0,3	0,3
Total des insecticides utilisés pour la production d'aliments du bétail ( <i>tonnes</i> )	108	88	91
Insecticides utilisés dans la production d'aliments du bétail en pourcentage des insecticides agricoles totaux (%)	0,3	0,5	0,3
Total des pesticides agricoles utilisés ( <i>tonnes</i> )	207 382	199 991	211 148
Total des pesticides utilisés pour la production d'aliments du bétail (soja et maïs) en pourcentage des pesticides agricoles totaux (%)	47	48	37

Sources: FAO (2006b); USDA/NASS (2001); USDA-ERA (2002).

et l'Afrique sahélienne sont particulièrement à risque, du fait de l'érosion hydrique induite par l'homme (voir carte 4.2).

Outre la perte de terre et de fertilité du sol, l'érosion entraîne aussi le transport de sédiments vers les voies navigables. Les sédiments sont considérés comme la principale pollution de source non ponctuelle liée aux pratiques agricoles (Jayasuriya, 2003). En raison des phénomènes d'érosion, 25 milliards de tonnes de sédiments sont transportés dans les rivières chaque année. Avec l'augmentation de la demande de produits agroalimentaires dans le monde, les coûts environnementaux et économiques de l'érosion augmentent considérablement.

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage est l'un des principaux responsables du phénomène d'érosion du sol. La production animale participe à l'érosion du sol, et donc à la pollution des voies navigables par les sédiments, de deux façons :

- indirectement, au niveau de la production d'aliments du bétail, lorsque les cultures sont mal gérées ou comme résultat de la conversion des terres; et
- directement, par le piétinement des animaux et la pâture.

Les cultures, surtout si elles sont exploitées de façon intensive, sont en général plus exposées à l'érosion que les autres terres. Les principaux facteurs qui contribuent à l'augmentation des taux d'érosion dans les cultures sont développés dans le Chapitre 2. La Direction pour l'environnement de l'Union européenne estime que la moyenne annuelle de perte de sol en Europe du Nord est supérieure à 8 tonnes par hectare. En Europe du Sud, 30 à 40 tonnes par hectare peuvent être perdues lors d'une seule tempête (De la Rosa *et al.*, 2000, cité par Stoate *et al.*, 2001). Actuellement aux Etats-Unis d'Amérique, environ 90 pour cent des cultures perdent de la terre à un taux supérieur au taux durable et le secteur de l'agriculture est considéré comme la principale cause de diminution des ressources en eau due aux sédiments (Uri et Lewis, 1998). En Asie, en Afrique et en

Amérique du Sud, on estime que les taux d'érosion des sols sont environ deux fois supérieurs à ceux des Etats-Unis d'Amérique (National Park Service, 2004). Cependant, toute la terre issue de l'érosion ne va pas contaminer les ressources en eau. En effet, 60 pour cent ou plus de la terre érodée se dépose en dehors du ruissellement avant que celui-ci n'atteigne une étendue d'eau, et peut améliorer la fertilité du sol localement, en contrebas des zones érodées (Jayasuriya, 2003).

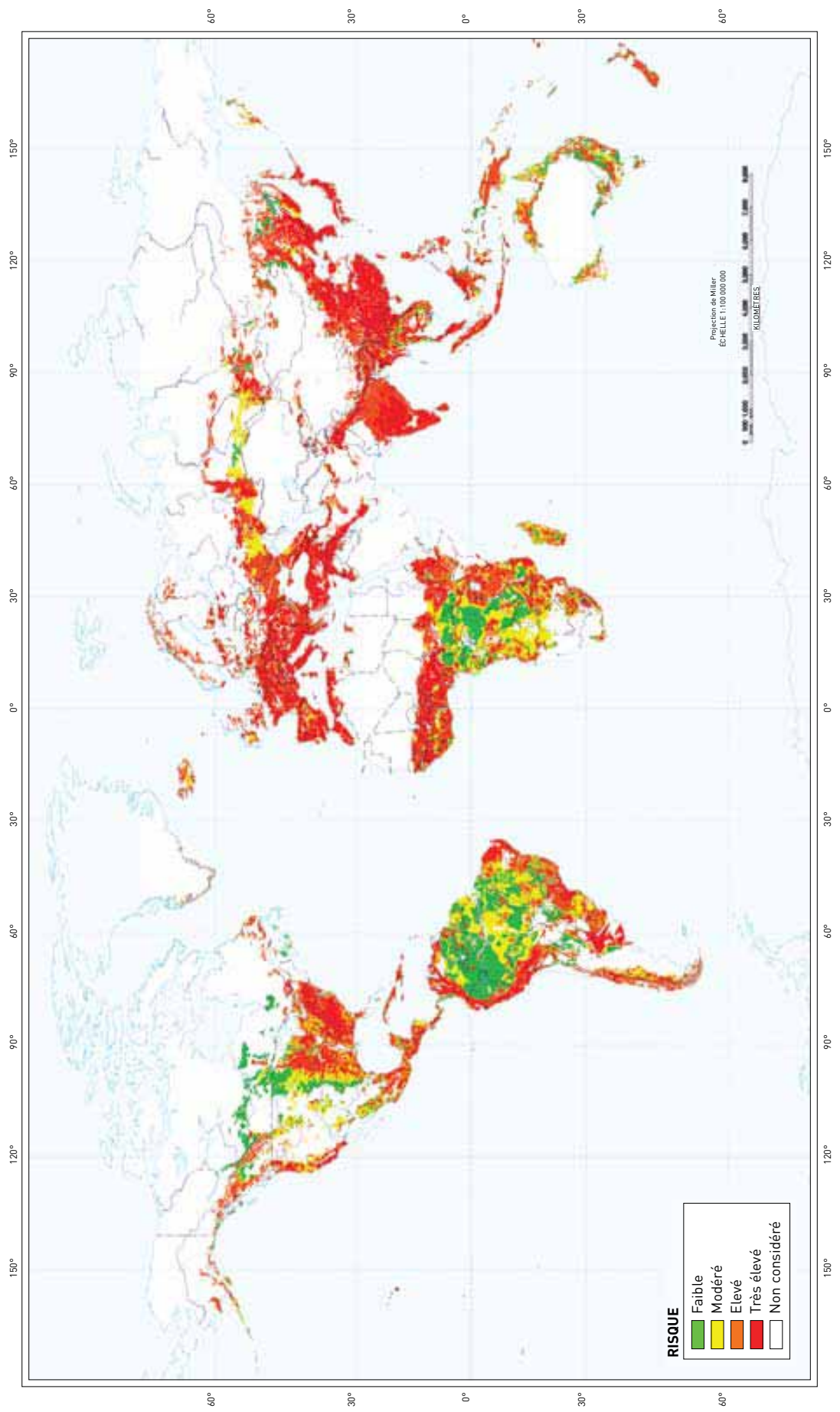
D'autre part, le piétinement du sol par les sabots des animaux concentré sur des zones comme les bancs des cours d'eau, les sentiers, les points d'eau, les lieux d'alimentation et les endroits où sont disposées les pierres à sel provoque la compaction des sols humides (qu'ils soient ou non recouverts de végétaux), et détériore les sols secs et à nu. Les sols compactés et/ou imperméables peuvent avoir des taux d'infiltration réduits et par conséquent un volume et une vitesse de ruissellement supérieurs. Les sols ameublés par les animaux au cours de la saison sèche seront une source de sédiments au début de la nouvelle saison des pluies. Dans les zones ripariennes, la déstabilisation des bancs des cours d'eau dues aux activités des animaux contribue localement à un grand déversement de matériel érodé. De plus, les animaux peuvent aussi surpâturer la végétation



*Banc de rivière au sol ameubli par des buffles d'eau, ce qui entraîne une sédimentation et de la turbidité, Nanning, Chine*



Carte 4.2 Risque d'érosion hydrique induite par l'homme



Source: USDA/NRCS (1999).

donc modifier son rôle d'immobilisation et de stabilisation des sols, aggravant alors l'érosion et la pollution (Mwendera et 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).

L'érosion diminue la capacité de rétention d'eau du sol sur place. Les impacts hors site de ce processus se rapportent à l'altération des ressources en eau et comprennent:

- Une sédimentation supérieure dans les réservoirs, les rivières et les canaux provoquant l'obstruction des voies navigables, l'encrassement des systèmes de drainage et d'irrigation.
  - La destruction d'habitats dans les écosystèmes aquatiques. Les lits des cours d'eau et les récifs de coraux sont recouverts de fins sédiments qui cachent les sources de nourriture et les lieux de nidification. L'augmentation de la turbidité de l'eau réduit la quantité de lumière disponible dans la colonne d'eau pour la croissance des plantes et des algues, augmente la température de surface, affecte la respiration et la digestion des organismes aquatiques et de leurs abris végétaux.
  - La perturbation des caractéristiques hydrauliques du lit des cours d'eau est à l'origine d'une augmentation du débit de pointe et peut par conséquent engendrer la perte des infrastructures et de vies humaines ou animales en cas d'inondation et la diminution de la disponibilité en eau pendant la saison sèche.
  - Le transport de nutriments agricoles adsorbés et de polluants, en particulier le phosphore, les pesticides chlorés et la plupart des métaux, vers les réservoirs et les cours d'eau aboutissant à l'accélération du processus de pollution. L'adsorption des sédiments dépend de la taille des particules et de la quantité de particules de carbone organique associées aux sédiments.
  - L'influence sur les microorganismes. Les sédiments favorisent la croissance des microorganismes et les protègent des processus de désinfection.
- L'eutrophisation. La diminution des niveaux d'oxygène (résultat des modifications de fonctionnement des écosystèmes) peut aussi favoriser le développement d'une microflore anaérobie (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; Uri et Lewis, 1998).

Le rôle des systèmes de production animale dans l'augmentation de l'érosion et de la turbidité est illustré par une étude de cas effectuée aux Etats-Unis d'Amérique (voir encadré 2.5, Chapitre 2). Celle-ci désigne les systèmes d'élevage comme étant le principal responsable de l'érosion du sol et de la pollution de l'eau qui lui est associée; ils représentent en effet 55 pour cent de la masse totale de sol érodé issu des terres agricoles chaque année. Au niveau mondial, nous pouvons supposer que le secteur de l'élevage joue un rôle majeur dans la contamination de l'eau par les sédiments, dans les pays produisant beaucoup d'aliments du bétail ou possédant de grandes zones dédiées aux pâturages.

L'érosion croissante a des coûts économiques à la fois sur place et hors site. Sur place, le sol de surface en moins représente une perte économique pour l'agriculture au travers de la perte de terre arable, de nutriments et de matière organique. Les agriculteurs doivent maintenir leur productivité en utilisant des engrais qui constituent un coût considérable et qui peuvent augmenter la pollution des ressources en eau. Cependant, dans les pays en développement, de nombreux petits producteurs ne peuvent pas se permettre d'acheter ces intrants et subissent donc des diminutions de rendement (Ongley, 1996; Jayasuriya, 2003; PNUE, 2003). Hors site, les solides en suspension imposent des coûts d'installation de traitement des eaux pour leur suppression. Le retrait de la boue des lits de cours d'eau représente un coût considérable pour les populations locales. Le coût de l'érosion aux Etats-Unis d'Amérique en 1997 a été estimé à 29,7 milliards d'USD, soit 0,4 pour cent du PIB (Uri et Lewis, 1998). Les coûts associés à l'augmentation de la fréquence des inondations sont aussi considérables.

#### 4.4 Conséquences de l'utilisation des sols par l'élevage sur le cycle de l'eau

Le secteur de l'élevage ne contribue pas seulement à l'utilisation et à la pollution des ressources en eau douce mais il a aussi un impact direct sur le processus de reconstitution des ressources hydriques. L'utilisation des sols par le secteur a une incidence sur le cycle de l'eau en modifiant l'infiltration et la rétention de l'eau. Cet impact dépend du type d'utilisation du sol et varie donc avec les changements d'utilisation.

##### 4.4.1 Le pâturage extensif modifie les débit hydriques

Au niveau mondial on considère que 69,5 pour cent des terres de parcours (5,2 milliards d'hectares) dans les terrains secs sont dégradées. La dégradation des aires de parcours est largement décrite dans le sud et le centre de l'Europe, en Asie centrale, en Afrique subsaharienne, en Amérique du Sud, aux Etats-Unis d'Amérique et en Australie (voir Chapitre 2). On estime qu'en Amérique centrale 9 millions d'hectares de pâturages sont dégradés, alors que plus de 70 pour cent des pâtures de la zone atlantique nord du Costa Rica sont dans un état de dégradation avancée.

La dégradation des terres par les animaux a des conséquences sur la reconstitution des ressources en eau. Le surpâturage et le piétinement des sols peut porter gravement atteinte aux fonctions du cycle de l'eau au niveau des prairies et des zones ripariennes, en affectant l'infiltration et la rétention de l'eau et la morphologie des cours d'eau.

La plupart des bassins versants sont situés dans les hautes terres, dont les cours d'eau sont situés à l'amont des principaux systèmes de drainage qui se prolongent vers les basses terres et les zones ripariennes<sup>8</sup>. Par conséquent, les hautes terres jouent un rôle clé dans la quantité et la distribution de l'eau disponible. Dans un bassin versant fonctionnant correctement, la plupart des précipitations sont absorbées par le sol des hautes terres, puis redistribuées dans l'ensemble du bassin versant par un déplacement souterrain et un ruissellement de surface contrôlé. Toute

activité qui influe sur l'hydrologie des hautes terres a donc des conséquences importantes sur les ressources en eau des basses terres et des zones ripariennes (Mwendera et Saleem, 1997; British Columbia Ministry of Forests, 1997; Grazing et Pasture Technology Program, 1997).

Les écosystèmes ripariens augmentent le stockage de l'eau et l'alimentation de la nappe phréatique. Les terres des zones ripariennes sont différentes de celles des hautes terres car elles sont riches en nutriments et en matière organique, ce qui permet au sol de conserver un niveau d'humidité élevé. La végétation ralentit la pluie et permet à l'eau de pénétrer dans le sol, facilitant ainsi l'infiltration, la percolation et la reconstitution de la nappe phréatique. L'eau se déplace en aval par le sous-sol et s'infiltré dans le lit du cours d'eau tout au long de l'année. Ce phénomène permet au cours d'eau de ne pas être intermittent et de devenir permanent, et augmente par conséquent la quantité d'eau disponible pendant la saison sèche (Schultz, Isenhardt et Colletti, 1994; Patten *et al.*, 1995; English, Wilson et Pinkerton, 1999; Belsky, Matzke et Uselman, 1999). La végétation filtre les sédiments et développe et renforce la stabilité des bancs des cours d'eau. Elle réduit aussi la sédimentation des voies navigables et des réservoirs, et de ce fait augmente aussi la disponibilité en eau (McKergow *et al.*, 2003).

L'infiltration sépare l'eau en deux composantes hydriques principales: le ruissellement de surface et la reconstitution de la nappe phréatique. Le phénomène d'infiltration influe sur l'origine, le moment, le volume et le débit maximal du ruissellement. Lorsque les précipitations peuvent entrer

---

<sup>8</sup> Les écosystèmes ripariens sont les zones humides limotrophes des rivières et des lacs où les sols et la végétation subissent l'influence des niveaux élevés des nappes phréatiques. Dans les cours d'eau supérieurs ou intermittents, les zones ripariennes sont souvent d'étroites bandes de terre adjacente. Dans le cas des grandes rivières, il peut s'agir de plaines inondables bien développées. Les zones ripariennes se caractérisent généralement par une biodiversité, une densité d'espèces et une productivité importantes (Carlyle et Hill, 2001; Mosley *et al.*, 1997; McKergow *et al.*, 2003).

dans le sol avec des cadences adéquates, celui-ci est à l'abri d'une érosion accélérée et la fertilité du sol peut être maintenue. Quand elles ne peuvent pas s'infiltrer, elles forment un ruissellement de surface. Ce dernier peut parcourir la pente et s'infiltrer à un autre niveau de la pente, ou il peut poursuivre son parcours et rejoindre le lit d'un cours d'eau. Tout mécanisme qui influe sur le phénomène d'infiltration dans les zones en amont a donc des conséquences bien au-delà de la zone d'impact (Bureau of Land Management, 2005; Pidwirny, 1999; Diamond et Shanley, 1998; Ward, 2004; Tate, 1995; Harris *et al.*, 2005).

L'impact direct de l'élevage sur le phénomène d'infiltration est variable selon l'intensité, la fréquence et la durée du pâturage. Dans les écosystèmes de prairies, la capacité d'infiltration est principalement influencée par la structure du sol et la densité et la composition de la végétation. Lorsque la couverture végétale diminue, le pourcentage de matière organique et la stabilité générale du sol diminuent, réduisant ainsi la capacité d'infiltration. La nouvelle végétation influe sur l'infiltration en protégeant le sol de la pluie, tandis que ses racines améliorent la stabilité et la porosité du sol. Lorsque les couches de terrain sont compactées par le piétinement, la porosité est réduite et le niveau d'infiltration est très inférieur. Par conséquent, lorsqu'elles ne sont pas bien gérées, les activités de pâturage modifient les propriétés physiques et hydriques des sols et des écosystèmes, entraînant une augmentation du ruissellement, de l'érosion, de la fréquence d'apparition des débits de pointe, de la vitesse du courant; elles réduisent le débit de fin de saison et le niveau de la nappe phréatique (Belsky, Matzke et Uselman, 1999; Mwendera et Saleem, 1997).

En général, l'intensité du pâturage est considérée comme le facteur le plus important. Avec un pâturage modéré ou léger, la capacité d'infiltration diminue de 25 pour cent par rapport à une zone non pâturée, alors que le pâturage intensif réduit les capacités d'infiltration d'environ la moitié (Gifford et Hawkins, 1978 cité par Trimble et Mendel, 1995). En effet, le pâturage des animaux

influe sur la composition et la productivité des plantes. Sous la pression d'un pâturage intensif, il est possible que les plantes ne puissent pas suffisamment compenser la phytomasse prélevée par les animaux au pâturage. Avec une diminution du pourcentage de matière organique présente dans le sol, de la fertilité et de la stabilité générale, le niveau d'infiltration naturelle est modifié (Douglas et Crawford, 1998; Engels, 2001). De fortes pressions de pâturage augmentent par ailleurs les quantités de végétation indésirable (broussailles, arbres couverts de mauvaises herbes) qui peuvent extraire de l'eau des couches du sol plus profondes. Il est possible que le changement de composition d'espèces végétales ne soit pas aussi efficace pour intercepter la pluie et retarder le ruissellement (Trimble et Mendel, 1995; Tadesse et Peden, 2003; Redmon, 1999; Harper, George et Tate, 1996). La période de pâturage est aussi importante car lorsque les sols sont humides, ils peuvent se compacter plus facilement et les bancs des cours d'eau peuvent facilement être déstabilisés et détruits.

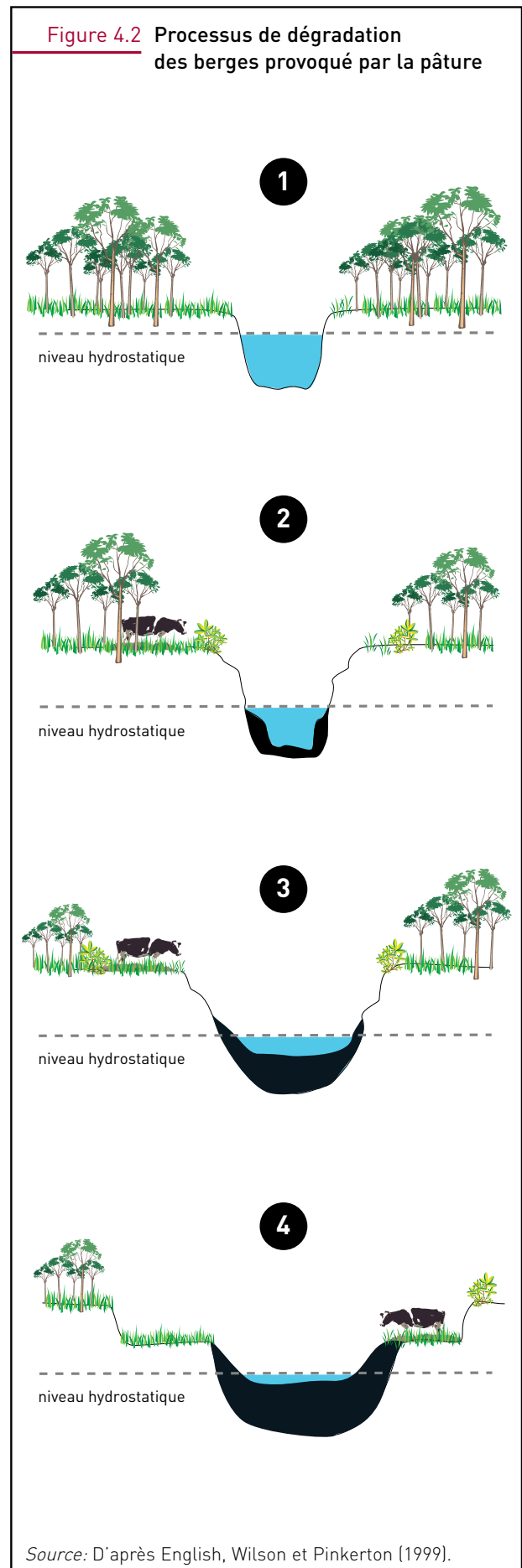
Les animaux au pâturage jouent également un rôle important dans le changement géomorphologique car l'action de leurs sabots refaçonne mécaniquement la terre. Dans le cas des bovins, la force est généralement calculée comme la masse de la vache (approximativement 500 kg) divisée par l'aire de la base du sabot (10 cm<sup>2</sup>). Cependant, cette approche peut conduire à une sous-estimation car les animaux qui se déplacent, peuvent tenir une ou plusieurs patte levées, et la masse est souvent concentrée sur l'arrière train. Ponctuellement, les bovins, les moutons et les chèvres peuvent facilement exercer sur le sol la même pression verticale qu'un tracteur (Trimble et Mendel, 1995; Sharrow, 2003).

La formation de couches compactes dans le sol diminue l'infiltration et provoque la saturation du sol (Engels, 2001). La compaction a lieu surtout dans les zones où les animaux se concentrent, tels que les points d'eau, les portes et les chemins de parcours. Les pistes peuvent devenir des conduits pour le ruissellement de surface et engendrer de

nouveaux cours d'eau temporaires (Clark Conservation District, 2004; Belsky, Matzke et Uselman, 1999). L'augmentation du ruissellement en amont entraîne une augmentation du débit de pointe et de la vitesse du courant. La force d'érosion plus importante qui en résulte augmente le niveau de sédiments en suspension et creuse le lit. Comme le niveau du lit est abaissé, l'eau s'écoule de la plaine inondée dans le lit, abaissant localement le niveau de la nappe phréatique. De plus, le cycle biogéochimique et les fonctions naturelles des sédiments, des nutriments et des contaminants biologiques dans l'écosystème, peuvent être considérablement perturbés par une vitesse du courant excessive (Rutherford et Nguyen, 2004; Wilcock *et al.*, 2004; Harvey, Conklin et Koelsch, 2003, Belsky, Matzke et Uselman, 1999; Nagle et Clifton, 2003).

Dans les écosystèmes fragiles comme les zones ripariennes, ces conséquences peuvent être dramatiques. Les animaux évitent les environnements chauds et secs et préfèrent les zones ripariennes du fait de la disponibilité en eau, de l'ombre, de la protection thermique ainsi que de la qualité et de la variété du fourrage, verdoyant et luxuriant. Une étude menée aux États-Unis d'Amérique (en Oregon) a montré que les zones ripariennes ne représentaient que 1,9 pour cent de la surface de pâturage mais produisaient 21 pour cent du fourrage disponible et participaient pour 81 pour cent à la quantité de fourrage consommée par les bovins (Mosley *et al.*, 1997; Patten *et al.*, 1995; Belsky *et al.*, 1999; Nagle et Clifton, 2003). Par conséquent, les bovins ont tendance à surpâturer ces zones et à déstabiliser mécaniquement les bancs des courants, diminuant ainsi localement la disponibilité en eau.

Nous observons donc tout un ensemble de changements dans l'environnement riparien (voir figure 4.2). Les changements de l'hydrologie riparienne – tels que l'abaissement du niveau de la nappe phréatique, la réduction de la fréquence d'inondation du lit majeur et l'assèchement de la zone riparienne – sont souvent suivis d'une modification de la végétation et des activités microbiologiques (Micheli et Kirchner, 2002).



Plus le niveau phréatique est bas plus les berges des cours d'eau sont hautes. Par conséquent, les racines des plantes ripariennes restent suspendues dans des sols plus secs, et la végétation se transforme en espèces xériques qui ne protègent pas aussi bien les berges et la qualité de l'eau des ruisseaux et des rivières (Florinsky *et al.*, 2004). Comme les bancs s'effondrent par gravité, le lit commence à se remplir de sédiments. Un nouveau courant à bas débit commence à se former en contrebas. L'ancienne plaine inondable devient une terrasse sèche, diminuant ainsi la disponibilité en eau dans toute la zone (voir figure 4.2) (Melvin, 1995; National Public Lands Grazing Campaign, 2004; Micheli et Kirchner, 2002; Belsky *et al.*, 1999; Bull, 1997; Melvin *et al.*, 2004; English, Wilson et Pinkerton, 1999; Waters, 1995).

Eu égard aux impacts potentiels des animaux au pâturage sur le cycle de l'eau, il faudra être particulièrement attentif aux régions et aux pays ayant développé des systèmes d'élevage extensifs, comme en Europe méridionale et centrale, en Asie centrale, en Afrique subsaharienne, en Amérique du Sud, aux États-Unis d'Amérique et en Australie.

### 4.4.2 Conversion de l'utilisation des terres

Comme cela a été présenté dans le Chapitre 2, le secteur de l'élevage joue un rôle important dans la conversion des terres. De vastes zones originellement utilisées comme pâturages ont été transformées en cultures destinées à l'alimentation animale. De la même façon, la transformation de forêts en cultures a été très importante ces derniers siècles et se produit encore à un rythme soutenu en Amérique du Sud et en Afrique centrale.

Un changement dans l'utilisation des terres conduit souvent à une modification du bilan hydrique dans les bassins versants, affectant le débit des cours d'eau<sup>9</sup>, la fréquence et le niveau des débits de pointe ainsi que le niveau de réalimen-

tation de la nappe phréatique. Les facteurs clés qui déterminent les modifications hydrologiques suite au changement de l'utilisation des terres et/ou de la végétation sont: le climat (principalement les précipitations); l'organisation de la végétation; l'infiltration de surface; les taux d'évapotranspiration de la nouvelle végétation et les propriétés du bassin versant (Brown *et al.*, 2005).

Les forêts jouent un rôle important dans la gestion du cycle naturel de l'eau. La couverture arborescente atténue la chute des gouttes de pluie, la couche de feuilles mortes améliore la capacité d'infiltration du sol et augmente l'alimentation de la nappe phréatique. De plus, les forêts, en particulier les forêts pluviales, puisent nettement sur l'écoulement fluvial et atténuent donc les augmentations du débit lors des orages (Quinlan Consulting, 2005; Ward et Robinson, 2000, dans Quinlan Consulting, 2005). De ce fait, lorsque la biomasse des forêts disparaît, le rendement d'eau annuel augmente généralement en conséquence.

Tant que les modifications de l'utilisation des sols restent limitées, les modifications du volume annuel sont absorbées par le débit de base. Souvent cependant – surtout lorsque les prairies ou les forêts sont converties en cultures – les possibilités d'infiltration de l'eau de pluie sont réduites, l'intensité et la fréquence des débits, accrus lors des orages, augmentent, les réserves souterraines ne sont pas réalimentées correctement pendant la saison des pluies et il existe de fortes baisses de débit en saison sèche (Bruijnzeel, 2004). On observe des modifications considérables du ruissellement des bassins versants à la suite de traitements tels que la conversion des forêts en pâturages ou la reforestation de bassins versants enherbés (Siriwardena *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2005).

Les effets du changement de la composition de la végétation sur le rendement saisonnier de l'eau dépendent fortement des conditions locales. Certains auteurs (Brown *et al.*, 2005) offrent une synthèse de la réponse saisonnière prévue pour le rendement de l'eau en fonction des types de climat (voir tableau 4.21). Dans les bassins tropicaux, deux types de réponse sont observés: un changement

---

<sup>9</sup> L'écoulement fluvial est composé du débit d'orage (principalement le ruissellement de surface) et du débit de base (alimentation du cours d'eau par les eaux souterraines) (Zhang et Shilling, 2006).

Tableau 4.21

**Effets saisonniers du changement de composition de la végétation sur le rendement de l'eau, par type de climat**

Climat	Réponse absolue	Réponse proportionnelle
Précipitations tropicales dominantes en été	Changements plus importants durant les mois d'été quand les précipitations sont supérieures à la moyenne mensuelle	Deux modèles de réponses observés: (1) Changements similaires tous les mois (2) Changements plus importants pendant les mois d'hiver, lorsque les précipitations sont inférieures à la moyenne mensuelle
Bassins touchés par la neige	Changements plus importants durant les mois de fonte des neiges	Changements plus importants pendant la saison végétative estivale
Précipitations dominantes en hiver	Changements plus importants pendant les mois d'hiver, lorsque les précipitations sont supérieures à la moyenne mensuelle	Changements plus importants pendant les mois d'été, lorsque les précipitations sont inférieures à la moyenne mensuelle
Précipitations uniformes	Changements uniformes au cours des diverses saisons	Avec la végétation caduque, le changement est plus important au printemps. La végétation persistante présente des changements uniformes tout au long de l'année.

Note: Réponse absolue: changement de volume total au cours d'une année.

Réponse proportionnelle: changement en fonction des saisons.

Source: Brown *et al.* (2005).

proportionnel uniforme tout au long de l'année ou un changement saisonnier plus important lors de la saison sèche. Dans les régions où les précipitations se produisent principalement en hiver, les débits d'été diminuent largement par rapport aux débits d'hiver. Ceci est principalement dû au fait que les précipitations et l'évapotranspiration sont déphasées: la plus forte demande de la végétation en eau a lieu en été, lorsque la disponibilité en eau est faible (Brown *et al.*, 2005).

Le cas du bassin du fleuve Mississippi illustre parfaitement comment la conversion de l'utilisation des terres liée à la production animale affecte la disponibilité saisonnière de l'eau au niveau du bassin. Dans le bassin du Mississippi, les plantes endogènes de la saison froide sortent de leur dormance au printemps après le dégel des sols, entrent en dormance avec la chaleur de l'été et redeviennent actives à l'automne si elles ne sont pas récoltées. Au contraire, les cultures exogènes de la saison chaude telles que le maïs ou le soja (principalement utilisés pour l'alimentation animale) ont une saison de pousse qui dépasse la première partie de l'année. Pour ces dernières, la demande en eau maximale est atteinte en milieu

d'été. Le changement de végétation dans le bassin du Mississippi conduit à un décalage entre le pic de précipitation qui survient au printemps et en début d'été et la demande saisonnière en eau des cultures annuelles qui est maximale en été. Une telle inadaptation saisonnière, causée par l'homme, entre l'approvisionnement en eau et les besoins de la végétation a considérablement influencé le débit de base dans cette région au cours de l'année (Zhang et Schilling, 2006).

#### 4.5 Synthèse de l'impact de l'élevage sur l'eau

D'une manière générale, si l'on rassemble les impacts des différents segments de la chaîne de production, il apparaît que le secteur de l'élevage a une incidence considérable sur l'utilisation et la qualité de l'eau, l'hydrologie et les écosystèmes aquatiques.

Les volumes d'eau utilisés par ce secteur dépassent 8 pour cent de l'utilisation humaine mondiale des ressources en eau. La plus grande partie de ce pourcentage est utilisée pour la production d'aliments pour animaux, ce qui représente 7 pour cent de l'eau utilisée dans le monde. Bien

qu'elle soit importante au niveau local, comme au Botswana ou en Inde, l'eau utilisée pour transformer les produits et pour l'abreuvement et l'entretien reste négligeable au niveau mondial (moins de 0,1 pour cent de l'eau utilisée dans le monde et moins de 12,5 pour cent de l'eau utilisée par le secteur de l'élevage) (voir tableau 4.22).

L'évaluation du rôle du secteur de l'élevage dans l'appauvrissement des ressources en eau est un processus beaucoup plus complexe. On ne peut estimer le volume d'eau perdu que pour l'eau perdue par évapotranspiration dans les cultures fourragères produisant des aliments du bétail. Il repré-

sente une part importante, à savoir 15 pour cent de des ressources en eau perdues chaque année.

Le volume d'eau rendu inutilisable par la pollution n'est pas quantifiable mais la forte participation du secteur de l'élevage au processus de pollution est maintenant évidente grâce aux analyses effectuées au niveau des pays. Aux Etats-Unis d'Amérique, les nutriments et les sédiments sont considérés comme les principaux agents polluants de l'eau. On estime que le secteur de l'élevage est responsable de 55 pour cent de l'érosion et respectivement de 32 et 33 pour cent des charges en azote et en phosphore dans les ressources en

Tableau 4.22

### Estimation de la contribution du secteur de l'élevage dans l'utilisation de l'eau et les processus d'appauvrissement des ressources en eau

UTILISATION DE L'EAU			
Eau pour l'abreuvement et l'entretien	Dans le monde	0,6% de l'eau utilisée	
	Etats-Unis d'Amérique	1% de l'eau utilisée	
	Botswana	23% de l'eau utilisée	
Traitement de la viande et du lait, tannage	Dans le monde	0,1% de l'eau utilisée	
Culture irriguée d'aliments du bétail (fourrage exclu)	Dans le monde	7% de l'eau utilisée	
APPAUVRISSMENT DE L'EAU			
Eau perdue par évapotranspiration dans les cultures d'aliments du bétail (prairies et fourrage exclus)	Dans le monde	15% de l'eau perdue par évapotranspiration dans l'agriculture	
Contamination par des nutriments	N	Thaïlande (déchets porcins)	14% de la charge d'azote
		Viet Nam (déchets porcins)	38% de la charge d'azote
		Chine-Guangdong (déchets porcins)	72% de la charge d'azote
		Etats-Unis d'Amérique	33% de la charge d'azote
	P	Thaïlande (déchets porcins)	61% de la charge de phosphore
Viet Nam (déchets porcins)		92% de la charge de phosphore	
Chine-Guangdong (déchets porcins)		94% de la charge de phosphore	
Etats-Unis d'Amérique		32% de la charge en phosphore	
Contamination biologique	a. d.		
Consommation d'antibiotiques	Etats-Unis d'Amérique	50% des antibiotiques consommés	
Pesticides appliqués (dans les cultures de maïs et de soja destinées à l'alimentation du bétail)	Etats-Unis d'Amérique	37% des pesticides appliqués	
Erosion des terres agricoles	Etats-Unis d'Amérique	55% du processus d'érosion	
Métaux lourds appliqués	Zn	Angleterre et Pays de Galles	37% du Zn appliqué
	Cu	Angleterre et Pays de Galles	40% du Cu appliqué



eau douce. Le secteur de l'élevage contribue aussi beaucoup à la pollution de l'eau par les pesticides (37 pour cent des pesticides appliqués aux Etats-Unis d'Amérique), les antibiotiques (50 pour cent du volume d'antibiotiques consommés aux Etats-Unis d'Amérique) et les métaux lourds (37 pour cent du zinc appliqué sur les terres agricoles en Angleterre et au Pays de Galles).

Le secteur de l'élevage contribue à l'appauvrissement des ressources en eau principalement à travers l'utilisation et la gestion des terres d'élevage. La production de fourrages et d'aliments pour animaux, l'épandage de fumier sur les cultures et l'occupation des terres par des systèmes extensifs sont parmi les principaux responsables des charges excessives en nutriments, pesticides et sédiments présentes dans les ressources en eau à travers le monde. La pollution est souvent diffuse et progressive et ses impacts sur les écosystèmes ne sont visibles que lorsqu'ils deviennent graves. D'ailleurs, de par son caractère diffus, la pollution est souvent extrêmement difficile à contrôler, en particulier lorsqu'elle existe dans des zones de grande pauvreté.

La pollution issue de la production animale industrielle (consistant principalement en des charges en nutriments élevées, une augmentation de la DBO et une contamination biologique) est plus importante localement et plus visible que celle des autres systèmes d'élevage, surtout lorsqu'elle est située près des zones urbaines. Comme elle influe directement sur le bien-être des populations et qu'elle est plus facile à contrôler, les dirigeants sont plus sensibles à son impact.

### **Transferts nationaux et internationaux d'eau virtuelle et coûts pour l'environnement**

La production animale a des conséquences régionales variées et complexes sur l'utilisation et l'appauvrissement des ressources en eau. Ces conséquences peuvent être évaluées par le concept d'«eau virtuelle», défini comme le volume d'eau nécessaire pour produire un produit ou un service donné (Allan, 2001). Ainsi, 990 litres d'eau en moyenne sont nécessaires pour produire un litre

de lait (Chapagain et Hoekstra, 2004). Bien évidemment, l'«eau virtuelle» ne correspond pas à la teneur réelle en eau du produit: seule une très petite partie de l'eau virtuelle utilisée est en fait contenue dans le produit (1 litre sur 990 dans l'exemple du lait). L'eau virtuelle utilisée dans divers maillons de la chaîne de production peut être attribuée à des régions spécifiques. L'eau virtuelle pour la production d'aliments destinés à l'élevage intensif peut être utilisée dans une région ou un pays différent que l'eau utilisée directement par ce dernier.

Les différences concernant l'utilisation de l'eau virtuelle dans les différents maillons de la production animale peuvent être liées aux différences de disponibilité en eau réelle. Ceci permet d'expliquer partiellement les dernières tendances du secteur de l'élevage (Naylor *et al.*, 2005; Costales, Gerber et Steinfeld, 2006), où l'on observe une segmentation dans l'espace plus importante des différentes étapes de la chaîne alimentaire. Ceci concerne en particulier la séparation entre les unités d'élevage et la production d'aliments du bétail. Cette segmentation est déjà clairement perceptible au niveau national et infranational lorsqu'on compare la carte des principales zones de production d'aliments du bétail (cartes 5, 6, 7 et 8, Annexe 1) à la distribution des populations de monogastriques (cartes 16 et 17, Annexe 1). Parallèlement, le commerce international de produits animaux finis a fortement augmenté. Ces changements ont abouti à une augmentation des transports et à une nette amélioration de la connectivité au niveau de la planète.

Ces changements peuvent être considérés en fonction de la distribution inégale des ressources en eau au niveau de la planète. Dans les pays en développement, les ressources en eau renouvelables varient entre 18 pour cent du volume d'eau constitué par les précipitations et l'écoulement des rivières dans les régions les plus arides (Asie de l'Ouest, Afrique du Nord), où les précipitations atteignent à peine 180 mm par an, jusqu'à environ 50 pour cent de ce volume dans les zones humides d'Asie de l'Est, où les précipitations sont élevées et de l'ordre de 1 250 mm par an. Les ressources en

eau renouvelables sont plus abondantes en Amérique latine. Les estimations au niveau national dissimulent de très grandes variations au niveau infranational – là où les impacts sur l'environnement se produisent réellement. Ainsi, la Chine connaît de graves pénuries en eau dans le nord alors que le sud détient toujours des ressources importantes. Même un pays riche en eau comme le Brésil connaît des pénuries dans certaines régions.

La spécialisation au niveau régional et le commerce accru peuvent être bénéfiques pour la disponibilité en eau mais ils peuvent aussi être néfastes.

Le transfert des marchandises (plutôt que de l'eau) d'une zone géographique à une autre fournit théoriquement une solution partielle à la pénurie en eau, en diminuant la pression sur les maigres ressources disponibles auprès du destinataire. L'importance de tels flux a d'abord été étudiée au Proche-Orient, région du monde la plus limitée en eau, avec peu d'eau douce et des eaux souterraines négligeables (Allan, 2001). Le secteur de l'élevage contribue clairement à soulager cette pénurie d'eau grâce à la grande quantité d'eau virtuelle que représentent les flux croissants d'importations de produits d'origine animale (Chapagain et Hoekstra, 2004; Molden et de Fraiture, 2004). Une autre stratégie pour économiser l'eau locale en utilisant de l'«eau virtuelle» issue d'ailleurs consiste à importer des aliments pour le secteur de l'élevage national, comme c'est le cas en Égypte, qui importe des quantités croissantes de maïs (Wichelns, 2003). À l'avenir, ces débits virtuels pourraient augmenter considérablement l'impact du secteur de l'élevage sur les ressources en eau. Ceci s'explique par le fait qu'une grande partie de la demande croissante en produits d'origine animale est satisfaite par la production intensive de monogastriques, laquelle repose fortement sur l'utilisation d'aliments coûteux en eau.

Cependant, les flux mondiaux d'eau virtuelle représentent également un inconvénient pour l'environnement. Ils peuvent entraîner des rejets nocifs dans l'environnement si les externalités environnementales ne sont pas internalisées par le producteur à distance: dans les régions telles

que le Proche-Orient, où l'eau est limitée, la disponibilité en eau virtuelle provenant d'autres régions a probablement ralenti le rythme des réformes qui pourraient améliorer le rendement de l'eau au niveau local.

Les impacts sur l'environnement deviennent moins visibles pour les parties prenantes de plus en plus nombreuses qui se partagent leur responsabilité. Par ailleurs, il est de plus en plus difficile d'identifier ces parties prenantes, ce qui n'aide pas à résoudre les problèmes environnementaux particuliers. Ainsi, d'après les calculs de certains auteurs (Galloway *et al.*, 2006), la culture d'aliments du bétail réalisée dans d'autres pays permet de suppléer à plus de 90 pour cent de l'eau utilisée pour la production de produits d'origine animale consommés au Japon (3,3 km<sup>3</sup> sur un total de 3,6 km<sup>3</sup>). En étudiant ces flux, on s'aperçoit que la plupart proviennent de régions où l'eau n'est pas particulièrement abondante, comme l'Australie, la Chine, le Mexique et les États-Unis d'Amérique. En suivant une démarche similaire pour l'azote, les auteurs montrent que les consommateurs de viande japonais pourraient aussi être responsables de la pollution des ressources en eau dans des pays lointains.

### 4.6 Possibilités d'atténuation

Il existe des options nombreuses et efficaces pour atténuer la pollution dans le secteur de l'élevage. Celles-ci permettraient d'inverser les tendances actuelles d'appauvrissement des ressources en eau et de s'éloigner du scénario habituel décrit par Rosegrant, Cai et Cline (2002), consistant à prélever toujours plus d'eau et à augmenter le stress hydrique et la pénurie.

Les possibilités d'atténuation reposent en général sur trois principes clés: réduire l'utilisation de l'eau, réduire le processus d'appauvrissement et améliorer le réapprovisionnement des ressources en eau. Nous les étudierons dans la suite de ce chapitre en rapport avec différentes options techniques. Les politiques propices à la mise en œuvre efficace de ces options seront développées plus loin dans le Chapitre 6.

### 4.6.1 Meilleure efficacité de l'utilisation de l'eau

Comme cela a été montré, l'utilisation de l'eau est fortement conditionnée par l'élevage devenu plus intensif du fait de la production d'aliments du bétail, principalement des céréales secondaires et des cultures oléagineuses riches en protéines. Les options proposées ici sont semblables à celle proposées par la littérature plus générique sur l'eau et l'agriculture. Elles méritent pourtant d'être répétées, eu égard au rôle de plus en plus important joué par les cultures d'aliments pour animaux dans la consommation d'eau mondiale et le coût d'opportunité afférents.

Les deux domaines principaux qui peuvent être améliorés sont l'efficacité de l'irrigation<sup>10</sup> et la productivité de l'eau.

#### Améliorer l'efficacité de l'irrigation

Sur la base de l'analyse de 93 pays en développement, la FAO (2003a) a estimé que l'efficacité de l'irrigation était en moyenne de 38 pour cent environ en 1997-1999, avec une variation allant de 25 pour cent dans les zones où les ressources en eau sont abondantes (Amérique latine) à 40 pour cent en Asie de l'Ouest ou en Afrique du Nord et 44 pour cent en Asie du Sud où la pénurie en eau requiert une plus grande efficacité.

Dans de nombreux bassins, une grande partie de l'eau supposée perdue va réalimenter la nappe phréatique ou reflue dans les cours d'eau. Elle peut donc être utilisée par les puits, ou par les populations et les écosystèmes en aval. Cependant, même dans ces situations, l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation peut fournir d'autres avantages pour l'environnement. Dans certains cas, cela peut permettre d'économiser de l'eau – par exemple, si le drainage de l'irrigation s'écoule dans des couches aquifères salées où elle ne peut pas être

réutilisée. Elle peut contribuer à éviter que les produits agrochimiques ne polluent les cours d'eau et la nappe phréatique; et elle peut limiter l'engorgement et la salinisation. De nombreuses actions associées à l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation peuvent avoir d'autres avantages, notamment:

- Le revêtement des canaux permet aux responsables de l'irrigation de contrôler davantage l'approvisionnement en eau.
- La tarification de l'eau permet un recouvrement et une comptabilité des coûts.
- Une irrigation précise peut augmenter les rendements et améliorer la productivité de l'eau (Molden et de Fraiture, 2004).

Dans de nombreux bassins, en particulier ceux qui sont déjà sous stress hydrique, il y a peu ou il n'y a pas de gaspillage de l'eau d'irrigation car le recyclage et la réutilisation de l'eau sont déjà considérables. Le Nil en Egypte (Keller, Keller et El-Kady, 1995), le Gediz en Turquie (GDRS, 2000), le Chao Phraya en Thaïlande (Molle, 2003), le Bakhra en Inde (Molden, Sakthivadivel et Habib, 2001) et la Vallée impériale en Californie (Keller et Keller, 1995) sont tous des exemples bien connus (Molden et de Fraiture, 2004).

#### Stimuler la productivité de l'eau

L'amélioration de la productivité est essentielle en vue d'augmenter la disponibilité en eau pour l'environnement naturel et les autres utilisateurs. Au sens le plus large, améliorer la productivité de l'eau signifie mettre plus en valeur chaque goutte d'eau – qu'elle soit utilisée pour l'agriculture, l'industrie ou l'environnement. L'amélioration de la productivité agricole de l'eau d'irrigation ou pluviale se réfère généralement à l'augmentation des rendements des cultures ou de la valeur économique par unité d'eau fournie ou prélevée. Mais elle peut aussi être élargie et inclure alors les produits alimentaires non cultivés tels que les poissons ou le bétail. On peut obtenir un important gain de productivité de l'eau par une meilleure intégration des cultures et de l'élevage dans des systèmes mixtes, en

<sup>10</sup> L'efficacité de l'irrigation est définie comme le rapport entre l'estimation de la consommation totale en eau dans les cultures irriguées et le prélèvement réel d'eau d'irrigation (FAO, 2003a).

particulier en nourrissant les animaux avec les résidus des récoltes, et en utilisant l'engrais biologique en retour. L'intérêt de cette démarche a été montré par Jagtap et Amissah-Arthur (1999) pour l'Afrique de l'Ouest. Le principe pourrait aussi s'appliquer aux systèmes de production industrielle. Alors que les récoltes de maïs sont destinées à nourrir des monogastriques dans des élevages souvent très éloignés, les résidus de maïs obtenus pourraient facilement approvisionner les élevages de ruminants locaux.

Bien que les fermes produisant des aliments pour des élevages industrialisés fonctionnent déjà avec une productivité hydrique relativement élevée, celle-ci peut être encore améliorée grâce à un certain nombre de facteurs: une sélection correcte des cultures et des variétés cultivées; de meilleures méthodes de plantation (sur des lits surélevés par exemple); un travail du sol minimum; une synchronisation de l'irrigation avec les périodes végétatives les plus sensibles; une gestion des nutriments; une irrigation au goutte-à-goutte et un meilleur drainage pour le contrôle du niveau de la nappe phréatique. Dans les zones sèches, une irrigation contrôlée – consistant à appliquer une quantité d'eau limitée mais à un moment critique – peut accroître de 10 à 20 pour cent la productivité de l'eau d'irrigation (Oweis et Hachum 2003).

### 4.6.2 Une meilleure gestion des déchets

La gestion et l'évacuation des déchets est l'un des principaux problèmes liés à l'eau auxquels les systèmes de production animale industriels sont confrontés. Des options techniques efficaces, principalement élaborées dans les pays développés, sont déjà disponibles mais elles doivent être diffusées plus largement et adaptées aux conditions locales dans les pays en développement. La gestion des déchets peut se diviser en cinq phases: la production, la récolte, le stockage, le traitement et l'utilisation. Chaque étape devrait être abordée spécifiquement par des technologies appropriées afin de réduire l'impact actuel du secteur de l'élevage sur l'eau.

### Phase de production: une alimentation mieux équilibrée

Lors de la phase de production, sont prises en considération la quantité et les spécificités des fèces et de l'urine produites au niveau des unités d'élevage. Celles-ci varient considérablement selon la composition du régime, les pratiques de gestion des aliments, les caractéristiques des espèces et les phases de croissance des animaux.

La gestion de l'alimentation s'est continuellement améliorée ces dernières décennies et a entraîné une augmentation des niveaux de production. Le défi pour les producteurs et les nutritionnistes est de mettre au point des rations qui continuent à accroître les niveaux de production tout en minimisant les impacts des excréments sur l'environnement. Ce défi peut être relevé en optimisant la disponibilité des nutriments et en ajustant et synchronisant les apports en nutriments et en minéraux avec les besoins des animaux (par exemple, des rations équilibrées et une alimentation progressive), ce qui réduit la quantité de fumier excrété par unité de nourriture et par unité de produit. Un meilleur taux de conversion des aliments peut aussi être obtenu par une amélioration de la génétique animale (Sutton *et al.*, 2001; FAO, 1999c; LPES, 2005).

Les stratégies nutritionnelles pour améliorer l'efficacité alimentaire reposent sur quatre principes:

- répondre aux besoins en nutriments sans les excéder;
- sélectionner des ingrédients avec des nutriments faciles à absorber;
- compléter les régimes alimentaires avec des additifs/enzymes/vitamines qui améliorent la disponibilité en phosphore et garantissent un apport optimal en acides aminés avec une rétention et un niveau réduits de protéines brutes; et
- réduire le stress (LPES, 2005).

L'adaptation des régimes alimentaires aux besoins effectifs des animaux d'élevage a un

impact considérable sur l'excrétion des nutriments dans les fèces au niveau local, en particulier pour les unités de production de grands animaux. Ainsi, le niveau de phosphore dans les rations alimentaires des bovins élevés dans des systèmes industriels dépasse en général le niveau nécessaire de 25 à 40 pour cent. La pratique courante consistant à supplémenter les rations des bovins avec du phosphore est donc inutile dans la plupart des cas: un régime adapté avec une teneur adéquate en phosphore est la façon la plus simple de diminuer la quantité de phosphore excrétée par les élevages de bovins, et il a été montré qu'elle réduisait de 40 à 50 pour cent l'excrétion de phosphore dans la filière bovine. Toutefois, en pratique, les producteurs nourrissent les bovins avec des sous-produits de mauvaise qualité qui contiennent souvent beaucoup de phosphore. De même, la teneur habituelle en phosphore dans les aliments pour volaille aux Etats-Unis d'Amérique, à savoir 450 mg par poule et par jour, peut être abaissée à 250 mg (recommandation du Conseil de recherche national) sans aucune perte de production, tout en entraînant des économies non négligeables sur les aliments (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

De même, on peut réduire la quantité de métaux lourds dans le fumier en fournissant un régime adéquat. Des exemples ont prouvé l'efficacité de cette mesure. En Suisse, la teneur moyenne de Cu et de Zn dans les fumiers de porc a diminué considérablement entre 1990 et 1995 (28 pour cent pour le Cu, 17 pour cent pour le Zn), montrant ainsi l'intérêt de limiter les métaux lourds dans les aliments pour animaux aux niveaux requis (Menzi et Kessler, 1998).

La modification de l'équilibre des composants alimentaires et l'origine des nutriments peut avoir une influence significative sur les niveaux d'excrétion de ces derniers. Pour l'alimentation des bovins, un bon équilibre entre les protéines dégradables et non dégradables améliore l'absorption des nutriments, et il a été montré qu'il réduisait l'excrétion d'azote de 15 à 30 pour cent

sans modifier pour autant les niveaux de production. Toutefois, cet équilibre est généralement atteint en augmentant la part de concentrés dans la ration, ce qui correspond, sur les systèmes à l'herbe, à une diminution de l'utilisation du fourrage grossier. Or, ceci représente un coût additionnel et aboutit à un excédent de nutriments. De façon similaire, des niveaux adéquats d'hydrates de carbone complexes, d'oligosaccharides et d'autres polysaccharides non amy-lacés (PNA) dans la ration peuvent influencer la forme d'azote excrété. En général, ils favorisent la production de protéines bactériennes moins dangereuses pour l'environnement et possèdent un potentiel de recyclage supérieur. Pour les porcs, un niveau inférieur en protéine brute supplémenté par des acides aminés de synthèse diminue l'excrétion jusqu'à 30 pour cent, en fonction de la composition initiale de la ration. De même, dans les systèmes de production de porcs, la qualité des aliments joue un rôle important. On signale que le retrait des fibres et des germes du maïs réduit de 56 pour cent le niveau de matière sèche excrétée et de 39 pour cent le niveau d'azote contenu dans l'urine et les fèces. L'utilisation des formes organiques de Cu, Fe, Mn et Zn dans les régimes alimentaires des truies fait baisser le niveau des métaux lourds ajoutés à la ration et diminue considérablement les niveaux d'excrétion sans réduire la croissance des animaux ou l'efficacité des aliments (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Afin d'améliorer l'efficacité alimentaire, on développe actuellement de nouvelles sources d'aliments du bétail très digestibles, issues des techniques d'élevage classiques ou de la modification génétique. Les deux principaux exemples connus sont le maïs à faible teneur en phytate, qui réduit l'excrétion de phosphore, et le soja à faible stachyose. La disponibilité de phosphore dans les aliments classiques (maïs et soja) est faible pour les porcs et la volaille car le phosphore est en général lié à une molécule de phytate (dans le maïs, 90 pour cent du phosphore existe sous forme de phytate, et 75 pour cent dans

les rations de soja). Cette faible disponibilité de phosphore est due au fait que la phytase, enzyme capable de dégrader les molécules de phytate et de libérer le phosphore, n'existe pas dans le système digestif des porcs et des volailles. L'utilisation de génotypes faibles en phytates de phosphore diminue le niveau de phosphore minéral à compléter dans la ration et réduit l'excrétion de phosphore de 25 à 35 pour cent (FAO, 1999c; LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

La phytase, la xylanase et la bêtaglucanase (elles aussi non excrétées naturellement par les porcs) pourraient être ajoutées aux aliments afin de favoriser la dégradation des polysaccharides non amylacés présents dans les céréales. Ces polysaccharides non amylacés sont en général associés à des protéines et des minéraux. En l'absence de ces enzymes, la capacité d'utilisation des aliments est plus basse et l'excrétion de minéraux augmente. Il a été démontré que l'utilisation de la phytase augmentait la digestibilité du phosphore de 30 à 50 pour cent dans les rations des porcs. Certains auteurs (Boling *et al.*, 2000) ont obtenu une réduction de 50 pour cent de la quantité de phosphore fécal chez des poules pondeuses grâce à des rations faibles en phosphore supplémentées avec de la phytase, tout en observant le maintien d'un niveau de production d'œufs optimal. De même, l'addition de 1,25 de dihydroxyde de vitamine D<sub>3</sub> dans la ration alimentaire des poulets de chair a réduit de 35 pour cent l'excrétion de phytate de phosphore (LPES, 2005; Sutton *et al.*, 2001).

Les autres améliorations technologiques consistent dans la réduction, l'enrobage et l'expansion des particules. On recommande des particules d'une taille de 700 microns pour une meilleure digestibilité. L'enrobage améliore de 8,5 pour cent la capacité d'utilisation des aliments.

Enfin, l'amélioration de la génétique animale et la réduction du stress des animaux (grâce à des conditions adaptées de couvée, de ventilation et de santé animale) améliorent la prise de poids et par conséquent la capacité d'utilisation des aliments (FAO, 1999c; LPES, 2005).

### **Améliorer le processus de collecte du fumier**

Le stade de la collecte se rapporte à la récolte initiale et au rassemblement du fumier sur son lieu d'origine (voir figure 4.3). Le type de fumier produit et ses caractéristiques dépendent largement des méthodes de collecte et de la quantité d'eau ajoutée au fumier.

Le logement des animaux doit être conçu pour limiter les pertes de fumier et de nutriments par ruissellement. Le type de surface sur laquelle les animaux sont élevés est l'un des éléments essentiels conditionnant le processus de récolte. Un sol à lamelles peut faciliter considérablement la récolte immédiate du fumier, mais il implique que tous les excréments soient collectés sous forme liquide.

L'eau de ruissellement contaminée issue des zones de production devrait être redirigée dans des installations de stockage du fumier pour être traitée. Les quantités d'eau utilisées dans les bâtiments d'élevage et celles provenant des précipitations (en particulier dans les zones chaudes et humides) qui entrent en contact avec le fumier, devraient être réduites au minimum afin de limiter le processus de dilution lequel, dans le cas contraire, accroît le volume des déchets (LPES, 2005).

### **Améliorer le stockage du fumier**

L'étape de stockage concerne la conservation temporaire du fumier. L'installation de stockage doit rendre le responsable en mesure de contrôler la gestion du fumier. Elle doit permettre par exemple d'épandre le fumier sur les terres au moment opportun selon les besoins en nutriments des cultures.

Le stockage du fumier vise à réduire et finalement empêcher les fuites des nutriments et de minéraux provenant des logements d'élevage vers l'eau de surface et les nappes phréatiques (FAO, 1999c). Une capacité de stockage adaptée est primordiale pour prévenir les pertes par débordement, en particulier lors de la saison des pluies dans les climats tropicaux.

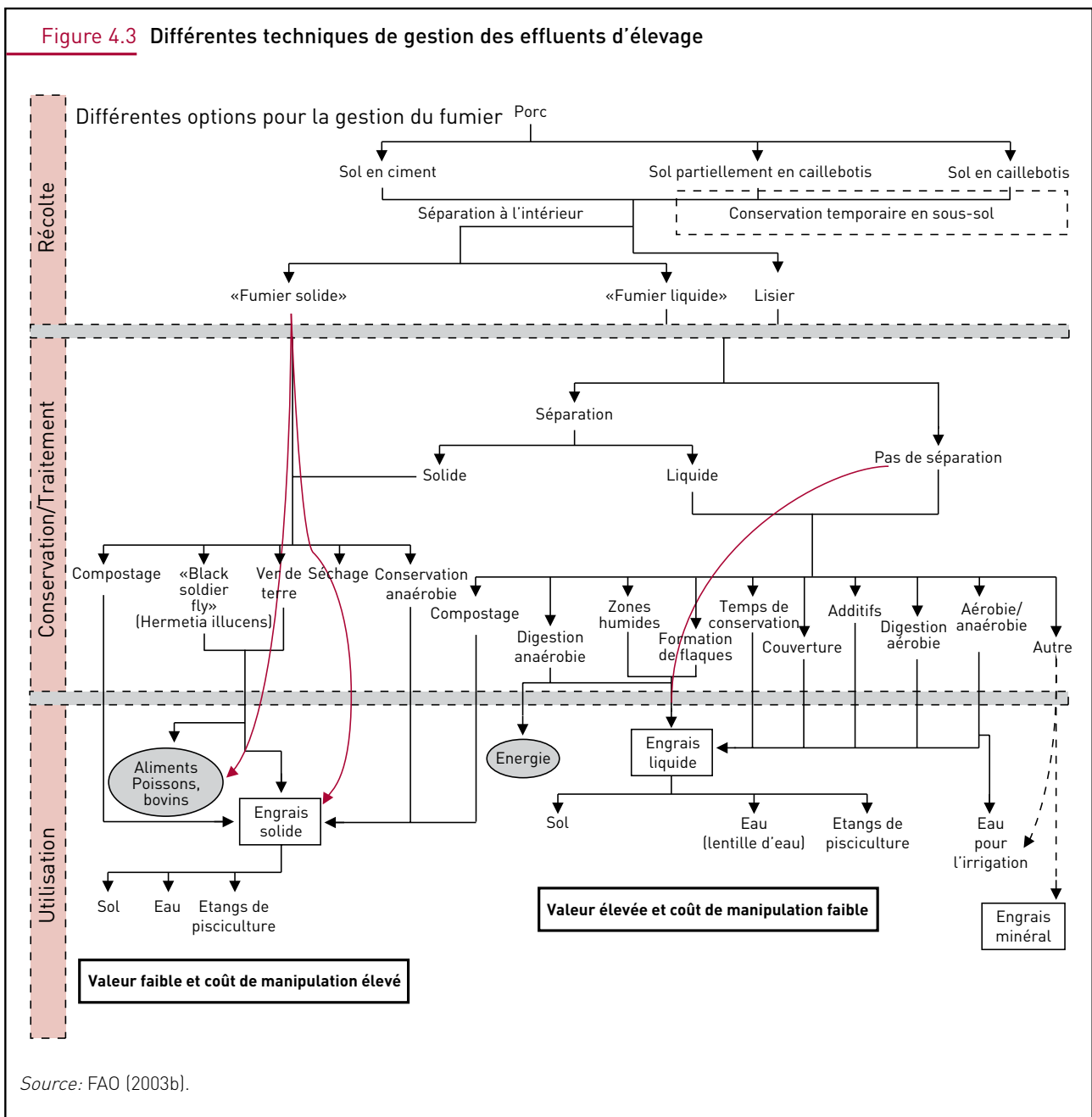
### Améliorer le traitement du fumier

Il existe différentes techniques de traitement qui peuvent réduire la pollution potentielle, diminuer les surplus de fumier localement et transformer l'excédent de fumier en produits à valeur ajoutée et/ou en produits plus faciles à transporter (notamment en biogaz, en engrais et en aliments pour le bétail et les poissons). La majorité des technologies visent à concentrer les nutriments présents séparément dans les solides, la biomasse ou la vase (LPES, 2005; FAO, 1999c).

Le traitement des effluents comprend différentes technologies qui peuvent être combinées. Les traitements, qui peuvent être physiques, biologiques et chimiques, sont présentés dans la figure 4.3.

Le transport de la litière ou des effluents non transformés sur de longues distances est peu pratique en raison du poids, du coût et des propriétés instables du produit. La première étape dans le traitement des effluents consiste généralement à séparer les solides et les liquides. Les bassins

Figure 4.3 Différentes techniques de gestion des effluents d'élevage



Source: FAO (2003b).

peuvent être utilisés pour permettre le processus de sédimentation et faciliter le retrait des solides des écoulements issus des parcs d'engraissement ou avant le lagunage. Des solides plus petits peuvent être retirés dans une cuve où la vitesse de l'eau est considérablement réduite. Cependant, les cuves de sédimentation sont rarement utilisées pour le fumier animal car elles sont coûteuses. Les autres technologies visant à séparer les solides sont les grilles inclinées, les grilles autonettoyantes, les presses, les traitements de type centrifuges et les systèmes de filtres de sable rapides. Ces procédés peuvent réduire significativement les charges de carbone, d'azote et de phosphore dans les cours d'eau (LPES, 2005).

Le choix de la première étape est de grande importance car il influence considérablement la valeur du produit final. Les déchets solides ont de faibles coûts de manipulation, un impact potentiel sur l'environnement inférieur et une valeur commerciale supérieure car les nutriments sont concentrés. Au contraire, les déchets liquides ont une valeur commerciale inférieure car ils ont des coûts élevés de manipulation et de stockage et leur valeur nutritive est faible et inégale (LPES, 2005). De plus, les déchets liquides ont un impact potentiel sur l'environnement beaucoup plus élevé si les structures de stockage ne sont pas imperméables ou suffisamment volumineuses.

Comme cela est présenté dans la figure 4.3, la phase de séparation peut être suivie par tout un ensemble de processus qui conditionnent la nature du produit final.

Les techniques classiques déjà largement utilisées sont:

**Aération:** Ce traitement retire les matières organiques et réduit la demande en oxygène biologique et chimique. Cinquante pour cent du carbone est transformé en vase ou en biomasse, qui est récoltée par sédimentation. Le phosphore est aussi réduit par absorption biologique mais dans une moindre mesure. Différents types de traitement aérobies peuvent être utilisés, comme les boues activées<sup>11</sup>(part de la biomasse traitée qui est réinjectée en phase initiale du traitement)

ou les lits bactériens, dans lesquels les microorganismes poussent sur un filtre immergé à fragments de roche. Selon la profondeur de la lagune, l'aération peut être appliquée au volume entier ou à une portion limitée pour profiter à la fois des processus de digestion aérobie et anaérobie (LPES, 2005).

**Digestion anaérobie:** Les principaux avantages d'une digestion anaérobie sont la diminution de la demande en oxygène chimique (DOC), de la demande en oxygène biologique (DOB) et des solides et la production de méthane. Néanmoins elle ne réduit pas la teneur en azote et en phosphore (LPES, 2005).

**Sédimentation des biosolides:** La biomasse créée est traitée biologiquement dans des cuves de sédimentation ou des clarificateurs dans lesquels la vitesse des courants d'eau est assez lente pour permettre aux solides dépassant une taille ou un poids donnés de se déposer sur le fond de la cuve (LPES, 2005).

**Floculation:** L'addition de produits chimiques peut améliorer le retrait des solides et des éléments dissous. Les produits chimiques les plus courants sont la chaux, l'alun et les polymères. Lorsque l'on utilise de la chaux, la boue obtenue peut avoir une valeur agronomique accrue (LPES, 2005).

**Compostage:** Le compostage est un processus aérobie naturel qui permet aux nutriments de retourner dans le sol et d'être à nouveau utilisés. Le compostage nécessite en général l'addition d'un substrat riche en fibres et en carbone aux excréments des animaux. Dans certains systèmes, des inoculants et des enzymes sont ajoutés pour favoriser le processus de compostage. Les systèmes qui transforment le fumier en produit commercial à valeur ajoutée sont devenus de plus en plus populaires. Les avantages du compostage sont nombreux: la matière organique disponible est stabilisée et ne peut plus se décomposer, les odeurs atteignent un niveau acceptable pour l'ap-

---

<sup>11</sup>Le processus des boues activées utilise la matière organique des eaux usées pour produire une population mixte de microorganismes dans un environnement aérobie.



plication sur les terres, le volume est réduit de 25 à 50 pour cent et les germes et les semences sont détruites par la chaleur produite lors de la phase aérobie (environ 60 °C). Si le rapport initial C/N est supérieur à 30, la majorité de l'azote est conservé pendant ce processus (LPES, 2005).

Séchage du fumier solide: Il s'agit d'une autre option possible pour réduire le volume de fumier à transporter et pour augmenter la concentration en nutriments. Dans les climats chauds, le séchage naturel est possible à des coûts minimes en dehors de la saison des pluies.

Différents processus peuvent être intégrés dans une seule structure. Dans les **systèmes de lagunage**, le fumier est très dilué, ce qui favorise l'activité biologique naturelle et permet ainsi de réduire la pollution. Les effluents peuvent être éliminés par l'irrigation des cultures qui recyclent les nutriments en excès. Le lagunage anaérobie fonctionne mieux sous les climats chauds, où l'activité bactériologique se maintient tout au long de l'année. Les biodigesteurs, avec une température contrôlée, peuvent être utilisés pour produire des biogaz et limiter les agents pathogènes, bien qu'ils requièrent des investissements financiers importants et de grandes capacités de gestion. Toutefois, la plupart des systèmes de lagunage sont peu efficaces pour récupérer le phosphore et l'azote. Jusqu'à 80 pour cent de l'azote total entrant dans le système n'est pas récupéré mais il se peut que la majorité de l'azote libéré dans l'atmosphère soit sous la forme inoffensive de gaz diazote. La majorité du phosphore ne sera récupéré qu'au bout de 10 à 20 ans, lors du retrait des boues sédimentées. Par conséquent, la récupération de l'azote n'est pas synchrone avec celle du phosphore. L'effluent de la lagune devrait donc être utilisé en priorité comme un engrais azoté. La gestion de l'effluent nécessite aussi du matériel d'irrigation coûteux pour un engrais en fin de compte de faible qualité. La taille de la lagune devrait être proportionnelle à la taille de l'exploitation, ce qui limite aussi le choix de cette technologie car sa mise en place requiert de grandes surfaces (Hamilton *et al.*, 2001; Lorimor *et al.*, 2001).

D'autres technologies existent mais leur efficacité et leur efficacité doivent encore être améliorées: ce sont les amendements chimiques, le traitement des marais ou la digestion par les vers (Lorimor *et al.*, 2001). Les systèmes des marais sont basés sur les capacités naturelles de recyclage des nutriments des écosystèmes des zones humides ou des zones ripariennes, et possèdent un fort potentiel pour éliminer les taux élevés d'azote. Le vermicompostage est un processus par lequel le fumier est transformé par des vers de terre et des microorganismes en humus riche en nutriments, appelé vermicompost, dans lequel les nutriments sont stabilisés (LPES, 2005).

Pour être viables économiquement et technologiquement, la plupart des procédés nécessitent de grandes quantités de fumier et ne peuvent généralement pas être installés dans la plupart des exploitations. La faisabilité du traitement du fumier à grande et à moyenne échelle dépend aussi des conditions locales (législation locale, prix des engrais) et des coûts de traitement. Certains produits finis doivent être fabriqués en très grande quantité et d'une qualité très fiable pour qu'ils soient acceptés par l'industrie (FAO, 1999c).

### Améliorer l'utilisation des effluents d'élevage

L'utilisation du fumier désigne le recyclage des produits de résidus réutilisables ou la réintroduction des produits de résidus non réutilisables dans l'environnement.

Très souvent, le fumier est utilisé en tant qu'engrais pour les terres agricoles. Les autres usages sont la production d'aliments pour animaux (pour les poissons en aquaculture), d'énergie (méthane) ou d'engrais de croissance pour les algues. Finalement, les nutriments perdus pourraient être recyclés et réutilisés comme additifs alimentaires dans les rations animales. Ainsi, il a été montré expérimentalement que la couche de fumier déposée au fond des lagunes après traitement pouvait servir de source de phosphore et de calcium et être redistribuée aux poules ou aux volailles, sans conséquence sur les niveaux de production (LPES, 2005).

D'un point de vue environnemental, l'application de fumier sur les cultures et les pâtures diminue les besoins en engrais minéraux. Le fumier augmente aussi la matière organique du sol, améliore la structure, la fertilité et la stabilité du sol, limite la sensibilité du sol à l'érosion, et favorise l'infiltration et la capacité de rétention d'eau du sol (LPES, 2005; FAO, 1999c).

Néanmoins, certains aspects doivent être minutieusement contrôlés lors de l'application des engrais organiques, en particulier le niveau de ruissellement, qui pourrait contaminer les ressources en eau douce, ou l'accumulation de trop grandes quantités de nutriments dans les sols. De plus, l'azote organique peut parfois se minéraliser avec une faible absorption d'azote par les cultures et être alors sujet à l'infiltration. Les risques pour l'environnement sont réduits si le fumier est épandu sur les terres avec la bonne méthode, à des taux d'application adéquats, au bon moment, à la bonne fréquence et si les caractéristiques spatiales sont prises en compte.

Les pratiques qui limitent l'érosion, le ruissellement et l'infiltration ou bien l'accumulation des nutriments dans le sol sont:

- Le dosage des engrais et du fumier en accord avec les besoins des cultures.
- Le travail du sol visant à éviter la compaction du sol et d'autres dégâts qui pourraient entraver les capacités d'absorption d'eau du sol.
- La phytoremédiation par des espèces végétales sélectionnées accumulant biologiquement les nutriments et les métaux lourds du sol. La bioaccumulation est meilleure lorsque les cultures possèdent des racines profondes pour récupérer les nitrates présents sous la surface du sol. La croissance de plantes dont la biomasse est élevée peut retirer de grandes quantités de nutriments et réduire leur concentration dans le sol. La capacité de bioconcentration des nutriments et des métaux lourds varie selon les espèces et les variétés végétales.
- L'amendement du sol par des produits chimiques ou des dérivés municipaux pour neutraliser le phosphore et les métaux lourds. Il a déjà

été prouvé que l'amendement du sol était très efficace et pouvait réduire de 70 pour cent la libération de phosphore par le ruissellement de l'eau. L'amendement du sol par floculation des sédiments grâce à l'emploi de polymères (comme les polyacrylamides) est une technologie prometteuse pour limiter le transport des sédiments et des particules de nutriments.

- Le travail du sol en profondeur visant à diluer la concentration des nutriments dans la zone proche de la surface.
- Le développement de cultures en bandes, de terrasses, de berges couvertes de végétation, d'étroites haies d'herbes et de bandes végétales tampon, pour limiter le ruissellement et augmenter les niveaux de filtration des nutriments, des sédiments et des métaux lourds (Risse *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2001).

Malgré les avantages des engrais organiques (maintien des matières organiques du sol par exemple), les agriculteurs préfèrent souvent les engrais minéraux qui garantissent une disponibilité en nutriments et sont plus faciles à manipuler. Dans les engrais organiques, la disponibilité des nutriments varie avec le climat, les pratiques de culture, les régimes alimentaires des animaux et les pratiques de gestion des déchets. De plus, dans les endroits où la production animale est concentrée géographiquement, les terres raisonnablement accessibles pour l'épandage du fumier à un taux adéquat sont en général insuffisantes. Le coût lié au stockage, au transport, à la manipulation et à la transformation du fumier limite la viabilité économique de ce procédé de recyclage, lorsqu'il doit être exporté de zones excédentaires vers des zones éloignées déficitaires en fumier. D'un point de vue économique, le traitement et le transport du fumier ne sont viables qu'à grande échelle. Les technologies telles que la séparation, le tamisage, le drainage et la condensation, qui réduisent les coûts associés au processus de recyclage (principalement le stockage et le transport), devraient être améliorées et des incitations adaptées devraient être développées pour favoriser leur adoption (Risse *et al.*, 2001).

### 4.6.3 Gestion des terres

Les impacts des systèmes de production animale sur les bassins versants dépendent largement de la façon dont les activités de pâturage sont gérées. Les choix des éleveurs influent sur de nombreux paramètres qui agissent sur les changements de végétation, comme la pression de pâturage (intensité et taux de charge) et le système de pâturage (qui influence la distribution des animaux). Un bon contrôle de la période, de l'intensité, de la fréquence et de la distribution de la pâture peut favoriser la couverture végétale, limiter l'érosion et, en conséquence, maintenir ou améliorer la qualité et la disponibilité en eau (FAO, 1999c; Harper *et al.*, 1996; Mosley *et al.*, 1997).

#### *Systèmes de pâturage adaptés, amélioration des parcours et identification de la période de pâturage critique*

Les systèmes de pâturage rotatifs peuvent modérer les impacts sur les aires ripariennes en réduisant la durée pendant laquelle la zone est occupée par les bovins (Mosley *et al.*, 1997). Les résultats des recherches sur les effets de l'efficacité du pâturage rotatif dans des conditions ripariennes sont controversés. Toutefois, il a été montré que la stabilité des berges des cours d'eau était meilleure lorsqu'un système de pâturage rotatif venait remplacer un pâturage intensif et long dans la saison (Mosley *et al.*, 1997; Myers et Swanson, 1995).

La résilience des différents écosystèmes aux impacts de l'élevage varie selon l'humidité du sol, la composition des espèces végétales et le type de comportement des animaux. L'identification de la période critique est de première importance pour concevoir des plans de pâturage adaptés (Mosley *et al.*, 1997). Ainsi, les berges des cours d'eau sont plus facilement détruites lors de la saison des pluies, lorsque les sols sont humides et sujets au piétinement et aux glissements ou lorsqu'un pâturage excessif peut détruire la végétation. Ces impacts peuvent souvent être réduits en tenant compte du comportement alimentaire naturel des animaux. Les bovins évitent de pâturer dans les

endroits froids ou humides et peuvent préférer, lorsqu'ils sont plus appétents, les fourrages des hautes terres à ceux des zones ripariennes (Mosley *et al.*, 1997).

Il est possible de construire des pistes pour faciliter l'accès aux fermes, aux élevages et aux champs. Les chemins de passage améliorent aussi la répartition des animaux (Harper, George et Tate, 1996). Une meilleure accessibilité réduit le piétinement et la formation de ravins qui accélèrent l'érosion. Avec un peu d'entraînement, les zones de croisement endurcies et bien conçues deviennent souvent des points d'accès de prédilection pour le bétail. Ceci peut réduire l'impact le long du courant d'eau en réduisant le glissement de la berge et l'apport de sédiments (Salmon Nation, 2004). On peut pratiquer une stabilisation par niveau pour stabiliser le sol, contrôler le phénomène d'érosion et limiter la formation de canaux artificiels et de ravins. Les bassins bien situés peuvent récolter et stocker les débris et les sédiments de l'eau en aval (Harper, George et Tate, 1996).

#### **Améliorer la répartition des animaux: exclusion et autres méthodes**

L'exclusion des animaux est la principale méthode pour rétablir et protéger un écosystème. Le rassemblement des animaux près de l'eau de surface augmente l'appauvrissement des ressources en eau, principalement par le déversement direct de déchets et de sédiments dans l'eau, et indirectement par la réduction de l'infiltration et l'augmentation de l'érosion. Toute pratique qui tend à limiter le temps que les bovins passent dans un cours d'eau ou près des autres points d'eau, réduisant ainsi le piétinement et la charge de fumier, diminue la possibilité d'effets néfastes dus à la pollution de l'eau par les animaux au pâturage (Larsen, 1995). Cette stratégie peut être associée aux programmes de contrôle des parasites pour réduire la possibilité de contamination biologique.

Diverses pratiques de gestion ont été conçues pour contrôler ou influencer la répartition des animaux et pour éviter le rassemblement des

animaux près des eaux de surface. Parmi ces méthodes, on trouve des systèmes d'exclusion tels que le clôturage et le développement de bandes tampons près de l'eau de surface, de même que des méthodes plus passives qui influent sur la répartition des bovins, comme:

- le développement de points d'abreuvement en dehors des cours d'eau;
- une meilleure répartition des points de distribution de suppléments et de minéraux;
- l'application d'engrais et les activités de réensemencement;
- le contrôle des prédateurs et des parasites, susceptible d'empêcher l'utilisation de certaines parties des terres;
- l'interdiction du brûlage; et
- la construction de chemins de passage.

Cependant, peu de ces méthodes ont été testées à grande échelle sur le terrain (Mosley *et al.*, 1997).

Le temps passé par les animaux dans l'eau ou très près de celle-ci a une influence directe sur le dépôt et la remise en suspension des microbes, des nutriments et des sédiments, et par conséquent sur l'apparition et l'importance de la pollution de l'eau en aval. Lorsque les animaux sont exclus des zones à proximité des ressources en eau, le dépôt direct des déchets animaux dans l'eau est limité (California trout, 2004).

Le clôturage est la façon la plus simple d'éloigner les animaux des zones sensibles. Les clôtures permettent aux éleveurs de séparer les pâtures afin de favoriser la repousse ou de limiter la pâture. Parfois des périodes de repos prolongées ou d'absence de pâturage peuvent être nécessaires pour permettre à des zones très sérieusement dégradées de récupérer de meilleures conditions (California trout, 2004; Mosley *et al.*, 1997). Les clôtures peuvent être utilisées pour éviter le dépôt direct des fèces dans l'eau. Les clôtures doivent être adaptées en terme de taille et de matériaux pour ne pas empêcher l'activité de la faune sauvage. Dans les pâtures ripariennes et les enclos ripariens par exemple, le fil de fer du haut de la clôture ne doit pas être barbelé car les

zones ripariennes fournissent l'habitat et l'eau au gros gibier des montagnes avoisinantes (Salmon Nation, 2004; Chamberlain et Doverspike, 2001; Harper, George et Tate, 1996).

Les récents efforts déployés pour améliorer les zones ripariennes se sont concentrés sur la création de zones tampons de conservation afin d'exclure les animaux autour des ressources en eau de surface (Chapman et Ribic, 2002). Les zones tampons de conservation sont des bandes de terre le long des cours d'eau couvertes d'une végétation permanente relativement intacte. Elles sont conçues pour ralentir le ruissellement de l'eau, retenir les polluants (sédiments, nutriments, contaminants biologiques et pesticides), améliorer l'infiltration et stabiliser les zones ripariennes (Barrios, 2000; National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997).

Lorsqu'elles sont réparties sur tout le paysage agricole (qui peut inclure certaines zones du bassin versant), les zones tampons peuvent filtrer et retenir les polluants avant qu'ils ne rejoignent les cours d'eau et les lacs ou s'infiltrent dans les nappes phréatiques. Le processus de filtration est surtout le résultat d'un phénomène de friction plus important et d'une diminution de la vitesse de l'eau du ruissellement de surface. Les zones tampons amplifient l'infiltration, le dépôt de solides en suspension, l'absorption des matières solubles par les plantes et l'activité microbienne. Les zones tampons stabilisent aussi les berges des cours d'eau et les surfaces, réduisent la vitesse du vent et de l'eau, réduisent l'érosion et les inondations en aval et augmentent la couverture végétale. Ceci conduit à l'amélioration des habitats des cours d'eau pour les poissons et pour les invertébrés (Barrios, 2000 National Conservation Buffer Team, 2003; Mosley *et al.*, 1997; Vought *et al.*, 1995).

D'une façon générale, les zones tampons pour la conservation sont moins coûteuses à installer que les autres pratiques (National Conservation Buffer Team, 2003). Cependant, les éleveurs les ont souvent jugées difficiles à appliquer (Chapman et Ribic, 2002) car elles limitent l'accès aux zones luxuriantes, qu'ils considèrent comme capitales

pour la production et la santé animales, surtout dans les zones sèches.

Lorsque le rapport entre la superficie des cours d'eau et de la terre est élevé, empêcher le dépôt des matières fécales peut devenir très coûteux. Fournir d'autres sources d'abreuvement peut permettre de réduire le temps que les animaux passent dans le cours d'eau et donc le dépôt de fèces dans le courant. Cette technique rentable améliore aussi la répartition des animaux et diminue la pression sur les zones ripariennes. Il a été montré que l'existence d'une source d'eau hors courant diminuait de plus de 90 pour cent le temps qu'un groupe d'animaux nourris à la paille passait dans le courant (Miner, Buckhouse et Moore, 1995). De plus, même quand la source d'aliment était placée à égale distance entre le réservoir d'eau et le cours d'eau, le réservoir d'eau était toujours efficace pour réduire le temps passé par le bétail dans le cours d'eau (Godwin et Miner, 1996; Miner, Buckhouse et Moore, 1995).

Le développement de retenues d'eau, de puits et de points d'abreuvement devrait être planifié avec attention afin de limiter l'impact des concentrations locales d'animaux. Pour éviter la dégradation par le bétail, des mesures de protection des réservoirs d'eau sont utiles. La réduction de la perte en eau par infiltration peut se faire par l'utilisation de matériaux imperméables. D'autres mesures (telles que les couvertures anti-évaporation: film plastique, huile neutre) devraient être mises en place pour réduire la perte par évaporation, très importante dans les pays chauds. Néanmoins, les différentes techniques disponibles pour limiter l'évaporation sont en général chères et difficiles à entretenir (FAO, 1999c).

La fertilisation peut être utilisée comme une méthode de contrôle de la répartition des animaux au pâturage. Sur les prairies des contreforts en Californie centrale (Etats-Unis d'Amérique), la fertilisation des pentes adjacentes avec du soufre (S) entraîne une baisse importante du temps passé par les animaux pâturant dans les creux humides pendant la saison sèche (Green *et al.*, 1958, dans Mosley *et al.*, 1997).

L'apport de suppléments alimentaires peut aussi éloigner les animaux des eaux de surface. Ares (1953) a montré que les farines de graines de coton mélangées avec du sel amélioraient la répartition des bovins en les éloignant des sources d'eau dans les prairies du désert, dans le centre sud du Nouveau-Mexique. Toutefois, il semble que l'abondance de sel soit en général incapable de l'emporter sur le pouvoir d'attraction de l'eau, de l'ombre et du fourrage de qualité que l'on trouve dans les zones ripariennes (Vallentine, 1990). Divers auteurs (Bryant, 1982; Gillen *et al.*, 1984) ont signalé que la salaison seule n'était pas du tout efficace pour réduire l'utilisation des zones ripariennes par les bovins (Mosley *et al.*, 1997).

Au cours de la saison sèche et chaude, le bétail a tendance à passer plus de temps dans les zones ripariennes. Une technique de diversion consiste à fournir d'autres sources d'ombre, loin des zones fragiles et des ressources en eau douce (Salmon Nation, 2004).

Comme cela a été exposé dans ce chapitre, il existe de nombreuses techniques disponibles pour minimiser les conséquences du secteur de l'élevage sur les ressources en eau, en limitant l'appauvrissement de ces dernières et en améliorant l'efficacité de leur utilisation. Toutefois, ces techniques sont peu appliquées pour les raisons suivantes: a) les pratiques ayant un impact sur les ressources en eau sont en général plus coûteuses à court terme; b) il existe clairement un manque de connaissances techniques et de dissémination de l'information; c) les normes environnementales et les politiques à cet égard font défaut et/ou leur mise en œuvre est insuffisante. Dans la plupart des cas, l'adoption de techniques visant à réduire les tendances à l'appauvrissement de l'eau ne se fera que par la conception et la mise en place d'un cadre politique adapté, tel qu'il est présenté dans le Chapitre 6.



05



## L'impact de l'élevage sur la biodiversité

### 5.1 Problèmes et tendances

#### *Une crise sans précédent*

La biodiversité se rapporte à la variété des gènes, des espèces et des écosystèmes présents dans la nature. Diminutif de «diversité biologique», le terme recouvre toutes les formes de vie sur la planète et comporte généralement trois dimensions:

- la diversité génétique, à savoir l'ensemble de toutes les informations génétiques contenues dans les gènes de chaque plante, animal et microorganisme;
- la diversité des espèces, à savoir la variété des organismes vivants sur terre; et
- la diversité des écosystèmes, à savoir la variété des habitats et des processus écologiques existant dans la biosphère.

La biodiversité intervient dans de nombreuses composantes du bien-être humain, notamment la sécurité, les biens matériels de base, la santé, les bonnes relations sociales et la liberté de choix et d'action de chacun (EM, 2005b). Elle contribue à ce bien-être directement, à travers les services écologiques culturels, d'approvisionnement et de régulation, et indirectement, à travers les services écologiques de soutien. Les écosystèmes biodiversifiés tendent à être plus résilients et peuvent par conséquent mieux faire face à un monde de plus en plus imprévisible (CDB, 2006). Pendant des siècles, les êtres humains ont tiré profit de l'exploitation de la biodiversité, tout en réduisant souvent cette dernière lors de la conversion

des écosystèmes naturels à leurs propres fins. L'agriculture, l'élevage, la pêche et la foresterie ont exercé des pressions importantes sur la biodiversité, alors même qu'ils apportaient les fondements du développement et de la croissance économique.

La biodiversité mondiale fait face à une crise sans précédent depuis la fin de la dernière époque glaciaire, qui affecte ses trois dimensions. La diversité génétique est en péril, la taille des populations animales et végétales sauvages se réduit de manière radicale et, avec elle, le réservoir génétique. La diversité des espèces est confrontée à des taux d'extinction qui excèdent largement le «taux de base» observé dans le registre fossile type. Toute la gamme de diversité des écosystèmes risque d'être transformée par les activités humaines.

L'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM) a étudié l'état de 24 services écologiques contribuant directement au bien-être humain. La conclusion est que 15 d'entre eux sont en déclin. Et comme le montre l'«Aperçu de la biodiversité globale» de la Convention sur la diversité biologique, il existe d'autres raisons importantes de s'inquiéter de la perte de biodiversité, lesquelles vont au-delà de l'utilité immédiate de la nature pour l'humanité. Les générations futures ont le droit d'hériter d'une planète foisonnante, leur permettant de récolter les bénéfices économiques, culturels et spirituels de la nature (CDB, 2006). Certains ajouteront que toute forme de vie a un droit intrinsèque d'exister. Les espèces vivantes aujourd'hui existent depuis plusieurs millions d'années et ont toutes progressé selon un schéma d'évolution particulier et non répétitif, pour atteindre leur forme actuelle.

Les inquiétudes relatives à la perte de biodiversité et la reconnaissance du rôle crucial de celle-ci en matière de soutien à la vie humaine ont conduit à l'élaboration, en 1992, de la Convention sur la diversité biologique (CDB), traité international juridiquement contraignant dont l'objectif est de conserver la biodiversité et d'utiliser durablement ses composantes. Comme tout outil important, la

CDB comprend le développement de stratégies en faveur de la biodiversité et la mise en œuvre de plans d'action nationaux. Si presque tous les pays ont élaboré de telles stratégies, les progrès restent très limités en regard des objectifs principaux, à savoir améliorer la capacité de réalisation et de planification au niveau national ou la mise en œuvre réelle (CDB, 2006). Les plus grands efforts de conservation portent sur les espèces menacées et leurs habitats, alors que les services écologiques sont moins pris en considération.

Selon le Rapport de l'EM (2005b), les facteurs essentiels directement à l'origine de la perte de biodiversité et de la modification des services écologiques sont:

- l'altération de l'habitat (modification de l'utilisation des sols, altération physique des fleuves par le prélèvement de l'eau, disparition des récifs coralliens ou dégâts causés par le chalutage sur les fonds sous-marins);
- le changement climatique;
- les espèces exotiques envahissantes;
- la surexploitation; et
- la pollution.

Le bétail joue un rôle important dans la crise actuelle de la biodiversité, puisqu'il contribue directement ou indirectement à tous les facteurs à l'origine de sa perte, tant au niveau local que mondial. De manière générale, la perte de biodiversité est causée par une combinaison de divers processus de dégradation environnementale. Il est donc difficile de distinguer la contribution du secteur de l'élevage, et cela d'autant plus que la chaîne de production des aliments d'origine animale se divise en plusieurs étapes, chacune ayant un impact sur l'environnement.

L'utilisation et le changement d'affectation des terres liés au secteur de l'élevage altèrent ou détruisent des écosystèmes constituant les habitats d'espèces spécifiques (voir Chapitre 2). L'élevage contribue au changement climatique, qui à son tour modifie les écosystèmes et les espèces (voir Chapitre 3). Les écosystèmes terrestres et aquatiques sont touchés par les émissions de



polluants dans l'environnement (déversements de nutriments et d'agents pathogènes dans les écosystèmes marins et d'eau douce, émissions d'ammoniac, pluies acides). Le secteur affecte aussi directement la biodiversité à travers les espèces exotiques envahissantes (le bétail lui-même et les maladies dont il peut être le vecteur) et la surexploitation, comme le surpâturage des espèces végétales des prairies. Ce tableau complexe est encore compliqué par le fait que l'élevage a commencé à affecter la biodiversité il y a des millénaires, lorsque le bétail a été domestiqué et qu'il a fourni à l'homme un moyen d'exploiter de nouvelles ressources et de nouveaux territoires auparavant indisponibles. Ces évolutions historiques continuent de toucher la biodiversité, alors même que les effets des processus actuels de dégradation (dont beaucoup sont décrits dans les chapitres précédents) se cumulent.

Ce chapitre donne tout d'abord un aperçu général du statut de la biodiversité mondiale. Il évalue ensuite la contribution du bétail à la perte de biodiversité, au cours des diverses étapes de la chaîne de production des aliments d'origine animale. Du fait de la complexité décrite ci-dessus, cette évaluation est parfois fragmentée et anecdotique. Elle donne toutefois des indications, non seulement sur l'importance de l'impact de l'élevage, mais également sur les enjeux que représentent le ralentissement, l'arrêt ou l'inversion du processus de dégradation – de même que sur les possibilités de contrer ce dernier. Un certain nombre d'options techniques existent pour réduire l'impact négatif de certaines pratiques actuelles et de certains processus de modification. Ces options sont présentées dans la dernière section.

## 5.2 Dimensions de la biodiversité

La biodiversité présente des dimensions multiples. Au niveau des organismes vivants, la diversité intra et inter-espèces se rapporte essentiellement aux aspects génétique et phénotypique de la diversité biologique. A des échelles supérieures, la biodiversité se rapporte à la richesse des écosystèmes et à la manière dont les espèces sont assemblées

Tableau 5.1

Estimation du nombre d'espèces décrites et du nombre total d'espèces possibles

Règne	Espèces décrites	Estimation des espèces possibles
Bactéries	4 000	1 000 000
Protistes (algues, protozoaires, etc.)	80 000	600 000
Animaux	1 320 000	10 600 000
Champignons	70 000	1 500 000
Végétaux	270 000	300 000
Total	1 744 000	14 000 000

Source: Centre mondial de surveillance de la conservation (PNUE-WCMC) (2000).

dans diverses communautés biotiques au sein d'un large éventail de biotopes.<sup>1</sup>

### Diversité inter-espèces

La biodiversité inter-espèces se rapporte au nombre total d'espèces (animaux, végétaux et microorganismes) présents sur Terre. Le nombre total des espèces est encore inconnu. Environ 1,8 million d'espèces ont été décrites à ce jour, mais beaucoup d'autres existent probablement -- les estimations varient de 5 à environ 100 millions. Le chiffre de 14 millions a été proposé comme hypothèse de travail raisonnable (voir le tableau 5.1). Sur la base de ce chiffre, seuls 12 pour cent du nombre total estimé d'espèces ont été classifiés à ce stade.

Les espèces existantes ne sont pas réparties de manière uniforme sur la planète. Certaines zones sont beaucoup plus riches en espèces que d'autres et de nombreuses espèces sont endémiques pour une région donnée. En général, la diversité diminue en se rapprochant des pôles. Les régions tropicales humides sont particulièrement riches en espèces, endémiques pour la plupart. Les environnements les plus riches en biodiversité sont

<sup>1</sup> Un biotope est une zone dans laquelle les conditions environnementales et la répartition de la vie animale et végétale sont uniformes.

les forêts tropicales humides, qui occupent environ 8 pour cent de la surface terrestre mais abritent plus de 50 pour cent des espèces de la planète. Les régions tropicales abritent deux tiers des espèces végétales – estimées au nombre de 250 000 – et 30 pour cent des espèces d'oiseaux. De la même manière, les eaux intérieures, par ailleurs en voie d'épuisement, représentent une toute petite part des ressources en eau mondiales mais contiennent 40 pour cent des espèces aquatiques, qui sont souvent endémiques (Harvey, 2001).

### Diversité intra-espèces

La diversité intra-espèces se rapporte à la richesse des gènes chez une espèce donnée. Cela comprend la variation génétique entre individus d'une même population et entre populations. La diversité génétique représente pour les populations et les espèces un mécanisme d'adaptation aux modifications de l'environnement. La diversité intra-espèces est cruciale pour la résilience des populations et des écosystèmes face à des événements imprévisibles et aléatoires. Plus la variation sera grande, plus les chances seront importantes qu'une espèce comporte des individus avec des gènes adaptés à un nouvel environnement et pouvant être transmis à la génération suivante. Une diversité intra-espèces limitée réduit non seulement la résilience, mais accroît également la probabilité de croisement consanguin, conduisant souvent à une augmentation des maladies génétiques qui peuvent sur le long terme menacer l'espèce elle-même.

L'exemple le plus connu de diversité intra-espèces se trouve dans la biodiversité agricole. La biodiversité agricole est une création humaine, elle comprend des végétaux et des animaux domestiqués, ainsi que des espèces non récoltées qui contribuent à fournir des aliments au sein des écosystèmes agricoles. Dans le cas du bétail, la sélection naturelle initiale qui a donné naissance au géniteur sauvage a été suivie par des milliers d'années de domestication et d'élevage sélectif par l'homme. Les exploitants et les éleveurs ont sélectionné des animaux selon une variété de

caractéristiques et d'environnements de production, avec pour résultat le développement de plus de 7 600 espèces de bétail (FAO, 2006c). A partir de seulement 9 des 14 espèces les plus importantes (bovin, cheval, âne, porc, mouton, buffle, chèvre, poulet et canard) pas moins de 4 000 races ont été développées et utilisées dans le monde.

A l'état sauvage, la diversité génétique intra-espèces devient une préoccupation centrale pour la gestion et la préservation de la faune sauvage. Lorsque les populations deviennent trop isolées, des phénomènes de croisement consanguin peuvent se produire si la taille de la population n'est pas assez importante. Ainsi, permettre à des populations isolées d'animaux sauvages de se croiser et se reproduire peut contribuer à l'échange de gènes et à améliorer le réservoir génétique des populations d'animaux sauvages.

### Diversité des écosystèmes

Un écosystème est un assemblage d'espèces vivantes dans un biotope qui, en interagissant avec son environnement physique, fonctionne comme une seule unité. La plupart des systèmes de classification des écosystèmes ont recours à des caractéristiques biologiques, géologiques et climatiques, notamment la topographie et la couverture ou la structure végétale, voire à des facteurs culturels ou anthropiques. Les écosystèmes peuvent être de toute taille, allant d'un petit bassin à une biosphère entière, et interagir les uns avec les autres.

Des tentatives ont été faites pour caractériser les écosystèmes et leur diversité sur des zones étendues. Le rapport WWF (2005) définit une écorégion comme une grande surface de terre ou d'eau qui contient un assemblage géographique distinct de communautés naturelles qui (a) partagent une grande majorité de leurs espèces et dynamiques écologiques; (b) partagent des conditions environnementales similaires et; (c) interagissent écologiquement de manière décisive pour leur persistance à long terme. En utilisant cette approche, le WWF a identifié 825 écorégions terrestres dans le monde (l'identification d'un

ensemble de quelque 500 écorégions d'eau douce est en cours d'élaboration) et évalué l'état de la diversité des écosystèmes dans chacune de ces régions. A une échelle encore plus large, l'Institut des ressources mondiales (2000) distingue cinq biomes principaux et essentiels formés par l'interaction de l'environnement physique, des conditions biologiques et de l'intervention humaine: les écosystèmes agricoles, les écosystèmes côtiers et marins, les écosystèmes forestiers, les systèmes d'eau douce et les écosystèmes de prairie. Les forêts, qui abritent environ les deux tiers des espèces terrestres connues, présentent la diversité d'espèces et l'endémisme local les plus élevés parmi tous les biomes.

Les écosystèmes jouent un rôle central dans le fonctionnement de la planète car ils fournissent des services qui régulent les principaux cycles naturels (eau, carbone, azote, etc.). Ces services incluent: l'entretien des fonctions des bassins versants (infiltration, contrôle des courants et des orages, protection des sols), la dépollution de l'air et de l'eau (y compris le recyclage et la fixation du carbone, des nutriments et des polluants chimiques) et la fourniture d'un habitat pour la faune sauvage. Pour l'homme, les écosystèmes fournissent une large gamme de biens et services, notamment la nourriture, l'énergie, les matériaux et l'eau, mais ils représentent également des valeurs esthétiques, culturelles et récréatives. Le niveau des biens et services fournis varie beaucoup entre les différents écosystèmes.

### La biodiversité menacée<sup>2</sup>

Les trois dimensions de la biodiversité (gènes, espèces et écosystèmes) sont interconnectées, et sont toutes en train de s'éroder à un rythme rapide au niveau mondial. Tout phénomène qui a un impact sur une dimension aura inévitablement un impact sur les autres: la réduction de la diversité génétique peut conduire, dans le cas extrême, à l'extinction locale ou totale d'une

espèce. La disparition d'une espèce peut rompre l'équilibre entre les différentes populations d'espèces au sein de la faune sauvage, ce qui peut à son tour affecter le fonctionnement des écosystèmes: les prédateurs se sont révélés cruciaux pour la diversité et la stabilité. Ainsi, la chasse des carnivores a souvent eu pour résultat une augmentation des populations herbivores, ce qui a conduit à des changements dans la végétation affectant de nombreuses espèces. De manière similaire, la destruction, la modification et la fragmentation des habitats menacent la diversité génétique intra et inter-espèces. Cela se produit d'abord parce que la surface et la capacité de charge totales de l'habitat de la faune sauvage sont réduites par le processus de conversion, et ensuite parce que les habitats fragmentés isolent les populations les unes des autres, rétrécissant le réservoir génétique de chaque population, et les rendent plus susceptibles de disparaître.

Les principales menaces par écosystème sont présentées dans le tableau 5.2. Les écosystèmes boisés, et en particulier les écosystèmes de forêt primaire, sont très menacés au niveau mondial. Le couvert forestier mondial a été réduit de 20 à 50 pour cent depuis les périodes préagricoles (Matthews *et al.*, 2000). Pas moins de 30 pour cent de la surface potentielle de forêts tempérées, subtropicales et tropicales ont été convertis pour l'agriculture. Depuis 1980, la surface forestière a légèrement augmenté dans les pays industriels, mais a décliné de près de 10 pour cent dans les pays en développement (Institut des ressources mondiales, 2000). La grande majorité des forêts dans les pays industriels, à l'exception du Canada et de la Fédération de Russie, sont des forêts secondaires (ayant repoussé après avoir été abattues au moins une fois) ou ont été converties en plantations. Ces zones sont pauvres en biodiversité, par rapport à la forêt primaire d'origine, et la perte de nombreuses espèces pendant la transition de l'utilisation des terres est souvent irréversible. La déforestation tropicale affectant la forêt primaire dépasse probablement 130 000 km<sup>2</sup> par an (Institut des ressources mondiales, 2000).

<sup>2</sup> Tirés de PNUD, PNUE, Banque mondiale et WRI (2000); et de Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004.

Tableau 5.2

### Principaux écosystèmes et menaces

Catégories	Principaux écosystèmes	Principales menaces
Mers et côtes	Mangroves, récifs coralliens, prairies sous-marines, algues, communautés pélagiques, communautés des grands fonds	Pollution chimique et eutrophisation, pêche excessive, changement climatique mondial, altération physique des habitats, invasion d'espèces exotiques.
Eaux intérieures	Fleuves, lacs, terres humides (tourbières, étangs marécageux, marais, marécages)	Altération physique et destruction des habitats par l'extraction, le drainage, la canalisation de l'eau, les systèmes de contrôle des inondations, les barrages et les réservoirs, la sédimentation, l'introduction d'espèces et la pollution (eutrophisation, dépôt acide, salinisation, métaux lourds).
Forêts	Conifères des zones boréales et tempérées, feuillus et arbres mixtes des zones tempérées, arbres épars des zones tropicales humides et sèches et parcs	Altération physique et destruction des habitats, fragmentation, modification des régimes des incendies, espèces exotiques envahissantes, abattage non durable, extraction de produits forestiers non ligneux, ramassage de bois de chauffe, chasse, agriculture itinérante non durable, changement climatique, polluants – notamment pluies acides.
Terres arides	Terres méditerranéennes, prairies, savanes	Altération physique et destruction des habitats, fragmentation, modification des régimes des incendies, introduction d'herbivores (bétail en particulier), plantes non endogènes, amoindrissement des ressources en eau, ramassage de bois de chauffe, surexploitation des espèces sauvages, pollution chimique, changement climatique.
Terres agricoles	Terres arables (cultures annuelles), cultures permanentes, pâturages permanents	Dégradation des sols, utilisation excessive de fertilisants, carence en nutriments, perte de diversité génétique, perte de pollinisateurs naturels.

Source: PNUD, PNUE, Banque mondiale et WRI (2000).

Les systèmes d'eau douce sont si dégradés que leur capacité à soutenir la vie humaine, végétale et animale est gravement mise en péril. On estime que la moitié des zones humides de la planète ont été perdues au cours du XX<sup>e</sup> siècle, celles-ci ayant été converties à des fins agricoles ou en zones urbaines, ou bien comblées et drainées pour lutter contre des maladies telles que la malaria. Par conséquent, de nombreuses espèces d'eau douce sont confrontées à un déclin ou à une extinction rapide, et les ressources en eau douce pour l'usage humain se raréfient.

La conversion des écosystèmes côtiers au profit de l'agriculture et de l'aquaculture, conjuguée à d'autres pressions telles que l'érosion et la pollution, réduisent à un rythme alarmant les mangroves, les terres humides côtières, les prai-

ries sous-marines et les récifs coralliens. Les écosystèmes côtiers ont déjà perdu une grande part de leur capacité de production de poissons en raison de la pêche excessive, de techniques de pêche non viables et de la destruction des zones de reproduction.

Les prairies, les savanes et les steppes tempérées ont connu une conversion plus importante vers l'agriculture, eu égard à d'autres types de prairies comme les prairies tropicales et subtropicales, les savanes et les terres boisées. En de nombreux endroits, l'introduction d'espèces non endémiques a eu un impact néfaste sur les écosystèmes de prairie, conduisant à une diminution de la biodiversité.

Les systèmes agroécologiques sont également très menacés. Au cours des 50 dernières années,

environ 85 pour cent des terres agricoles de la planète ont été affectées à un certain degré par des processus de dégradation comme l'érosion, la salinisation, le compactage, la carence en nutriments, la dégradation biologique et la pollution. Environ 34 pour cent des terres agricoles présentent des zones légèrement dégradées, 43 pour cent des zones modérément dégradées et 9 pour cent des zones fortement ou extrêmement dégradées (Institut des ressources mondiales, 2000). L'intensification des cultures diminue souvent la biodiversité dans les zones agricoles, du fait par exemple d'une utilisation excessive de fertilisants et de pesticides, d'une réduction de l'espace alloué aux haies, aux bosquets ou aux couloirs de passage de la faune sauvage, ou bien du remplacement des variétés traditionnelles par des cultures modernes à forte productivité mais uniformes.

La modification et la destruction d'un écosystème peuvent réduire la biodiversité aussi bien au sein des espèces qu'entre celles-ci. En outre, la pression croissante sur les espèces à travers la surexploitation et la chasse (chasse de prédateurs, chasse de gibier de brousse ou chasse récréative), de même que les effets secondaires des processus de pollution, érodent encore plus la biodiversité intra et inter-espèces.

La Liste rouge publiée par l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) en 2006 rapporte que plus de 16 000 espèces risquent de disparaître, parmi lesquelles 1 528 sont gravement menacées d'extinction. Certains groupes d'organismes sont plus menacés que d'autres: les espèces proportionnellement les plus menacées sont les amphibiens et les gymnospermes (31 pour cent), suivies des mammifères (20 pour cent) et des oiseaux (12 pour cent), tandis que, pour les poissons et les reptiles, la part est de 4 pour cent (UICN, 2006).

L'Afrique subsaharienne, l'Asie du Sud et du Sud-Est tropicale et l'Amérique latine, à savoir les régions qui abritent la majorité des espèces présentes dans le monde, comptent un plus grand nombre d'espèces menacées. S'ils sont

alarmants, les chiffres de la Liste rouge ne représentent toutefois pas l'échelle réelle du problème, dans la mesure où il n'a été possible d'évaluer que 2,5 pour cent des espèces décrites (lesquelles ne sont elles-mêmes qu'une faible part du nombre total d'espèces). La difficulté de quantifier la diversité des espèces rend encore plus complexe l'évaluation des impacts des activités humaines.

L'extinction d'espèces est un processus naturel, et l'observation des fossiles montre que – à l'exception des périodes d'extinction de masse – il existe un «taux de base» naturel d'extinction. Or, les taux d'extinction récents dépassent de loin les taux de base observés dans le registre fossile. Les taux connus d'extinction des oiseaux, des mammifères et des amphibiens au cours des 100 dernières années indiquent que les taux actuels sont de 50 à 500 fois plus élevés que les taux de base observés dans le registre fossile. Si l'on inclut les espèces «peut-être éteintes», cela augmente de 100 à 1 000 fois les taux naturels d'extinction (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004). Il s'agit là d'une estimation prudente, puisqu'elle ne prend pas en compte les extinctions non établies. Bien que les évaluations varient fortement, les taux actuels d'extinction suggèrent cependant que la Terre se trouve peut-être à l'aube d'une nouvelle extinction de masse, générée par les activités humaines.

De manière similaire, la diversité génétique agricole décline à l'échelle mondiale à mesure que se spécialisent les critères de sélection végétale et animale et que progresse l'uniformisation due à la mondialisation. Alors que les êtres humains ont utilisé 5 000 espèces de plantes différentes pour leur alimentation, la majorité de la population mondiale est maintenant nourrie par moins de 20 espèces végétales de base (FAO, 2004c). De plus, seules 14 espèces de mammifères et d'oiseaux domestiqués lui fournissent maintenant 90 pour cent de ses aliments d'origine animale (Hoffmann et Scherf, 2006).

Les forêts abritent actuellement le plus grand nombre d'espèces menacées. De nombreux grands mammifères des forêts, la moitié des grands pri-

mates et près de 9 pour cent de toutes les espèces d'arbres connues risquent de s'éteindre (Institut des ressources mondiales, 2000). La biodiversité des écosystèmes d'eau douce est encore plus menacée que celle des écosystèmes terrestres. Vingt pour cent des espèces dulcicoles présentes dans le monde se sont éteintes, sont menacées, ou sont gravement menacées d'extinction depuis les dernières décennies. Aux États-Unis d'Amérique, où les données sont les plus complètes pour les espèces dulcicoles, 37 pour cent des espèces de poissons d'eau douce, 67 pour cent des moules, 51 pour cent des écrevisses et 40 pour cent des amphibiens sont menacés ou se sont éteints (Institut des ressources mondiales, 2000). La biodiversité marine est également gravement menacée. Les espèces commerciales telles que la morue, cinq espèces de thon et l'aiglefin sont menacées à l'échelle mondiale, de même que plusieurs espèces de baleines, de phoques et de tortues de mer, tandis que des espèces envahissantes sont fréquemment signalées dans des mers fermées (Institut des ressources mondiales, 2000).

### 5.3 Rôle de l'élevage dans la perte de biodiversité

Comme nous l'avons vu, les principaux facteurs à l'origine de la perte de biodiversité et des modifications des services écologiques sont l'altération des habitats, le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, la surexploitation et la pollution. Ces causes ne sont pas indépendantes. Ainsi, l'impact sur la biodiversité du changement climatique et une grande part de celui de la pollution sont indirects, passant à travers l'altération des habitats, tandis que cette altération va souvent de pair avec l'introduction d'espèces envahissantes.

#### 5.3.1 Altération des habitats

La destruction, la fragmentation et la dégradation des habitats sont les principales menaces qui pèsent sur la biodiversité mondiale. Ces phénomènes constituent le risque le plus important pour les oiseaux, les amphibiens et les mammi-

fères, affectant plus de 85 pour cent des espèces menacées dans les trois classes animales (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004). Il a été possible d'étudier certains des principaux facteurs à l'origine de la destruction des habitats en utilisant des données sur les oiseaux. Il a été montré que les activités agricoles à grande échelle (notamment les cultures vivrières, le pâturage extensif et les cultures pérennes telles que le café et l'huile de palme) participaient à la destruction de l'habitat de près de la moitié des oiseaux menacés dans le monde. Une proportion similaire serait affectée par les activités agricoles de subsistance ou réalisées dans de petites exploitations. On considère que l'abattage des arbres et l'exploitation forestière sélectifs, et la déforestation en général, affectent environ 30 pour cent des espèces d'oiseaux menacées, le ramassage du bois de chauffe et la récolte de produits forestiers non ligneux 15 pour cent, et la conversion en plantations d'arbres environ 10 pour cent. Au total, on considère que plus de 70 pour cent des oiseaux menacés dans le monde subissent l'impact des activités agricoles et 60 pour cent les conséquences des activités forestières (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004).

Le secteur de l'élevage est l'un des principaux responsables de l'altération de l'habitat (déforestation, destruction des forêts ripicoles, drainage des terres humides), qu'il s'agisse de la production animale elle-même ou de la production alimentaire. Le bétail contribue également directement à l'altération de l'habitat puisque le surpâturage et le surpeuplement animal accélèrent la désertification.

#### Déforestation et fragmentation forestière

La modification de l'habitat par et pour l'élevage a commencé avec le début de la domestication des animaux, entre 10 000 et 8 000 avant J.-C. Autour du bassin Méditerranéen, les premiers impacts sur l'environnement ont été dus au défrichage par le feu, au pastoralisme et à l'agriculture primitive (Pons *et al.*, 1989). La plus grande part de la végétation naturelle de la zone a depuis été modifiée par les activités humaines. Dans les régions tem-

pérées du nord comme en Europe, la végétation endémique a également été largement détruite ou altérée par la déforestation, l'agriculture et la pâture (Heywood, 1989). Plus récemment, une grande part de la forêt tempérée australienne a été convertie en prairie (Mack, 1989).

La production animale joue un rôle important dans la destruction de l'habitat. Actuellement, le lien le plus fort entre la déforestation et l'élevage s'observe en Amérique latine, où le pâturage extensif des bovins s'étend essentiellement aux dépens du couvert forestier. D'ici 2010, les bovins devraient paître sur quelque 24 millions d'hectares de terres néotropicales qui étaient forestières en 2000 (Wassenaar *et al.*, 2006; se reporter également au Chapitre 2). Cela signifie qu'environ deux tiers des terres déforestées devraient être convertis en pâturages, avec un impact négatif important sur la biodiversité.

Outre les pâturages, une part substantielle et croissante des terres cultivées de cette région, et plus particulièrement des terres cultivées qui empiètent sur la forêt, est dédiée à la production intensive à grande échelle de fèves de soja et d'autres cultures destinées à l'alimentation animale. Entre 1994 et 2004, la superficie de terres consacrées à la culture du soja en Amérique latine a plus que doublé, atteignant 39 millions d'hec-

tares et devenant ainsi la plus grande surface dédiée à une seule culture, très loin devant le maïs qui se classe second, avec 28 millions d'hectares (FAO, 2006b). Conjugués à d'autres facteurs, les besoins croissants en alimentation animale ont engendré une augmentation de la production et des exportations d'aliments du bétail, de la part de pays comme le Brésil où les terres sont relativement abondantes. Certains auteurs (Wassenaar *et al.*, 2006) prévoient la déforestation de vastes superficies au sein de la forêt amazonienne brésilienne, du fait de l'expansion des terres agricoles, essentiellement pour la culture de fèves de soja (voir encadré 5.1). Des processus similaires sont signalés au sud des néotropiques, en particulier en Argentine (Viollat, *Le Monde diplomatique*, avril 2006).

Outre les forêts, cette expansion de l'utilisation des terres liée au secteur de l'élevage a fragmenté d'autres écosystèmes précieux. Dans la région écologiquement très sensible de la savane tropicale au Brésil, le Cerrado (récemment décrit comme l'écosystème «oublié» – Marris, 2005), la colonisation rapide, la pollution et l'érosion conjuguées ont eu un grave impact sur la biodiversité (voir encadré 5.2).

La superficie des terres converties au profit de l'élevage n'est pas le seul problème. Le mode d'expansion des pâturages risque également de causer une dégradation de l'habitat, du fait de la perte de la biodiversité néotropicale. Soixante pour cent environ de l'expansion des pâturages sur les forêts devraient se produire de manière assez diffuse, dans des paysages forestiers déjà fragmentés (Wassenaar *et al.*, 2006). Les zones d'expansion plus concentrées sont surtout prévues dans les écosystèmes de basses terres. Parmi les «zones sensibles» identifiées par certains auteurs (Myers *et al.*, 2000), la région montagneuse des Andes tropicales est la plus diversifiée. Elle contient environ 6 pour cent du total mondial des espèces de végétaux et de vertébrés. On sait que, dans la forêt humide du nord-ouest des Andes et des écorégions des forêts sèches de montagne de la vallée de la Magdaleña, la bio-



© JEREMY FLANAGAN

*Le rara du Pérou (Phytotoma raimondii), espèce en voie d'extinction, est endémique dans la forêt sèche du nord du Pérou. La conversion des forêts pour l'agriculture et le bois de chauffe a menacé le dernier bastion de l'espèce – 2006*

### Encadré 5.1 Le cas des zones protégées

La destruction et l'altération des habitats dans le monde se poursuivent à un rythme constant. Selon la FAO, environ 29,6 pour cent de la surface totale des terres mondiales sont actuellement sous couvert forestier. Cette surface est déforestée à un taux de 0,2 pour cent par an (FAO, 2004).

D'importants efforts aux niveaux mondial et national ont visé à protéger des zones afin de préserver les habitats et les espèces clés. En 2005, 6,1 pour cent de la surface totale des terres de la planète étaient protégées (WRI, 2005). Cela comprend les réserves naturelles au sens strict, les zones naturelles, les parcs nationaux, les monuments nationaux, les zones de gestion des habitats/espèces et les paysages protégés.

Malgré les efforts pour accroître le nombre de zones protégées dans le monde, l'extinction d'espèces et les pertes d'habitat se poursuivent. De nombreuses zones protégées sont confrontées à des menaces importantes dont le braconnage, l'empiètement, la fragmentation, l'abattage, l'agriculture et le pâturage, les espèces exotiques envahissantes et la surexploitation.

Parmi les menaces relatives à l'élevage, les responsables des parcs ont identifié les facteurs suivants:

- l'incursion de troupeaux nomades et les conflits subséquents avec les populations d'animaux sauvages;
- l'installation croissante de fermes dans les zones protégées, et
- la pollution agricole, qui affecte les zones protégées par l'eutrophisation et la pollution par les pesticides et les métaux lourds (Mulongoy et Chape, 2004).

L'élevage représente une menace particulière pour les zones protégées.

Une analyse effectuée pour le présent rapport, comparant la densité bovine mondiale avec les zones protégées des trois premières catégories de l'UICN<sup>1</sup>, montre que, dans 60 pour cent de ces dernières, des élevages (bovins et buffles) sont présents dans un rayon de 20 km autour du centre. La densité bovine dans les zones protégées est généralement encore faible, mais environ 4 pour cent d'entre elles ont une densité moyenne de quatre animaux ou plus par kilomètre carré, ce qui représente une menace significative.

Les modifications de l'utilisation des terres prévues pour l'année 2010 dans les néotropiques (voir les cartes 33A et 33B, Annexe 1) montrent que les zones protégées risquent d'être encore plus soumises à la déforestation due à l'élevage. Ainsi, en Amérique centrale, une expansion significative des pâturages sur la forêt est attendue dans la réserve de la biosphère maya, dans la région Petén au nord du Guatemala, essentiellement dans le parc national Laguna del Tigre. En Amérique du Sud, quelques parcs apparaissent gravement menacés: le monument naturel Formaciones de Tepuyes dans l'est de l'Amazonie vénézuélienne, le parc national colombien Sierra de la Macarena et la réserve Cuyabeno dans le nord-est de l'Équateur.

Bien que la déforestation dans les zones protégées ne représente qu'une part limitée de la déforestation totale, elle peut avoir une signification écologique considérable. Le parc national Macarena, par exemple, est le seul couloir significatif restant entre les Andes et les basses terres de l'Amazonie. De petites zones de déforestation, qui pourraient n'être que le début d'un processus, sont également notées aux confins du parc national Carrasco Ichilo sur les pentes des Andes, entre les hauts plateaux boliviens et les basses terres vers Santa Cruz. Dans tous les cas, la majeure partie de la zone déforestée serait occupée par des pâturages.

Source: Wassenaar *et al.* (2006).

<sup>1</sup> Catégorie Ia ou réserve naturelle au sens strict: zone protégée gérée essentiellement dans un but scientifique; Catégorie Ib ou zone naturelle: zone protégée gérée essentiellement pour la protection des étendues naturelles; et catégorie II ou parc national: zone protégée gérée essentiellement pour la protection des écosystèmes et les activités récréatives.



diversité est soumise à une pression importante (PNUE-WCMC, 2002). Ces zones devraient être affectées par une déforestation diffuse, dominée à la fois par les pâturages et les cultures.

La dégradation de l'habitat menace de nombreuses autres écorégions. La plupart devraient être touchées par une déforestation diffuse: citons notamment l'expansion des terres cultivées dans les forêts de pins et de chênes en Amérique centrale et l'expansion des pâturages dans les forêts du Cerrado brésilien ou les forêts de l'Atlantique à l'est du Brésil, qui comptent parmi les habitats les plus menacés (Myers *et al.*, 2000; PNUE, 2002). En fait, presque toutes les zones de déforestation diffuse sont situées dans les «200 écorégions mondiales» prioritaires du WWF (Olson et Dinerstein, 1998). De plus, les Andes du Nord et du Centre, ainsi que la côte Est du Brésil, ont des densités extrêmement élevées de refuges pour oiseaux (BirdLife International, 2004).

La fragmentation de l'habitat se produit lorsque des morceaux d'habitat indigène se retrouvent isolés, dans un paysage de plus en plus dominé par les activités humaines.

Dans l'étude de la relation entre espèces et zones, il a depuis longtemps été observé que les grandes îles comportent plus d'espèces au sein d'un groupe donné que les petites îles. Ainsi, Darlington a évalué que la réduction par dix d'une surface aux Antilles divise par deux le nombre d'espèces de *Carabidae* (scarabées) (Darlington, 1943). Les chercheurs appliquent aujourd'hui de plus en plus cette relation aux habitats fragmentés et, en particulier, à la fragmentation des forêts humides, affirmant que les parcelles forestières abritent une biodiversité moins importante que les forêts permanentes. Dans le contexte de la fragmentation forestière, la diminution de la biodiversité résulterait de plusieurs facteurs: une diminution de la variété des habitats dans la partie fragmentée, des opportunités accrues pour les espèces exotiques envahissantes de s'introduire et de concurrencer les espèces endémiques, une diminution de la taille de la population sauvage, facilitant les croisements consanguins et érodant

la biodiversité intraspécifique, et une perturbation de l'équilibre naturel entre les espèces, en particulier entre proies et prédateurs.

Le résultat direct est que les véritables impacts de la modification de l'habitat sur la biodiversité sont plus importants lorsque l'habitat est fragmenté, puisque la capacité de charge réelle de biodiversité des habitats fragmentés est bien plus faible que ne le suggère la perte globale de superficie.

L'effet de la fragmentation sur la biodiversité dans des paysages dominés par les pâturages est souvent aggravé par des modifications du régime des incendies. Comme cela a été décrit dans le Chapitre 3 (encadré 3.3), la technique du brûlis est une pratique courante pour la mise en place et la gestion des pâturages. Elle est pratiquée dans de nombreuses régions de prairies d'Afrique, d'Australie, du Brésil et des Etats-Unis d'Amérique.

La technique du brûlis est généralement néfaste pour les grandes régions agricoles avec un habitat naturel fragmenté. En effet, les fragments forestiers encore présents dans ces régions se révèlent particulièrement vulnérables au feu car leurs lisières, plus sèches et prédisposées aux incendies, bordent les pâturages fréquemment brûlés. La technique du brûlis étant généralement peu contrôlée, le feu pénètre souvent profondément à l'intérieur des forêts (Cochrane et Laurance, 2002). Le feu a également un impact indirect sur la biodiversité en facilitant l'invasion d'espèces exotiques. Dans une étude, D'Antonio (2000) est arrivé à la conclusion que le feu accroît le plus souvent ces invasions, même lorsqu'il est utilisé pour lutter contre les espèces envahissantes. De plus, certaines espèces envahissantes peuvent également altérer directement le régime des incendies. Elles peuvent accroître l'intensité des feux dans des systèmes prédisposés aux incendies ou introduire le feu dans des systèmes dans lesquels il était auparavant inhabituel.

### **Intensification de l'utilisation agricole des terres**

Dans sa perspective historique des invasions biologiques, Di Castri (1989) définit le Vieux monde

### Encadré 5.2 Changements dans la savane tropicale du Cerrado, Brésil

La région de savane boisée du Cerrado représente 21 pour cent de la surface du Brésil. De grands mammifères tels que le fourmilier géant, le tatou géant, le jaguar et le loup à crinière y survivent encore. Dans cet écosystème fragile et précieux, la biodiversité est menacée par une combinaison de facteurs comme la fragmentation, l'intensification, les invasions et la pollution.

Comme le bassin de l'Amazonie, le Cerrado est une formidable source de biodiversité. Il abrite un ensemble unique d'espèces de plantes adaptées aux sécheresses et aux incendies et des quantités étonnantes d'espèces d'oiseaux endémiques. Ses 137 espèces menacées incluent le loup à crinière (*Chrysocyon brachyurus*), un animal remarquable à longues pattes, qui ressemble à un renard sur des échasses. La végétation éparsée et broussailleuse possède plus de 4 000 espèces qui poussent exclusivement à cet endroit.

Cependant, au cours des 35 dernières années, plus de la moitié des deux millions de kilomètres carrés de la surface d'origine du Cerrado a été utilisée pour l'agriculture. Elle fait maintenant partie des principales régions mondiales de production de bœuf et de soja. Au taux actuel de perte, l'écosystème pourrait disparaître d'ici 2030, selon les estimations de «Conservation International».

L'agriculture a commencé dans le Cerrado dans les années 30 avec un élevage extensif de bovins, qui a eu un impact important sur le fonctionnement et la biodiversité de l'écosystème. Outre l'altération de la végétation locale par le piétinement et la pâture, la plus grande part de l'impact provient des dégâts causés dans les écosystèmes naturels fragiles avoisinants du fait des incendies déclenchés sur les pâturages. La modification du régime des incendies s'est révélée désastreuse: la mélisis grasse (*Melinis minutiflora*), plantée très largement pour les pâturages, a envahi la périphérie du Cerrado sauvage, causant des incendies d'une telle intensité qu'ils brûlent même l'écorce résistante et adaptée au feu des plantes ligneuses endémiques.

Toutefois, l'inaccessibilité et les sols pauvres du Cerrado ont empêché l'exploitation à grande échelle de vastes superficies. Lorsque le Brésil a adopté la Révolution verte dans les années 70, la disponibilité de nouvelles variétés de soja et de fertilisants ont fait de la région une candidate viable pour l'agriculture. La culture de la fève de soja a depuis envahi le Cerrado, où la production nationale a augmenté de 85 pour cent entre 1993 et 2002. La production de soja y est caractérisée par une gestion des terres très intensive, basée sur une technologie avancée, une mécanisation totale et une utilisation massives de produits agrochimiques.

Les unités de production sont généralement bien supérieures à 1 000 ha. Ce système intensif permet une forte productivité: le soja est récolté deux fois par an, parfois avec une culture intermittente de maïs.

Le remplacement d'habitats initialement riches par un paysage de monoculture intensive affecte lourdement la biodiversité. Les habitats ont été largement perdus et les pesticides et engrais, répandus en grandes quantités pour lutter contre les ravageurs et les maladies et pour maintenir la fertilité, polluent l'eau et le sol. Si l'utilisation d'herbicides contre les mauvaises herbes est actuellement en augmentation, ces dernières étaient auparavant traitées avec des méthodes mécaniques qui ont favorisé l'érosion. Le WWF (2003) estime qu'un champ de soja dans le Cerrado perd approximativement 8 tonnes de terre par hectare chaque année.

Les spécialistes de la conservation prennent de plus en plus conscience que leurs stratégies doivent s'adapter au développement économique (Odling-Smee, 2005). A cette fin, les écologistes travaillant dans le Cerrado insistent maintenant sur les services fournis par les écosystèmes de la région — dont beaucoup ont une valeur économique tangible.

Certains étudient le rôle du paysage indigène comme puits de carbone, comme centre de diversité génétique pour le manioc, ou comme un protecteur du sol et des ressources en eau du Brésil.

Source: Marris (2005).

comme la zone dans laquelle les instruments pour la culture étaient la bêche et la charrue. Le fait de retourner le sol en profondeur en labourant a des effets considérables sur les processus biologiques dans le sol, notamment la germination. De telles pratiques, et leur déploiement subséquent dans d'autres régions, représentent une forme précoce d'intensification conduisant à une modification de l'habitat. Cependant, l'effet sur la perte de biodiversité a certainement été bien moindre que celui résultant de l'intensification de l'agriculture par la mécanisation et l'utilisation de produits agrochimiques, suite à la révolution industrielle.

Aujourd'hui en Europe, on considère que le pacage traditionnel affecte de manière positive la biodiversité dans les pâturages, en créant et en maintenant une hétérogénéité structurelle du tapis végétal, notamment grâce aux prélèvements sélectifs des animaux (Rook *et al.*, 2004). Parmi les autres mécanismes importants, créateurs d'hétérogénéité, on compte le piétinement, qui ouvre des niches de régénération pour des espèces pionnières (bien que certaines d'entre elles soient potentiellement envahissantes) et pour les cycles des nutriments – concentrant les nutriments en plages et modifiant ainsi l'avantage comparatif entre les espèces. Les animaux au pâturage jouent également un rôle dans la dispersion des propagules<sup>3</sup>.

Cependant, lorsque la gestion des pâturages traditionnels devient plus intensive, une grande part de la biodiversité restante est alors perdue. Les pâturages aujourd'hui ensemencés ont perdu presque la totalité de la partie aérienne du tapis végétal, et cette transformation des communautés végétales conduit à des effets secondaires sur la diversité des invertébrés, à la fois en modifiant l'abondance des plantes comestibles et en altérant les sites larvaires (Rook *et al.*, 2004). Les

effets directs de la diversité des invertébrés touchent ensuite la diversité des vertébrés (Vickery *et al.*, 2001).

Des effets similaires peuvent se produire dans d'autres systèmes relativement intensifs, tels que le système mixte d'alimentation à l'auge (coupe et transport du foin), et affecter les prairies des zones plus densément peuplées des régions en développement, bien que ce système présente des avantages environnementaux et de productivité considérables. En outre, la productivité des pâturages intensifs est souvent difficile à maintenir: l'exportation de nutriments par les produits et la dégradation des sols conduisent à une baisse de la fertilité de ces derniers. Cela entraîne souvent une concurrence accrue entre les mauvaises herbes et les espèces herbacées non souhaitées. L'utilisation accrue d'herbicides qui en découle peut constituer une autre menace pour la biodiversité (Myers et Robins, 1991).

À l'évidence, l'évolution récente vers une production intensive des cultures alimentaires, conforme à l'intensification globale de l'agriculture, conduit à une profonde modification des micro et macrohabitats, bien que l'étendue de la zone concernée soit inférieure à celle des pâturages extensifs. Les technologies de pointe favorisent maintenant une intensification de l'utilisation des terres, et permettent à l'agriculture de s'étendre sur des terres auparavant non utilisées, souvent dans des régions ayant une valeur écologique (voir encadré 5.2). Une telle utilisation ne laisse aucun habitat aérien ou souterrain intact: même avec une population microbienne du sol généralement très variée, peu d'espèces sont en mesure de s'adapter à l'environnement modifié.

### Désertification et avancée des espèces ligneuses

L'élevage a aussi favorisé la dégradation des habitats sur les terres de parcours. La dégradation des terres de parcours résulte d'une discordance entre la densité du bétail et la capacité de la prairie à supporter le pâturage et le piétinement. Cette mauvaise gestion se produit plus fréquemment dans les régions arides et semi-arides

<sup>3</sup> Toute partie, habituellement végétale, d'une plante, telle qu'un bourgeon ou autre rejet, qui germe et à partir de laquelle un nouvel individu peut se développer, facilitant ainsi la dispersion des espèces.

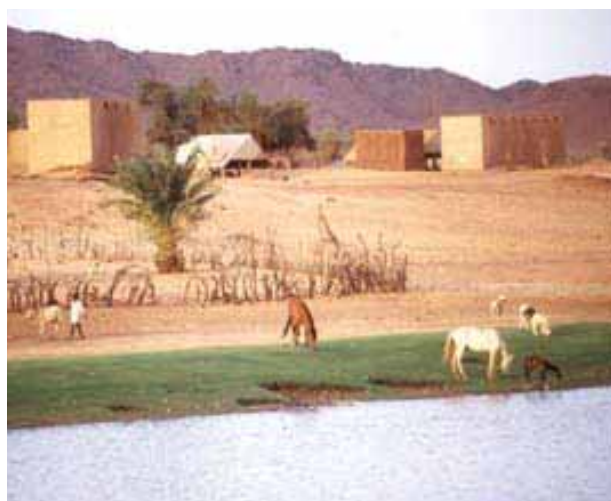
moins résistantes, caractérisées par une production de biomasse relativement instable. La section 2.5.2 décrit en détail ce processus. Une pression excessive sur les écosystèmes arides conduit à la fragmentation du couvert herbacé et à l'accroissement des sols nus (à savoir la désertification). Souvent, bien que pas systématiquement, le couvert de végétation ligneuse s'accroît sur les terres de parcours subtropicales semi-arides (Asner *et al.*, 2004). Les aires boisées se développent lorsque le surpâturage du couvert herbacé, associé à une réduction de la fréquence des incendies et à un enrichissement en CO<sub>2</sub> atmosphérique et en azote, ont pour effet de modifier l'équilibre en faveur des espèces ligneuses.

La propagation de la dégradation des terres de parcours dans les climats arides et semi-arides est une source sérieuse d'inquiétude pour la biodiversité, bien qu'il soit difficile d'en quantifier la portée. Les indicateurs de qualité des terres utilisés sont inadéquats. Il existe également des oscillations naturelles à long terme dans les évolutions de l'écosystème, qui sont difficiles à distinguer des changements anthropiques. Cependant, de nombreux systèmes de pâturage évoluent vers la désertification. L'Afrique, l'Australie et le sud-ouest des Etats-Unis d'Amérique ont connu une grave réduction des populations végétales, avec une perte correspondante de la biodiversité. Ces pâturages sont souvent dominés par une ou plusieurs espèces ligneuses, avec un couvert herbacé réduit (voir l'étude d'Asner *et al.*, 2004). L'érosion de la biodiversité crée une réaction en retour négative: elle réduit la résilience du système et renforce ainsi indirectement la désertification. La reconnaissance de ce lien a conduit à la mise en place d'un programme de travail conjoint entre la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification (UNCCD) et la Convention sur la diversité biologique (CDB).

Les interactions entre la végétation et le pâturage associées à l'avancée des espèces ligneuses dépendent fortement de l'intensité du pacage. Le pâturage facilite probablement l'envahissement par les broussailles, et ainsi la structure du sys-

tème, en réduisant le risque d'incendie pour les plantes ligneuses. Le pâturage encourage également l'érosion de certains paysages, ce qui affecte plus le couvert herbacé que la végétation aux racines plus profondes. La réduction du couvert herbacé par la pâture peut également avantager la végétation ligneuse dans la course pour l'accès aux ressources limitées comme l'eau. Les changements sont plus prononcés dans les cas de pâturage intensif à long terme (voir l'exemple du Texas dans l'encadré 5.3). L'avancée des espèces ligneuses résulte parfois d'une concentration de la pression du pâturage, conséquence de la moindre mobilité des populations pastorales et de leurs troupeaux. Avec un pâturage intensif, le couvert herbacé est souvent remplacé par une formation ligneuse tandis que les herbes pérennes remplacent les herbes annuelles.

Les effets des espèces ligneuses sur la communauté herbacée varient selon le type d'espèce ligneuse et le site. Les effets peuvent être positifs, neutres ou négatifs. Le passage de la prairie vers la terre boisée dû à l'avancée des espèces ligneuses affecte plusieurs fonctions clés de l'éco-



*Le lac Bheyr a une importance vitale pour le microclimat de la région. Non seulement il fournit des pâturages le long de ses rives, mais c'est aussi un point de pêche et de reproduction pour les oiseaux migrateurs en décembre et janvier. La photo montre des images frappantes de la dégradation de l'environnement et de la sécheresse – Mauritanie 1996*

système, notamment la décomposition et le cycle des nutriments, la production de biomasse et la conservation des sols et des ressources en eau. L'interception des précipitations, le ruissellement et la pénétration de l'eau dans le sol sont souvent si importants dans les zones surpâturées que l'eau issue des précipitations est rapidement perdue et récupérée par les systèmes de drainage, avec un accroissement concomitant de l'érosion des sols. Une prairie à l'état naturel peut intercepter l'eau de manière plus efficace, empêchant ainsi la perte des ressources du sol qui forment la base de l'ensemble du système écologique et de production agricole. Dans les environnements arides, les effets de l'élevage sont en fin de compte fondamentalement néfastes pour la biodiversité. La diversité des habitats peut également être affectée. Ainsi, les clairières de type savane dans les paysages boisés sont susceptibles de disparaître progressivement du fait de l'avancée des espèces ligneuses.

Certaines prairies abandonnées évoluent en friche broussailleuse ou en forêts d'arbrisseaux avec une diversité biologique réduite. Dans les régions tempérées comme en Europe, les prairies naturelles et semi-naturelles représentent une importante ressource de biodiversité et de paysages qui mérite d'être préservée en tant que telle. Ces communautés végétales, et les paysages dont elles font partie, sont aujourd'hui fortement valorisées et font l'objet de nombreux programmes agroenvironnementaux et de conservation de la nature. Ces habitats sont menacés par deux orientations contradictoires: d'une part, l'intensification actuelle de l'utilisation des terres, d'autre part, un nombre croissant d'anciens prés et prairies qui tombent en jachère du fait de conditions économiques changeantes et de subventions pour le gel des terres.

Dès 1992, l'Annexe 1 de la «Directive habitat» du Conseil européen (UE, 1992, citée par Rook *et al.*, 2004) a dressé la liste des habitats considérés comme importants pour l'Europe en raison de la valeur de leur biodiversité. Selon les estimations, cette liste inclut 65 types de prairies menacés par

### Encadré 5.3 Avancée des zones boisées dans le sud du Texas

Les plantes ligneuses envahissantes sont généralement des espèces qui étaient présentes quelque part dans le paysage avant l'introduction du pâturage. Ainsi, sur une terre de parcours du sud du Texas comportant une gamme variée d'arbres, d'arbustes et d'espèces sous-arbustives, un pâturage intensif a engendré la multiplication de l'espèce *Prosopis glandulosa* var. *glandulosa* (mesquite), un arbre fixateur d'azote. Des observations sur de longues périodes et des photographies aériennes indiquent que l'avancée du mesquite a ensuite facilité le développement d'autres plantes ligneuses dans le sous-étage. Ces plantes ligneuses ont par la suite évincé le mesquite en rivalisant pour puiser la lumière et les autres ressources. On retrouve communément des vestiges de mesquite parmi les parcelles bien développées de végétation ligneuse, dont on sait qu'elles n'existaient pas il y a un siècle.

Source: tiré d'Asner *et al.* (2004).

l'intensification du pâturage et 26 autres menacés d'abandon (Ostermann, 1998). Dans certains cas, il y a non seulement une perte de valeur de la biodiversité mais également d'autres problèmes environnementaux. Ainsi, dans les collines et les montagnes des pays méditerranéens, il existe maintenant de grandes zones d'anciens pâturages couvertes par des arbrisseaux avec une biodiversité très réduite. Cette accumulation de biomasse ligneuse peut accroître les risques d'incendie et d'érosion et entraîner d'importantes pertes environnementales et économiques (Osoro *et al.*, 1999).

Un des principaux objectifs de la conservation de la nature en Europe est donc de protéger les paysages semi-ouverts. Plusieurs pays ont opté pour la solution consistant à mettre en place des «paysages de prairie» plus vastes à caractère

mixte, associant prairie ouverte et arbustes et forêts (Redecker *et al.*, 2002).

L'hétérogénéité spatiale est indispensable pour maintenir une biodiversité cruciale au sein des communautés de prairies. Le rôle joué par l'animal au pâturage pour favoriser cette hétérogénéité a déjà été brièvement mentionné plus haut, lorsqu'a été évoquée l'intensification de l'utilisation agricole des terres.

Les prairies boisées (Pott, 1998; Vera, 2000) abritent une biodiversité plus importante puisqu'elles contiennent à la fois des espèces de prairie et des espèces forestières. Un mélange d'animaux herbiphiles et ligniphiles est souvent nécessaire pour la gestion de ces paysages (Rook *et al.*, 2004). A l'époque prémoderne, les prairies boisées étaient utilisées pour le pâturage communal: aujourd'hui, le défi est de mettre en place des systèmes de pâturages analogues, aptes à parvenir à une biodiversité similaire mais viables sur le plan socioéconomique. Vera (2000) affirme que la préservation à long terme de la biodiversité requiert le développement d'espaces naturels avec des herbivores sauvages, en plus des paysages semi-naturels existants.

### **Exemples d'extinction d'espèces résultant au moins partiellement du changement d'habitat induit par l'élevage**

Les rôles positifs de l'élevage eu égard à la modification de l'habitat ont été mentionnés, qu'il s'agisse de la régénération de l'habitat ou du maintien d'un rythme relativement lent ou d'un niveau relativement faible d'altération de ce dernier (voir également les sections 5.3.4 et 5.5).

Toutefois, alors même que tous les effets indirects de la production animale sur l'environnement n'ont pas encore été analysés, il apparaît clairement que d'autres aspects du secteur ont affecté de manière négative de nombreux habitats à des échelles très importantes. Le tableau relatif à la contribution de l'élevage à l'extinction d'espèces à travers une perte ou une dégradation des habitats (tableau 16, Annexe 2) donne des exemples spécifiques de la manière dont différents mécanismes

ont conduit à la perte d'espèces particulières. Cela montre sans nul doute que la dégradation des habitats par et pour l'élevage a contribué à l'extinction de nombreux végétaux et animaux. Toutefois, on ignore ce qu'aurait été le statut des habitats affectés en l'absence de bétail.

### **5.3.2 Changement climatique**

L'impact du changement climatique sur la biodiversité est récent, et commence seulement maintenant à être reconnu, observé sur le terrain et compris. Le changement climatique affecte la biodiversité de trois principales façons: modifications des moyennes climatiques, modifications de l'incidence ou de la gravité des événements climatiques extrêmes et modifications de la variabilité climatique.

Selon certains auteurs (Thomas *et al.*, 2004), entre 15 et 37 pour cent de toutes les espèces pourraient être menacés d'extinction suite au changement climatique.

D'après les prévisions, les impacts sur la biodiversité dus au changement climatique sont les suivants (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2003):

- Suite au réchauffement planétaire, l'aire de répartition climatique de nombreuses espèces s'orientera vers les pôles ou plus en altitude par rapport à leur situation actuelle. Les espèces seront affectées de manière différente par le changement climatique: certaines réussiront à migrer à travers des paysages fragmentés tandis que d'autres, moins mobiles, risquent de ne pas en être capables.
- De nombreuses espèces déjà vulnérables vont probablement s'éteindre, en particulier les espèces qui ont des aires de répartition climatiques limitées et/ou qui ont des tolérances géographiques limitées (par exemple, les espèces d'altitude, les espèces insulaires et péniinsulaires). Les espèces qui ont des besoins restrictifs en termes d'habitat, ou des aires de répartition très grandes, des taux de reproduction lents ou de faibles populations sont les plus vulnérables.

- Les changements de fréquence, intensité, étendue et localisation des perturbations induites par les facteurs climatiques (et non-climatiques) auront un impact sur la manière dont les écosystèmes existants seront remplacés par de nouveaux assemblages de la faune et de la flore. Les espèces ne devraient pas migrer au même rythme; les espèces à grande longévité persisteront plus longtemps dans leurs habitats d'origine, conduisant à de nouveaux assemblages de végétaux et d'animaux. De nombreux écosystèmes seront alors dominés par des espèces pionnières, avec une tendance à l'enherbement, bien adaptées à une dispersion et une implantation rapides, en particulier si la fréquence et l'intensité de la perturbation sont élevées.
- Certains écosystèmes sont particulièrement vulnérables aux changements climatiques, comme les récifs coralliens, les mangroves, les écosystèmes de haute montagne, les vestiges de prairies naturelles et les écosystèmes du permafrost de surface. Certains écosystèmes peuvent tarder à montrer des signes de changement tandis que d'autres, notamment les récifs coralliens, réagissent déjà rapidement. La production primaire nette de nombreuses espèces végétales (y compris certaines espèces cultivées) augmente en raison de «l'effet fertilisant» des concentrations croissantes de dioxyde de carbone atmosphérique. Cependant, lorsqu'on prend également en considération les changements de température et de précipitations et les limitations en nutriments, il se peut que l'on observe des pertes de productivité nette de l'écosystème et du biome dans certaines régions. Les modifications différentielles de production primaire nette entraîneront des modifications dans la composition et le fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, des pertes de productivité nette de l'écosystème et du biome peuvent se produire dans certaines forêts lorsqu'un bouleversement significatif de l'écosystème intervient (tel que la disparition d'une espèce dominante ou d'une proportion

élevée d'espèces, en raison de changements liés à des perturbations comme les incendies de forêt, les ravageurs et les épidémies).

De nombreuses études suggèrent que le changement climatique (y compris ses effets sur les habitats) sera la principale cause de la perte de biodiversité et surpassera les autres formes plus directes de modification de l'habitat induites par l'homme. Quoi qu'il en soit, l'impact conjugué d'une perte continue de l'habitat et du changement climatique constituera une menace majeure et potentiellement catastrophique pour la biodiversité à l'avenir. Le changement climatique entraînera des modifications sur des zones actuellement intactes, contraignant les espèces à se déplacer vers et à travers des habitats déjà dégradés et fragmentés, et réduisant leurs opportunités de dispersion et leurs chances de survie.

Le GIEC (2002) a étudié dans quelle mesure la biodiversité avait déjà commencé à être affectée par le changement climatique. Des températures régionales plus élevées ont déjà eu une incidence sur l'époque de la reproduction chez les animaux et les végétaux et/ou la migration des animaux, la durée de la période de croissance, les répartitions des espèces et les tailles des populations, et la fréquence des épidémies de ravageurs et de maladies.

Le GIEC a modélisé l'impact sur la biodiversité de quatre différents scénarios de changement climatique dans différentes régions du monde. Le changement climatique devrait affecter les organismes, les populations, la répartition des espèces ainsi que la fonction et la composition des écosystèmes, de manière directe, par la chaleur et la sécheresse, et de manière indirecte, par des modifications de l'intensité et de la fréquence des perturbations telles que les incendies de forêt. Le GIEC constate qu'une prévision réaliste de l'état futur des écosystèmes de la planète devrait prendre en compte les schémas d'utilisation humaine des terres et de l'eau, qui influenceront grandement sur la capacité des organismes à répondre au changement climatique. De nombreuses informa-

tions supplémentaires sont nécessaires et les évaluations comportent encore beaucoup de lacunes en raison de l'extrême complexité du problème.

Quelle est la contribution de l'élevage à la perte de la biodiversité induite par le changement climatique? Ce dernier étant un processus mondial, la contribution du secteur à l'érosion de la biodiversité qui en résulte est proportionnelle à sa contribution au changement climatique (voir le Chapitre 3 pour une évaluation détaillée). Le secteur de la production animale étant une cause majeure de la modification du paysage et de l'habitat, il peut également aggraver l'impact du changement climatique sur la biodiversité: il peut en effet accroître la difficulté des organismes et des espèces, mis au défi par ce changement, à migrer à travers des habitats fragmentés et perturbés et des environnements humains agricoles et urbains. Cet effet pourrait être réduit en gérant correctement les systèmes d'élevage intensifs, afin de réduire l'espace occupé par ces derniers.

### 5.3.3 Espèces exotiques envahissantes

Avant les temps modernes, les écosystèmes naturels évoluaient de manière isolée sur les divers continents et grandes îles, contraints par des barrières biogéographiques comme les océans. Aujourd'hui, presque tous ces écosystèmes sont connectés dans leur fonctionnement par la capacité humaine de transporter du matériel biologique sur de longues distances en un laps de temps court. Les êtres humains transportent des animaux et des végétaux d'une partie du monde vers une autre depuis des milliers d'années, parfois de manière délibérée (comme le bétail lâché par les marins sur les îles pour servir de nourriture), parfois de manière accidentelle (comme les rats s'échappant des navires). La majorité des principales cultures existant dans le monde ont été volontairement transplantées d'un continent à un autre – notamment le maïs, la pomme de terre, la tomate, le cacao et le caoutchouc, originaires des Amériques. Suite à une introduction facilitée par l'homme, de nombreuses espèces exotiques sont devenues envahissantes, c'est-à-dire que leur

implantation et leur propagation ont conduit à des dégâts écologiques et/ou économiques.

Les espèces envahissantes peuvent affecter les espèces endémiques soit directement, en les mangeant, en les concurrençant ou en introduisant des agents pathogènes ou des parasites qui les rendent malades ou les tuent, soit indirectement, en détruisant ou dégradant leur habitat. Les espèces exotiques envahissantes ont altéré les trajectoires d'évolution et perturbé les processus inhérents à des communautés et écosystèmes nombreux. De plus, elles peuvent causer des pertes économiques substantielles et menacer la santé et le bien-être des populations humaines. Aujourd'hui, les espèces envahissantes constituent un risque majeur pour 30 pour cent des oiseaux menacés dans le monde, 11 pour cent des amphibiens menacés et 8 pour cent des 760 mammifères menacés pour lesquels des données sont disponibles (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004).

La contribution de l'élevage aux invasions néfastes dans les écosystèmes va bien au-delà de l'impact des animaux féroces qui se sont échappés. Eu égard aux multiples formes de cette contribution, l'impact global de ce type de menace pourrait être trop complexe pour pouvoir être évalué avec précision. Ainsi, l'élevage participe grandement à l'altération de l'habitat, qui favorise les invasions. La production animale a parfois également été à l'origine d'invasions végétales intentionnelles (par exemple, pour améliorer les prairies). A une autre échelle, les animaux au pâturage induisent eux-mêmes directement une modification de l'habitat qui favorise les invasions. Le secteur de l'élevage est un vecteur important d'espèces envahissantes en raison des déplacements des animaux et des produits d'origine animale. L'élevage a également été victime des invasions d'espèces végétales exotiques sur les terres pastorales en cours de dégradation, ce qui peut à son tour avoir conduit à une extension des pâturages vers de nouveaux territoires. Nous examinerons ces différentes dimensions dans le reste de cette section.



### Le bétail comme espèce envahissante

Selon l'UICN (2000), une espèce exotique envahissante est une espèce qui s'établit dans des écosystèmes ou habitats naturels ou semi-naturels et menace la diversité biologique endémique. Selon cette définition, le bétail peut être considéré comme une espèce exotique envahissante, en particulier lorsque peu d'efforts sont faits pour minimiser son impact sur le nouvel environnement, ce qui conduit à une concurrence avec les animaux sauvages pour l'eau et les végétaux locaux (les animaux féraux font partie des principales menaces pour la biodiversité sur les îles). Le Groupe de spécialistes des espèces envahissantes (GSEE) de la Commission de sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN classe les bovins, les chèvres, les moutons, les porcs, les lapins et les ânes féraux comme des espèces exotiques envahissantes (parmi un total de 22 espèces envahissantes de mammifères)<sup>4</sup>. Les porcs, les chèvres et les lapins féraux sont même classés parmi les 100 espèces exotiques envahissantes les pires au monde.

Un des effets les mieux répertoriés des espèces envahissantes est l'impact dramatique des mammifères herbivores, en particulier les chèvres et les porcs féraux, sur la végétation des petites îles, qui causent l'extinction des espèces endémiques et des modifications prononcées dans la prédominance et la physionomie, et qui affectent directement de nombreux autres organismes (Brown, 1989). En tant qu'espèces exotiques envahissantes, les animaux féraux contribuent également à la perte de biodiversité sur les continents. Presque toutes les espèces de bétail importantes sur le plan économique ne sont pas endémiques aux Amériques, mais ont été introduites par les colons européens au cours du XVI<sup>e</sup> siècle. De nombreuses populations férales néfastes ont résulté de ces introductions et de la gestion souvent très extensive de leurs élevages d'origine.

Malgré ces impacts souvent négatifs, les importations de vertébrés exotiques se poursuivent. Les instances gouvernementales deviennent progressivement plus prudentes, mais elles continuent délibérément d'introduire des espèces destinées à la pêche, à la chasse et à la lutte biologique. Le commerce d'animaux de compagnie est peut-être actuellement la source la plus importante d'introductions (Brown, 1989). La contribution de l'élevage aux introductions de vertébrés est aujourd'hui minime.

D'autres contributions directes du secteur de l'élevage restent importantes. La dissémination de graines par les vertébrés est responsable du succès de nombreux envahisseurs dans les habitats perturbés et non perturbés. En Australie, plus de 50 pour cent des espèces végétales naturalisées sont dispersées par les vertébrés (Rejmánek *et al.*, 2005). Les animaux au pâturage ont assurément participé de manière substantielle à la dissémination des graines et ils continuent de le faire. Cependant, la dissémination des graines par les vertébrés est un processus complexe et des recherches plus approfondies doivent être menées afin de déterminer quand et où ces derniers favorisent les invasions végétales (Rejmánek *et al.*, 2005).

La dissémination par le commerce des produits d'origine animale est également peu connue. Une exception intéressante est l'analyse détaillée de l'impact de la demande croissante de laine au début du XX<sup>e</sup> siècle effectuée par Thellung (1912). Sa monographie sur la flore adventice de Montpellier s'inspirait largement de la propagation d'espèces exotiques qui résultait de l'importation, de l'étendage et du séchage de la laine à Port-Juvénal (près de Montpellier). On ignore si les réglementations sanitaires actuelles beaucoup plus strictes empêchent le commerce mondial des produits d'origine animale, en pleine croissance, d'avoir des impacts similaires.

Historiquement, le bétail a joué un rôle important dans la transmission d'organismes responsables de maladies à des populations non immunisées. L'introduction de la peste bovine en Afrique à la

<sup>4</sup> <http://issg.appfa.auckland.ac.nz/database/welcome/>

**Encadré 5.4 Oiseaux sauvages et influenza aviaire hautement pathogène**

Il existe un lien possible et plausible entre les oiseaux sauvages et la volaille dans la transmission de l'influenza aviaire hautement pathogène (IAHP) qui a récemment affecté le secteur avicole dans le monde entier, soulevant des inquiétudes pour la santé humaine. Depuis 2003, une série de foyers épidémiques de cette nouvelle maladie sont apparus. En juillet 2006, la maladie avait touché les industries avicoles dans 55 pays; 209 millions d'oiseaux ont été tués par la maladie ou abattus. L'IAHP est une zoonose potentiellement mortelle pour les êtres humains. En juillet 2006, 231 cas avaient été déclarés, ayant causé le décès de 133 personnes. La maladie est maintenant devenue endémique dans plusieurs pays en Asie et en Afrique.

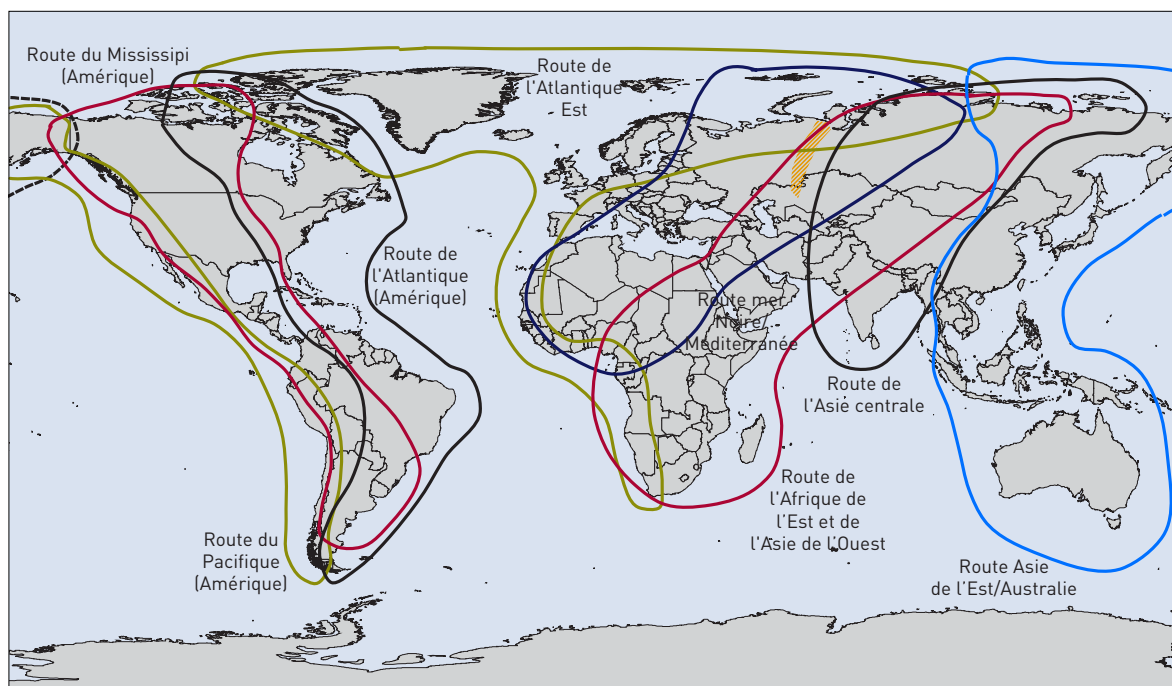
Son apparition simultanée et répandue pose un risque substantiel de perturbation potentielle du secteur avicole mondial (McLeod *et al.*, 2005). L'émergence d'une souche spécifique de l'IAHP impliquée dans

ces épidémies récentes, appelée H5N1, soulève des inquiétudes concernant le rôle potentiel des animaux sauvages comme mécanisme possible de transmission (Hagemeijer et Mundkur, 2006).

Avant l'épidémie de l'H5N1 asiatique en 2003, l'IAHP était considéré comme une maladie des oiseaux domestiques. Les oiseaux aquatiques sauvages dans le monde étaient seulement considérés comme des réservoirs naturels de l'influenza A faiblement pathogène. L'apparition d'une série de foyers, en particulier en Asie, a montré les possibles interactions entre populations d'oiseaux domestiques et sauvages pour la transmission du virus de l'IAHP (Cattoli et Capua, 2006; Webster *et al.*, 2006).

Les circuits migratoires des oiseaux reliant chaque année les terres de l'hémisphère nord à l'hémisphère sud (notamment les routes aériennes africano-eurasienne, d'Asie centrale, d'Asie de l'est vers l'Asie australe, et américaine) peuvent contribuer à l'introduc-

**Carte 5.1 Principales routes aériennes des oiseaux migrateurs (oiseaux de rivage)**



Source: Flyways - Wetlands International.

**Encadré 5.4 (suite)**

tion et à la propagation de l'infection dans les zones indemnes d'influenza aviaire. Les récentes épidémies d'IAHP en Afrique, en Asie centrale, en Europe et dans la Fédération de Russie semblent montrer que le virus A/H5N1 a pu être transporté par des oiseaux sauvages au cours de leurs migrations d'automne et de printemps (Cattoli et Capua, 2006; Hagemeijer et Mundkur, 2006). Plus particulièrement, les oiseaux migrateurs sauvages se sont révélés positifs dans de

nombreux pays européens, sans que soit observé de foyer associé chez la volaille (Brown *et al.*, 2006).

Par ailleurs, les populations d'oiseaux sauvages pourraient éventuellement être contaminées et affectées par des unités de volaille infectées. Selon certains auteurs (Brown *et al.*, 2006), il est probable qu'à l'avenir d'autres cas d'infection d'oiseaux sauvages par l'exposition à des volailles de basse-cour se produisent en Europe de l'Est.

fin du XIX<sup>e</sup> siècle a dévasté non seulement les bovins mais également les ongulés endémiques. Cette transmission est encore un problème dans le monde d'aujourd'hui. L'introduction de la variole aviaire et de la malaria en provenance d'Asie à Hawaï a contribué à l'extinction d'espèces d'oiseaux indigènes des basses terres (Simberloff, 1996).

Même en l'absence à ce stade de preuve solide d'une contamination croisée entre les populations d'oiseaux sauvages et domestiqués, ce mécanisme joue potentiellement un rôle dans la propagation actuelle de l'influenza aviaire hautement pathogène (IAHP) (voir encadré 5.4).

**Invasions végétales liées à l'élevage**

Les prairies naturelles tempérées d'Australie, d'Amérique du Sud et de l'ouest de l'Amérique du Nord offrent quelques uns des exemples les plus extrêmes de ce qui a été appelé «les grandes convulsions historiques» des biotopes de la planète – des changements massifs dans la composition des espèces de communautés autrefois importantes, suite au déplacement transocéanique d'organismes exotiques et de leur intrusion subséquente sur d'autres parcours (Mack, 1989). En moins de 300 ans (et pour l'essentiel en à peine 100 ans environ), une grande part de la prairie tempérée en dehors de l'Eurasie a été irrévocablement transformée par la colonisation humaine et l'introduction concomitante d'espèces végétales exotiques.

Manifestement, l'élevage n'était qu'une des nombreuses activités à l'origine du déplacement transatlantique, en grande partie involontaire, des espèces exotiques. Cependant, on considère que les grands ruminants ont largement augmenté le potentiel d'invasion de ces espèces. Selon Mack (1989), les deux caractéristiques essentielles qui rendent les prairies tempérées du Nouveau monde vulnérables aux invasions végétales sont l'absence de grands mammifères ongulés et grégaires<sup>5</sup> avant ou durant l'holocène, et la dominance des herbes cespiteuses (qui croissent en touffes). La morphologie et la phénologie de ces herbes les rendent vulnérables aux invasions de végétaux facilitées par le bétail: le méristème apical s'élève lorsque la croissance est achevée et risque tout au long de sa période de croissance d'être arraché par les animaux au pâturage, alors que ces herbes persistent sur le site exclusivement par reproduction sexuelle. Dans les prairies cespiteuses, le piétinement peut altérer la compo-

<sup>5</sup> Les seules exceptions sont d'énormes troupeaux de bisons dans les grandes plaines d'Amérique du Nord, cependant ces grands animaux ne se rassemblaient que sur de petites zones isolées dans les plaines de l'ouest. La phénologie des herbes cespiteuses peut expliquer cette pénurie de bisons (Mack, 1989). Dans les deux prairies fragiles de l'ouest de l'Amérique du Nord, les herbes naturelles des sols zonaux sont toutes en sommeil sur le plan végétatif en début d'été, lorsque les bisons en période d'allaitement ont besoin d'un maximum de fourrage vert.

sition des communautés végétales en détruisant la matrice des petits végétaux qui se trouvent entre les touffes de graminées.

Avec l'arrivée des premiers habitants européens, des végétaux exotiques ont commencé à coloniser, et donc à perturber, ces sites nouveaux et renouvelables. Que ce soit à travers le pâturage, le piétinement ou l'association de ces deux phénomènes, la conséquence commune de l'introduction du bétail dans ces prairies vulnérables fut la destruction des herbes cespitueuses naturelles, la dispersion de végétaux exotiques par le biais des fourrures ou des matières fécales, et la préparation continue d'un lit de semences pour les plantes exotiques. Même aujourd'hui, non seulement les prairies tempérées du Nouveau monde ne sont probablement pas encore dans un état stable, mais elles subiront sûrement d'autres effets d'invasions par des végétaux, nouveaux et existants (Mack, 1989).

Les prairies naturelles mises à part, les prairies aménagées présentes dans le monde doivent leur origine et leur histoire à l'action de l'homme. Les changements d'utilisation des terres liés à l'élevage se poursuivent, tout comme leurs impacts sur la biodiversité, par la destruction et la fragmentation des habitats. Ces zones sont souvent riches en envahisseurs exotiques, dont certains ont été délibérément introduits. Les invasions planifiées se sont produites sur de vastes zones de savane tropicale, souvent par le biais d'incendies. De telles invasions ont un long passé en Australie, comme cela a été étudié par Mott (1986). A l'exception des savanes d'origine édaphique, les écosystèmes de prairie en Afrique résultent de la destruction de forêts ou de terres boisées. Ils sont souvent conservés par le recours à la technique du brûlis et sont fréquemment envahis par des espèces exotiques (Heywood, 1989). De la même manière, en Amérique du Sud, la région des grandes savanes, qui comprend les *cerrados* et les *campos* brésiliens et les llanos de Colombie et du Brésil, a été de plus en plus exploitée, conduisant à l'invasion par des espèces adventices et pionnières. Beaucoup de terres

d'élevage d'Amérique du Sud ont été établies sur d'anciennes terres forestières après la colonisation par les Européens. De même, de vastes zones de végétation naturelle ont été brûlées à Madagascar depuis que les paléoindonésiens ont envahi l'île, pour fournir des prairies aux zébus, et sont brûlées chaque année. Ces prairies sont maintenant largement dénuées d'arbres et d'arbustes, et se caractérisent par une faible biodiversité et une forte présence d'espèces adventices (Heywood, 1989).

### Les espèces envahissantes menacent la prairie

Certaines espèces exotiques envahissantes altèrent les pâturages de manière préjudiciable. C'est le cas notamment de nombreuses espèces de chardon, que l'on trouve sur la plupart des continents (voir l'exemple de l'Argentine dans l'encadré 5.5). En Californie, le chardon étoilé a été introduit pendant la ruée vers l'or comme contaminant de la luzerne. En 1960, il s'était propagé sur 0,5 million d'hectares, en 1985, sur 3 millions d'hectares, et en 1999, sur près de 6 millions d'hectares (Mooney, 2005). Le chardon altère l'équilibre écologique, en particulier par ses prélèvements d'eau, et dégrade la valeur des prairies. Selon Gerlach (2004), il est à l'origine d'une perte d'humidité dans le sol de l'ordre de 15 à 25 pour cent des précipitations annuelles moyennes, ce qui représente une valeur d'eau perdue variant entre 16 et 75 millions d'USD par an dans le seul bassin versant du fleuve Sacramento. Avec d'autres mauvaises herbes envahissantes comme la moutarde noire, il engendre plus de 2 milliards d'USD de dégâts chaque année (Di Tomaso, 2000). L'*Axonopus affinis* est une herbe répandue et utilisée dans les prairies permanentes dans diverses parties des tropiques. Elle envahit les prairies dégénérées de *Paspalum dilatatum*, de *Trifolium repens* et de *Pennisetum clandestinum*, conduisant ainsi à une baisse de la production animale (UNESCO, 1979). Des problèmes importants sont causés par d'autres introductions telles que la *Lantana camara*, une des dix mauvaises herbes les pires au monde

(GISD, 2006), qui a envahi de nombreux écosystèmes naturels et agricoles des Paléotropiques. Le remplacement des prairies naturelles par la *Lantana* menace l'habitat de l'antilope des sables au Kenya et elle peut fortement altérer le régime des incendies dans les systèmes naturels. Elle est toxique pour les animaux (dans certains pays, elle est ainsi plantée comme haie pour contenir ou éloigner le bétail). Parallèlement, elle profite des activités fourragères destructrices des vertébrés introduits tels que les porcs, les bovins, les chèvres, les chevaux et les moutons, créant de microhabitats pour la germination. Des tentatives de lutte biologique ont été menées durant un siècle pour combattre la *Lantana*, mais celle-ci pose cependant encore d'importants problèmes dans de nombreuses régions.

### Menaces pour la biodiversité des cultures fourragères

La biodiversité des cultures est elle-même menacée, du fait de la réduction du fonds génétique commun de nombre d'entre elles. Le Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture, adopté par les Etats Membres de la FAO en 2001, reflète cette inquiétude. Les cultures fourragères importantes comme le sorgho et le maïs font partie des cultures prioritaires. Une grande part de l'érosion génétique de ces cultures de base s'est produite suite à la Révolution verte, alors qu'il existe actuellement une forte controverse autour des effets attendus de l'ingénierie génétique moderne. Les preuves sont insuffisantes, mais on observe une forte préoccupation sociale à propos de la contamination possible des variétés traditionnelles par des variétés génétiquement modifiées, un mécanisme qui pourrait être considéré comme une «invasion». Un cas souvent cité est la contamination de variétés locales de maïs au Mexique, centre mondial d'origine de la diversité du maïs, par des variétés commerciales transgéniques cultivées pour l'alimentation aux Etats-Unis d'Amérique (Quist et Chapela, 2001), bien que cela ait été contesté (Marris, 2005). Une inquiétude similaire

existe pour le soja, essentiellement cultivé pour l'alimentation animale, car dans des pays comme les Etats-Unis d'Amérique et l'Argentine (encadré 5.5), les variétés génétiquement modifiées ont tendance à se substituer largement aux variétés traditionnelles.

### 5.3.4 Surexploitation et compétition

La surexploitation se rapporte à l'utilisation non durable des espèces pour l'alimentation, la médecine, l'utilisation des matériaux (en particulier le bois) et pour des activités culturelles, scientifiques et récréatives. La surexploitation a été identifiée comme une menace majeure affectant 30 pour cent des oiseaux menacés dans le monde, 6 pour cent des amphibiens, et 33 pour cent des mammifères étudiés. On estime que lorsque l'évaluation des menaces pesant sur les mammifères sera entièrement effectuée, il apparaîtra que la surexploitation affecte un pourcentage encore plus élevé d'espèces (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004). Parmi les mammifères menacés par la surexploitation, les grands mammifères, en particulier les ongulés et les carnivores, sont particulièrement en danger. Les mammifères sont beaucoup utilisés dans le commerce de viande de brousse, notamment en Afrique tropicale et en Asie du Sud-Est. Certaines espèces de mammifères sont également exploitées pour un usage médicinal, surtout en Asie de l'Est. La surexploitation est considérée comme la menace principale pour les poissons marins du monde.

Le secteur de l'élevage intervient dans la surexploitation de la biodiversité essentiellement par trois processus distincts. La concurrence avec les animaux sauvages est le problème le plus ancien et le plus connu, qui conduit souvent à la réduction des populations d'animaux sauvages. Plus récemment, deux autres phénomènes sont apparus: des ressources vivantes (essentiellement des poissons) sont surexploitées pour servir à l'alimentation des animaux d'élevage, et la diversité du bétail elle-même diminue, l'accent étant mis sur l'intensification et l'exploitation d'un petit nombre de races plus rentables.

### Encadré 5.5 De la pampa au cardon, à la luzerne, et au soja

Les pampas, prairies humides du nord de l'Argentine dominées par les espèces cespiteuses, ont fait l'objet d'une des premières transformations répertoriées et spectaculaires d'un paysage par des plantes exotiques. Dans *L'origine des espèces* (1872), Darwin a remarqué que le cardon européen (*Cynara cardunculus*) et un grand chardon (*Silybum marianum*) «sont maintenant les [plantes] les plus communes dans toutes les plaines de La Plata, revêtant des kilomètres carrés de surface quasiment à l'exclusion de tout autre végétal».

Même dans le sud de l'Uruguay, il a trouvé «de vastes étendues couvertes par une grande masse de ces plantes épineuses, impénétrable par l'homme ou l'animal. Sur les plaines ondulantes, où ces immenses lits apparaissent, plus rien d'autre ne peut désormais vivre.» Ce scénario s'est probablement mis en place en moins de 75 ans.

Von Tschudi (1868) a émis l'hypothèse que le cardon était arrivé en Argentine accroché à la peau d'un âne. De nombreuses plantes primitives migrantes sont probablement arrivées avec le bétail et, pendant 250 ans, ces plaines plates ont servi de pâturage mais n'ont pas été beaucoup labourées (Mack, 1989). Le cardon et le chardon ont finale-

ment été maîtrisés seulement grâce au labourage massif des pampas à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle.

Toutefois, on était loin de la fin des invasions par les plantes liées au secteur de l'élevage. La transformation des pampas de pâturages en exploitations agricoles a été faite par les agriculteurs migrants, qui ont été encouragés à faire pousser de la luzerne afin d'élever davantage de bétail. Cette transformation a considérablement étendu l'opportunité d'arrivée et d'implantation des plantes exotiques. Vers la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, plus de 100 plantes vasculaires étaient répertoriées comme espèces adventices près de Buenos Aires et en Patagonie, dont beaucoup étaient des contaminants communs des lots de semence. Des espèces «migrantes» plus récentes constituent de nouvelles menaces pour les pampas et la Patagonie. Marzocca (1984) cite plusieurs douzaines de végétaux exotiques considérés officiellement comme des «fléaux pour l'agriculture» en Argentine.

Alors que la transformation massive de la végétation argentine se poursuit, le secteur de l'élevage, qui se mondialise, a récemment amené une autre révolution dans les pampas. En quelques années seulement, le soja est devenu la princi-

## Compétition avec la faune sauvage

### Conflits entre bergers et faune sauvage

Les conflits entre les bergers et la faune sauvage existent depuis les origines de la domestication du bétail. La compétition naît de deux aspects: les interactions directes entre les populations animales sauvages et domestiquées et la rivalité pour l'accès aux ressources en nourriture et en eau.

Aux origines du processus de domestication, la principale menace perçue par les bergers était la prédation par les grands carnivores. Cela a conduit à des campagnes d'éradication des grands carnivores dans plusieurs régions du monde. En Europe, cela a mené à l'extinction locale de plusieurs espèces, notamment les

loups et les ours. En Afrique, ces tensions se sont traduites par une pression constante sur les populations de lions, de guépards, de léopards et de chiens sauvages africains.

Les conflits entre les bergers et les prédateurs persistent encore dans des régions où les systèmes de production extensive prédominent et où des populations de carnivores existent encore ou ont été réintroduits. Cela est également le cas dans les pays développés, même si la pression de la prédation est moindre et que les bergers sont habituellement compensés pour leurs pertes. En France, par exemple, la réintroduction du loup et de l'ours dans les Alpes et les Pyrénées a conduit à des conflits intenses

## Encadré 5.5 (suite)

pale culture du pays. En 1996, une variété de soja génétiquement modifiée est entrée sur le marché argentin avec un gène qui lui a permis de résister aux herbicides. D'autres facteurs importants ont contribué au succès de ce qu'on appelle désormais «l'or vert»: l'érosion considérable des sols de la



© WIKIPEDIA/PIXELTOO

*Cardons (Cynara cardunculus) dans le Parc Shoreline, Mountain View, Californie – Etats-Unis d'Amérique 2003*

Pampa (le soja génétiquement modifié est cultivé sans labourage, ce qui réduit l'érosion), la forte augmentation de la demande depuis la crise européenne de la vache folle et la dévaluation du peso argentin. A l'arrivée de la variété génétiquement modifiée en 1996, le soja couvrait 6 millions d'hectares, contre 15,2 millions d'hectares aujourd'hui, à savoir plus de la moitié des terres arables d'Argentine. Les taux de déforestation dépassent maintenant l'effet des précédentes vagues d'expansion agricole (ce qu'on a appelé les «fièvres» du coton et de la canne à sucre) (Viollat, 2006). Dans le même temps, la culture intensive du soja entraîne une surexploitation grave de la fertilité des sols. Altieri et Pengue (2006) ont estimé qu'en 2003, la culture du soja a causé l'extraction d'un million de tonnes d'azote et d'environ 227 000 tonnes de phosphore, des pertes qui coûteraient quelque 910 millions d'USD s'ils étaient remplacés par des engrais minéraux.

Sources: Mack (1989) et Viollat (2006).

entre les communautés pastorales, les lobbies environnementaux et le gouvernement.

Dans les pays en développement, les conflits peuvent être aigus. En Afrique subsaharienne, en particulier en Afrique de l'Est et du Sud, les pertes de production dues à la prédation peuvent être une charge économique pour les communautés locales. Au Kenya, ces pertes peuvent représenter jusqu'à 3 pour cent de la valeur économique annuelle d'un troupeau: on estime qu'un seul lion coûte à la communauté des bergers entre 290 et 360 USD par an en pertes de production. Les pertes annuelles représentent 15 USD pour un chien sauvage africain, 211 USD pour un léopard, 110 USD pour un guépard, et 35 USD pour une

hyène (Frank, Woodroffe et Ogada, 2005; Patterson *et al.*, 2004; Woodroffe *et al.*, 2005). Ces pertes sont comparables au produit intérieur brut par personne de 320 USD au Kenya. Même si l'impact économique national reste négligeable, l'impact local et individuel peut être dramatique, en particulier pour les populations pauvres (Binot, Castel et Caron, 2006).

La pression des prédateurs, et les attitudes négatives des populations locales à l'égard de ces derniers, s'aggravent dans les environs des parcs nationaux des pays en développement, en particulier en Afrique de l'Est. D'une part, de nombreuses zones protégées sont trop petites pour abriter des populations viables de grands carnivores. Ces

populations ont en effet souvent besoin de vastes territoires de chasse et sont ainsi forcées d'errer en-dehors des parcs. Le chien sauvage d'Afrique, par exemple, a un territoire de chasse qui s'étend sur 3 500 km<sup>2</sup> (Woodroffe *et al.*, 2005). D'autre part, la pression sur les terres s'accroissant et les terres de parcours traditionnelles étant progressivement envahies par les cultures, les bergers sont souvent forcés de faire paître leurs animaux à proximité directe des parcs nationaux. Pendant les saisons sèches, les environs des parcs nationaux, riches en eau et en fourrage de qualité, sont souvent très attractifs pour les bergers. Il existe ainsi des contacts rapprochés entre les prédateurs sauvages et le bétail.

Une autre source de conflit s'intensifie. En effet, les populations d'ongulés sauvages diminuant, les prédateurs sauvages doivent s'efforcer de chercher d'autres proies. Le bétail n'est pas la nourriture préférée des grands carnivores, mais il est facilement accessible et les grands carnivores peuvent s'y habituer. Les conflits entre les prédateurs sauvages et le bétail deviennent ainsi fréquents et aigus (Frank, Woodroffe et Ogada, 2005; Patterson *et al.*, 2004; Binot, Castel et Caron, 2006).

Le fait de considérer la faune sauvage comme une menace pour le bétail a évolué considérablement au cours du XX<sup>e</sup> siècle. Avec une meilleure compréhension de la dynamique des maladies

infectieuses, les populations d'herbivores, d'omnivores et d'oiseaux sont aujourd'hui considérées comme des réservoirs de maladie (les buffles pour les bovins, les sangliers pour les porcs), comme des vecteurs ou comme des hôtes intermédiaires (des vecteurs arthropodes comme la mouche tsé-tsé pour la trypanosomose, les mollusques comme le *Lymnaea spp.* pour la douve hépatique *Fasciola hepatica*). Les mesures pour limiter la transmission d'agents pathogènes et de parasites ont compris l'éradication massive des vecteurs et la limitation des contacts entre les populations animales sauvages et domestiquées. Dans certains cas, l'éradication d'espèces mammifères sauvages a été envisagée, lorsque celles-ci étaient des réservoirs de maladies (en Grande-Bretagne, le blaireau est considéré comme un réservoir potentiel de tuberculose pour les bovins) (Black, 2006). Cette menace a été exacerbée car elle touche les systèmes de production extensive et intensive, où l'introduction de nouveaux agents pathogènes peut avoir un impact dramatique (comme cela a été suspecté pour l'influenza aviaire).

Cette interface faune sauvage-bétail est d'une importance aiguë pour le secteur de l'élevage. Il s'agissait habituellement d'une question de dimension locale ou régionale (peste bovine en Afrique). C'est maintenant devenu une menace mondiale comme l'a montré la pandémie d'influenza aviaire actuelle, les populations d'oiseaux pouvant avoir un rôle dans la transmission de la maladie.

### *Zones protégées menacées d'invasion*

A côté des interactions directes entre la faune sauvage et le bétail résultant de la prédation et de la transmission de maladies, les systèmes d'élevage extensifs concurrencent de plus en plus la faune sauvage pour l'accès aux terres et aux ressources naturelles sur les terres de parcours africaines. Les systèmes de production extensive et la faune sauvage se sont mêlés depuis des millénaires sur les terres sèches d'Afrique, utilisant simultanément les ressources communes. Les deux formes d'utilisation des terres étaient compatibles car le pastoralisme utilisait les ressources naturelles



*Des éléphants et des bovins sauvages rivalisant pour l'accès aux ressources naturelles – Sri Lanka 1994*



© FAO/18850/1 BALDERI



*Troupeau de bovins pénétrant dans une réserve où le fourrage est garanti – Mauritanie 1996*

avec un impact minimal sur l'aménagement et la transformation des terres. De plus, en raison de la mobilité élevée des systèmes d'élevage extensifs en Afrique, leur impact sur les ressources était négligeable et la rivalité pour l'accès aux ressources communes était faible [Bourgeot et Guillaume, 1986; Binot, Castel et Caron, 2006].

Une autre forme de concurrence pour les terres entre le bétail et la faune sauvage est la propagation des zones protégées. Au XX<sup>e</sup> siècle, la plupart des zones protégées ont été créées à un moment où les terres étaient abondantes et le coût d'opportunité pour les communautés locales était faible. Toutefois, avec l'extension des parcs nationaux et la propagation des cultures, les systèmes de production extensive ont été progressivement privés d'une part importante de leurs ressources potentielles, accroissant le risque de conflits. Aujourd'hui, les zones protégées et de chasse représentent presque 13 pour cent des terres en Afrique subsaharienne [Roulet, 2004]. Avec les tendances actuelles en termes de population et d'utilisation des terres, les coûts d'opportunité associés aux zones protégées augmentent, et sont particulièrement élevés en temps de sécheresse ou de conflit. Les environs de ces zones sont sous forte pression car ils sont souvent riches en ressources en eau et en fourrage, en regard des autres terres disponibles pour la plupart dégradées. Les interactions entre la faune sauvage et les systèmes de production animale sont souvent

localisées à la périphérie de ces zones de conservation [Ballan, 2003; Rodary et Castellanet, 2003; Benoît, 1998; Convers, 2002].

Les bergers itinérants ont souvent des difficultés considérables à comprendre la logique qui régit les activités de conservation, en particulier lorsque leurs bovins sont menacés par la soif et la famine alors que les ressources restent abondantes pour les animaux sauvages. Pour sauver leurs troupeaux, ou pour minimiser les conflits avec les cultivateurs, les bergers sont souvent tentés de faire paître leurs animaux dans les parcs nationaux. Ces actions étaient souvent sévèrement réprimées dans le passé, et des troupeaux broutant au sein des zones protégées étaient parfois abattus. Une intense répression autour des parcs a aggravé les conflits entre les objectifs de conservation et les communautés locales [Toutain, 2001; Barraud, Salen et Mamis, 2001].

Cette situation a également été aggravée par des politiques qui ont ignoré l'importance de la mobilité dans les systèmes de production extensive sur les terres sèches, caractérisées par des précipitations locales très variables et instables, et les complémentarités potentielles entre la conservation de la faune sauvage et les besoins pastoraux en termes de mobilité. En Afrique, les politiques d'encouragement à l'implantation ou à la sédentarisation des populations pastorales nomades ont souvent impliqué l'installation de clôtures pour démarquer les fermes nouvellement créées. Toutefois, comme cela a été observé autour du Parc national de Nairobi, dès que la première sécheresse épuisait les ressources de la ferme, les bergers décidaient de quitter les exploitations à la recherche d'eau et de prairies vertes. La terre était souvent vendue à de nouveaux arrivants pour des activités agricoles et fragmentée en plus petites parcelles. Avec un plus grand nombre de terres clôturées, les routes de migration pour la faune sauvage et les nomades étaient bloquées et les deux systèmes en subissaient les conséquences, augmentant ainsi le risque de conflits supplémentaires [Binot, Castel et Caron, 2006].

Une approche pour réduire les conflits entre la faune sauvage et le bétail sur les terres de parcours consiste à travailler sur les complémentarités de l'utilisation des terres entre les deux acteurs. Cette approche est cependant souvent contestée par les programmes de conservation et de développement de l'élevage, car elle peut favoriser la transmission de maladies et peut accroître la pression du braconnage si les mécanismes de régulation échouent (Binot, Castel et Caron, 2006).

### Surpêche

#### *Le rôle de la farine de poisson dans l'alimentation du bétail*

L'élevage joue un rôle important dans la surexploitation en raison de la production de farine de poisson destinée à l'alimentation du bétail. La biodiversité des poissons marins est gravement menacée. La principale source de pression est la surexploitation par la pêche, qui a affecté la taille et la viabilité des populations de poissons, la génétique des espèces cibles, ainsi que les chaînes alimentaires et les écosystèmes dont elles font partie. La FAO (2005b) estime que 52 pour cent des stocks mondiaux sont pleinement exploités, donnant des prises déjà à leur limite maximale de production durable ou très proches de celle-ci, sans possibilité d'accroissement supplémentaire, voire risquant un déclin en l'absence d'une gestion convenable. Environ 17 pour cent des stocks sont surexploités et 7 pour cent sont épuisés.

Les stocks de sept des 10 principales espèces, qui représentent 30 pour cent de la production mondiale totale des pêches de capture marine, sont soit pleinement exploités soit surexploités et aucun accroissement durable des prises ne peut donc être attendu pour ces espèces. Celles-ci comptent notamment: deux stocks d'anchois du Pérou (*Engraulis ringens*, un poisson industriel destiné à l'alimentation du bétail) qui, selon l'Organisation internationale de la farine et de l'huile de poisson (IFFO), sont surexploités dans le sud-est du Pacifique après s'être à peine remis d'un déclin récent; le lieu de l'Alaska (*The-*

*ragra chalcogramma*), pleinement exploité dans le Pacifique Nord; l'anchois japonais (*Engraulis japonicus*), pleinement exploité dans le Pacifique Nord-Ouest; le merlan bleu (*Micromesistius pou-tassou*), surexploité dans l'Atlantique Nord-Est; le capelan (*Mallotus villosus*) pleinement exploité dans l'Atlantique Nord; et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), comprenant plusieurs stocks dans l'Atlantique Nord dont la plupart sont pleinement exploités. Les trois derniers sont largement utilisés pour produire de la farine de poisson (Shepherd *et al.*, 2005). Selon les estimations, le chin-chard du Chili, une autre espèce importante pour la farine de poisson, est pleinement exploité ou surexploité: il a produit 1,7 millions de tonnes en 2002, ayant décliné de manière continue après un pic de production de 5 millions de tonnes en 1994.

Certains auteurs (Christensen *et al.*, 2003) montrent que la biomasse des principaux poissons prédateurs dans l'Atlantique Nord a baissé de deux tiers en environ 50 ans. Des déclinés similaires ont été notés pour d'autres espèces importantes comme la perche, les anchois, et les poissons plats suite, à une pêche excessive entre 1900 et 1999. Cependant, l'impact de la surpêche va bien au-delà de l'impact sur les populations d'espèces cibles: elle est à l'origine de la baisse progressive du niveau trophique de la prise. La surexploitation du sommet de la chaîne alimentaire, qui conduit à cibler des espèces plus abondantes plus bas dans la chaîne, est le phénomène qu'on appelle «pêcher en bas de la chaîne alimentaire» (Pauly et Watson, 2003). La pêche excessive a raccourci la chaîne alimentaire et parfois fait disparaître un ou plusieurs liens. Cela a augmenté la vulnérabilité face aux contraintes naturelles ou induites par l'homme, et réduit l'approvisionnement en poissons pour la consommation humaine. Dans de nombreux cas, les prises de poissons plus petits ont eu pour conséquence une évolution rapide des espèces, de telle sorte que les poissons arrivent à maturité et se reproduisent à des tailles plus petites.

Le secteur de l'élevage joue un rôle important dans la pression globale exercée par la demande en poisson. On estime qu'en 2004, 24,2 pour cent

de la production halieutique mondiale ont été utilisés pour produire de la farine et de l'huile de poisson pour l'alimentation du bétail (Vannuccini, 2004). Environ 17 pour cent de la farine de poisson produite dans le monde sont fabriqués à partir des déchets issus de la transformation de poisson de consommation, et ont ainsi un impact indépendant et limité sur les stocks de poisson. Cependant, les 83 pour cent restants proviennent de la pêche de capture marine directe (Réseau d'information sur la farine de poisson, 2004). La farine de poisson a commencé à être utilisée comme composant alimentaire dans les années 50 pour la production industrielle de volaille aux Etats-Unis d'Amérique. Elle est maintenant utilisée comme ingrédient alimentaire dans la production moderne de volaille et de porc, tant dans les pays développés que dans les pays en développement.

La production de farine de poisson a augmenté jusqu'au milieu des années 80 et est restée relativement constante depuis, avec une production de 67 millions de tonnes. Comme il faut 45 kg de poisson frais pour produire 1 kg d'huile de poisson et de farine de poisson sèche, cela requiert une prise annuelle dans l'océan de 20 à 25 millions de tonnes de poisson destinés à l'alimentation du bétail, auxquels s'ajoutent 4 millions de tonnes de résidus de poissons comestibles (IFFO, 2006). A ce jour, plus de 80 pour cent de la production mondiale de farine de poisson provient de 10 pays, dont les deux plus gros producteurs sont le Pérou (31 pour cent du total) et le Chili (15 pour cent). La Chine, la Thaïlande et les Etats-Unis d'Amérique se classent respectivement troisième, quatrième et cinquième pour la production. Dans le même temps, trois pays scandinaves (Danemark, Islande et Norvège), le Japon et l'Espagne se classent respectivement de sixième à dixième. Avec plus d'un million de tonnes par an, la Chine est le plus gros importateur mondial de farine de poisson, suivie par l'Allemagne, le Japon et la province chinoise de Taiwan (FAO, 2006b).

Actuellement, quelque 53 pour cent de la production mondiale de farine de poisson sont utilisés par le secteur de l'élevage (Réseau d'information

sur la farine de poisson, 2004), 29 pour cent pour la production de porcs et 24 pour cent pour la volaille. L'aquaculture est également un important utilisateur, et s'est développée rapidement; il s'agit désormais de l'industrie de production alimentaire qui connaît la croissance la plus rapide dans le monde. Les marchés ont redistribué l'utilisation de la farine de poisson, dont l'approvisionnement est limité. Entre 1988 et 2000, la part de farine de poisson consommée par l'aquaculture a plus que triplé (passant de 10 pour cent à 35 pour cent), tandis que la part utilisée par le secteur avicole a été divisée par plus de deux (passant de 60 pour cent à 24 pour cent) (Tveteras et Tveteras, 2004). La réduction de la dépendance du secteur avicole vis-à-vis de la farine de poisson est le résultat des recherches en nutrition.

L'industrie de la farine de poisson considère que la mutation vers l'aquaculture est «respectueuse de l'environnement» car les poissons sont des convertisseurs alimentaires plus efficaces que le bétail terrestre (Shepherd *et al.*, 2005; Tidwell et Allan, 2001). Toutefois, tandis que la demande du secteur de l'aquaculture continuera certainement d'augmenter (bien que l'effort de recherche vise à réduire la part de cette source de protéine dans l'alimentation des poissons), les besoins du secteur avicole ont peu de chance de continuer de baisser. Ce secteur fortement industrialisé reste le segment de production animale qui se développe le plus rapidement, et qui utilise déjà un savoir-faire moderne en matière de nutrition. Dans le même temps, les besoins en farine de poisson du secteur de la production porcine continuent d'augmenter (passant de 20 pour cent de l'approvisionnement mondial en farine de poisson en 1988 à 29 pour cent en 2000) (Tveteras et Tveteras, 2004). La farine de poisson ne représente qu'un faible pourcentage des aliments concentrés pour les animaux monogastriques. Sa part dans la ration ne diminuera probablement pas car elle constitue un intrant protéiné à forte valeur dans l'alimentation de ces animaux, en particulier au cours des premières phases (à savoir pour les porcs sevrés précocement).

Selon l'industrie de la farine de poisson, la stabilité récente des chiffres officiels de production de farine de poisson résulte des opérations de contrôle des pêches qui régissent la production. Ces contrôles, et plus particulièrement les quotas, devraient permettre de ne pas augmenter la production de farine dans le futur (Shepherd *et al.*, 2005). Au vu de la croissance attendue de la demande, la mise en œuvre de ces réglementations devra être très ferme. Le fait que la pêche illégale, non réglementée et non signalée ait augmenté dans de nombreuses zones n'est pas une coïncidence (PNUE, 2003). Les flottilles de pêche s'aventurent plus loin de leurs ports d'origine, s'éloignent des plateaux continentaux et se dirigent vers des eaux plus profondes, afin de satisfaire la demande mondiale en poissons (Pauly et Watson, 2003).

Au cours de la période 1990-1997 la consommation de poisson a augmenté de 31 pour cent

alors que l'approvisionnement des pêches de capture marine n'a augmenté que de 9 pour cent (FAO, 1999a). Selon certains, cette situation aurait intensifié la pression sur les pêcheurs, et aurait par conséquent renforcé la pression sur de nombreuses pêcheries commerciales, engendrant une surpêche. D'autres soutiennent que la pression a été trop forte pendant une période bien plus longue et que, malgré un accroissement de l'amplitude et de l'intensité des activités de pêche commerciale, la quantité totale de prises de poissons aurait, selon les estimations (contrairement à certaines données officielles – voir la section des indicateurs GEO, PNUE, 2003), décliné d'environ 700 000 tonnes par an depuis la fin des années 80 (Watson et Pauly, 2001). Les initiatives de gestion des prises pour des pêches spécifiques ont été inefficaces pour arrêter cette tendance à la baisse. Alder et Lugten (2002) montrent que le nombre de



*Un bateau chilien qui pratique la pêche à la senne coulissante attrape environ 400 tonnes de chinchards du Chili (Trachurus murphyi) – Pérou 1997*

débarquements en Atlantique Nord a diminué, malgré une pléthore d'accords sur la gestion des stocks.

Que l'évolution des prises et la consommation de farine de poisson par le bétail à l'échelle mondiale soient à la hausse ou à la baisse, le secteur de l'élevage reste manifestement à l'origine d'une part substantielle de ces prises, et a donc une responsabilité considérable dans la surexploitation des ressources marines et dans son effet sur la biodiversité marine.

### **Erosion de la diversité génétique des animaux d'élevage**

Les ressources génétiques des animaux domestiqués ont été développées et sont le résultat des efforts de reproduction et de sélection des éleveurs sur des milliers d'années, dans des environnements allant de la toundra gelée au semi-désert chaud. Plusieurs milliers de races<sup>6</sup> animales domestiques se sont développées au cours des 12 000 années écoulées depuis la première domestication du bétail, chacune étant adaptée à des conditions environnementales et d'élevage spécifiques et chacune représentant des combinaisons uniques de gènes (Hoffmann et Scherf, 2006). Au total, plus de 6 300 races de bétail domestiquées ont été identifiées.

Cette diversité génétique du bétail est menacée. En 2000, plus de 1 300 races domestiques étaient alors éteintes ou considérées en danger d'extinction. De nombreuses autres n'ont pas été formellement identifiées et pourraient disparaître avant même d'avoir été décrites. L'Europe enregistre le plus haut pourcentage de races éteintes

ou menacées (55 pour cent pour les mammifères et 69 pour cent pour les races aviaires). L'Asie et l'Afrique n'enregistrent respectivement qu'une part de 14 pour cent et de 18 pour cent – cependant, les données pour les pays en développement dans la Liste mondiale de surveillance pour la diversité des animaux domestiques (Scherf, 2000) sont beaucoup moins complètes que celles des pays développés. Sur les 7 616 races enregistrées dans la Banque de données mondiale pour les ressources zoogénétiques, 20 pour cent sont classifiés comme étant à risque (FAO, 2006b). En incluant les races pour lesquelles aucun chiffre sur la population n'a été enregistré, le nombre de races à risque pourrait atteindre 2 255. Ces chiffres représentent une augmentation de 13 pour cent depuis 1993 (FAO, 2000).

Cette érosion de la biodiversité est le résultat de ce qui peut être vu comme une compétition entre les races, le grand nombre de races traditionnelles spécialisées et adaptées à des environnements et cultures spécifiques s'inclinant devant un nombre largement réduit de races commerciales modernes. Au cours du XX<sup>e</sup> siècle, la recherche et le développement dans le secteur de l'élevage commercial se sont concentrés sur un très petit nombre de races exotiques, grâce auxquelles des augmentations rapides de la production de viande, de lait ou d'œufs ont été réalisées. Cela a été possible, parce que l'environnement dans lequel ces races évoluent a été radicalement modifié et uniformisé au niveau mondial, les effets défavorables du climat, de la nutrition ou des maladies, si variables d'une zone à l'autre, étant éliminés ou contrôlés. Seules 14 des quelque 30 espèces de mammifères et d'oiseaux domestiqués fournissent maintenant aux êtres humains 90 pour cent de leur approvisionnement en aliments d'origine animale (Hoffmann et Scherf, 2006).

Cette réduction des races dominantes a atteint une ampleur extraordinaire. Les poulets Leghorn sont des exemples de races spécialisées, supérieures pour la production d'œufs, de même que les bovins de race Holstein, qui dominent d'autres races de bovins laitiers en raison d'une production

<sup>6</sup> Le mot race est souvent entendu en tant que terme culturel plutôt que biologique ou technique. La diversité génétique mesurée au niveau moléculaire ne correspond pas toujours à la diversité phénotypique de la race, parce qu'un long passé d'échange, d'amélioration et de croisement a parfois créé des génotypes similaires avec des phénotypes différents, ou des génotypes différents au sein de phénotypes similaires. On peut trouver environ 50 pour cent de variabilité génétique entre les races mais la part de diversité au sein des races et entre elles varie selon les espèces et les caractéristiques.

de lait élevée (National Research Council, 1993). Plus de 90 pour cent de l'approvisionnement en lait en Amérique proviennent de vaches de race Holstein, tandis que neuf œufs sur 10 proviennent de poules Leghorn blanches. Cette concentration est dictée par des économies d'échelle, qui permettent des gains de productivité en accroissant le volume et l'homogénéité de la production.

Par ailleurs, la base génétique des races traditionnelles et régionales spécialisées diminue du fait d'une réduction des tailles effectives de population, de plus en plus de producteurs se tournant vers des races commerciales et la taille des unités de production augmentant.

Les arguments en faveur de la gestion et de la conservation des ressources génétiques des animaux d'élevage sont les mêmes que pour d'autres types de biodiversité: maintenir des valeurs d'usage et des valeurs passives pour les êtres humains<sup>7</sup>, préserver des composantes importantes de l'héritage culturel ou de paysages typiques, ou préserver des caractéristiques qui peuvent avoir une valeur à l'avenir. Du point de vue de la production, le fonds génétique commun est une source de matériel susceptible de conférer une résistance aux maladies, une meilleure productivité ou d'autres propriétés recherchées par les consommateurs (longueur et qualité de la laine, par exemple). Le fonds génétique commun est également à la base de l'intensification: lorsque l'on utilise des techniques de reproduction traditionnelles (autres que la modification génétique), il est plus rapide et plus économique de développer les animaux d'élevage en important les gènes d'une race extérieure plutôt qu'en opérant une sélection au sein même de la race. Ainsi, la diver-

sité raciale permet des progrès génétiques plus rapides. Des défis imprévisibles pouvant émerger à l'avenir, qu'il s'agisse du changement climatique ou de l'émergence de maladies, il est essentiel de maintenir un réservoir génétique diversifié, afin d'être en mesure de s'adapter à toute modification susceptible de se produire.

Du point de vue environnemental cependant, la conservation et le développement de la diversité peuvent ne pas toujours se révéler exclusivement bénéfique. Le réservoir des ressources génétiques permet potentiellement au bétail de s'adapter à des environnements de production plus exigeants, actuellement trop marginaux, leur permettant alors de coloniser une plus grande variété d'habitats et d'augmenter par conséquent la détérioration du milieu. Il reste à voir si la génétique des animaux d'élevage contribue dans son ensemble à la résilience ou à la dégradation de l'environnement.

### 5.3.5 Pollution

Au cours des quatre dernières décennies, la pollution est apparue comme un des plus importants facteurs de modification des écosystèmes terrestres, d'eau douce et côtiers. Comme le changement climatique, son impact s'accroît très rapidement, conduisant au déclin de la biodiversité dans les différents biomes (EM, 2005b). Dans l'ensemble, la pollution affecte quelque 12 pour cent des espèces d'oiseaux menacées dans le monde (187 espèces), 29 pour cent des espèces d'amphibiens menacées (529 espèces) et 4 pour cent (28 espèces) des 760 mammifères menacés pour lesquels des données sont disponibles. Le pourcentage beaucoup plus élevé d'amphibiens menacés que d'oiseaux ou de mammifères touchés par la pollution est probablement un reflet du nombre plus élevé d'espèces dépendantes des écosystèmes aquatiques, où la pollution est plus répandue. La pollution affecte directement la mortalité des espèces, ainsi que les effets sublétaux comme la réduction de la fertilité. La pollution peut également avoir d'importants effets indirects, en dégradant les habitats ou en réduisant

---

<sup>7</sup> Les valeurs d'usage indiquent la valeur directe tirée des aliments, des fibres ou d'autres produits ou services, ainsi que la valeur indirecte de la contribution aux paysages ou aux écosystèmes. Une autre valeur d'usage est la valeur d'option, qui est la souplesse à faire face à des événements futurs imprévus (comme le changement climatique ou la modification de l'écosystème) ou à des besoins futurs imprévus (comme la résistance à une maladie ou la qualité du produit). La valeur passive (valeur d'existence) est la satisfaction que tirent les individus ou les sociétés de l'existence de la diversité.

l'approvisionnement alimentaire des animaux.

L'écoulement de nutriments (en particulier l'azote et le phosphore) issus des activités agricoles dans les cours d'eau et les océans augmente à l'échelle mondiale. Les sources anthropiques prédominantes de nutriments sont les activités agricoles et industrielles (résidus de fertilisants, déchets issus de l'élevage, eaux usées, effluents industriels et émissions atmosphériques).

Les teneurs excessives en nutriments ont conduit à l'eutrophisation des lacs, des fleuves et des eaux côtières. L'eutrophisation implique un développement accru de phytoplancton et peut favoriser la croissance d'espèces toxiques ou autrement néfastes. La décomposition de l'excès de biomasse du plancton augmente la consommation d'oxygène dissous et cause occasionnellement une diminution périodique ou permanente de l'oxygène, conduisant à une mortalité de masse des poissons et d'autres organismes.

La pollution est potentiellement une des influences humaines les plus dommageables sur les océans, en termes à la fois d'échelle et de conséquences. Des apports excessifs en nutriments peuvent transformer des zones marines en «zones mortes» presque dépourvues de formes de vie animale supérieures. Les nutriments déchargés en grandes quantités dans les eaux côtières favorisent l'épanouissement d'algues planctoniques et benthiques. Le développement du phytoplancton contribue à augmenter la turbidité de l'eau, à réduire la pénétration de la lumière et à nuire aux communautés biologiques pélagiques et benthiques (GESAMP, 2001). Le développement de certaines espèces d'algues produisant des toxines peut être à l'origine d'une accumulation de toxines algales chez les crustacés et les mollusques, à des niveaux pouvant être mortels pour d'autres espèces marines et pour les humains. Les organismes affectés par les toxines algales sont les crustacés et les mollusques et les poissons à nageoires, ainsi que d'autres animaux sauvages comme les oiseaux marins, les loutres de mer, les tortues de mer, les lions de mer, les lamantins, les dauphins et les baleines (Anderson *et al.*, 1993). D'autres

effets néfastes sur le fonctionnement des écosystèmes ont été présentés dans la section 4.3.1.

Les récifs coralliens et les prairies sous-marines sont particulièrement vulnérables face aux dommages causés par l'eutrophisation et la charge en nutriments. L'eutrophisation peut également modifier la dynamique de ces écosystèmes marins et causer une perte de biodiversité, notamment des changements dans la structure écologique des communautés aussi bien planctoniques que benthiques, dont certains peuvent être néfastes pour la pêche (National Research Council, 2000b).

Il a été montré que les pluies acides réduisent la diversité des espèces dans les lacs et les cours d'eau. Il n'a pas encore été montré qu'il s'agissait d'un problème significatif dans les eaux douces tropicales, qui contiennent une part importante de la diversité mondiale des espèces dulcicoles (Centre mondial de surveillance de la conservation, 1998) – peut-être parce que l'industrie est actuellement moins développée dans les tropiques. Cependant, selon le lieu où les précipitations se produisent, l'acidification de l'eau douce peut affecter la biodiversité des espèces et des sous-espèces. Les effets sur la faune dulcicole peuvent être catastrophiques. Pour la Suède seule, plus de 6 000 lacs ont été traités à la chaux pour préserver les populations de poissons (Harvey, 2001).

Comme pour l'impact du changement climatique, on estime que la contribution de l'élevage à la perte de biodiversité mondiale due à la pollution est proportionnelle à sa contribution à la pollution de l'eau: présentée dans le Chapitre 4. Il a été montré que le secteur de la production animale joue un rôle majeur dans le processus de pollution à travers l'érosion et la charge en pesticides, antibiotiques, métaux lourds et contaminants biologiques. L'effet de la pollution des sols sur la biodiversité n'est pas inclus dans la discussion suivante dans la mesure où l'on ne dispose pas d'informations suffisantes quant à l'étendue de la pollution, de la biodiversité et de la perte en biodiversité des sols. Il est toutefois prudent de supposer que la pollution induite

par le bétail est substantielle en de nombreux endroits, et que les sols constituent un des habitats les plus divers de la planète. Ils contiennent certains des assemblages les plus variés d'organismes vivants. Nulle part ailleurs dans la nature, les espèces sont aussi densément concentrées que dans les communautés des sols: un seul gramme de sol peut contenir des millions d'individus et plusieurs milliers d'espèces de bactéries<sup>8</sup>.

### Toxicité directe des résidus et déchets liés à l'élevage

La pollution peut agir directement sur les organismes, fondamentalement en les empoisonnant, ou indirectement, en endommageant leurs habitats. La pollution issue des activités liées à l'élevage ne fait pas exception.

Selon l'UICN, le cas des vautours pourrait être l'exemple récent le plus dramatique illustrant les effets potentiellement dévastateurs sur les espèces sauvages de la toxicité directe de la pollution liée à l'élevage. En Asie du Sud, les vautours du genre *Gyps* ont disparu à plus de 95 pour cent ces dernières années en raison des effets toxiques du diclofénac, un médicament vétérinaire ingéré par les oiseaux se nourrissant de carcasses de bétail traité avec ce médicament. Le diclofénac, largement utilisé par la médecine humaine dans le monde, a été introduit sur le marché vétérinaire du sous-continent indien au début des années 90 (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004).

Des résidus de médicaments utilisés pour la production animale, notamment des antibiotiques et des hormones, ont également été identifiés dans divers environnements aquatiques (section 4.3.1). Les faibles concentrations de produits antimicrobiens exercent une pression sélective en eau douce, permettant aux bacté-

ries de développer une résistance aux antibiotiques. Comme cela confère un avantage évolutif, les gènes concernés se répandent facilement dans les écosystèmes bactériens.

Dans le cas des hormones, la préoccupation environnementale se rapporte à leurs effets potentiels sur les cultures et les possibles troubles endocriniens chez l'homme et la faune sauvage (Miller, 2001). Les hormones utilisées, comme le stéroïde acétate de trenbolone, peuvent perdurer dans les tas de fumier pendant plus de 270 jours, ce qui implique que l'eau puisse être contaminée par des agents hormonalement actifs du fait des écoulements. Le lien entre l'utilisation d'hormones pour le bétail et l'impact environnemental qui en résulte n'est pas facilement démontré. Toutefois, cela expliquerait que la faune sauvage présente des troubles de croissance, neurologiques et endocriniens, même après l'interdiction de pesticides œstrogéniques connus. Cette supposition est appuyée par le nombre toujours croissant de cas de changements de sexe signalés chez les poissons, les incidences accrues de cancers mammaires et testiculaires chez les mammifères et les altérations des voies génitales mâles (Soto *et al.*, 2004).

D'autres polluants liés au secteur de l'élevage, présentés dans la section 4.3, affectent aussi directement la biodiversité. Les agents pathogènes bactériens et viraux d'origine hydrique touchent les espèces de faune sauvage. De même, les parasitoses du bétail sont transmises à ces dernières à travers l'eau. Les produits chimiques tels que le chrome et les sulfures issus des tanneries frappent la vie aquatique localement, tandis que les pesticides ont des effets écotoxicologiques pour la flore et la faune aquatiques sur une échelle beaucoup plus grande. Bien que de nombreux pesticides se dissipent rapidement par le biais de la minéralisation, certains sont très résistants et ont un impact sur la santé des animaux et plantes sauvages. Ils causent des cancers et des lésions, perturbent les systèmes immunitaires et endocriniens, modifient les comportements reproductifs et ont des effets

---

<sup>8</sup> Se référer au portail de la FAO sur la biodiversité des sols à l'adresse <http://www.fao.org/ag/AGL/agll/soilbiod/fao.stm>.



tératogènes (c'est-à-dire qu'ils engendrent des malformations chez l'embryon ou le fœtus)<sup>9</sup>. Concernant l'utilisation de pesticides, Relyea (2004) a testé l'impact de quatre pesticides communément utilisés dans le monde sur la biodiversité des communautés aquatiques: de nombreuses espèces ont été éliminées et l'équilibre écologique a été gravement perturbé.

### **Pollution des habitats par les activités liées à l'élevage**

Le fumier et les fertilisants minéraux utilisés dans la production d'aliments entraînent des surcharges en nutriments dans les sols, ainsi qu'une pollution des sources ponctuelles et non ponctuelles d'eau douce. L'eutrophisation indirecte par l'ammoniac volatilisé est également importante. Au-delà des conséquences locales sur l'eau douce et les habitats des sols, les effets peuvent atteindre les récifs coralliens. Les émissions d'oxydes de soufre et d'azote (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) issues des activités d'élevage industriel peuvent également contribuer aux pluies acides.

Il est difficile d'évaluer les effets de ces formes de pollution sur la biodiversité. Tout d'abord, la pollution des sources ponctuelles dépendra de la localisation des activités d'élevage industriel. La plupart de ces dernières (porcs, volaille et lait) se situent actuellement dans des zones périurbaines ou des lieux bien approvisionnés en aliments du bétail, où la biodiversité est généralement faible par rapport aux zones sauvages. Ensuite, la difficulté d'évaluation tient aux sources non ponctuelles, car les déchets et le ruissellement issus des prairies et des unités de production animale et déversés dans les principaux courants sont mélangés avec les polluants d'autres sources non ponctuelles. Ainsi, leurs effets sur la biodiversité ne peuvent souvent pas être dissociés d'autres formes de pollution et de sédimentation.

L'eutrophisation des eaux de surface détériore les terres et les écosystèmes côtiers fragiles, et

alimente les proliférations d'algues qui utilisent tout l'oxygène de l'eau, tuant les poissons et autres formes de vie aquatiques (voir la section 4.3.1 pour d'autres effets néfastes). La contribution du secteur de l'élevage à l'impact croissant de l'eutrophisation sur la biodiversité (EM, 2005b) varie fortement dans le monde, mais l'importance de l'utilisation de fertilisants pour la production d'aliments du bétail (section 3.2.1) et la concentration des unités industrielles de production animale (section 2.4) peuvent constituer de bons indicateurs de l'importance du secteur. Sur la base du cas des Etats-Unis d'Amérique, analysé dans la section 4.3.3, il est fort possible par exemple que le secteur de l'élevage, moteur de la production d'aliments du bétail, ait une responsabilité majeure dans l'aggravation du phénomène d'hypoxie (niveaux d'oxygène très bas) observé dans le nord du Golfe du Mexique (encadré 5.6).

### **Habitats côtiers menacés en Asie de l'Est et du Sud-Est**

Nulle part l'augmentation rapide de l'élevage et son impact sur l'environnement n'ont été aussi évidents qu'en Asie de l'Est et du Sud-Est. Au cours des années 90, la production porcine et avicole a presque doublé en Chine, en Thaïlande et au Viet Nam. En 2001, ces trois pays représentaient à eux seuls plus de la moitié des porcs et un tiers des poulets du monde entier. De manière non surprenante, ces mêmes trois pays ont également connu des augmentations rapides de pollution, associées à des concentrations d'unités d'élevage intensif. Les activités porcines et avicoles concentrées sur les zones côtières de la Chine, du Viet Nam et de la Thaïlande sont une source majeure de pollution de la mer de Chine méridionale par les nutriments (FAO, 2004e). Le long de la plus grande partie de cette côte densément peuplée, la densité porcine excède les 100 animaux par kilomètre carré et les terres agricoles sont surchargées de surplus considérables en nutriments.

La pollution par les nutriments d'origine tellurique a entraîné des proliférations d'algues dans

<sup>9</sup> Se reporter également au Chapitre 4.

**Encadré 5.6 Hypoxie dans le Golfe du Mexique<sup>1</sup>**

Le système du fleuve Mississippi et du nord du Golfe du Mexique est un exemple capital de la tendance mondiale à l'augmentation des nutriments transportés par les cours d'eau et de la diminution subséquente de la qualité des eaux côtières.

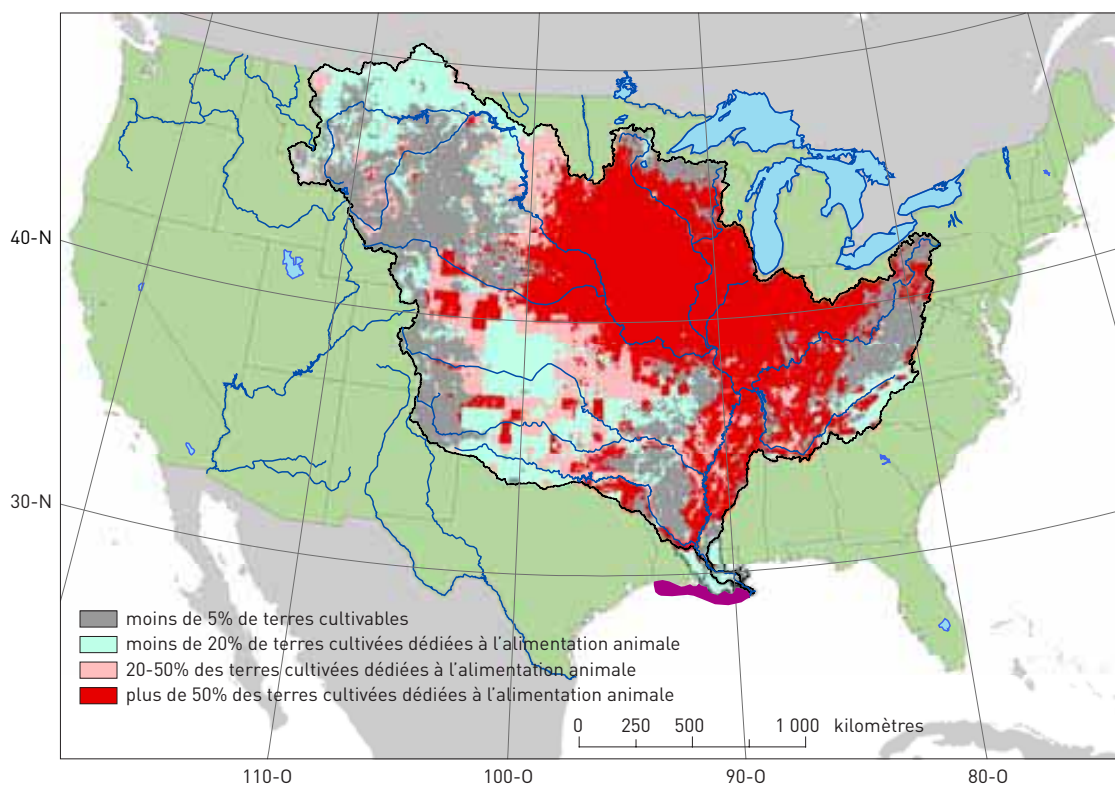
Le système du Mississippi draine 41 pour cent des Etats-Unis d'Amérique voisins dans le Golfe du Mexique. Il compte parmi les 10 premiers fleuves du monde en termes de longueur, débit d'eau douce et sédimentation (voir carte 5.2).

La zone hypoxique estivale d'eau de fond dans le Golfe du Mexique s'est développée pour atteindre sa taille actuelle, seconde en surface juste après la zone hypoxique des bassins baltiques (approximativement 70 000 km<sup>2</sup>). En plein été 2001, la zone d'eau de fond du Golfe couverte par l'hypoxie a atteint 20 700 km<sup>2</sup> (Rabalais, Turner et Scavia, 2002). Sur cette zone, le niveau d'oxygène est tombé à moins de 2 mg par litre, niveau auquel il n'est plus possible de trouver des crevettes et des poissons benthiques. L'hypoxie se produit habituellement seulement au fond près des sédiments, mais peut tout à fait remonter dans la colonne d'eau.

Selon la profondeur de l'eau et la localisation de la pycnocline (zone de modification rapide de la

<sup>1</sup> Hypoxie: concentration réduite d'oxygène dissout dans un plan d'eau conduisant au stress et à la mort des organismes aquatiques.

**Carte 5.2 Production d'aliments du bétail dans le bassin de drainage du fleuve Mississippi et localisation générale de la zone hypoxique en plein été 1999**



Note: voir Annexe 3.4.

Source: adapté de Rabalais, Turner et Scavia (2002).

**Encadré 5.6 (suite)**

densité verticale), l'hypoxie affecte généralement 20 à 50 pour cent de la colonne d'eau.

Selon certains auteurs (Rabalais *et al.*, 2002) l'hypoxie pourrait avoir existé à un certain niveau avant la période 1940-1950; de toute évidence, le phénomène s'est intensifié depuis. Ainsi, le *Quinqueloculina sp.* (un foraminifère intolérant à l'hypoxie) était un membre bien visible de la faune de l'an 1700 à l'an 1900, ce qui indique que le niveau d'oxygène n'était pas un problème à l'époque. Les analyses de carottes de sédiment mettent aussi en évidence l'augmentation de l'eutrophisation et la sédimentation de matière organique dans les eaux de fond depuis les années 50.

Lorsque les eaux polluées atteignent l'océan, une grande part de l'azote aura déjà été dénitrifié dans la «cascade de l'azote». Cependant, Rabalais et ses collègues présentent des preuves incontestables du lien étroit existant entre les niveaux de nutriments apportés par le fleuve (azote) et ceux de la production primaire, de la production nette, du flux vertical du carbone et de l'hypoxie de l'océan.

L'analyse effectuée dans la section 4.3.3 suggère que, aux Etats-Unis d'Amérique, le secteur de l'éle-

vage est le principal responsable de la pollution de l'eau par l'azote. De plus, le bassin de drainage du Mississippi englobe presque toute la production alimentaire et l'élevage industriel du pays.

A la lumière de ces éléments, le secteur de l'élevage pourrait bien être en premier à l'origine d'une aggravation de l'hypoxie dans le nord du Golfe du Mexique. Cela est confirmé par Donner (2006), qui montre qu'un changement de régime alimentaire aux Etats-Unis d'Amérique, délaissant le bœuf nourri aux céréales au profit du végétarisme, pourrait réduire de plus de 50 pour cent les exigences globales en terres et en fertilisants des cultures du bassin du Mississippi, sans pour autant modifier la production totale de protéines destinées à l'alimentation humaine. Cette modification ramènerait la quantité exportée de nitrate-azote par le fleuve Mississippi à des niveaux équivalents à ceux du temps où la «zone morte» était limitée ou absente.

Source: Rabalais *et al.* (2002).

la mer de Chine méridionale, dont un épisode en 1998 qui a tué plus de 80 pour cent des poissons sur 100 km<sup>2</sup> le long de la côte de la région administrative spéciale de Hong-Kong et de la Chine du Sud. Ces modifications affectent les habitats de nombreuses formes de vie, puisque la mer de Chine méridionale abrite des populations substantielles de poissons, d'invertébrés, de mammifères et d'oiseaux marins. Les conséquences pour la biodiversité régionale peuvent être vastes. Ainsi, depuis 2002, des quantités croissantes de méduses géantes atteignent la côte japonaise tout le long de l'année et entravent gravement les campagnes de pêche. Ces espèces sont originaires de la mer de Chine méridionale, où elles prolifèrent en raison d'une disponibilité crois-

sante en zooplancton, issu de l'eutrophisation induite par la pollution d'origine tellurique et de la diminution des stocks de poisson.

L'impact de la pollution des eaux de mer et des sédiments sur les côtes, dans une des zones d'eau marine peu profonde contenant la plus grande diversité biologique au monde, les mers d'Asie de l'Est, va bien au-delà des proliférations d'algues et de leurs conséquences sur la chaîne alimentaire. Les fragiles habitats marins côtiers sont menacés, notamment les récifs coralliens et les herbes marines, qui sont d'irremplaçables réservoirs de biodiversité; le dernier refuge pour de nombreuses espèces en voie de disparition. Les zones côtières menacées de la mer de Chine méridionale, par exemple, ont été l'habitat de

45 des 51 espèces de mangrove du monde, de presque toutes les espèces de corail connues et de 20 des 50 herbes marines connues. De plus, cette zone est le centre mondial de diversité des coraux hermatypiques, avec plus de 80 genres répertoriés, dont quatre semblent endémiques à la région; il existe un nombre record d'espèces de mollusques et de crevettes. Elle contient également une grande diversité de homards, avec le second endémisme le plus élevé (Centre mondial de surveillance de la conservation, 1998). L'Asie du Sud-Est contient un quart des récifs cartographiés du monde, dont plus de 80 pour cent sont en danger et plus de la moitié (56 pour cent) sont en grand danger. Les menaces les plus significatives sont la surpêche, les pratiques halieutiques destructives, la sédimentation et la pollution associée au développement côtier (Bryant *et al.*, 1998). La pollution d'origine tellurique (industrialisation, urbanisation, eaux usées et agriculture) constitue une pression croissante sur les écosystèmes des barrières de corail.

La pollution entraîne également la modification de l'habitat dans les systèmes d'eau douce. Bien que l'eutrophisation ait localement un impact spectaculaire, les sédiments issus de l'érosion des sols, une pollution de source non ponctuelle due au secteur de l'élevage ainsi qu'à l'agriculture en général, sont considérés comme étant une menace plus importante. La section 4.3.3 aborde les multiples manières par lesquelles l'érosion des sols a un impact sur les habitats hors sites. Des taux accrus de sédiments dans les habitats estuariens et côtiers ont été observés (East Bay Municipal Utility District, 2001). Des études sur le terrain se sont intéressées aux conséquences de la sédimentation terrestre, des sédiments d'origine hydrique et des modifications des habitats à long terme. Elles indiquent (comme l'impact dans les écosystèmes d'eau douce) que des taux accrus de charge en sédiments nuisent à la biodiversité et à la valeur écologique des écosystèmes estuariens et côtiers.

### 5.4 Résumé des impacts du bétail sur la biodiversité

Nous avons tenté de présenter un éventail complet des impacts les plus importants et répandus de l'élevage sur la biodiversité. Manifestement, l'influence de ce secteur est très étendue: non seulement il érode la biodiversité par un large éventail de processus distincts, mais sa contribution à chacun de ces processus prend aussi des formes multiples (voir par exemple la section 5.3.3). L'ombre portée semble encore plus vaste si l'on considère que les importantes pertes des écosystèmes remontent à plusieurs siècles, avec des impacts se produisant encore aujourd'hui.

Il est actuellement difficile de quantifier précisément la perte de biodiversité induite par l'élevage. Les pertes sont le résultat d'un réseau complexe de changements, intervenant à différents niveaux, dont chacun est affecté par des agents multiples. Cette complexité est encore aggravée par la prise en compte de la dimension temporelle. En Europe, par exemple, des pratiques telles que le pâturage extensif, responsables d'une grande partie de la fragmentation historique des habitats sur le continent, sont maintenant vues comme des moyens de conserver l'hétérogénéité, très valorisée, des paysages (et des tapis végétaux) d'aujourd'hui. De manière similaire, en Afrique, bien que les éleveurs nomades aient été dans le passé responsables de la perte de faune sauvage en poursuivant les prédateurs, le pastoralisme est souvent utilisé comme un moyen de préserver la mobilité absolument nécessaire de la faune sauvage restante.

Toutefois, nous avons tenté dans ce chapitre de donner une idée de la part de responsabilité revenant au secteur de l'élevage pour différents types de pertes et de menaces. En général, nos estimations se sont appuyées sur les calculs effectués dans les chapitres précédents, notamment pour ce qui est de la part d'émissions de gaz à effet de serre, d'érosion des sols ou de charge de pollution de l'eau attribuable à la production animale.

Les processus peuvent également être classés d'une manière plus qualitative, selon leur

étendue et leur gravité relatives. Le tableau 5.3 présente un classement de ce type, basé sur les connaissances et expertises de l'initiative LEAD et sur l'analyse approfondie des résultats de recherche présentés dans ce rapport. Les grandes différences d'impact entre les pertes liées au pâturage extensif et celles liées à l'élevage intensif sont établies. La perte cumulée globale issue des systèmes extensifs à ce jour est bien plus élevée que celle induite par les systèmes intensifs. Cette contribution s'explique en partie par les besoins en terres beaucoup plus grands des systèmes extensifs, et en partie par le fait que les systèmes intensifs ne sont apparus que depuis quelques décennies. Les différences entre les tendances futures (flèches dans le tableau 5.3) montrent que pour un certain nombre de processus, les pertes induites par les systèmes intensifs augmentent rapidement et pourraient bien dépasser celles attribuables aux systèmes extensifs. Certains processus sont exclusivement liés aux systèmes extensifs (comme la désertification), d'autres aux systèmes intensifs (comme la surpêche). Par le passé, les pertes les plus spectaculaires ont été causées par le pâturage extensif, sous la forme de la fragmentation forestière/déforestation et d'invasions végétales, et par les systèmes intensifs, sous la forme de la pollution des habitats.

La conversion de la forêt en prairie continue d'être un processus important de perte de biodiversité en Amérique latine, mais cette situation est assez atypique. Au niveau mondial, comme le décrit la section 2.1.3, les besoins en terres de l'élevage risquent de bientôt atteindre un sommet puis de décroître. Les terres plus marginales se reconvertiront en habitat (semi) naturel, et à partir de là, dans certaines conditions, cela pourra conduire au rétablissement de la biodiversité.

### Indications sur l'impact mondial de l'élevage et sa répartition

Les organismes internationaux œuvrant pour la conservation de la biodiversité ont récolté de très nombreuses données sur le statut mondial de la

biodiversité au cours des dernières décennies. Les données issues d'institutions telles que le WWF ou l'UICN contiennent des informations sur la nature des menaces actuelles pour la biodiversité (Baillie, Hilton-Taylor et Stuart, 2004). Si elles ne couvrent pas tout l'éventail des processus relatifs à l'élevage, ces collectes de données fournissent cependant des preuves claires que le secteur de l'élevage joue un rôle très important dans l'érosion de la biodiversité.

Une analyse effectuée pour le présent rapport dans 825 écorégions terrestres identifiées par le WWF montre que, pour 306 d'entre elles, l'élevage représente l'une des menaces actuelles – même si la pollution issue du secteur n'est pas prise en considération et que des segments importants de la chaîne alimentaire de production animale sont ignorés. Les écorégions menacées par le secteur de l'élevage se retrouvent à travers tous les biomes et les huit champs biogéographiques (voir carte 29, Annexe 1).

L'effet de l'élevage sur les zones sensibles de la biodiversité peut être un indicateur des lieux où la production animale a l'impact le plus important sur cette dernière. Conservation International a identifié 35 zones sensibles dans le monde, qui se caractérisent à la fois par des niveaux exceptionnels d'endémisme végétal et par des niveaux sérieux de perte d'habitat<sup>10</sup>. Il est rapporté que 23 de ces 35 zones sensibles sont affectées par la production animale (voir carte 30, Annexe 1). Les causes signalées sont liées à la modification de l'habitat et associées aux mécanismes du changement climatique, à la surexploitation et aux espèces exotiques envahissantes. Les principales menaces signalées sont: la conversion des terres naturelles en prairies (y compris la déforestation),

<sup>10</sup>L'approche fondée sur les zones sensibles vise à identifier les lieux où la biodiversité la plus menacée nécessite l'action la plus urgente. Pour être qualifiée de zone sensible, une région doit satisfaire deux critères stricts: elle doit contenir au moins 1 500 espèces de plantes vasculaires (plus de 0,5 pour cent du total mondial) endémiques et elle doit avoir perdu au moins 70 pour cent de son habitat original.

la plantation de soja pour l'alimentation animale, l'introduction de plantes fourragères exotiques, la technique du brûlis dans la gestion des prairies, le surpâturage, et la persécution des prédateurs du bétail et des animaux sauvages. Le rôle du secteur de l'élevage dans les impacts aquatiques (pollution et pêche excessive) n'est pas distingué.

Une analyse, faite pour les besoins du présent rapport, de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN, la source d'information la plus officielle du monde sur les risques d'extinction, indique que les 10 pour cent des espèces mondiales soumises à un certain degré de menace souffrent d'une perte de leur habitat due à la production animale. Le secteur de l'élevage semble avoir plus d'impacts sur les espèces terrestres que sur les espèces d'eau douce et marines, car les effets importants que sont la perte et la dégradation des habitats sont plus significatifs sur terre.

### **5.5 Options d'atténuation en faveur de la conservation de la biodiversité**

Les approches classiques de la conservation – comme la tentative de préserver des habitats intacts au sein des parcs nationaux et d'autres zones protégées et de développer des corridors entre elles – seront toujours nécessaires et aideront à réduire les pressions sur la biodiversité. Mais au vu de la gravité et de la variété des menaces actuelles sur la biodiversité, des efforts sont également nécessaires pour réduire les nombreuses autres pressions sur la faune sauvage. Ces pressions sont en grande partie engendrées par le secteur de l'élevage, dont les impacts sont très variés et se produisent pour beaucoup, si ce n'est la plupart, dans des environnements déjà perturbés.

Les précédents chapitres ont décrit des options techniques pour certaines des menaces spécifiques ayant un impact sur la biodiversité. Pour ce qui est de la faune sauvage, il convient de se concentrer sur l'atténuation des menaces qui ont actuellement l'impact le plus grand

ou qui devraient prendre de l'importance dans un avenir proche. Le tableau 5.3 de la section précédente donne une idée des processus et des systèmes d'élevage devant requérir le plus d'attention. Les exemples les plus frappants sont l'impact de l'intensification de l'utilisation des terres et la pollution des habitats induites par les environnements de production intensive; la désertification dans les zones de pâturage extensif; et la fragmentation forestière liée à l'élevage tant extensif qu'intensif.

Essentiellement, l'atténuation de l'impact consistera en partie à réduire les pressions, et en partie à mieux gérer l'interaction avec les ressources naturelles, qu'il s'agisse de pêches, de faune sauvage, de végétation, de terres ou d'eau. L'amélioration de cette gestion est plus une question politique et réglementaire qu'une question de renforcement institutionnel et de recherche. La consolidation d'un réseau de zones protégées efficaces est évidemment un début. Cet aspect de la politique de conservation de la biodiversité est traité dans le Chapitre 6. Des options techniques sont encore disponibles pour un certain nombre de menaces. Elles sont présentées ici sans discuter des conditions politiques requises pour qu'elles soient adoptées avec succès.

Dans une large mesure, la perte de biodiversité est la conséquence des processus de dégradation environnementale analysés dans les chapitres précédents. De nombreuses options, mises en lumière dans les sections sur l'atténuation précédentes, s'appliquent également ici, notamment celles relatives à la déforestation (également une question d'atténuation des émissions de CO<sub>2</sub>, section 3.5.1), au changement climatique (section 3.5), à la désertification (réhabilitation des sols cultivés et des prairies, section 3.5.1; gestion de l'eau, des troupeaux et des systèmes de pâturages, section 4.6), et à la pollution (gestion des déchets et pollution de l'air, sections 3.5.3; 3.5.4 et 4.6.2).

Un certain nombre d'options techniques pourraient amoindrir l'impact de la production animale intensive. Concernant les cultures ali-

Tableau 5.3

Classement selon les experts des menaces sur la biodiversité liées à l'élevage et résultant de différents mécanismes et divers types de systèmes d'élevage

Mécanisme de la perte de biodiversité induite par l'élevage	Type de système d'élevage		Niveau de biodiversité affecté		
	Elevage extensif	Elevage intensif	Intra-espèces	Inter-espèces	Ecosystème
Fragmentation forestière			●	●	●
Intensification de l'utilisation des terres				●	
Désertification				●	
Transition forestière (reconversion d'anciens pâturages)				●	●
Changement climatique			●	●	●
Invasions par le bétail				●	
Invasions végétales				●	●
Rivalité avec la faune et la flore sauvages				●	
Surpêche			●		
Erosion de la diversité du bétail			●		
Toxicité			●		
Pollution de l'habitat				●	●

**Légende:** Niveau relatif et type de menace pour la biodiversité résultant des différents mécanismes. Les adjectifs «extensif» et «intensif» se rapportent à l'importance des contributions des deux extrêmes du continuum des systèmes de production animale. L'ombre rouge indique le niveau de l'impact par le passé.

■ très fort

■ fort

■ modéré

■ faible

blanc: pas d'effet

Les flèches indiquent la direction des tendances actuelles

↘ décroissante

→ stable

↗ croissante

↑ en croissance rapide

mentaires et la gestion intensive des prairies, l'agriculture raisonnée<sup>11</sup> apporte une réponse technologique en réduisant les pertes de pesti-

<sup>11</sup> L'agriculture raisonnée est un système de techniques agricoles développé en France en 1993 par le Forum de l'agriculture raisonnée respectueuse de l'environnement (FARRE). Il s'agit d'une tentative de réconciliation des méthodes agricoles avec les principes de développement durable, consistant à trouver un équilibre, selon les termes du FARRE, entre «la production alimentaire, la rentabilité, la sécurité, le bien-être animal, la responsabilité sociale et le souci de l'environnement».

cides et d'engrais. L'agriculture de conservation (voir également la section 3.5.1) pourrait restaurer d'importants habitats des sols et réduire la dégradation. La combinaison de ces améliorations locales avec la restauration ou la conservation d'une infrastructure écologique au niveau des paysages (Sanderson *et al.*, 2003; Tabarelli et Gascon, 2005) et l'adoption de bonnes pratiques agricoles (mesures sanitaires, gestion correcte des parcelles plantées évitant les polluants, etc.)

### Encadré 5.7 L'élevage pour la sauvegarde de la faune sauvage

Le gibier a toujours été et reste encore une source de protéines importante et peu coûteuse dans la société africaine. La pression de la chasse sur la faune sauvage a considérablement augmenté au cours des dernières décennies pour les raisons suivantes:

- La croissance de la population autour des forêts et des parcs nationaux a augmenté la demande locale en viande bon marché et facilement disponible.
- Le développement de l'industrie du bois a ouvert de nombreuses zones forestières aux colons dans des zones où d'autres sources alimentaires peuvent être moins accessibles. Les colons et les travailleurs de l'industrie du bois peuvent exercer localement une pression significative sur les populations de faune sauvage par la chasse.
- Les techniques de chasse se sont considérablement améliorées au cours du XX<sup>e</sup> siècle, avec une large diffusion d'armes à feu et l'utilisation de poisons.
- La croissance des centres urbains crée une demande toujours plus grande en viande au fur et à mesure que les niveaux de vie s'améliorent. Ce dernier point a considérablement modifié

les forces motrices de la chasse et le braconnage de la faune sauvage. La demande urbaine évolue rapidement, commençant par une demande en protéines bon marché qui vise à assurer la sécurité alimentaire, puis ajoutant une demande en viandes rares de la part de classes aisées qui paient des prix élevés. Le secteur de la viande de gibier, bien qu'initialement commandé par les besoins de subsistance d'acteurs locaux, est de plus en plus tributaire de cette logique économique (Fargeot, 2004; Castel, 2004; Binot, Castel et Caron, 2006).

Avec la récente crise zoonotique (Ebola, SRAS), les consommateurs locaux ont modifié leur perception de la viande de gibier. Des études récentes montrent que celle-ci n'est plus l'aliment de préférence pour diverses communautés locales et communautés temporaires vivant à la périphérie des forêts (main-d'oeuvre recrutée par les sociétés d'abattage). Toutefois, eu égard au développement généralement limité des transports et de la commercialisation dans le secteur de l'élevage en Afrique tropicale, la disponibilité des viandes traditionnelles est souvent trop faible – en particulier dans les zones où la faune sauvage est en danger.

Dans un tel contexte, le secteur de l'élevage

pourraient offrir un bon moyen de réconcilier la conservation du fonctionnement des écosystèmes et l'expansion de la production agricole.

Les améliorations des systèmes d'élevage extensifs peuvent contribuer à la conservation de la biodiversité. Il existe des options, testées avec succès (voir les sections 3.5.1 et 4.6.3), pour restaurer une partie des habitats perdus en raison de l'expansion de pâturages mal gérés. Dans certains contextes (comme en Europe), le pâturage extensif peut fournir un outil pour maintenir un niveau d'hétérogénéité des paysages, menacé mais écologiquement précieux. De telles options sont communément groupées sous le dénominateur commun de «systèmes sylvopastoraux» (y compris la gestion des prairies). Mosquera-

Losada et ses coauteurs (2004) présentent un large éventail de ce type d'options et évaluent leur effet sur la biodiversité.

Ces catégories d'options ont toutes une très grande importance puisqu'elles s'appliquent à des menaces répandues. De nombreuses autres existent, traitant souvent de menaces d'une nature plus régionale. L'encadré 5.7 présente un exemple de situation où le développement de l'élevage intensif d'espèces de gibier pourrait contribuer à la conservation de la faune sauvage restante.

Il est également important de prendre en considération un principe plus général. L'intensification de l'utilisation des terres a été présentée jusqu'à présent dans cette section comme une



## Encadré 5.7 (suite)

pourrait aider à réduire la pression de la chasse sur la faune sauvage, en développant une production de viande et une capacité de commercialisation suffisantes pour garantir localement la sécurité et la sûreté alimentaires, dans des zones où la consommation de viande de gibier menace la faune sauvage. Le développement d'une pro-



*Aulacode adulte (Thryonomys swinderianus) – Gabon 2003*

duction animale industrielle pourrait fournir aux populations une viande à un prix moins élevé, mais ce développement est entravé par le manque d'infrastructures. Une planification soignée du développement de ces dernières (réseau de transport, chaîne du froid, etc.), visant à transporter les produits jusqu'au consommateur ou les moyens de production (vaccins) requis par les unités d'élevage, pourrait permettre à l'élevage de contribuer à la préservation de la faune sauvage.

Les systèmes d'élevage non traditionnels, de certaines espèces de faune sauvage offrent également des alternatives pour réduire la pression de la chasse sur celle-ci. L'élevage à la ferme de l'aulacode (*Thryonomys swinderianus*) peut être intensifié, et peut alimenter les centres urbains en viande de gibier. Dans les zones rurales, l'«élevage de gibier» peut fournir un approvisionnement régulier en viande aux communautés, régulant le prix du marché de la viande de gibier et réduisant de facto la pression du braconnage sur la faune sauvage.

Sources: Houben, Edderaï et Nzego (2004); Le Bel *et al.* (2004).

menace pour la biodiversité parce qu'elle est souvent synonyme d'un processus non contrôlé, obéissant au principe de rentabilité et prenant insuffisamment en considération les effets écologiques associés, ce qui conduit à la perte de diversité des écosystèmes agricoles. Cependant,

eu égard à la croissance du secteur de l'élevage au niveau mondial, l'intensification constitue également une voie technologique importante, qui permet une réduction de la pression sur les terres et les habitats naturels, réduisant également le risque d'invasion végétale.



06



## Défis et options en matière de politiques

Ce chapitre traite des défis en matière de politiques environnementales et des implications qui résultent de l'expansion du secteur de l'élevage et de son impact sur l'environnement. Tout d'abord, nous présenterons les particularités des problèmes inhérents aux interactions entre l'élevage et l'environnement, ainsi que le contexte d'élaboration des politiques dans lequel ils s'inscrivent, et nous mettrons en lumière les enjeux spécifiques. Nous identifierons quelles sont les exigences en matière de politiques générales afin que le secteur de l'élevage puisse répondre aux principales dimensions environnementales prises en compte dans cette étude: érosion des sols, changement climatique, eau

et biodiversité. Enfin, nous proposerons des options politiques spécifiques et des exemples d'applications concrets visant à réduire les impacts environnementaux de l'élevage. A cet effet, nous reprendrons les points sensibles du rapport entre production animale et environnement identifiés dans le Chapitre 2.

Dans les chapitres précédents, nous avons montré que l'impact de l'élevage sur l'environnement est déjà considérable et croissant. Il s'est avéré que dans la plupart des cas, des solutions existent et qu'elles pourraient réduire cet impact de manière significative. Pourquoi ne sont-elles donc pas appliquées à grande échelle?

### Les obstacles à l'élaboration de politiques efficaces en matière d'impact de l'élevage sur l'environnement

Force est de constater que deux éléments font défaut. Le premier est qu'il existe, parmi les producteurs, les consommateurs et les législateurs, une incompréhension de la nature et de la portée de l'impact de l'élevage sur l'environnement. Les interactions entre ces derniers sont multiples et complexes et la plupart des impacts touchent l'environnement de manière indirecte et non manifeste. Il est donc facile de sous-estimer l'impact de la production animale sur les sols et leur utilisation, le changement climatique, l'eau et la biodiversité. En second lieu, et en partie du fait de cette incompréhension, il n'existe le plus souvent pas de cadre réglementaire propice à l'adoption de pratiques inoffensives et plus écologiques. Dans le meilleur des cas, ces politiques publiques sont très rudimentaires. La plupart des cadres réglementaires actuels s'attaquent à plusieurs objectifs à la fois et manquent de cohérence. Pire encore, les politiques actuelles aggravent l'impact de l'élevage sur l'environnement.

Les négligences sont parfois conscientes et délibérées. Dans beaucoup de pays pauvres ou aux revenus modestes, les questions d'approvisionnement et de sécurité alimentaire, au sens le plus strict du terme, prennent le pas sur toute considération environnementale. La relation entre le niveau de revenu et la volonté d'agir pour la protection de l'environnement est désormais avérée. La courbe environnementale de Kuznets, courbe en forme de U inversé qui décrit la relation entre la hausse du revenu et la détérioration de l'environnement, augmente au début en fonction de la hausse du revenu puis décline à mesure que le revenu continue de croître (voir par exemple, Dinda, 2005; ou Andreoni et Chapman, 2001).

Le manque d'intérêt pour cet impact sur l'environnement provient parfois d'un manque de confiance dans les effets potentiels des solutions disponibles. Les centaines de millions d'éleveurs vulnérables qui, selon bien des observateurs, ne sont pas en mesure de changer leurs façons de

travailler en raison de l'absence d'alternatives possibles, en sont l'exemple le plus frappant. L'éloignement des élevages dans de nombreuses zones enclavées et dépourvues d'institutions limite la possibilité d'instaurer un état de droit et d'appliquer les lois. Les occupants sans titre du bassin de l'Amazone ou les éleveurs des zones pastorales du Pakistan constituent des exemples marquants de cette «situation de non droit» qui prévaut dans les régions reculées.

Cette négligence à l'égard de l'environnement prend également sa source dans la forte influence du lobby des éleveurs dans beaucoup de pays, en particulier dans les pays développés (Leonard, 2006). Cela affecte l'économie même de la formulation de politiques publiques en matière d'élevage dans l'Union européenne, aux États-Unis d'Amérique, en Argentine et ailleurs. On dit très souvent que par le passé, ces groupes de pression ont exercé une influence disproportionnée sur les politiques publiques afin de protéger leurs intérêts. L'existence de subventions agricoles équivalentes à 32 pour cent du revenu agricole des pays de l'OCDE et le fait que les produits de l'élevage (le lait et la viande de bœuf plus particulièrement) figurent parmi les produits les plus lourdement subventionnés démontrent le pouvoir de ces groupes de pression.

Quelle qu'en soit la raison, dans la plupart des cas, l'impact de l'élevage sur l'environnement ne reçoit pas de réponse appropriée en matière de politiques publiques, quand bien même les moyens techniques pour le traiter existent. En bas de l'échelle, dans les zones de pâture des régions arides ou reculées, que ce soit dans les pays en développement ou développés, les pouvoirs publics en charge de la définition de politiques considèrent que les pasteurs et les agriculteurs ne peuvent pas se permettre de réaliser ou de conserver des investissements qui pourraient être bénéfiques à l'environnement. En haut de l'échelle, les gros producteurs commerciaux échappent souvent aux lois en matière d'environnement.

Cette négligence contraste fortement avec l'ampleur effective de l'impact de l'élevage sur l'envi-

ronnement, soulignant combien il est indispensable et urgent d'élaborer des cadres politiques et institutionnels appropriés. Ces cadres devraient consister en politiques économiques de vaste portée, en politiques sectorielles pour l'agriculture ou l'élevage et en politiques environnementales.

## 6.1 Vers l'instauration d'un cadre de décision plus favorable

### 6.1.1 Principes généraux

Certains principes directeurs doivent être pris en compte dans l'élaboration et l'application de politiques publiques destinées à résoudre le problème de l'impact de l'élevage sur l'environnement. Il nous faut tout d'abord bien comprendre les principales sources d'erreur menant à des politiques erronées, notamment les défaillances du marché, le manque d'information et d'autres échecs imputables aux différences en matière d'influence politique.

#### Justification de l'intervention publique

Les politiques publiques doivent protéger et améliorer la qualité des biens publics, dont l'environnement. La justification de l'intervention du gouvernement prend sa source dans l'existence de défaillances au sein du marché. Ces défaillances du marché émergent d'une part parce que bien des écosystèmes locaux ou mondiaux sont des biens publics et d'autre part parce que les impacts écologiques négatifs de l'élevage sur ces derniers sont des externalités qui proviennent du fait que les décisions économiques des individus ne s'envisagent généralement qu'en termes de coûts et profits privés. Il existe en outre des externalités de consommation, par exemple l'effet néfaste sur la santé de la consommation excessive de certains produits issus de l'élevage comme les graisses animales ou la viande rouge, mais ces dernières ne font pas partie du champ de cette étude. Il existe aussi des manques en matière d'information, citons notamment la perception imparfaite de phénomènes hautement complexes comme la biodiversité ou le changement climatique. En raison de ces externalités et de ce manque d'information, le

marché n'est pas en mesure d'apporter un niveau de réponse écologique socialement satisfaisant. Au-delà des défaillances du marché et du manque d'information, il existe également des défaillances dans l'action publique: ainsi, les subventions constituent souvent des incitations perverses, allant dans le sens d'une utilisation inefficace des ressources ou d'activités qui détériorent l'environnement.

#### Les défaillances du marché

En matière d'élevage et d'environnement, la plupart des défaillances du marché prennent la forme d'externalités. Il s'agit d'impacts supportés par des tiers, bien que résultant de décisions prises par des individus ou des organisations, et pour lesquels aucune indemnité n'est payée ou reçue. Il existe des externalités négatives mais aussi des externalités positives. La présence de nitrates dans les nappes phréatiques à cause de l'agriculture, les dommages provoqués et le coût nécessaire pour retirer ces nitrates de l'eau potable constituent un exemple d'externalité négative. La présence d'oiseaux sauvages dans les systèmes sylvo-pastoraux, la séquestration du carbone dans les pâtures ou encore la réduction du ruissellement et de la sédimentation en aval résultant d'une meilleure gestion des pâturages, constituent des exemples d'externalités positives, dont bénéficie la société dans son ensemble, mais pour lesquelles aucune indemnité n'est perçue.

Les externalités sont sources d'inefficacité économique dans la mesure où le sujet à l'origine de l'externalité reçoit peu d'incitation pour minimiser ces externalités quand elles sont négatives ou maximiser ces externalités quand elles sont positives. Cela tient au fait que les effets sont supportés par ou profitent à la société dans son ensemble, et non à une entreprise ou à un individu en particulier. Il est par conséquent nécessaire d'«internaliser» ces coûts ou bénéfices en créant un mécanisme de rétroaction qui réattribue les effets engendrés par le sujet à l'origine de l'externalité. Cette tentative de correction des externalités est représentée par le principe du «pollueur payeur et du fournisseur bénéficiaire».

Le problème qui apparaît en appliquant ce principe est que de nombreux biens et services de l'environnement ne sont pas «échangés» et que, si la société les valorise manifestement, ils n'ont pas de prix sur le marché. En l'absence de marché, donner une valeur à l'environnement de manière adéquate représente un formidable défi (comparer Hanley, Shogren et White, 2001 et Tietenberg, 2003), et une multitude de méthodes ont été développées à cet effet. Ces méthodes sont souvent classées en deux catégories: celles basées sur le coût, méthodes qui s'emploient à évaluer le préjudice, les coûts de réduction d'un impact ou les coûts de substitution d'un bien ou service; et celles basées sur la demande, méthodes qui visent à estimer la volonté de payer ou d'autres manières d'exprimer une préférence à l'égard de biens ou services environnementaux. Ces problèmes d'évaluation deviennent aussi des problèmes lors de la conception et de l'application des politiques.

### **Les échecs des politiques**

Outre les défaillances du marché, un autre type d'inefficacité naît de l'échec des politiques publiques. Contrairement aux défaillances du marché, ce dernier se manifeste généralement par le résultat d'une distorsion de l'intervention gouvernementale. Les échecs des politiques publiques peuvent en effet avoir des conséquences négatives soit de manière directe, en détruisant l'environnement, soit de manière indirecte, en créant une distorsion qui engendre une mauvaise allocation des ressources (FAO, 1999c). Les actions gouvernementales ne parviennent pas toujours à corriger les défaillances du marché, au contraire elles amplifient parfois les distorsions existantes, voire elles en créent de nouvelles. Les politiques publiques peuvent échouer en raison de subventions sectorielles, d'une définition des prix inadéquate, de politiques fiscales, du contrôle des prix, de réglementations ou d'autres mesures gouvernementales.

Nous allons maintenant développer quelques principes à retenir.

### **Le principe de précaution**

Le principe fréquemment utilisé pour associer les questions écologiques à la prise de décision est le principe de précaution, qui sollicite une réduction de l'impact sur l'environnement avant même que des preuves de la nature exacte ou de la portée des dommages n'aient pu être avancées. Le principe de précaution met l'accent sur le fait qu'une action corrective ne doit pas être différée s'il existe un risque grave de dommage irréversible, même en l'absence de preuve scientifique tangible. La question de l'utilité du principe de précaution est fortement débattue par les pouvoirs publics et une position commune n'a pas encore pu être arrêtée (Immordino, 2003).

### **Niveau politique: principe de subsidiarité**

Les politiques environnementales ont une portée locale, nationale ou mondiale. Des questions globales telles que le changement climatique ou la perte de la biodiversité ont une portée internationale et sont sujettes à des traités interétatiques. En raison du caractère local de nombreuses interactions élevage-environnement, la littérature en matière de politiques environnementales met l'accent sur le principe de subsidiarité, et par conséquent sur le fait que les décisions doivent être prises à l'échelon organisationnel le plus bas et le plus décentralisé possible.

Le cadre de décision élargi est généralement défini au niveau national. Même les traités internationaux relatifs aux droits de douanes et aux seuils d'émissions doivent passer par un processus de ratification au niveau national avant d'entrer en vigueur. Les réglementations relatives au contrôle des émissions, à la fiscalité ou encore celles régissant les subventions dans le secteur de l'agriculture ou dans le domaine de l'environnement font souvent partie de politiques publiques définies au niveau national. La gestion, la répartition et l'application de l'accès aux ressources locales incombent aux autorités locales.

**Processus d'élaboration des politiques: inclusion et participation**

Pour que les politiques publiques mises en œuvre réussissent, elles se doivent d'être inclusives. Aux niveaux local et national, toutes les parties prenantes concernées doivent être impliquées, et si possible participer à leur élaboration. Leur implication multiplie les chances de réussite de ces politiques. La participation active des différentes communautés et des citoyens aux politiques et projets locaux, tels que la protection des bassins versants ou l'organisation de groupements d'agriculteurs en vue de l'assistance technique, est nécessaire. Cependant, dans la pratique, les approches basées sur une participation volontaire dépassent rarement le cadre des activités locales. D'ordinaire cette participation n'intervient pas dans l'élaboration de politiques sectorielles et de stratégies de développement (Norton, 2003).

**Objectifs des politiques et compensations: évaluation des coûts et bénéfices**

Les politiques sectorielles en matière d'élevage doivent viser une multitude d'objectifs économi-

ques, sociaux, environnementaux et sanitaires. Dans la plupart des cas, il est impossible d'élaborer des politiques publiques qui répondront à tous les objectifs à la fois et à un coût raisonnable pour l'Etat et les personnes concernées. Cela dit, d'importantes compensations existent et des arbitrages doivent être faits. Ainsi, les restrictions relatives à l'accès à la terre et les contrôles des pâturages sur les terres communales génèrent souvent des bénéfices plus faibles pour les éleveurs à court terme. De la même manière, la mise en place de normes plus exigeantes en matière d'émissions de déchets pour les élevages intensifs augmente les coûts de production, et peut de la sorte affecter la compétitivité du pays qui les applique, en regard d'autres où ces normes sont inexistantes ou moins sévères.

Il est par conséquent capital d'évaluer avec soin les coûts et bénéfices d'une intervention de l'Etat dans le secteur de l'élevage. Ces politiques dépendent essentiellement de facteurs tels que le niveau de revenu et de développement économique, le niveau d'implication des petits producteurs dans le



© FAO/IB0069/1 BALDERI

*Prise de décision au niveau international – FAO, Italie*

secteur de l'élevage, les perspectives d'exportation des produits de l'élevage, l'étendue de la dégradation de l'environnement générée par l'élevage ou encore le niveau de développement du marché.

### **Les quatre phases de développement des priorités des politiques**

On peut distinguer quatre étapes qui correspondent au niveau de développement économique d'un pays donné.

Les pays qui ont un faible niveau de développement économique et une participation importante des petits producteurs dans l'élevage s'emploient souvent à élaborer des politiques sociales dans ce secteur, afin que celles-ci profitent aux grandes communautés pauvres des zones rurales. Dans ces pays, la poursuite des autres objectifs est secondaire. La plupart des pays d'Afrique subsaharienne et d'Asie du Sud appartiennent à cette catégorie. Généralement, à ce niveau, les politiques publiques touchent au développement et à la promotion de la technologie, souvent dans les domaines de la production animale et de la santé, et sont liées à des actions de développement du marché. L'objectif prioritaire est de maintenir, et dans la mesure du possible de développer, le secteur de l'élevage comme source de revenu et d'emploi pour les communautés rurales pauvres peu productives, car les autres secteurs d'activité ne présentent pas encore d'opportunités économiques satisfaisantes. Bien souvent, de telles stratégies ne parviennent pas à résoudre les problèmes d'érosion des sols et de surexploitation des pâturages, généralement sous le régime de la propriété commune, ce qui se traduit par un phénomène de surpâturage et une gestion non durable des terres. L'Etat et les producteurs manquent tous deux des fonds et de la capacité nécessaires pour combattre une dégradation à grande échelle. Bien que les cadres réglementaires existent, ils ne sont généralement pas appliqués. Les questions animales et sanitaires liées à l'élevage ne sont pas non plus traitées avec suffisamment de moyens.

En se déplaçant un peu plus haut sur l'échelle du développement économique et des revenus,

dans des pays qui connaissent une phase de début d'industrialisation, il semble que plus d'attention soit accordée aux objectifs environnementaux et de santé publique mais que les politiques poursuivant des objectifs sociaux soient encore prédominantes. Les pouvoirs publics sont d'ailleurs préoccupés par la nécessité d'accroître les réserves alimentaires dans les villes dont la population augmente. L'autorisation de la production de viande, d'œufs et de produits laitiers à des fins commerciales dans les zones périurbaines est une réponse relativement rapide. La part des petits producteurs dans le secteur de l'élevage demeure significative, mais cette part tend à diminuer de manière non négligeable dès lors que commence l'industrialisation du secteur. Les premières tentatives pour atteindre des objectifs environnementaux dans ce dernier sont en train d'être réalisées. On le voit par exemple avec la création d'organismes chargés des questions de dégradation des ressources de propriété commune, de la création de zones protégées, etc. Parallèlement, des cadres réglementaires sur la sécurité alimentaire sont élaborés et appliqués, généralement sur des marchés formels, et les consommateurs des zones urbaines commencent à attirer l'attention des décideurs. C'est actuellement le cas du Viet Nam et de certains pays riches d'Afrique qui constituent de bons exemples en la matière.

La situation change plus rapidement lorsque les pays en développement s'industrialisent complètement. Les gouvernements se détournent alors des objectifs sociaux liés à l'élevage car le développement d'opportunités d'emploi dans les secteurs secondaires et tertiaires diminue le rôle du secteur de l'élevage en tant que «réservoir social» ou «anti-chambre du développement». Bien au contraire, des pays comme la Malaisie encouragent vivement à se détourner de cette agriculture de petits producteurs afin de mobiliser davantage de main-d'œuvre dans le développement industriel et de rationaliser l'industrie agroalimentaire. Des normes en matière de sécurité alimentaire sont mises en place pour répondre à la demande croissante et complexe en viande, lait et œufs de villes de plus en plus peu-

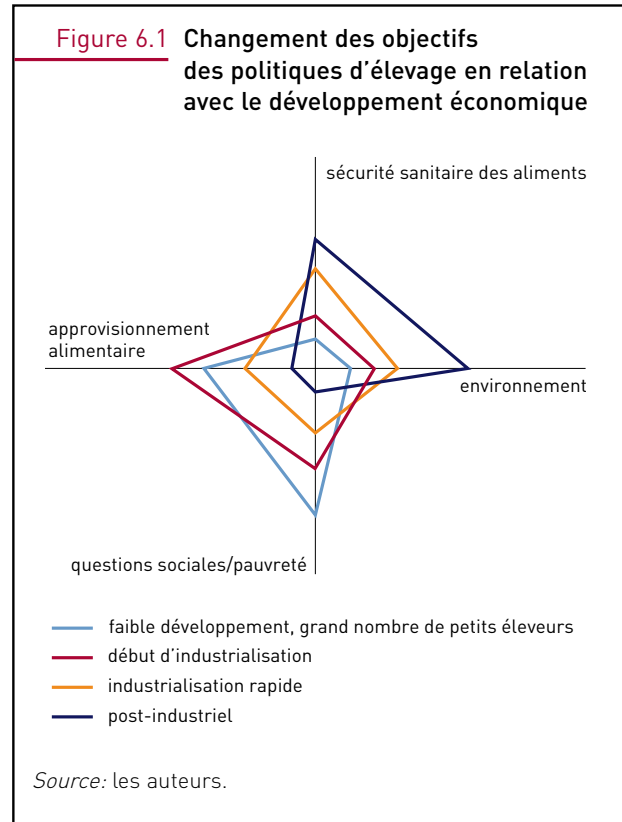


plées. La consolidation du secteur agroalimentaire qui s'ensuit réduit le nombre de producteurs et autres agents présents sur le marché.

A ce niveau, l'industrie de l'élevage devient une activité rentable et se consolide. Le secteur est de plus en plus contraint à respecter les normes environnementales de base car les consommateurs commencent à percevoir le coût environnemental élevé d'un développement industriel rapide. Les lobbies de l'agriculture et de l'élevage continuent à maintenir une certaine influence et à protéger le secteur, que ce soit grâce à l'héritage de sa puissance passée, du fait de l'importance accordée à l'autosuffisance en produits agroalimentaires, ou bien en raison de valeurs culturelles propres à l'élevage. On peut observer des exemples de cette phase dans de nombreux pays d'Asie de l'Est comme la Chine ou la Thaïlande, ou d'Amérique latine comme le Brésil ou le Mexique, même si ces pays sont très différents et fort hétérogènes.

Lorsque la phase d'industrialisation complète est atteinte, les objectifs écologiques et de santé publique sont prédominants. D'un point de vue économique et social, le rôle du secteur de l'élevage s'en trouve fortement réduit. Toutefois, dans la plupart des pays de l'OCDE, le secteur de l'élevage et de l'agriculture demeure plus important en termes d'emploi que de contribution au PIB et le secteur de l'agriculture gagne à nouveau de l'importance dans des services autres que ceux de l'approvisionnement en produits alimentaires ou d'autres produits du secteur primaire. Dans la majorité des pays développés, le niveau de protection des matières premières issues de l'élevage indique que les groupes de pression concernés possèdent toujours une forte influence sur l'élaboration des politiques publiques.

En tenant compte de ces observations pour l'avenir, il n'est pas difficile d'imaginer la prochaine étape, en train de se dessiner. Il s'agit d'exigences en matière de services environnementaux, par opposition à la demande alimentaire croissante. Afin de répondre aux attentes de plus en plus élevées et sophistiquées des consommateurs, l'élaboration des politiques publiques ne



s'appuieront plus que sur des obligations écologiques et de sécurité sanitaire. La protection diminuera et les droits implicites disparaîtront ensuite progressivement.

Le modèle stylisé des quatre étapes et de leurs priorités est décrit dans la figure 6.1. Bien qu'aucune tentative visant à fournir des données statistiques pour étayer ces observations n'ait été faite dans le cadre de cette étude, de telles considérations servent de point de départ au développement d'outils d'aide à la décision basés sur des approches multicritères, tels que ceux développés dans certaines publications (Gerber *et al.*, 2005). Les compensations implicites entre avantages et inconvénients nous montrent qu'il ne serait pas réaliste de s'attendre – contrairement à ce que pensent de nombreux chercheurs et personnes impliquées dans le développement de la production animale – à ce que le secteur de l'élevage puisse répondre de manière équilibrée à la fois à des objectifs économiques, sociaux, sanitaires et environnementaux. Des outils multicritères et hiérarchiques d'aide à la prise de décision peuvent nous aider à donner une réponse liée à ces

compensations, mais le cadre politique conflictuel et biaisé, au sein duquel évolue le secteur de l'élevage, est difficilement aménageable.

Les importantes subventions allouées à l'élevage par la plupart des pays développés soulignent le fait que le secteur revêt une importance qui va au-delà de sa simple contribution à l'économie. Il est par conséquent possible d'affirmer que le secteur de l'élevage reçoit l'attention des législateurs en vertu de considérations sociales, économiques et de sécurité alimentaire, et que les compromis qui existent entre ces différentes considérations et ces objectifs environnementaux se font au détriment de l'objectif environnemental. Les raisons qui expliquent ce phénomène varient et dépendent du niveau de développement mais la tendance générale est assez répandue.

Il peut y avoir un lien de cause à effet entre subventions gouvernementales et dégradation des ressources naturelles. Les chapitres 3 à 5 donnent une description de ce que l'on pourrait appeler les «subventions de la nature» au secteur de l'élevage – à savoir la mise à disposition des ressources naturelles, leur utilisation comme réceptacle pour les déchets, et leur dégradation progressive ou leur épuisement, sans remplacement ou réhabilitation. La suppression de ces subventions est un préalable à une meilleure utilisation des ressources et à une réduction de l'impact de l'élevage sur l'environnement.

Cela aura toutefois un coût:

- Les prix à la consommation des produits de l'élevage vont vraisemblablement connaître une hausse suite au réajustement des prix de l'eau et des terres, plus particulièrement le prix de la viande de bœuf et des autres viandes rouges. Les subventions de la nature sont particulièrement élevées en ce qui concerne les ruminants (auxquelles il convient d'ajouter les subventions élevées versées par les gouvernements des pays de l'OCDE).
- L'élevage dans les zones reculées, qu'il soit sous le régime de la propriété publique ou privée, sera moins rentable si les distorsions actuelles des prix sont supprimées et si les

externalités sont prises en compte. Nombreux sont les producteurs qui devront trouver des moyens d'existence alternatifs. Si l'on parvient à s'accorder sur le fait que c'est un résultat souhaité à long terme, les politiques publiques doivent dès à présent changer d'orientation.

- Cette recherche de plus grande efficacité, qui générera par ailleurs des économies dans l'utilisation des ressources naturelles et une réduction des émissions, permettra à l'élevage d'être un secteur à haute intensité de connaissances et de capital. Les petits éleveurs avec des exploitations familiales trouveront de plus en plus difficile de se maintenir sur le marché, à moins que des aménagements organisationnels effectifs, tels que l'agriculture contractuelle ou des coopératives, ne soient élaborés et mis en place (Delgado et Narrod, 2002). Encore une fois, la perte de compétitivité nécessite une intervention politique, pas nécessairement en vue de maintenir les petits producteurs impliqués dans l'agriculture, mais parfois afin de leur apporter des opportunités de requalification en dehors du secteur primaire, et permettre ainsi une transition méthodique.

### **Approches politiques étendues: instruments réglementaires et économiques**

Généralement, les politiques publiques ne consistent pas en une mesure unique mais en un ensemble de mesures. Le facteur de réussite de l'élaboration et de la mise en œuvre de ces politiques réside dans le savant dosage et échantillonnage de différentes dispositions.

La littérature fait communément la distinction entre deux grandes démarches pour mettre en place des politiques environnementales: les approches réglementaires et les instruments économiques. Le choix entre ces différentes démarches n'est pas purement idéologique, il dépend aussi de la capacité des gouvernements à appliquer les réglementations, et de grandes différences existent entre les pays.

- Les approches réglementaires (souvent dénommées «*commandement et contrôle*») sont sou-

vent appliquées aux émissions dans l'air, l'eau et le sol (principalement dans des cas de pollution de source ponctuelle) et de manière générale pour ce qui est de l'accès aux ressources et de leur utilisation. De telles approches exigent parfois une surveillance et une mise en application coûteuses et dépendent des pouvoirs publics concernés, ce qui en limite l'adoption dans bien des pays en développement. Historiquement, les politiques environnementales ont été initiées par le biais d'approches directives dans la plupart des pays.

- Les instruments économiques s'appuient sur le rôle des incitations monétaires visant à modifier le comportement des individus et des sociétés. Ces incitations peuvent être positives (sous la forme de subventions ou de revenus de la vente de services environnementaux) ou négatives (sous la forme de retenues ou de taxes). De nombreux instruments s'appuient sur l'efficacité économique comme objectif de départ. Les coûts de contrôle des instruments économiques sont généralement plus faibles dans la mesure où l'autorégulation occupe une place plus importante, elle est récompensée par des contreparties financières.

Ces deux approches sont généralement combinées. D'autres instruments de politique publique existent, comme le soutien technologique et la capacité institutionnelle associée, le développement institutionnel et le développement des infrastructures.

### **Les politiques publiques peuvent mener à des changements en matière de technologie et de gestion**

Les politiques publiques définissent les droits et les obligations. Elles peuvent également déterminer les prix des intrants et les prix à la production, et ainsi amener la fourniture de biens publics à ce que la société considère comme le niveau optimal. Le concept d'«innovation induite» largement popularisé par Hayami et Ruttan s'est révélé utile dans le contexte des interactions élevage-environnement (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997).

Ruttan (2001) lie ce concept à une observation faite auparavant par Hicks en 1932 (pp. 123-125):

*«Une modification des prix relatifs des facteurs de production est en soi une impulsion pour des innovations et des inventions particulières, visant à économiser l'utilisation d'un facteur devenu relativement cher.»*

Le concept d'innovation induite a depuis été développé pour inclure les changements institutionnels. Ainsi, Coase et Williamson (McCann, 2004) suggèrent que les formes d'organisation économique, comme l'intégration verticale, sont le résultat d'une minimisation des coûts de transaction. Sans entrer plus dans le détail des modèles économiques sous-jacents à ces concepts, il est utile de voir les politiques publiques comme des moteurs de changement technologique potentiellement puissants, par le biais de leur effet sur les prix et de leur régulation de l'accès aux ressources. Ainsi, la restriction de l'accès aux pâturages rend les terres et les ressources alimentaires concernées relativement rares, aussi les progrès techniques viseront-ils à un usage plus efficace de ces ressources. De même, une meilleure évaluation encouragera une utilisation plus efficace de l'eau, et conduira à une allocation optimale entre les différents usages en concurrence (élevage, cultures et autres). La même chose s'applique à toutes les autres ressources naturelles qui alimentent le processus de production animale, comme l'eau ou les nutriments. Pareillement, l'association de nouveaux coûts à l'intégration des externalités issues de l'élevage, comme les émissions d'ammoniac ou d'autres formes de déchets, conduira à accroître les efforts pour les éviter. Plus les différences actuelles sont grandes entre les coûts ou prix réels et ceux qui reflètent un niveau «optimal» de protection environnementale, et plus ces effets devraient être importants.

Actuellement, la prise de décision sur les interactions entre élevage, environnement et population sous-estime considérablement presque tous les processus naturels participant au processus de production animale, car elle ignore les principales

externalités en aval générées par le secteur de l'élevage et ne l'en tient pas responsable. De plus, on observe un certain nombre de distorsions, qui ont mené (de manière générale) à la subvention du secteur de l'élevage dans les pays développés et à sa taxation dans les pays en développement. La décision est encore compliquée par des attentes irréalistes en termes d'objectifs sociaux à atteindre à travers le secteur de l'élevage.

En résumé, le canevas sur lequel seront conçues les nouvelles politiques n'est pas vierge, puisqu'il est déjà largement marqué par l'ignorance, la négligence, des spéculations et des erreurs. Cette situation ne doit pas être considérée de manière pessimiste – au contraire, elle doit donner l'espoir que, dans un secteur qui a souvent été considéré comme écologiquement peu important, des changements relativement mineurs puissent avoir un impact majeur.

### 6.1.2 Instruments de politique spécifiques

#### Limiter les besoins en terre de l'élevage

La limitation des besoins de l'élevage en terres est un élément clé pour restreindre l'impact environnemental de ce secteur. A cet effet, des politiques publiques de promotion doivent être mises en place dans le contexte actuel de transition géographique du secteur de l'élevage. Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 2, cette transition comporte deux aspects.

Tout d'abord, il faut considérer l'expansion des terres utilisées par ou pour l'élevage. Jusqu'au milieu du XX<sup>e</sup> siècle, cette tendance se traduisait essentiellement sous la forme de l'extension des pâturages. Ce type d'expansion se poursuit en Afrique subsaharienne et en particulier en Amérique latine, où la plupart des zones déforestées deviennent des pâturages. Cependant, dans la majeure partie du monde, cette expansion s'est soit arrêtée (Asie, Proche-Orient), soit inversée, les pâturages étant retransformés en terres boisées ou en forêts (pays industrialisés).

Dans le même temps, l'utilisation d'aliments concentrés s'est développée de manière significative au cours des 50 dernières années, aug-

mentant considérablement la demande en terres arables pour les besoins de l'élevage. En 2001, on estime que 33 pour cent de l'ensemble des terres arables étaient consacrés à la production fourragère, soit comme denrées de base (céréales, oléagineux, tubercules) soit pour les produits dérivés (son, galettes). Encore une fois, cette expansion de surface, bien qu'encore en cours dans la plupart des pays en développement, devrait ralentir et finalement s'inverser.

Cela se produit déjà dans les pays industrialisés, où une demande stagnante ou modestement croissante en produits d'origine animale est associée à la croissance continue de la productivité de l'élevage et des cultures, avec pour conséquence une diminution des besoins globaux en terres pour l'élevage.

Si les besoins globaux en terres peuvent être encore réduits, ce qui semble possible, cela profitera à l'environnement en libérant des terres pour des objectifs environnementaux. Il serait nécessaire d'accompagner cette diminution d'une intensification prudente des pâturages et des terres arables actuels, dont la productivité peut encore potentiellement augmenter.

En second lieu, on observe une concentration croissante des activités liées à l'élevage dans certaines zones privilégiées. Cela concerne le secteur industrialisé de l'élevage, notamment la production avicole et porcine intensive et, dans une certaine mesure, la production laitière et bovine. Comme nous l'avons vu, depuis peu



Exemple d'élevage urbain: chèvres pâturant dans la citadelle au centre d'Amman. Jordanie – 1999

l'élevage industriel ne dépend plus des dotations en ressources de lieux spécifiques, qui déterminaient auparavant la localisation des unités de production animale (comme cela est toujours le cas pour la plupart des cultures).

La concentration géographique, ou ce qui pourrait être appelé l'«urbanisation de l'élevage», est sous bien des aspects une réponse à l'urbanisation rapide des populations humaines. L'élevage périurbain fournit une solution rapide pour les pays en développement économique rapide avec des centres urbains à croissance accélérée. Cette concentration géographique est largement responsable des problèmes liés au recyclage des déchets issus de l'élevage, épandus sur les terres environnantes.

Néanmoins, les pays développés relocalisent leurs unités de production animale loin des villes, et ont établi des infrastructures et mis en place des réglementations à cet effet. La même chose se produit dans les économies émergentes, d'abord en réponse aux nuisances générées par les unités d'élevage (odeurs et mouches) et ensuite en réponse aux problèmes de charge en nutriments des cours d'eau et aux questions de santé publique. Des politiques sont nécessaires dans les économies émergentes afin de faciliter l'élevage industriel en zone rurale, et pour éviter l'«urbanisation de l'élevage» là où elle ne s'est pas encore produite.

Dans les sections suivantes, sont décrits les instruments de politique publique de base appliqués actuellement et les réponses possibles au rôle de l'élevage dans la dégradation environnementale, avec leurs exigences et leur impact potentiel. Le choix des instruments de politique doit être basé sur leur efficacité, c'est-à-dire le rapport entre leur coût de mise en œuvre (public et privé) et les bénéfices sociaux engendrés (Hahn, Olmstead et Stavins, 2003). Cependant, les décideurs ne s'appuient plus seulement sur le critère d'efficacité mais tiennent de plus en plus compte du rendement des politiques mises en œuvre. Les instruments utilisés doivent d'abord poursuivre un objectif environnemental (comme le niveau de

nitrate dans l'eau potable) et ensuite tenter d'atteindre cet objectif avec un coût total minimum. Ils suivent donc souvent une approche liée au marché, afin d'aboutir à une allocation couvrant au moins le coût de la réduction de la pollution. Un autre critère à utiliser dans le choix des instruments de politique publique est celui de l'équité, puisque la répartition des coûts de lutte contre la pollution et les avantages environnementaux sont souvent inégaux (Hahn, Olmstead et Stavins, 2003).

### Correction des prix biaisés

Bon nombre des aspects relatifs à l'inefficacité, la dégradation, l'inutilité ou des aspects autrement dommageables de la production animale résultent de signaux de prix biaisés, qui empêchent d'utiliser efficacement les ressources et sont à l'origine d'une mauvaise allocation et d'une dégradation incontrôlée des ressources. Cela est lié en particulier à une sous-évaluation de ces ressources et des puits naturels, résultant de subventions manifestes (comme dans le cas de l'eau), ou d'une indifférence à l'égard des externalités.

Les échecs du marché et les distorsions politiques signifient que les prix actuels des intrants et des produits de l'élevage ne reflètent pas les véritables pénuries. Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 3, le secteur de l'élevage dépend fortement des ressources naturelles telles que la terre, l'eau, l'énergie et les nutriments. Cependant, ces ressources sont presque universellement sous-évaluées en raison de distorsions politiques ou parce que les externalités ne sont pas prises en compte.

La terre est l'élément le plus important dans la production agricole et animale. Les taxes foncières sont vues comme un instrument pour inciter à utiliser les terres de manière plus productive ou intensive. Les taxes foncières peuvent en particulier neutraliser la spéculation dans des situations où les propriétaires détiennent les terres non dans un but de productivité, mais comme un actif servant de couverture contre l'inflation, comme c'est souvent le cas dans certains pays d'Amérique latine (Brésil, Costa Rica) (Margulis, 2004).

De plus, les taxes foncières peuvent induire une utilisation plus efficace des terres et encourager leur redistribution, les petites exploitations ayant tendance à être plus axées sur la terre et à obtenir des rendements supérieurs (Rao, 1989).

### Renforcement des titres fonciers

En l'absence de droits clairement définis pour l'accès aux terres, les incitations pour la production animale et agricole visant à maintenir la productivité à long terme des terres sont affaiblies. Le choix des politiques foncières se fait généralement dans un but d'efficacité économique, d'équité et de réduction de la pauvreté, bien qu'il prenne de plus en plus en compte les questions environnementales. Étant donnée la pénurie croissante de terres agricoles adaptées dans la majeure partie du monde, et les préoccupations grandissantes concernant la déforestation et la dégradation des terres, ces dernières devront devenir de plus en plus productives pour pourvoir à l'essentiel des disponibilités alimentaires en hausse.

Alors que la plupart des cultures destinées à l'alimentation animale sont des propriétés privées, une grande part de l'élevage de ruminants s'effectue encore sur des terres communales (comme dans la majorité de l'Afrique subsaharienne) ou des terres du domaine public (comme en Inde, dans l'ouest de l'Australie et dans l'ouest des États-Unis d'Amérique). Un large consensus semble exister, selon lequel l'octroi de titres de propriété et un accès garanti aux terres, comme les locations à long terme pratiquées en Chine, sont une condition préalable à l'intensification agricole. Une transition graduelle vers un octroi de titres de propriété complets s'opère face à la pression de la population. Norton (2003) constate que «dans les régions du monde où les droits coutumiers avaient déjà été affaiblis ou supplantés, et où l'État n'est pas le seul propriétaire des terres agricoles, il existe un grand potentiel pour une mise en œuvre accélérée des systèmes d'octroi de titres de propriété.» L'octroi des titres de propriété est vu comme une condition nécessaire pour les investissements privés dans le foncier, notam-

ment pour ceux visant à protéger et renforcer la productivité à long terme et pour ceux bénéficiant à l'environnement.

### Évaluation raisonnée du prix de l'eau

Concernant les ressources en eau, Pearce (2002) estime qu'entre 1994 et 1998 les subventions annuelles pour l'eau dans les pays en développement représentaient 45 milliards d'USD par an. L'eau est considérablement sous-évaluée dans le secteur agricole. L'eau a été identifiée comme une ressource majeure pour la production animale, que ce soit sous la forme d'«eau bleue» (pour irriguer les fourrages ou les cultures destinées à l'alimentation du bétail, pour l'abreuvement, pour la gestion des déchets ou pour la transformation des produits), ou sous la forme d'«eau verte» (à savoir les ressources en eau présentes dans les pâturages non irrigués qui participent à la croissance des végétaux consommés par le bétail). L'importance de ce dernier élément est encore renforcée par la fonction essentielle que remplissent de nombreuses prairies pour récolter l'eau et réguler ses mouvements – les deux actions étant cruciales pour pouvoir fournir de l'eau douce fiable, répondant aux besoins urbains, industriels ou agricoles croissants.

La pression visant à une meilleure efficacité, équité et durabilité de la gestion de l'eau agricole doit être replacée dans un contexte plus large. Comme l'énonce Norton (2003), «parvenir à une meilleure efficacité dans l'irrigation au sens large peut signifier céder les ressources à d'autres secteurs où elles auront des utilisations à valeur plus forte, même si cela implique parfois de réduire la production agricole.» Ce qui est vrai pour l'irrigation est certainement vrai pour tous les usages agricoles. Excepté lorsque l'eau d'irrigation est utilisée pour les cultures fourragères, comme dans certains pays de l'OCDE, l'utilisation d'eau douce par le secteur de l'élevage n'induit pas souvent un rendement agricole élevé par unité d'eau, en particulier lorsque la plus grande partie de cette eau est utilisée pour maintenir les animaux en vie plutôt que pour générer de la production.

Le fait que le prix de l'eau soit si largement et sérieusement sous-évalué implique que l'utilisation de l'eau est moins efficace qu'elle ne devrait l'être. Si les prix étaient plus élevés, l'eau serait allouée différemment entre l'agriculture et les autres usages. En contraste total avec les pratiques actuelles, Bromley (2000) appelle à voir l'évaluation du prix de l'eau comme faisant partie d'un régime dans lequel les producteurs sont conduits à contribuer à un bien public en suivant plusieurs objectifs importants, à savoir :

- encourager la préservation de l'eau;
- encourager une allocation vers l'usage ayant la plus forte valeur (y compris les usages non agricoles);
- minimiser les problèmes environnementaux engendrés par une irrigation inefficace;
- générer suffisamment de revenus pour couvrir les coûts de fonctionnement et d'entretien; et
- récupérer l'investissement initial.

Diverses méthodes sont utilisées pour déterminer le prix de l'eau (Tsur et Dinar, 1997), notamment celles qui se basent sur la volumétrie, le rendement, les intrants et la superficie (voir la section 6.1.4). Des marchés formels pour les droits de propriété sur les ressources en eau existent à l'heure actuelle uniquement en certains endroits (comme en Australie, au Brésil, au Mexique et dans l'ouest des Etats-Unis d'Amérique). Ces dernières années, ces marchés ont suscité l'intérêt général car ils favorisent l'utilisation efficace de cette ressource de plus en plus rare (Norton, 2003). Les marchés de l'eau fonctionnent sur la base de droits d'usage légalement reconnus et enregistrés. Ces droits sont séparés des titres fonciers, et les individus et les groupes peuvent échanger des droits de propriété sur l'eau à l'intérieur du système. S'il existe une série de problématiques pratiques, conceptuelles et spécifiques à certaines localisations, les marchés de l'eau sont susceptibles d'inciter à la conservation de l'eau et à son allocation à des usages de plus grande valeur. Grâce à l'évaluation du prix de l'eau, les gouvernements peuvent assurer un suivi des opérations, mettre en œuvre plus facilement

les réglementations et prévenir l'abus de pouvoir monopolistique (Thobani, 1997).

Des distorsions similaires des prix se produisent lorsque l'élevage a un autre usage que celui de la production animale. Comme cela est décrit dans le Chapitre 2, l'élevage est utilisé pour acquérir des titres fonciers, conduisant ou contribuant à la déforestation. De même, le bétail est utilisé comme un bien ou comme une réserve de richesses dans de nombreuses zones de pâturage placées sous des régimes de propriété commune, conduisant ou contribuant au surpâturage. Dans les deux cas, l'utilisation non productive du bétail a prédominé, et la dégradation des ressources qui s'en est suivie reflète les imperfections du marché et les échecs institutionnels. La disparition des distorsions de prix et l'évaluation du coût réel des ressources naturelles permettront généralement d'augmenter les coûts de production et pourront ainsi réduire les niveaux globaux de consommation des produits d'origine animale et des services liés au secteur de l'élevage.

### **La suppression des subventions peut réduire les impacts négatifs sur l'environnement**

Dans le secteur de l'élevage de la plupart des pays développés et dans certains pays en développement, les subventions faussent fortement les prix au niveau des intrants et du produit. Dans tous les pays de l'OCDE, en 2004, les subventions accordées aux agriculteurs représentaient plus de 225 milliards d'USD par an, équivalant à 31 pour cent des revenus de l'exploitation. Il est de plus en plus souvent démontré que les subventions ne sont pas neutres en termes d'impact sur l'environnement et que, en effet, que certaines d'entre elles nuisent à ce dernier (Mayrand *et al.*, 2003).

Pour certains pays, la suppression des subventions s'est révélée comporter un fort potentiel de correction partielle des dégâts environnementaux causés par la production animale. Ainsi, la Nouvelle-Zélande (voir encadré 6.1), qui a engagé des réformes radicales des subventions dans les années 80, rapporte aujourd'hui que la suppression de ces dernières a eu pour conséquence de

### Encadré 6.1 Nouvelle-Zélande – impact environnemental des principales réformes de politique agricole

En 1984, le gouvernement de la Nouvelle-Zélande a modifié quasiment du jour au lendemain sa politique agricole, passant d'un système caractérisé par une forte protection et des subventions élevées (les aides aux producteurs pour l'agneau, par exemple, correspondaient en 1984 à 67 pour cent du prix à la sortie de l'exploitation) à l'un des secteurs agricoles les plus ouverts et à la vocation commerciale la plus prononcée au monde. Les subventions à l'exportation ont été éliminées et les tarifs à l'importation progressivement supprimés. L'aide aux prix à la production pour les produits agricoles, et par conséquent les subventions pour les engrais et autres intrants, ont été abolies. De plus, les concessions fiscales accordées aux agriculteurs ont été retirées, et les services gouvernementaux gratuits qui leur étaient consacrés ont été éliminés.

Bien que les premières années aient été particulièrement pesantes pour le secteur rural, très peu d'exploitants ont été forcés de quitter leurs terres suite aux réformes. L'effondrement rural prédit par certains ne s'est jamais produit. La population rurale de la Nouvelle-Zélande a légèrement augmenté entre le recensement de 1981 et celui de

1991 malgré la suppression des subventions. Depuis cette dernière, advenue au milieu des années 80, un changement graduel mais régulier de l'utilisation des terres s'est opéré, allant d'une agriculture pastorale vers la foresterie. La surface totale de pâturage sous ses diverses formes a diminué, pour passer de 14,1 millions d'hectares en 1983 à 13,5 millions en 1995 et à 12,3 millions en 2004. Entre ces deux premières dates, la surface de forêts plantées est passée de 1 million à plus de 1,5 million d'hectares – à savoir une augmentation de 50 pour cent sur la même période –, puis à 2,1 millions en 2004. L'utilisation d'engrais a diminué au cours de la première décennie après les réformes, et l'infiltration de phosphates, issus des pâturages des bassins versants des collines, où le phosphate est le principal nutriment appliqué, semble s'être réduite. L'érosion des sols a également diminué, conduisant à une amélioration de la qualité de l'eau. Cependant, l'utilisation accrue d'engrais azoté, suite à l'orientation vers la production laitière, représente une tendance plus inquiétante.

Sources: Sites Internet du MAF; Harris et Rae (2006).

réduire significativement les dégâts environnementaux causés par l'agriculture, ce qui se traduit par une augmentation des terres forestières et une diminution de l'érosion et du ruissellement des nutriments. Dans le secteur de l'élevage en particulier, cela a conduit à une réduction de la pression du pâturage dans la zone montagneuse du nord de l'île (MAF, 2005).

Certaines études (Mayrand *et al.*, 2003) et le PNUE (2001) ont eu recours à la méthodologie OCDE (mise au point pour évaluer les impacts environnementaux de la libéralisation du commerce, OCDE, 2001) pour évaluer les impacts environnementaux des subventions agricoles. Les auteurs ont trouvé que les subventions avaient un impact significatif sur l'environnement, par leur impact sur les échelles de production, la structure

de l'agriculture, les combinaisons d'intrants et de rendements, la technologie de la production et le cadre réglementaire.

Les impacts spécifiques sont notamment les suivants:

- Les soutiens aux prix du marché affectent l'échelle de production. Ils se traduisent par des niveaux plus élevés et plus intensifs de production. Cela affecte l'environnement par l'utilisation d'intrants (prélèvement d'eau, application d'engrais, etc.), l'expansion des surfaces (pour les cultures) ou l'augmentation du nombre de têtes de bétail. L'OCDE (2004, p. 19) a constaté que «en général, plus une mesure politique incite à augmenter la production de denrées agricoles spécifiques, plus forte est la motivation pour une monoculture, l'intensification, ou



l'exploitation de terres marginales (écologiquement sensibles), et plus élevée est la pression sur l'environnement.»

- Le soutien à l'agriculture peut fausser la répartition des ressources parce qu'il est souvent inégal entre les produits. Ainsi, dans le secteur de l'élevage, on observe un décalage entre le soutien élevé apporté au secteur laitier et les petites subventions accordées au secteur avicole. Aussi les exploitants se concentrent-ils sur la production des denrées les plus subventionnées, ce qui conduit à une diminution de la flexibilité des cultures et à une spécialisation accrue. Ceci tend à son tour à réduire la diversité agricole et environnementale et à accroître la vulnérabilité des écosystèmes agricoles. Ainsi, l'imposition de quotas laitiers dans de nombreux pays de l'OCDE en vue de stabiliser les prix a conduit à une concentration géographique de la production laitière (OCDE, 2004, p. 20). Avec des prix laitiers plus élevés, les éleveurs ont tenté de maintenir les niveaux de profit en baissant les coûts de production et en réduisant le nombre de vaches tout en augmentant leur rendement. Cela a eu pour résultat une utilisation plus importante d'intrants (concentrés alimentaires) et une réduction du pâturage, ce qui s'est traduit par une intensité accrue de la production laitière et une aggravation des pressions environnementales dans des zones spécifiques.
- Les subventions peuvent constituer un frein au changement technologique en apportant un soutien à des intrants ou technologies spécifiques – ayant ainsi pour effet de «bloquer» la technologie (Pieters, 2002). Dans l'UE par exemple, le soutien des prix élevés pour les céréales a orienté l'alimentation du bétail vers l'utilisation du manioc, meilleur marché dans les années 80 et 90, empêchant ainsi les progrès dans l'alimentation à base de céréales et engendrant un transfert massif de nutriments (de Haan, Steinfeld et Blackburn, 1997). Par ailleurs, la suppression de telles subventions pourrait induire un changement technologique

comportant des résultats environnementaux plus positifs. De même, si on délaisse l'attribution de subventions à la production au profit du paiement des services environnementaux, il est possible de renforcer les bénéfices pour l'environnement.

- Il est communément admis que les subventions agricoles affectent la structure du secteur de l'agriculture, le nombre et la taille des unités de production et l'organisation de la chaîne de valeur (à savoir, l'intégration verticale). Cependant, on considère que les subventions comme la libéralisation du commerce mènent à une agriculture industrielle à grande échelle.
- Les subventions ont également un impact sur la distribution. Une étude récente de l'OCDE (2006) a établi qu'une grande part des subventions agricoles soutient en fin de compte les propriétaires fonciers et les fournisseurs d'intrants. Lorsqu'elles sont basées sur le total des productions, elles ont tendance à profiter aux plus grosses exploitations et à appauvrir les plus petites, sinon à les mettre en faillite.
- Les réformes commerciales peuvent avoir un effet réglementaire, c'est-à-dire qu'elles peuvent avoir un impact sur les réglementations et normes environnementales. Cela peut se produire dans les deux sens: sur un plan positif, les accords de libéralisation du commerce peuvent inclure des mesures visant à améliorer les normes environnementales; sur un plan négatif, des clauses particulières des réformes commerciales peuvent limiter la capacité d'un pays à se conformer aux normes de protection environnementale (PNUE, 2001).

Certains auteurs (Mayrand *et al.*, 2003) ont également constaté que le soutien des prix du marché (qui représente deux tiers des subventions totales dans l'OCDE) compte parmi les catégories de subventions qui sont le plus susceptibles de générer des effets pervers sur l'environnement. Le soutien des prix du marché est inclus dans la «catégorie ambre (ou orange)» du cycle de négociations commerciales de Doha (cette catégorie inclut les

subventions qui doivent être réduites ou supprimées, notamment toutes les mesures de soutien intérieur «qui biaiseront la production et le commerce»). De manière de plus en plus évidente, les subventions de la catégorie ambrée peuvent constituer à la fois une libéralisation du commerce et un bénéfice pour l'environnement. En outre, d'autres types de subventions (paiements basés sur les intrants, par exemple) tendent à avoir un impact plus neutre et parfois positif sur l'environnement. L'OCDE (2004) est parvenue à la même conclusion dans une étude des politiques publiques et de leur impact sur l'agriculture et l'environnement. Malgré quelques réformes, l'aide à l'agriculture liée à la production reste la forme prédominante de soutien dans les pays de l'OCDE. Le travail de l'Organisation montre que cela incite à adopter des pratiques écologiquement préjudiciables et à étendre la production dans les terres écologiquement sensibles. L'OCDE déplore également le manque de cohérence des politiques publiques, les mesures agroenvironnementales et les politiques de soutien à la production de denrées alimentaires allant dans des directions opposées.

### **La libéralisation du commerce et ses impacts environnementaux**

Rae et Strutt (2003) sont arrivés à une conclusion similaire en entreprenant d'évaluer comment la libéralisation du commerce dans les pays de l'OCDE a une incidence sur la pollution de l'environnement par le secteur de l'élevage. Ils ont utilisé la base de données de l'OCDE sur le bilan azoté conjointement à un modèle de calcul d'équilibre général. En utilisant trois scénarios différents de libéralisation croissante du commerce, leurs calculs ont tous abouti à une amélioration des résultats environnementaux, avec une réduction du surplus d'azote susceptible d'endommager les sols, l'air et l'eau. Les auteurs ont constaté que «plus les bilans azotés totaux de l'OCDE baisseront, plus la réforme conçue sera ambitieuse» (Rae et Strutt, 2003; p.12). Par contraste, Porter (2003) a montré que, dans le cas du secteur maïs/bœuf, l'effet en termes de production (l'expansion

d'un secteur de produits en réponse à des signaux positifs des prix) de la libéralisation du commerce est relativement limité. Il a été établi que l'impact environnemental découlant de l'expansion est atténué voire annulé par le progrès technologique. De plus, les réactions aux signaux des prix sont fortement conditionnées par le long cycle de production des bovins à savoir le décalage entre les décisions de gestion des troupeaux et l'arrivée des bovins sur le marché. Cependant, cette observation peut être limitée au secteur de l'élevage bovin.

Alors que la libéralisation du commerce semble offrir des opportunités pour réduire l'impact environnemental de l'élevage, il existe diverses compensations, et des mesures complémentaires peuvent être nécessaires. Tout d'abord, la libéralisation du commerce entraînera une augmentation des échanges et par conséquent des mouvements de marchandises, ce qui comporte un coût environnemental propre. Ce coût peut parfois contrebalancer la totalité des profits résultant d'une meilleure utilisation des ressources au niveau de la production. En second lieu, la libéralisation du commerce sera probablement accompagnée par des transitions géographiques de la production animale vers des zones moins peuplées. Par conséquent, cette transition doit être associée à des politiques environnementales dans les zones où la production animale augmente. Ainsi, Saunders, Cagatay et Moxey (2004) ont enquêté sur les impacts environnementaux de la libéralisation du commerce laitier, en appliquant un modèle d'équilibre partiel multi-denrées pour les pays de l'OCDE. Leurs conclusions «soutiennent la notion selon laquelle l'hétérogénéité de la production et de l'environnement observée entre les ou au sein des différents partenaires commerciaux conduira à des changements, différentiels dans l'espace, du schéma habituel d'utilisation des ressources et des impacts sur l'environnement» (Saunders, Cagatay et Moxey, 2004, p.15).

Plus généralement, les politiques liées au commerce et autres politiques macroéconomiques telles que la dévaluation, la stabilisation des prix des denrées ou les arrangements commerciaux

préférentiels, tendent toutes à avoir un impact significatif sur l'environnement (PNUE, 2001, p.17). Les politiques environnementales peuvent être vues comme des politiques publiques de second ordre, qui sont introduites après correction des distorsions des politiques macroéconomiques et commerciales.

Quelles sont les alternatives à un soutien lié à la production des denrées? Diverses mesures sont appliquées et étudiées, la plupart dans les pays de l'OCDE:

- Dans certains pays, des schémas de jachère sont appliqués, qui motivent les agriculteurs à mettre en jachère leurs terres les plus pauvres et économiquement marginales. Ici, l'impact environnemental dépend surtout de la qualité des ressources naturelles associées à la jachère. Plus la terre est précieuse sur le plan environnemental et moins elle l'est en termes de production, plus ces schémas ont du succès.
- De plus en plus, les mesures de soutien liées à la production sont associées à l'exigence d'atteindre certains objectifs environnementaux, connus sous le nom de «principe d'observance intégrale». Une récente publication de l'OCDE (2004) établit que l'observance intégrale permet une meilleure harmonisation des politiques agricole et environnementale. Elle peut aussi aider le grand public à davantage accepter le fait de soutenir le secteur de l'agriculture. Cependant, tout changement dans le niveau de subvention modifiera l'effectivité de l'observance intégrale, et par conséquent le levier environnemental ne sera plus efficace si le soutien lié à la production diminue. L'adhésion aux exigences de l'observance intégrale est également difficile à mesurer.
- Pour «trouver le juste prix», il faut déjà compenser les éleveurs pour les avantages environnementaux qu'ils fournissent. L'exemple le plus courant est le contrôle de la pression du pâturage dans les zones de captage de l'eau pour améliorer l'infiltration et réduire l'envasement des voies d'eau. Un projet initié par l'initiative LEAD en Amérique centrale rétri-

bue les services environnementaux tels que l'amélioration des pâturages et des systèmes sylvopastoraux et l'accroissement notable de la biodiversité et de la séquestration du carbone (voir encadré 6.2).

- Dans le cas des problématiques environnementales liées à l'utilisation des pesticides, la qualité de l'eau, l'ammoniac et les émissions de gaz à effet de serre, les mesures agroenvironnementales continuent de se concentrer sur la définition de normes et d'objectifs.
- Les questions liées à la pollution, telles que le stockage et l'application de fumier, sont sujettes à des réglementations régissant les pratiques qui y sont associées (mode et moment de l'application, par exemple), et sont soutenues par des amendes et des frais à payer en cas de non conformité.

Eu égard à d'autres secteurs, l'agriculture est caractérisée par une absence relative de taxes environnementales et la forte présence de primes d'encouragement. Cela signifie que les agriculteurs ont une grande influence politique et qu'ils ont réussi à obtenir l'acceptation, par les pouvoirs publics, de leurs droits implicites ou «présumés» d'utiliser les ressources naturelles. Ainsi, il existe encore un large éventail pour améliorer l'internalisation des coûts afin de corriger les dégâts environnementaux et d'encourager le traitement de la pollution.

### Réglementations

De manière générale, les réglementations spécifient les technologies ou uniformisent les limites d'émission. Elles constituent l'instrument de choix des politiques aux stades précoces de la gestion des objectifs environnementaux. Cependant, leur mise en œuvre requiert l'existence d'institutions assurant le suivi et le contrôle. Cela est particulièrement difficile dans les zones éloignées et pauvres, et lorsqu'il s'agit de pollution de sources non ponctuelles. En revanche, il existe une meilleure possibilité d'appliquer les réglementations dans les zones où la pollution est fortement localisée et la production animale commerciale.

Dans le secteur de l'élevage extensif, les réglementations sont fréquemment établies pour limiter la pression du pâturage ou pour protéger des zones écologiquement sensibles. Alors que les restrictions en matière de pâture s'appliquent avec succès dans de nombreux cas dans les pays développés, leur réussite a été relativement limitée dans les pays en développement, excepté lorsqu'il existait des structures locales solides.

Les réglementations sur les ressources en eau sont souvent utilisées pour fixer les normes d'émission afin de contrôler la pollution issue des activités d'élevage. Celles-ci sont abordées plus en détail dans la section 6.1.3. Les réglementations environnementales affectent la répartition spatiale du bétail; ainsi, Isik (2004) montre qu'aux Etats-Unis d'Amérique, les zones appliquant des réglementations environnementales plus rigoureuses ont connu un déclin plus important du cheptel que les comtés et Etats appliquant des normes moins sévères (appelés les «oasis de pollution»).

Un certain nombre de pays ont commencé à répondre à la question de la pollution de l'air liée aux émissions d'oxyde nitreux et à la volatilisation de l'ammoniac au moyen de réglementations.

Au niveau international, le Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique (également connu sous le nom de Protocole de Gothenburg) de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe a été signé en 1999, dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (1979). Il est entré en vigueur en mai 2005. Les principaux signataires sont la Communauté européenne, les Etats membres individuels, les Etats-Unis d'Amérique et la Fédération de Russie (qui n'a pas encore ratifié le Protocole). Le Protocole fixe les objectifs annuels nationaux d'émissions à atteindre en 2010 pour différents gaz: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> et divers composés organiques volatiles. Il impose également différentes mesures pratiques à prendre par les parties pour le contrôle des émissions d'ammoniac issues de sources

agricoles (avec quelques qualifications liées à la faisabilité technique et économique). Celles-ci incluent un code consultatif de bonne pratique agricole; l'incorporation du fumier solide dans les 24 heures qui suivent l'épandage; des techniques d'épandage de lisier à faible émission; des systèmes d'hébergement et de stockage de lisier à faible émission pour les grandes exploitations de porcs et de volaille<sup>1</sup>; l'interdiction des engrais à base de carbonate d'ammonium et des limites sur les émissions d'ammoniac issues de l'urée.

L'Union européenne a adopté sa propre réglementation sur les polluants atmosphériques: la Directive 2001 sur les plafonds d'émission nationaux (Directive 2001/81/EC du Parlement européen et du Conseil). La Directive NEC (de l'anglais National Emission Ceilings – NEC) fixe les plafonds d'émission nationaux, pour les mêmes gaz, au même niveau que le protocole de Gothenburg (sauf pour le Portugal). Elle est actuellement dans sa phase de mise en œuvre. Les Etats membres devaient élaborer des programmes nationaux pour octobre 2002, à réactualiser et réviser si nécessaire en 2006, pour une réduction progressive de leurs émissions annuelles.

Appui à l'intensification et promotion de la recherche et de la vulgarisation de technologies de pointe

Pour que la demande future prévisionnelle en produits animaux soit satisfaite, il est difficile de trouver une alternative à l'intensification de l'élevage. En effet, le processus d'intensification doit être accéléré pour éviter l'utilisation de terres, d'eau et d'autres ressources supplémentaires.

Les principaux moyens pour limiter l'impact de l'élevage sur l'environnement doivent être la réduction de ses besoins en terre, y compris l'eau, les nutriments et les autres ressources contenues dans la terre. Cela implique l'intensification des terres arables et des prairies les plus productives, utilisées pour produire des aliments du bétail ou en tant que pâturages, et la mise à l'écart des terres moins exploitées, lorsque cela est sociale-

---

<sup>1</sup> Plus de 2 000 porcs à l'engrais, 750 truies ou 40 000 volailles.

ment acceptable et qu'il existe une demande pour d'autres utilisations de ces terres, notamment à des fins environnementales. L'objectif devient plus important là où les terres dédiées à l'élevage sont marginales et que leur valeur comme ressource naturelle est élevée.

L'intensification conduira à une réduction graduelle de l'utilisation des ressources et des émissions de déchets. Ainsi, une alimentation adaptée et l'utilisation d'une génétique améliorée peut considérablement réduire les émissions de gaz (dioxyde de carbone, méthane, etc.) et de nutriments par unité de production. Une intensification prenant la forme d'une expansion relative des systèmes de production basés sur les concentrés, en particulier les poulets et autres volailles, au détriment de la production de ruminants, en particulier les parcs d'engraissement, est susceptible de réduire l'impact global du secteur de l'élevage sur le changement climatique.

Il est également nécessaire d'intensifier la production fourragère, limitant ainsi l'utilisation de terres assignées à l'élevage, soit directement comme pâturages soit indirectement pour les cultures fourragères. Cela soulagera la pression sur les habitats et la biodiversité présente. Si l'intensification conventionnelle peut accroître le poids environnemental sur les zones concernées, le recours à une agriculture de conservation (désherbage minimal, utilisation adéquate de l'eau, des engrais et des pesticides, etc.) peut pallier ce risque. L'intensification des pâturages et l'amélioration des cultures fourragères peuvent permettre de séquestrer le carbone, ou au moins de réduire les émissions de gaz à effet de serre.

L'intensification doit être suscitée par des signaux de prix, corrigés au préalable en tenant compte des distorsions actuelles et de la négligence à l'égard des externalités, ce qui aboutira à une meilleure utilisation des ressources naturelles, notamment de l'eau, dans le secteur de l'élevage.

Outre la correction des prix des intrants et de la production, les politiques publiques peuvent favoriser l'intensification en stimulant la recherche et le développement technologiques. Cependant, la

recherche et le développement technologiques publics se sont considérablement ralentis cette dernière décennie (Byerlee, Alex et Echeverría, 2003). Alors que les recherches sur les augmentations de productivité pour l'élevage commercial et industriel et la production et l'utilisation alimentaire qui s'y rapportent peuvent être largement laissées au secteur privé, la recherche publique doit jouer un rôle plus important dans la gestion des ressources naturelles et dans la réduction de la pauvreté, lorsque les technologies accessibles offrent un tel potentiel.

Purcell et Anderson (1997) analysent le rôle de la recherche et de la vulgarisation, et le rôle que peuvent jouer les politiques publiques dans leur promotion. Ils soulignent l'importance d'un milieu propice, notamment des politiques macroéconomiques et sectorielles, d'opportunités de marché favorables, et de l'accès aux ressources, aux intrants et aux crédits. On considère encore largement que le niveau de la recherche privée sera toujours insuffisant pour répondre aux besoins de la société, et que par conséquent le secteur public doit stimuler la recherche pour réduire cet écart. Cela s'applique en particulier aux thèmes relatifs aux interactions entre l'élevage et l'environnement, la recherche et le développement publics étant appelés à anticiper les lacunes à cet égard. Cependant, l'appui visant à une implication du secteur public dans le développement technologique ne sera pas effectif tant que les distorsions des prix bruts ne seront pas corrigées.

### Développement institutionnel

Alors que le secteur de l'élevage connaît une transformation rapide, les institutions ont tardé à répondre aux défis environnementaux qui se sont posés, pour les raisons abordées au début du Chapitre 4. De nombreuses questions de dégradation des ressources liées à l'élevage sont caractérisées par une absence de politiques et d'institutions publiques pour les gérer.

Les institutions doivent assurer le suivi des externalités environnementales, tant négatives que positives, et s'assurer que celles-ci soient

prises en compte et transmises dans la prise de décision privée. Les institutions doivent également négocier et parfois appliquer ces mesures. Elles doivent élaborer des normes et des réglementations, et les mettre en œuvre.

Des changements institutionnels sont requis pour corriger les distorsions des politiques publiques qui créent actuellement des incitations perverses et encouragent une utilisation inefficace et une mauvaise affectation des ressources. Très souvent, des signaux de prix inappropriés proviennent de lacunes au sein des capacités institutionnelles, par exemple dans les situations où les autorités traditionnelles ont perdu leur emprise sur les ressources de propriété collective. Une bonne intendance environnementale doit être établie au niveau approprié: au niveau du bassin versant communal dans le cas des ressources de pâturage de propriété collective et des systèmes de récupération de l'eau; au niveau national pour la protection des zones naturelles, pour les politiques environnementales et leur mise en œuvre; au niveau international pour la protection de l'atmosphère et les questions mondiales liées à biodiversité.

### Sensibilisation, éducation et information

Il existe un besoin pressant de fournir des informations sur les préoccupations environnementales, et plus spécifiquement de sensibiliser le grand public, les consommateurs, les élèves et étudiants, le personnel technique, les agents de vulgarisation et les décideurs politiques dans le privé et le public, sur le rôle du secteur de l'élevage dans la dégradation des ressources naturelles. La communication entre tous les acteurs est importante car la plupart des questions environnementales liées à l'élevage ne peuvent être traitées avec succès que de manière concertée et négociée.

### 6.1.3 Problématiques liées au changement climatique

Après l'évocation des politiques et des approches générales, intéressons-nous à leur mise en œuvre dans des champs particuliers, à commencer par le changement climatique.

Le secteur de l'agriculture (y compris la production animale) représente une part importante des émissions de gaz à effet de serre de nombreux pays en développement.

Cependant, il apparaît dans les rapports des pays sur les émissions présentés à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (Rapports nationaux, CCNUCC) que les programmes d'atténuation ont encore tendance à se concentrer sur d'autres secteurs. Cela est probablement dû aux difficultés techniques rencontrées pour évaluer et certifier l'utilisation agricole, et le secteur constitué par l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie (ensemble désigné en anglais par le sigle LULUCF). Des progrès sont néanmoins réalisés, et la contribution potentielle est immense.

### *Utiliser le Mécanisme pour un développement propre*

Actuellement le principal mécanisme du Protocole de Kyoto permettant de produire des «réductions certifiées des émissions» (RCE), susceptibles d'être ensuite échangées sur le marché du carbone, est le Mécanisme pour un développement propre, le MDP. Le MDP est une fonction permettant aux pays développés de réduire leurs émissions nettes de carbone en promouvant des projets d'énergie renouvelable, d'efficacité énergétique ou de séquestration du carbone dans les pays en développement, en échange de RCE. L'objectif du MDP est d'aider les pays développés à satisfaire leurs obligations relatives au Protocole de Kyoto tout en encourageant le développement durable dans les pays en développement.

L'élément essentiel pour assurer le succès du MDP est une participation multisectorielle d'acheteurs (en fin de compte, des pays développés) et de vendeurs (des pays en développement) de RCE. Trois grandes catégories de projets se qualifient pour le MDP:

- les projets d'énergie renouvelable qui seront des alternatives aux projets de combustible fossile;



© FAO/10366/F. BOTTIS

*Directeur de projet conversant avec des bergers nomades dans le nord de l'Afghanistan – 1969*

- les projets de fixation du carbone qui compensent les émissions de gaz à effet de serre (essentiellement dans le domaine LULUCF); et
- les projets énergiquement efficaces qui diminueront les émissions de gaz à effet de serre.

Pour les projets relatifs au champ LULUCF, seules les initiatives de boisement ou de reboisement sont autorisées au cours de la première phase d'engagement du Protocole de Kyoto (2008-2012).

Un facteur clé pour les transactions du MDP est l'existence d'un marché international actif pour les RCE, qui requiert des partenariats entre plusieurs agents, à savoir les développeurs de projets, les investisseurs, les auditeurs indépendants, les autorités nationales dans les pays hôtes et bénéficiaires, et les agences internationales en charge de la mise en œuvre du Protocole de Kyoto (Mendis et Openshaw, 2004).

Depuis la ratification du Protocole en février 2005, de nombreux projets ont été enregistrés<sup>2</sup>.

Ces projets sont essentiellement basés sur des méthodologies prédéterminées. Les méthodologies établies dans le secteur de l'élevage ne concernent que les émissions issues de la production industrielle: la récupération du méthane (comme source d'énergie renouvelable) et l'atténuation des gaz à effet de serre, grâce à l'amélioration des systèmes de traitement des déchets animaux dans le cadre de l'alimentation des animaux en stabulation<sup>3</sup>. Des possibilités existent pour d'autres types de projets visant à atténuer les émissions issues du secteur de l'élevage par l'intensification de la production. Ainsi, une plus grande efficacité de la fermentation gastrique du

<sup>2</sup> La liste des projets enregistrés peut être consultée à l'adresse suivante: <http://cdm.unfccc.int/Projects/registered.html>.

<sup>3</sup> Récupération de méthane: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/03E6PSPYME3LMKPM6QS6611K70A08F/view.html>.  
Traitement des déchets: <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/3CQ19TPG00FCG2XT08CP18P446L8SB/view.html>.

bétail par le biais d'aliments de meilleure qualité pourrait substantiellement réduire les émissions du vaste secteur laitier indien (Sirohi et Michaelowa, 2004). Pour cela, des crédits (accordés par exemple par des institutions de microfinance), des méthodologies de certification, une commercialisation effective, le recours à des incitations et des campagnes promotionnelles sont nécessaires, pour que les technologies concernées soient largement acceptées (Sirohi et Michaelowa, 2004).

D'autres problèmes sont liés au fait que les projets actuels du MDP ne peuvent pas être utilisés pour modifier le profil d'émission d'un pays (Salter, 2004). Un certain nombre de projets d'énergie renouvelable pourraient présenter des défaillances majeures, notamment pour ce qui est de parvenir à démontrer leur «complémentarité» et leur aptitude à produire des bénéfices environnementaux et sociaux supplémentaires (un projet répond au principe de complémentarité lorsqu'il permet d'obtenir une réduction des émissions supérieures à celles qui auraient été réalisées en l'absence du projet). La définition d'un niveau de référence (les émissions de gaz à effet de serre existantes ou prévues en l'absence de projet) pose également problème.

Actuellement, les initiatives de boisement ou reboisement (B/R) sont les seuls projets de changement d'utilisation des terres à être éligibles. Elles ont toutefois les qualités nécessaires pour pouvoir atténuer l'impact du secteur de l'élevage sur le changement climatique, en reconvertissant en forêts les pâturages marginaux ou dégradés. Il existe d'autres méthodes potentielles pour diminuer de manière significative les émissions, mais elles ne sont pas encore éligibles, à savoir les formes d'amélioration des pâturages telles que l'utilisation sylvopastorale des terres, la réduction des pâturages et les améliorations techniques.

### *Promotion de la fixation du carbone des sols*

Les effets de la «perte» de carbone peuvent substantiellement augmenter les coûts de la fixation du carbone (Richards, 2004). Une «perte» se produit lorsque les effets d'un programme ou d'un



© FAO/22114/J. KOELEN

*Jeunes pousses replantées dans une zone aride pour la fixation d'une dune. Ces activités font partie du projet de développement de foresterie rurale pour la lutte contre la désertification – Sénégal 1999*

projet conduisent à une réponse compensatoire en dehors du programme ou du projet. Ce problème provient de deux faits fondamentaux. D'une part, la terre peut être convertie dans un sens ou dans l'autre, entre les divers usages liés à la foresterie ou l'agriculture. D'autre part, l'équilibre global des activités sur les terres dépendra des prix relatifs dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie. Cela est dû au fait que les projets et programmes individuels font peu pour changer les prix ou les besoins subséquents en terres. Par exemple, si une terre forestière est préservée à un endroit, les besoins persistants en terres agricoles et produits forestiers pourraient conduire à un défrichage et à une conversion accrues dans une autre région. Ainsi, les effets de la préservation peuvent être partiellement ou entièrement annihilés par la perte. De manière similaire, si une terre agricole est convertie en forêts, les besoins sous-jacents en cultures peuvent simplement causer la reconversion d'autres terres forestières vers l'agriculture.

Les programmes de fixation du carbone requièrent des instruments de politique publique autres que les programmes de contrôle des émissions de carbone (Richards, 2004). Si les programmes de fixation du carbone sont subventionnés ou utilisés pour compenser les taxes sur les émissions de carbone ou les crédits carbone négociables, alors leur effet sur le système des finances



publiques sera assez différent de celui qu'aurait eu un mécanisme de contrôle des émissions. En général, les instruments qui requièrent une augmentation des dépenses publiques, comme les subventions et les contrats, ont un coût social plus élevé que ceux qui augmentent les recettes publiques, comme les crédits carbone négociables et les taxes sur les émissions.

Les activités de fixation du carbone requièrent une évaluation soignée du rôle que doit jouer le gouvernement, pour déterminer si une approche de marché pure est préférable à des options dans lesquelles il garderait un contrôle plus grand sur le type et le mode de projets entrepris. La question de la mesurabilité et de l'incertitude des résultats des projets est problématique. Un autre point important est la capacité du gouvernement à s'engager de manière crédible à maintenir des incitations sur de longues périodes. De plus, un programme de fixation du carbone poursuivra en principe plusieurs objectifs, qui peuvent inclure la lutte contre l'érosion, la fourniture d'habitat, l'approvisionnement en bois et le renforcement des activités récréatives. Ainsi, les objectifs d'un programme de fixation du carbone seront en principe difficiles à mesurer et à faire évoluer dans le temps. De manière similaire, certains auteurs (Teixeira *et al.*, 2006) suggèrent qu'un développement réussi de projets B/R au Brésil peut nécessiter l'implication d'une politique nationale et une action régulatrice, en plus des outils purement orientés vers le marché.

Le potentiel d'accumulation supplémentaire de carbone organique dans les sols est immense et l'adaptation des systèmes d'élevage extensifs est la clé pour libérer ce potentiel. Des options techniques existent pour stopper la dégradation des pâturages et séquestrer le carbone, en particulier dans le sol, en fabriquant de la matière organique dans la terre. Les pâturages actuels sont probablement le plus grand puits de carbone potentiel disponible (voir Chapitre 3).

Cependant, les mêmes questions décrites plus haut pour les activités B/R s'appliquent également ici, à savoir la question de la «perte», la

poursuite d'objectifs multiples, la continuité de l'engagement gouvernemental, etc. Les bénéfices s'accumulent sur plusieurs décennies, et dans de nombreux cas les pics d'absorption du carbone ne se produisent qu'après 20 à 40 ans. Les propriétaires qui réalisent ces investissements voudront sans doute savoir si le gouvernement récompensera encore la fixation du carbone dans un avenir lointain, lorsque leurs activités arriveront à terme. L'Etat doit être capable de prendre des engagements crédibles pour offrir des incitations constantes sur de longues périodes.

Bien que cela ne soit pas éligible actuellement pour le MDP, un effort plus sérieux doit être fait pour permettre d'obtenir des réductions d'émissions certifiées pour la réhabilitation de terres dégradées et une gestion durable des forêts existantes, que ce soit dans le cadre du MDP ou dans un cadre différent.

Les bénéfices potentiels d'une amélioration de la gestion du carbone du sol sont considérables et s'accroissent en proportion. Ils comprennent:

- au niveau mondial, l'atténuation du changement climatique et une biodiversité accrue;
- au niveau national, des possibilités accrues pour le tourisme et une durabilité agricole et un approvisionnement alimentaire améliorés; et
- au niveau local, une meilleure base de ressources pour les générations futures et un rendement accru pour les cultures, le bois et l'élevage (FAO, 2004b).

Dans le contexte des pays en développement les plus pauvres, les petits producteurs sont un groupe clé pour atteindre non seulement le niveau requis, mais également les objectifs de développement et de protection de l'environnement. En l'absence d'interventions politiques et de soutien financier externe, ceux-ci recourent à des pratiques de gestion améliorées, optimales au niveau individuel mais suboptimales au niveau de la société. S'appuyant sur des études de cas, la FAO (2004b) conclut que des fonds substantiels, issus des organisations de développement ou des investisseurs du carbone, seront nécessaires si les projets de fixation du

carbone des sols dans les petites exploitations des zones arides doivent devenir une réalité. Les bénéfices attendus sont probablement insuffisants, sans un financement externe, pour compenser les agriculteurs des coûts engendrés au niveau local.

Outre ces calculs purement économiques il existe une préoccupation éthique. Attendre des petits exploitants locaux qu'ils adoptent des pratiques de gestion, à des niveaux socialement et mondialement optimaux, implique qu'ils subventionnent le reste de la société de leurs pays respectifs ainsi que la société mondiale. Si l'agriculture durable, la restauration environnementale et la réduction de la pauvreté doivent être ciblées simultanément à grande échelle et sur une période plus longue, alors une approche plus flexible et adaptative de la gestion et de la politique est nécessaire. Cette approche devrait permettre de renforcer les stratégies développées par les producteurs pour faire face aux incertitudes, tout en leur offrant les incitations nécessaires pour qu'ils adoptent les programmes proposés.

Des démarches participatives doivent être utilisées. La réussite d'un programme de fixation du carbone à long terme et à grande échelle, susceptible de concerner plusieurs milliers de petits exploitants individuels, est peu probable si toutes les décisions sont prises suivant une approche interventionniste et descendante. Cela amènerait certainement à décourager les producteurs locaux et augmenterait le risque qu'ils se désengagent des accords. Un premier pas important vers l'intégration institutionnelle est d'identifier les institutions locales et/ou régionales déjà existantes qui pourraient être les plus adaptées pour conduire un programme anticipé de fixation du carbone. Outre le fait qu'elles ont la confiance de la majorité des petits agriculteurs, ces institutions devraient être capables et désireuses de participer à l'élaboration d'un programme local/régional; d'assurer la participation nécessaire d'un large groupe de petits producteurs; de garantir une juste répartition des coûts; de coordonner le suivi et le contrôle; et de canaliser les bénéfices

éventuels selon des modes souhaitables et équitables (Tschakert et Tappan, 2004).

Les activités de fixation du carbone du sol ne sont pas incluses dans le MDP au cours de la première période d'engagement en raison de leur complexité. Cependant, elles présentent un fort potentiel et elles comptent parmi les objectifs des principales conventions internationales sur l'environnement – non seulement la Convention-cadre sur le changement climatique (CCNUCC), mais également la Convention sur la lutte contre la désertification (UNCCD) et la Convention sur la biodiversité (CDB). Un certain nombre d'opportunités alternatives importantes de financement pourraient être utilisées pour aider à mettre en œuvre les programmes de fixation du carbone: le Fonds BioCarbon, le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), le Fonds d'adaptation et le Fonds prototype pour le carbone (FAO, 2004b).

Des fonds substantiels seront nécessaires pour les activités de fixation du carbone du sol, et le marché florissant du carbone ou de la réduction certifiée des émissions (RCE) peut constituer une source potentielle de financement. Le marché des RCE est un des marchés mondiaux connaissant la croissance la plus rapide – certains analystes estiment qu'il atteindra la valeur de 40 milliards d'USD par an d'ici la fin de la décennie. En 2004, le volume mondial des échanges de CO<sub>2</sub> s'élevait seulement à 94 millions de tonnes. En 2005, il avait atteint 800 millions de tonnes. Pour le seul mois de janvier 2006, et concernant les seuls acteurs européens, le chiffre était de plus de 262 millions de tonnes pour les transactions au comptant. Lorsque le Protocole de Kyoto est entré en vigueur, une tonne de CO<sub>2</sub> se vendait à 8-9 USD sur le marché au comptant. Une année plus tard, une tonne s'échangeait à plus de 31 USD.

### 6.1.4 Problématiques liées à l'eau

L'amélioration de l'efficacité de l'utilisation de l'eau est un objectif crucial car les ressources en eau se raréfient. D'un point de vue technique, cette amélioration implique une réduction des pertes. D'un point de vue économique, cela sup-

pose d'accroître les bénéfices nets des usagers tout en tenant compte des externalités. Accroître l'efficacité de l'eau peut signifier que certains secteurs cèdent de l'eau à d'autres dans lesquels son utilisation a une plus grande valeur. Dans certaines zones, cela conduira à favoriser le développement de certains types d'activités agricoles (Norton, 2003) et pourra réduire le rendement du secteur de l'élevage.

Les politiques visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau doivent se concentrer sur l'adoption de technologies appropriées, aptes à exploiter l'eau de manière rationnelle. Elles doivent également assurer une bonne gestion de la demande, afin de faciliter l'utilisation de l'eau par les activités les plus productives en eau. Cette efficacité peut être obtenue en mettant en place des institutions appropriées régissant l'allocation de l'eau, les droits de propriété sur l'eau, et la qualité de l'eau (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Il est essentiel d'inclure des objectifs d'équité dans ces politiques et de distribuer l'eau équitablement entre les différents acteurs, afin qu'aucun ne soit privé d'accès à cette ressource vitale. Même si cet objectif est habituellement clairement mentionné dans la plupart des cadres de décision, il est en réalité souvent négligé (Norton, 2003).

De multiples instruments doivent être compris dans les politiques de conservation de l'eau. La combinaison appropriée d'instruments de politique pour l'eau, de réformes de la gestion de l'eau et d'arrangements institutionnels doit être adaptée aux conditions nationales et locales. Les instruments varieront selon le niveau de développement, les conditions agroclimatiques, le niveau de pénurie de l'eau, l'intensification agricole et la concurrence pour l'accès aux ressources en eau.

La stratégie à privilégier est celle d'une participation volontaire, même si la coercition doit pouvoir constituer une option disponible (Napier, 2000). La mise en œuvre de politiques et d'options techniques adaptées prend du temps, et réclame un engagement politique et des financements (Rosegrant, Cai et Cline, 2002; Kallis et Butler, 2001).

### *Evaluation correcte du prix de l'eau*

Le rôle fondamental des prix est d'aider à allouer les ressources selon les usagers, les activités et les périodes d'utilisation qui se font concurrence (Ward et Michelsen, 2002) et d'encourager une utilisation efficace de l'eau.

En pratique, l'eau pour l'agriculture est très souvent fournie gratuitement (représentant ainsi une subvention de 100 pour cent) et, même dans les pays où des systèmes de fixation des prix ont été institués, le prix de l'eau reste considérablement sous-évalué (Norton, 2003). Dans de nombreux cas, l'introduction de l'évaluation du prix de l'eau, ou les tentatives de réforme des prix de l'eau, ont émergé de crises financières, de pressions sur les budgets du gouvernement, d'un faible recouvrement des coûts, d'une détérioration des infrastructures ou d'une augmentation de la demande en eau (Bosworth *et al.*, 2002).

Des principes généraux pour l'évaluation du prix de l'eau ont été établis par le Partenariat mondial pour l'eau (Rogers, Bhatia et Huber, 1998). En déterminant les prix de l'eau, les frais des effluents et les incitations à la lutte contre la pollution, il est important d'estimer le coût total de l'eau utilisée dans un secteur particulier. Cela implique de considérer les composants suivants (voir figure 6.2):

- a) coût total d'approvisionnement (fonctionnement et entretien, ainsi qu'investissement en capital);
- b) coût économique total (coûts totaux de ravitaillement, plus coûts d'opportunité et coûts externes économiques); et
- c) coûts totaux (coût économique total plus coûts externes environnementaux).

Les prix doivent indiquer aux usagers le manque réel d'eau et le coût de la prestation de service; ils doivent inciter à une utilisation plus efficace de l'eau et donner aux prestataires de services et aux investisseurs des informations sur la demande réelle en cas de nécessité d'étendre les approvisionnements. (Johansson, 2000; Bosworth *et al.*, 2002; Small et Carruthers, 1991).

Par des mesures telles que la mise en place de frais de pollution et l'établissement d'un prix de l'eau pour encourager la préservation et une meilleure efficacité, l'évaluation des prix peut servir à assurer que les acteurs internalisent les coûts externes environnementaux pouvant résulter des activités agricoles (Johansson, 2000; Bosworth *et al.*, 2002; Small et Carruthers, 1991). Une détermination adéquate des prix peut réduire de manière significative les prélèvements et la consommation d'eau par l'agriculture, l'industrie et les ménages. Augmenter les prix de l'eau à partir des faibles niveaux qui prévalent dans la plupart des pays peut générer des économies substantielles d'eau, du fait de la quantité importante d'eau utilisée dans l'irrigation (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

### *Méthodes d'évaluation du prix de l'eau*

Les méthodes d'évaluation du prix de l'eau comprennent les méthodes volumétriques et non volumétriques et celles basées sur le marché (Bosworth *et al.*, 2002; Johansson, 2000, Perry, Rock et Seckler, 1997; Small et Carruthers, 1991).

Les méthodes volumétriques d'évaluation du prix de l'eau consistent à taxer l'eau par unité de volume consommée. Elles sont appropriées lorsque l'objectif est de réduire la demande en eau dans le secteur agricole et de la réallouer à d'autres secteurs. Les évaluations volumétriques sont tributaires de l'estimation objective du prélèvement d'eau et sont souvent difficiles à appliquer dans la pratique. Des méthodes de calcul indirect ou des systèmes d'attribution des prix quasi-volumétriques ont été élaborés, qui s'appuient sur des facteurs tels que le moment de l'approvisionnement, les licences de prélèvement et les méthodes volumétriques tarifées par parcelle ou par niveau.

Les méthodes non volumétriques dans le secteur agricole peuvent se fonder sur les rendements agricoles ou la surface irriguée (Bosworth *et al.*, 2002; Johansson, 2000). Elles sont habituellement utilisées lorsque l'objectif est le recouvre-

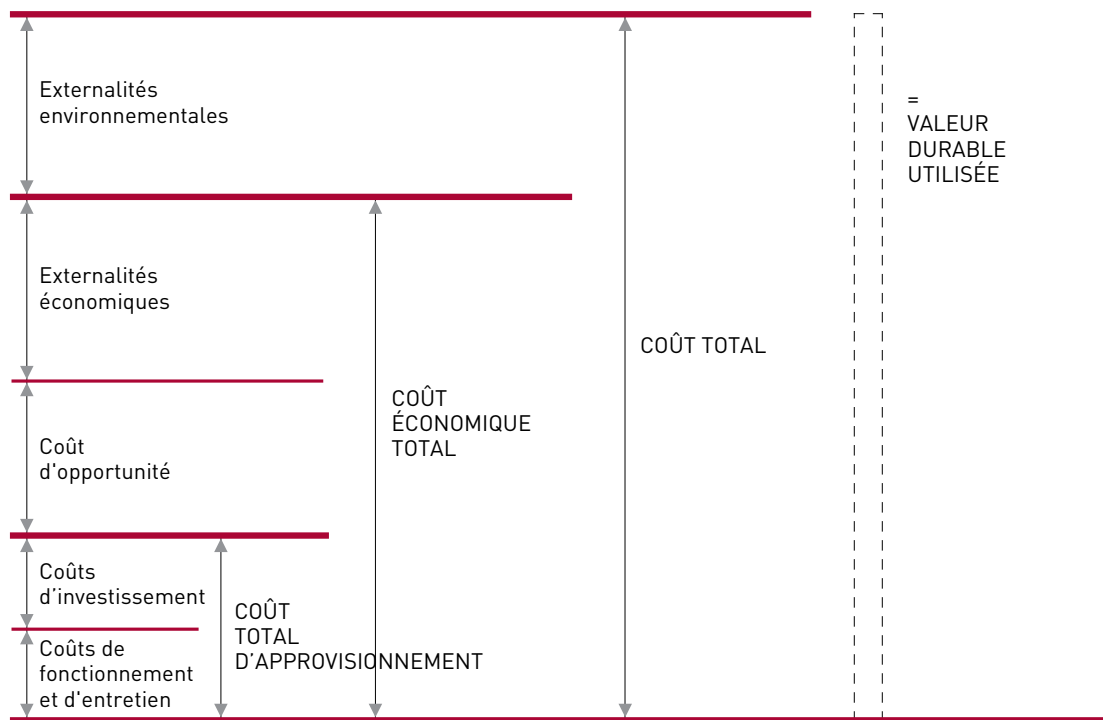
ment des coûts. L'évaluation des prix basée sur la surface, lorsque les exploitants paient un prix fixe par unité de surface irriguée, est la méthode la plus commune d'estimation du prix de l'eau d'irrigation (Bosworth *et al.*, 2002).

Dans les pays en développement, l'objectif de l'évaluation de l'eau est essentiellement celui du recouvrement des coûts, plus spécifiquement des coûts de fonctionnement et d'entretien. En Chine par exemple, les particuliers doivent seulement payer pour le pompage de l'eau d'irrigation. Cependant, cette méthode ne permet de récupérer que 28 pour cent des coûts, ce qui incite peu à adopter des technologies permettant des économies d'eau (Jin et Young, 2001). Par contraste, dans les pays développés l'évaluation du prix de l'eau répond à plusieurs objectifs, dont la gestion des besoins et l'internalisation des externalités environnementales.

Les prix de l'eau peuvent être divisés en deux composantes: des frais fixes et des frais variables. Les frais fixes ont pour but de fournir au prestataire de service un flux de rentrées fiable, tandis que les frais variables incitent l'utilisateur à utiliser l'eau efficacement. La part fixe peut être calculée en fonction de divers facteurs tels que la culture, la surface de l'unité, la durée de l'approvisionnement, la méthode d'irrigation ou la vitesse d'écoulement de l'eau. La part variable est basée sur le volume d'eau effectivement consommé (Banque mondiale, 1997).

Il n'est pas étonnant que les prix de l'eau tendent à être plus élevés dans les régions où la pénurie d'eau est un problème (Bosworth *et al.*, 2002). Dans les pays comme l'Argentine, le Bangladesh, l'Inde, l'Italie, le Japon, le Mexique, le Pakistan, l'Espagne, la République arabe syrienne, le Soudan, la Turquie ou la Nouvelle-Zélande, le secteur de l'agriculture doit payer un coût considérable, calculé sur la base des facteurs mentionnés ci-dessus, tandis qu'en Australie, en France, en Tunisie, au Royaume-Uni, aux États-Unis d'Amérique et au Yémen, les usagers de l'agriculture paient un tarif variable, en fonction de la quantité d'eau consommée. À l'autre extrême, en Israël, les pro-

Figure 6.2 Principes généraux de l'évaluation du prix de l'eau



Source: Rogers, Bhatia et Huber (1998).

ducteurs se voient allouer de l'eau pour laquelle existe une tarification croissante par tranches, selon le pourcentage d'allocation utilisé. Pour les premiers 50 pour cent, ils doivent payer 0,18 USD par mètre cube, pour les 30 pour cent suivants, 0,22 USD par mètre cube et pour les 20 pour cent restants, 0,29 USD par mètre cube (Bosworth *et al.*, 2002).

Un taux uniforme par hectare, sur la base de la surface irriguée ou le type de culture – quel que soit le volume d'eau utilisée – ne devrait pas inciter à un quelconque changement d'utilisation de la ressource. Une étude (Yang, Zhang et Zehnder, 2003) sur l'efficacité des politiques de l'eau basées sur l'évaluation du prix dans les principaux districts d'irrigation du nord de la Chine (où l'eau est payée à un taux uniforme sur la base de la superficie) a établi que, malgré l'augmentation des coûts de l'eau, l'utilisation de celle-ci par les producteurs n'a pas été modifiée. De même, en

Inde, au Pakistan et dans de nombreux autres pays où l'on paie l'eau en fonction de la surface, les agriculteurs ont des coûts marginaux d'acquisition d'eau supplémentaire nuls – et ne sont donc pas incités à économiser cette ressource (Ahmed, 2000). Même lorsque la tarification progressive par tranches est utilisée, par exemple en Jordanie, la progression des prix et leurs niveaux sont souvent trop bas pour induire un changement (Chohin-Kuper, Rieu et Montginoul, 2003).

#### *Evaluation difficile du prix de l'eau*

Bien que les méthodes volumétriques soient une approche idéale pour évaluer le prix de l'eau, les difficultés pratiques les rendent difficiles à mettre en œuvre, en particulier dans les pays en développement où les exploitations sont souvent petites et dispersées (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Les problèmes comprennent la mesure objective de l'eau consommée, des coûts de transaction

ainsi que du suivi et de la mise en œuvre. Par conséquent, des mesures indirectes du volume de l'eau sont utilisées, comme la durée de l'approvisionnement, le nombre de fois qu'une culture est irriguée et la part variable d'approvisionnement en eau à laquelle a droit un exploitant.

La difficulté de l'évaluation volumétrique du prix, à l'échelle de l'utilisateur individuel, est parfois surmontée en utilisant une approche basée sur la vente en gros des ressources en eau, selon laquelle l'eau est fournie et vendue en grandes quantités à des groupes structurés d'exploitants, dans des endroits où le volume total peut être mesuré. De telles associations d'utilisateurs sont soit des producteurs organisés en petits groupes, comme c'est souvent le cas en Asie, soit des organisations formelles spécialisées dans l'irrigation, telles que celles que l'on trouve au Mexique et aux États-Unis d'Amérique. Les allocations volumétriques sont également communes en Australie, au Brésil, en France, à Madagascar et en Espagne (Bosworth *et al.*, 2002; Banque mondiale, 1997; Ahmed, 2000; Asad *et al.*, 1999).

Les coûts de fonctionnement et d'entretien, qui sont peu ou ne sont pas récupérés, représentent une subvention pour le secteur de l'agriculture et de l'élevage. L'expérience des pays est variable en matière de recouvrement des coûts. Dans une étude comparative sur 22 pays (Banque mondiale, 1997), le recouvrement des coûts de fonctionnement et d'entretien de l'irrigation a été évalué, dans les pays en développement, d'un minimum de 20-30 pour cent en Inde et au Pakistan (où l'État reste fortement impliqué dans le fonctionnement des systèmes d'irrigation) à un maximum de 75 pour cent environ à Madagascar (où le rôle du gouvernement est beaucoup plus réduit en regard des associations d'utilisateurs de l'eau, chargées de gérer les systèmes d'irrigation). Dans les pays de l'OCDE, le recouvrement des coûts est beaucoup plus important, la majorité des pays obtenant le recouvrement total des coûts de fonctionnement et d'entretien. Les pays comme l'Australie, la France, le Japon, l'Espagne et les Pays-Bas récupèrent également les coûts totaux d'approvi-



*Pompe à eau pour l'irrigation – Inde 1997*

sionnement (OCDE, 1999). Selon les lois étatiques des États-Unis d'Amérique, les prix demandés par les districts d'irrigation aux exploitants ne doivent pas dépasser leurs frais. Par conséquent, les prix de l'eau sont déterminés de façon à couvrir seulement les coûts de distribution et d'entretien (Wahl, 1997).

La sous-évaluation courante du prix de l'eau est une forme de subvention. Ces subventions prennent plusieurs formes, y compris l'approvisionnement public, gratuit ou à bas prix, de l'eau destinée à l'agriculture, et le financement des équipements d'irrigation ou de l'énergie pour pomper les eaux souterraines. Ce type de subvention doit disparaître pour encourager l'utilisation efficace de l'eau.

L'agriculture bénéficie généralement d'une eau subventionnée et se voit imposer des prix inférieurs par rapport aux usagers industriels et les ménages. La Chine, qui poursuit son objectif d'autosuffisance céréalière, stimule la production céréalière en appliquant des tarifs sur l'eau inférieurs pour les céréales par rapport à d'autres cultures (Von Dörte, 2004). Aux États-Unis d'Amérique, il a été établi que les producteurs ne paient que 1 à 5 centimes de dollar par mètre cube, tandis que les ménages paient entre 30 et 80 centimes de dollar (Pimentel *et al.*, 2004). Dans le Gujarat, en Inde, les frais d'électricité pour pomper de l'eau souterraine sont subventionnés – les frais payés par les exploitants pour l'électricité sont basés sur

la capacité et non sur l'énergie utilisée (Kumar et Singh, 2001). Cela représente une subvention pour l'utilisation de l'eau et contribue à l'amoindrissement des ressources en eau et à la réduction de la nappe phréatique. De manière similaire, en France, les cultures irriguées sont en augmentation en partie à cause de programmes qui offrent des subventions aux producteurs investissant dans de nouveaux équipements d'irrigation (OCDE, 1999).

Le développement subventionné de forages en Afrique subsaharienne (essentiellement par le biais de projets de développement) a contribué dans certains endroits à l'appauvrissement des ressources en eaux souterraines. En Namibie, par exemple, l'approvisionnement en eau gratuite pour le bétail a entraîné une carence en eau, une désertification et une dégradation des terres (Byers, 1997). Le développement de forages de puits et l'utilisation étendue des eaux souterraines, couplés à un approvisionnement en eau issue des canaux et des conduites, y ont largement contribué.

Dans de nombreux pays, l'évaluation du prix de l'eau est une question politiquement sensible, en particulier lorsque l'économie est dépendante de l'irrigation, comme en Chine, en Egypte ou au Soudan (Ahmed, 2000; Yang, Zhang et Zehnder, 2003; Von Dörte, 2004). De plus, l'augmentation des prix de l'eau à un niveau susceptible de modifier les comportements peut se trouver en contradiction avec d'autres objectifs de politique publique, comme la compétitivité des petits producteurs, la réduction de la pauvreté ou l'autosuffisance alimentaire. En outre, les détenteurs de droits sur l'eau peuvent ressentir l'imposition ou l'augmentation des prix de l'eau comme une expropriation de ces droits, qui amenuise par conséquent la valeur de leurs terres (Rosegrant et Binswanger, 1994).

#### *Mise en place d'un cadre réglementaire pour la gestion de l'eau*

Les réglementations sont souvent utilisées pour lutter contre la pollution issue des activités d'élevage ou contre l'appauvrissement des ressources en eaux souterraines.

La mise en place de normes de qualité et de mesures de contrôle est essentielle dans la gestion de la pollution de l'eau. Bien que la formulation de normes uniformes puisse simplifier la mise en œuvre, les exploitations ou entreprises plus petites peuvent se révéler incapables de faire face aux coûts requis par la mise en conformité, le traitement des déchets ou la délocalisation (FAO, 1999c). Les normes doivent donc être définies localement ou régionalement, en tenant compte des points de vue environnemental et économique car les coûts marginaux pour les ajustements techniques sont variables.

Les mécanismes réglementaires de lutte contre la pollution peuvent prendre différentes formes:

- la définition de normes minimales afin de réduire les émissions et les effluents à des niveaux acceptables;
- la spécification des équipements à utiliser (traitement des effluents) pour satisfaire les normes minimales;
- la délivrance de permis pour le déversement de produits polluants, qui peuvent également être négociés. Les permis négociables reposent sur le paiement par unité de pollution ou l'utilisation de crédits pour réduire la pollution. Dans ce cas, les mécanismes de marché sont utilisés pour allouer les droits de pollution, une fois qu'un niveau global acceptable de pollution a été établi; et
- la spécification de l'activité industrielle maximale. Ainsi, dans les systèmes de production animale, des limites peuvent être placées sur le nombre de tête de bétail par hectare (FAO, 1999c).

Ces mesures peuvent être introduites dans les codes qui autorisent l'accès à l'eau et régulent le marché des droits de propriété sur l'eau (Norton, 2003). La mise en place de pénalités doit s'effectuer de manière à empêcher leur suppression arbitraire par décret politique. Elles doivent avoir suffisamment d'envergure pour agir comme des outils effectifs de dissuasion pour les contrevenants potentiels (Napier, 2000).

Un ensemble de critères sont utilisés pour mesurer les impacts des systèmes d'élevage sur la qualité de l'eau et pour fixer les normes de qualité sur des points d'eau spécifiques. Les paramètres à surveiller pour évaluer ces impacts comprennent: le niveau de sédimentation; la présence de nutriments (azote, phosphore et carbone organique); la température de l'eau; le niveau d'oxygène dissous; le niveau de pH; les niveaux de pesticides; la présence de métaux lourds et de résidus médicamenteux; et les niveaux de contaminants biologiques. La surveillance étroite de ces paramètres est un élément clé pour évaluer la conformité des systèmes de production avec des normes et des codes de pratiques déterminés. La Commission européenne propose des contrôles d'émission et des normes de qualité environnementale à l'échelle de l'UE pour les substances et les systèmes de mesure, son objectif étant l'arrêt définitif, d'ici 20 ans, des émissions de substances identifiées comme dangereuses (Kallis et Butler, 2001). La surveillance a un coût et peut représenter une charge financière, en particulier dans les pays disposant de capacités limitées à cet égard. Les coûts de suivi relatifs à la directive-cadre européenne sur l'eau ont été estimés à 350 millions d'euros pour 1993 (Kallis et Butler, 2001).

Les pratiques qui polluent les ressources en eau sont taxées dans certains endroits. En Belgique par exemple, les eaux usées issues de l'élevage sont soit assimilées dans les eaux usées domestiques et taxées comme telles, soit répandues sur des terres agricoles où elles sont sujettes à une taxe industrielle spéciale (OCDE, 1999). Le cadre de décision de l'UE sur l'eau inclut désormais le principe selon lequel il ne doit y avoir «aucun écoulement direct» dans les eaux souterraines (Kallis et Butler, 2001).

La pollution des sources non ponctuelles est plus difficile à réguler. Les codes de pratique environnementale et leur mise en œuvre sont des éléments clés pour s'assurer que les activités agricoles qui génèrent ce type de pollution soient astreintes à une autorisation préalable

ou à un enregistrement sur la base de règles contraignantes (Kallis et Butler, 2001).

Les niveaux d'extraction des ressources en eaux souterraines sont souvent réglementés, en particulier dans les pays développés. Des frais de prélèvement, notamment au sein de l'OCDE, visent à réguler la surexploitation de ces ressources. C'est le cas notamment en Belgique, en Bulgarie, en Hongrie, aux Pays-Bas (Roth, 2001) et en Jordanie (Chohin-Kuper, Rieu et Montginoul, 2003).

L'efficacité des politiques de protection des eaux souterraines reste incertaine. Les exemples d'échec sont nombreux et les usagers ont souvent l'opportunité de contourner les réglementations environnementales. Ainsi, aux Pays-Bas, bien que les éleveurs soient sujets à une taxe d'extraction des eaux souterraines destinées à la production animale, ils peuvent extraire l'eau eux-mêmes sans être taxés. En Belgique, alors que la plupart des éleveurs paient une taxe sur les eaux souterraines, des exemptions sont accordées sur environ la moitié de l'eau qu'ils consomment (OCDE, 1999).

### *Développement des droits de propriété sur l'eau et des marchés de l'eau*

L'absence de droits de propriété sur l'eau bien déterminés conduit souvent à une utilisation non durable et inefficace des ressources. Dans de nombreux pays, ces droits ne sont pas définis et les eaux souterraines appartiennent habituellement à ceux qui possèdent la parcelle de terre correspondante. Il n'existe donc pas de restriction sur la quantité d'eau pompée par un propriétaire foncier individuel. Dans d'autres pays, comme la Chine, l'Etat est propriétaire de l'eau – un élément qui limite les incitations privées à la préserver ou à l'utiliser efficacement.

Le fonctionnement correct des marchés de l'eau requiert que les droits sur l'eau soient formellement et juridiquement définis. Dans les pays en développement, comme l'Egypte, le Pakistan et le Soudan, ces droits sont incertains et peu réglementés, les exploitants les moins favorisés ayant souvent insuffisamment accès à la ressource tan-



dis que les plus favorisés en prélèvent trop. Des marchés informels de l'eau, basés sur des droits coutumiers, se trouvent par exemple en Inde, au Mexique et au Pakistan. Dans ces marchés, les producteurs vendent habituellement les surplus d'eau aux exploitations ou villes voisines (Johanson, 2000). Ainsi, dans le Gujarat en Inde, les riches propriétaires fonciers ont investi dans des pompes diesel et des réseaux de conduits de distribution pour vendre l'eau à d'autres exploitants ne disposant pas de tels équipements (Kumar et Singh, 2001). La mise en place d'une institution spécifique chargée de gérer la distribution et l'allocation des droits peut être requise, de façon à disposer de mécanismes de résolution des conflits, empêcher l'établissement de pouvoirs monopolistiques et faire appliquer les règles en général (Norton, 2003; Tsur et Dinar, 1997).

L'organisation de marchés formels de l'eau est relativement nouvelle (Norton, 2003). La mise en place d'un marché de l'eau permettra aux agriculteurs de prendre des décisions quant à la poursuite de leurs activités ou de vendre leurs droits de propriété sur l'eau au plus offrant, améliorant ainsi l'efficacité de l'utilisation de la ressource. L'Australie, le Chili, le Mexique et l'ouest des Etats-Unis d'Amérique sont des exemples communément cités de pays où des marchés formels et des droits négociables de propriété sur l'eau sont utilisés pour gérer l'allocation de cette dernière. Des systèmes communaux d'irrigation avec des droits négociables de propriété sur l'eau se rencontrent par exemple au Népal (Small et Carruthers, 1991).

Les marchés de l'eau présentent certaines particularités par rapport à d'autres marchés. Habituellement, les transactions se réalisent au sein du même bassin versant, voire au sein du même système d'irrigation. Ainsi, les acheteurs et les vendeurs sont limités en nombre et la condition initiale pour un marché sain n'est généralement pas remplie. Dans le nord du Gujarat en Inde, les marchés informels des eaux souterraines sont largement développés, bien que la demande fasse défaut. Les producteurs sont capables de vendre

leur excès d'eau à leurs voisins. Cependant, ces marchés informels n'ont pas permis d'allouer l'eau de manière efficace, en raison du grand nombre de vendeurs par rapport aux acheteurs et du manque d'opportunités permettant de transférer l'eau à d'autres secteurs.

Différents types de droits de propriété sur l'eau peuvent être définis pour correspondre au marché qui sera mis en place. Ces droits doivent comporter un certain nombre de caractéristiques, notamment: les types de droits accordés (droits de détournement total, droits d'utilisation non renouvelable ou d'utilisation renouvelable), leur durée, le système de partage entre les usagers (classement par niveau de priorité entre les usagers – système d'appropriation – ou droits proportionnels entre les usagers) et le type d'usagers (des droits peuvent être délégués aux particuliers, aux entreprises privées ou aux communautés) (Norton, 2003).

Il est souvent difficile d'établir les droits de propriété initiaux sur l'eau requis par le système, en raison des coûts élevés liés à la détention et la capture de l'eau, et parce que l'approvisionnement peut être sujet à des changements imprévus (Ward et Michelsen, 2002). L'allocation de droits initiaux gratuits sur l'eau, basée sur l'utilisation actuelle ou des droits d'accès existants, peut empêcher les conflits associés à l'augmentation des prix de l'eau et à la mise en place d'une tarification non uniforme. De plus, elle peut doter les ménages pauvres d'un bien précieux (Thobani, 1997 dans Norton 2003, Rosegrant, Cai et Cline, 2002). Rosegrant, Cai et Cline (2002) suggèrent qu'une solution pour prévenir un conflit lié à la politique des droits sur l'eau/prix de l'eau serait de fixer et d'appliquer une tarification des droits d'usage initial, considérés comme droits de référence. Pour une demande supérieure au niveau de référence, un prix d'efficacité serait imposé, égal à la valeur de l'eau dans les utilisations alternatives. Par ailleurs, pour une consommation inférieure au droit de base, l'utilisateur de l'eau serait remboursé par l'institution ou l'association (Rosegrant, Cai et Cline, 2002).

### *Rétribution des services environnementaux*

Les pratiques qui conduisent à la prestation de services environnementaux, comme une amélioration de la quantité et de la qualité de l'eau, peuvent être encouragées par la rémunération des prestataires. Les systèmes de paiement pour services environnementaux (PSE) reposent sur le développement d'un marché de ces services qui n'ont jamais été évalués auparavant.

Ainsi, dans le cas d'un bassin versant, les acteurs en amont peuvent être considérés comme des prestataires de services si leurs actions permettent d'améliorer la qualité de l'eau ou sa quantité. Ils sont alors compensés par les usagers en aval. Les systèmes de PSE requièrent un marché dans lequel les bénéficiaires de ces services (utilisateurs de l'eau en aval) les achètent auprès des prestataires en amont. De manière évidente, cela nécessite de se fonder sur des relations établies de cause à effet entre l'utilisation des terres en amont et les conditions des ressources en eau en aval (FAO, 2004d).

Les systèmes de PSE pour les services liés à l'eau ont habituellement une importance locale au niveau du bassin versant, avec des usagers et des prestataires géographiquement proches. Cela facilite la mise en œuvre de ces systèmes du fait des coûts de transaction réduits et d'un flux d'information aisé entre les agents économiques (FAO, 2004d), en regard d'autres types de services environnementaux comportant des liens plus éloignés ou abstraits (fixation du carbone, protection de la biodiversité).

Les systèmes de PSE constituent un mécanisme prometteur pour améliorer la condition des ressources en eau dans les bassins versants. Ils peuvent sensibiliser les populations locales à la valeur des ressources naturelles, et améliorer l'efficacité de l'utilisation et de l'allocation de ces ressources. Les systèmes de PSE peuvent également être utilisés pour résoudre des conflits et récompenser économiquement les secteurs vulnérables qui offrent des services environnementaux (FAO, 2004d).

Cependant, la mise en place de ces systèmes en est encore à un stade précoce et leur mise en

œuvre est confrontée à de grandes difficultés. Tout d'abord, il est difficile d'établir la relation entre l'utilisation des terres et les services liés à l'eau, car souvent le lien de cause à effet est difficilement quantifiable. Habituellement, les systèmes de PSE reposent sur des ressources financières externes; toutefois, la durabilité des mécanismes à long terme est souvent incertaine. De plus, le niveau de rétribution est souvent imposé politiquement et ne correspond pas à la demande effective en services (FAO, 2004d).

Quelques pays ont des cadres juridiques spécifiques pour les PSE aux niveaux national ou régional. La plupart des systèmes de PSE existants fonctionnent cependant en dehors de tout cadre juridique spécifique. Certains prestataires de services profitent de ce vide juridique pour établir des droits de propriété sur les terres et les ressources naturelles (FAO, 2004d).

La construction de grands barrages est habituellement associée à des arrangements pour réduire ou éliminer le pâturage dans des zones de captage de l'eau qui sont sensibles à l'érosion et la sédimentation. Un exemple est la stratégie de développement de la Chine de l'Ouest qui, en vue de réduire l'érosion des sols, l'appauvrissement des ressources en eau et l'envasement du fleuve Jaune et du fleuve Yangtze, restreint ou interdit le pâturage dans les zones de captage affectées fournissant une compensation dans la plupart des cas (Filson, 2001).

### *Coordination des cadres institutionnels et gestion participative*

La mise en œuvre de meilleures politiques publiques requiert un cadre institutionnel adéquat. Habituellement, les ressources en eau sont gérées par plusieurs ministères et départements gouvernementaux (agriculture, énergie, environnement), ce qui aboutit à un processus de prise de décision fragmenté et un manque de coordination entre les différentes institutions (Norton, 2003). L'eau est une ressource simple mais son utilisation est très complexe. En effet, ses usages et ses usagers sont très variés, et son contrôle par différentes

institutions dans une partie de son cycle peut influencer son utilisation par d'autres usagers dans une autre partie du cycle. Une solide coordination et une approche intégrée impliquant toutes les institutions sont essentielles. La coopération entre les différents organes gouvernementaux est un préalable essentiel pour une planification stratégique et une mise en œuvre de la politique sur l'eau.

Le développement d'institutions spécialisées est un élément clé pour atteindre les objectifs de l'agenda sur la gestion des ressources en eau (Napier, 2000). La nécessité de développer des institutions flexibles et efficaces pour maximiser les bénéfices de l'utilisation de cette ressource est clairement une question critique pour le développement économique des zones arides (Ward et Michelsen, 2002). Les trois principales approches institutionnelles liées aux politiques de l'eau sont l'allocation administrative (gestion publique), les systèmes de répartition basés sur les usagers, et les marchés de l'eau.

La décentralisation de la gestion des ressources en eau et l'implication des associations d'usagers sont un autre aspect clé de la réforme des cadres institutionnels existants. La directive-cadre de l'UE sur l'eau suit maintenant cette approche. La mise en œuvre de ses différentes mesures de politique publique sera coordonnée au niveau du «district du bassin versant». Les Etats membres de l'UE ont désigné des autorités de bassin versant sur leur propre territoire, en coordination avec d'autres Etats pour les eaux internationales (Kallis et Butler, 2001).

La confiance institutionnelle dans les associations d'utilisateurs de l'eau s'est révélée efficace. Elle améliore la responsabilité locale, fournit un mécanisme de résolution des conflits et facilite la flexibilité de la répartition de l'eau. De plus, les coûts liés à la gestion de l'information pour améliorer l'allocation des ressources en eau sont réduits de manière significative (Rosegrant, Cai et Cline, 2002). En outre, le recouvrement des coûts de fonctionnement et d'entretien est amélioré. Ainsi, au Mexique, on enregistre une augmentation

de 30 à 80 pour cent des taux de recouvrement. A Madagascar (où les associations d'usagers de l'eau gèrent les systèmes d'irrigation), les taux de recouvrement atteignent un niveau relativement élevé, allant jusqu'à 75 pour cent (Banque mondiale, 1997), parce que la responsabilité de la gestion des systèmes d'irrigation a été transférée aux associations d'usagers. Par contraste, lorsque le gouvernement continue d'exercer un contrôle sur les systèmes d'irrigation, comme en Chine, en Inde et au Pakistan le recouvrement des coûts est habituellement très faible.

Cependant, le transfert de responsabilité de la gestion de l'irrigation aux usagers n'assurera pas nécessairement le recouvrement intégral des coûts. Malgré une augmentation ferme de ce recouvrement, les revenus sont souvent encore insuffisants pour couvrir l'intégralité des coûts d'approvisionnement parce que les tarifs de l'eau sont généralement fixés à un niveau trop bas. Le succès du transfert de la gestion de l'irrigation aux associations d'usagers dépend également de l'existence d'un cadre légal et institutionnel tel que la mise en place de droits de propriété sur l'eau.

La gestion participative des bassins versants est un élément clé pour améliorer la performance des ressources en eau. De nombreux projets de développement des bassins versants ont échoué, ou ont connu de faibles performances, parce qu'ils n'intégraient pas et ne comprenaient pas suffisamment les contraintes locales et les besoins des populations (Johnson *et al.*, 2002). Ils ont proposé des options technologiques écologiquement et économiquement incompatibles avec les systèmes locaux d'exploitation. De plus, les nouvelles techniques imposées exacerbaient l'érosion car les nouvelles structures n'étaient pas correctement gérées. Les programmes de gestion participative des bassins versants aident les populations locales à définir les problèmes, fixer les priorités, et sélectionner les technologies appropriées et les options de politique adaptées à leur contexte, et les sensibilisent à la nécessité de mettre en place un suivi et une évaluation (Johnson *et al.*, 2002).

### 6.1.5 Questions de politique liées à la biodiversité

Alors que la perte de biodiversité s'accélère, la réponse de la société au problème reste lente et inadéquate. Cela est dû à un manque général de prise de conscience sur le rôle de la biodiversité, ainsi qu'à l'échec des marchés à refléter sa valeur et son caractère de bien public (Loreau et Oteng-Yeboah, 2006). Il a été suggéré qu'un mécanisme intergouvernemental voisin du GIEC soit mis en place en vue d'associer la communauté scientifique au pouvoir de décision politique, dans la mesure où la CDB n'est pas dans une position lui permettant de mobiliser l'expertise scientifique pour informer les gouvernements (Loreau et Oteng-Yeboah, 2006).

Le domaine de la biodiversité est intrinsèquement plus complexe que les autres préoccupations environnementales, et c'est probablement dans ce domaine que l'écart entre la science et la politique est le plus important. Cependant, la compréhension scientifique de la biodiversité et de ses fonctions s'est considérablement améliorée ces dernières années, et cela se reflète dans l'attention croissante accordée par les décideurs politiques à ce thème. La question de la préservation de la biodiversité a élargi sa portée, incluant les zones protégées et les zones en dehors de celles déjà désignées. En effet, on considère désormais que les écosystèmes et leurs services dans leur ensemble ne peuvent souvent pas être préservés si l'on se focalise exclusivement sur les zones protégées. De nouvelles formes et sources de financement visant à la conservation de la biodiversité sont en train d'être explorées, notamment les bourses ou les paiements issus du secteur privé, les fonds fiduciaires pour la préservation, les frais d'extraction des ressources, la cotisation des usagers et la conversion de dettes en investissements écologiques au niveau gouvernemental.

L'approche prônant le paiement pour les services environnementaux (PSE), présentée dans la section 6.1.4, est un mécanisme novateur en matière de préservation de la biodiversité. Cette

approche repose sur le principe selon lequel la biodiversité fournit un certain nombre de services économiquement importants. Les rétributions doivent être accordées à ceux qui protègent la biodiversité pour assurer la fourniture continue de ces services. Les services environnementaux qui ont reçu le plus d'attention sont la protection des bassins versants et la fixation du carbone. D'autres services, comme l'entretien de la biodiversité et de la beauté des paysages, reçoivent également une attention accrue (Le Quesne et McNally, 2004). Les frais d'accès et les frais d'entrée dans les zones protégées constituent également une forme de paiement pour les services environnementaux qui correspondent dans ce cas à la préservation de la biodiversité. Ils ne sont pas nouveaux, mais les systèmes récemment mis en place permettent d'utiliser les revenus en dehors des zones protégées et de rémunérer les communautés locales afin de les inciter à préserver la biodiversité (Le Quesne et McNally, 2004).

#### *Engager les propriétaires fonciers comme protecteurs de la biodiversité*

Un défi majeur pour les nouvelles approches de la préservation réside dans le fait que, dans la plupart des pays, les espèces menacées sont considérées comme un bien public tandis que leurs habitats sont souvent sur des terres privées. En tant que marchandise privée, la terre peut être transformée et commercialisée. La préservation de la biodiversité peut être réalisée sur des terres privées mais cela dépend de la volonté du propriétaire et du coût d'opportunité de la terre. Le coût d'opportunité de la préservation de la biodiversité est difficile à estimer car la valeur de la biodiversité dépend des ressources biologiques et des services écologiques.

Les ressources biologiques ne sont pas totalement identifiées (le nombre total d'espèces sur la Terre est encore inconnu) et les informations sur les effectifs et le risque font encore défaut. Cependant, certains progrès ont été accomplis dans l'évaluation des services écologiques. Selon Boyd, Caballero et Simpson (1999), le coût

de préservation des habitats devrait être évalué à partir de la différence entre la valeur de la terre, son utilisation la plus élevée et sa meilleure utilisation privée, et sa valeur lorsqu'elle est employée selon des modes compatibles avec la préservation.

Afin de traiter la question de la propriété, de nouvelles démarches ont été tentées, avec un certain succès (Boyd, Caballero et Simpson, 1999). La plupart de ces approches innovatrices ont été appliquées au secteur de la foresterie et au niveau de la communauté, elles peuvent être aussi appliquées à l'élevage.

- L'achat des droits de propriété implique le transfert de terres d'un propriétaire qui pourrait les aménager, à un conservateur qui ne le fera pas. Afin d'acheter la propriété, le conservateur doit au moins être en mesure de payer au propriétaire la valeur de la terre en propriété privée. Cette valeur est la valeur nette actuelle de la terre, quel que soit l'usage futur éventuel, c'est-à-dire quel que soit son coût d'opportunité. Une des caractéristiques distinctives des acquisitions de droit foncier est que le conservateur doit compenser le propriétaire pour la perte de la valeur des utilisations actuelles des terres financièrement productives, ainsi que pour le manque à gagner d'une conversion future de cette terre vers une utilisation plus rentable.
- La servitude de conservation est un accord contractuel entre un propriétaire foncier et un conservateur. Contre rétribution (ou une donation qui peut être fiscalement déductible), un propriétaire foncier accepte de renoncer à ses droits pour un futur aménagement des terres. Cet accord est contrôlé et mis en œuvre par le conservateur, qui peut être un organisme de conservation privé ou une entité gouvernementale. Les servitudes sont souvent appelées «intérêts partiels» dans les terres parce qu'elles ne transfèrent pas la propriété en soi au conservateur, mais seulement le droit de mettre en œuvre les interdictions d'aménagement dans le futur.

- Une autre façon de préserver les terres de tout aménagement est que le gouvernement accorde des crédits d'impôt ou d'autres subventions équivalant à la différence en valeur entre les utilisations aménagées et non aménagées. Par exemple, si une terre aménagée rapporte 100 USD de plus par acre que si elle est exploitée avec une faible intensité, un crédit d'impôt de 100 USD par acre compense le propriétaire pour le non aménagement de ses terres. La subvention est un coût supporté par les contribuables.
- Les droits d'aménagement négociables impliquent une restriction du nombre de terrains pouvant être aménagés dans une zone donnée. Supposons par exemple que le gouvernement cherche à réduire de moitié l'aménagement d'une zone. Il peut le faire en accordant à chaque propriétaire foncier le droit d'aménager seulement 50 pour cent de leur terre. Ces droits d'aménagement peuvent ensuite être cédés. Les droits d'aménagement négociables imposent des coûts aux propriétaires fonciers qui voient leurs droits d'aménagement restreints. Le coût d'opportunité total est, comme toujours, la valeur de l'aménagement qui n'a pas été effectué dans le but de préserver l'environnement. Bien que les droits soient cédés, la restriction initiale des opportunités d'aménagement impose un coût sur les propriétaires fonciers. Un système de droits négociables présente un avantage particulier. En effet, les propriétaires peuvent s'accorder sur le choix des terres qui seront aménagées et de celles qui seront préservées, ce qui conduit à obtenir des restrictions d'aménagement à moindre coût. En d'autres termes, l'aménagement sera essentiellement restreint sur les propriétés où la valeur prévue de l'aménagement est la moins importante.

### *Gestion de l'élevage et du paysage en vue de conserver la biodiversité*

Le développement urbain cause des dégâts, un stress et une perturbation majeurs des écosystèmes. Certains auteurs (McDonnell *et al.*, 1997)

ont étudié les processus des écosystèmes selon un gradient urbain-rural et ont trouvé une relation de cause à effet entre l'environnement physique et chimique le long du gradient et les modifications de la structure de la communauté forestière et des processus des écosystèmes.

L'élevage est souvent structuré, le long du gradient urbain-rural, avec des systèmes de production industrielle dans les zones périurbaines, des cultures alimentaires et une exploitation mixte dans les zones rurales, et des systèmes extensifs dans l'interface avec les habitats sauvages. Cette répartition, commune à la plupart des pays, place souvent la production de ruminants en confrontation directe avec la faune sauvage et les habitats.

Dans les pays développés, cette interface est essentiellement caractérisée par des éleveurs aisés ou disposant de ressources, exerçant leur activité dans le cadre de la législation pour la protection environnementale, qui est en général appliquée. Dans les pays en développement, l'interface est caractérisée par une large gamme, allant des agriculteurs aisés aux éleveurs des systèmes de subsistance et aux bergers. Même lorsque la législation pour la protection environnementale existe, elle est souvent faiblement ou pas du tout mise en œuvre. Il n'est pas surprenant alors que le principal impact de la production animale porte sur la modification de l'habitat. Les changements d'utilisation des terres modifient largement les habitats et sont un facteur important de perte de biodiversité.

La prévention des détériorations est souvent l'objectif majeur de la gestion des écosystèmes; cependant, la détérioration est un composant naturel des écosystèmes, qui promeut la biodiversité et le renouvellement (Sheffer *et al.*, 2001). Les écosystèmes sont sujets à des événements naturels, graduels et imprévisibles, et ils y répondent en retournant à leur état antérieur stable ou en évoluant vers un état alternatif stable. Les études sur l'évolution des écosystèmes (Sheffer *et al.*, 2001) suggèrent que les stratégies de gestion durable des écosystèmes doivent se concentrer sur le maintien d'une résilience apte à permettre

à un écosystème d'absorber les perturbations naturelles, sans passer le seuil conduisant à une structure ou fonction différente.

L'état d'esprit actuel tend à se concentrer davantage sur la conservation des paysages que sur celle des sites eux-mêmes, notamment en tant qu'option pour maintenir la biodiversité dans des paysages dominés par l'activité humaine (Tabarelli et Gascon, 2005). Fondée sur la préservation de la biodiversité dans les couloirs de passage du bétail, la base de la conservation des paysages est de répondre à la fois aux besoins de conservation et aux exigences de développement économique, en trouvant des interventions mutuellement bénéfiques, qui pourraient se révéler difficiles à mettre en œuvre au sein de zones tampon dans les zones protégées. Cela pourrait comprendre notamment les zones récemment protégées en vue de préserver les bassins versants, la gestion de paysages apportant une valeur ajoutée au tourisme, et le recours à des droits d'aménagement négociables et à des servitudes visant à promouvoir un aménagement compatible avec le mouvement des espèces entre les zones protégées (Sanderson *et al.*, 2003).

Les efforts de conservation devraient ainsi aller au-delà des zones protégées et des zones tampons, et comprendre, à l'échelle du paysage, un vaste éventail de types d'utilisation des terres, d'objectifs de production et de conditions socioéconomiques des usagers.

L'intégration de la production animale dans la gestion des paysages pose de nombreux défis pour tous les pouvoirs publics et décideurs et requiert une approche véritablement holistique. Les enjeux majeurs du point de vue de la conservation seraient les suivants:

- maintenir la résilience des écosystèmes en prévoyant, surveillant et gérant les variables qui évoluent graduellement et affectent la résilience, comme l'utilisation des terres, les réserves de nutriments, la propriété des sols et la biomasse d'espèces persistantes à long terme (y compris le bétail), plutôt que le seul contrôle des fluctuations (Sheffer *et al.*, 2001);

- soutenir la fonctionnalité des écosystèmes et leur capacité à soutenir les processus requis pour s'entretenir eux-mêmes, se développer et répondre de manière dynamique aux modifications constantes de l'environnement (Ibisch, Jennings et Kreft, 2005) – cela inclut la capacité de l'écosystème à fournir des services environnementaux; et
- encourager les efforts de conservation des taxons ou des espèces en dehors des zones protégées, et inclure des formes de développement de l'élevage (pratiques d'utilisation des terres et de gestion) qui soient compatibles avec les exigences de ces taxons ou espèces.

Afin d'intégrer pleinement l'élevage dans la gestion des paysages, il est nécessaire de reconnaître ses multiples fonctions à l'échelle du terroir. Outre les objectifs de production, l'élevage peut avoir des objectifs environnementaux (fixation du carbone, protection des bassins versants) et des objectifs sociaux et culturels (loisirs, esthétique et patrimoine naturel) qui doivent également être reconnus, afin de parvenir à une conduite durable. La production animale a été proposée comme un outil de gestion des paysages essentiellement pour les habitats des pâturages naturels (Bernués *et al.*, 2005; Gibon, 2005; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005) car elle constitue un instrument efficace pour moduler la dynamique végétale, maintenir les paysages dans les zones protégées et prévenir les incendies de forêt (Bernués *et al.*, 2005).

Pour une intégration effective de l'élevage dans la gestion des paysages, des changements radicaux doivent se produire dans les pratiques de gestion et l'utilisation des terres au niveau de l'exploitation. Les recherches récentes se concentrent sur les nouvelles pratiques de gestion des prairies, pour répondre à la question des relations entre les fonctions productives et non productives des prairies. Les sujets de recherche sont notamment les suivants:

- comment la gestion affecte les évolutions à court et long terme de la composition et de la production des espèces des prairies – afin de comprendre l'impact d'une application réduite

d'engrais sur l'alimentation du bétail et sur le bilan azoté et/ou sur la possibilité de maintenir une végétation riche en espèces;

- le rôle de la végétation des pâtures, des pratiques de gestion et du pacage sur la diversité naturelle de la faune et la flore, à la fois dans les zones d'élevage marginal et intensif, en relation avec la conservation de la biodiversité;
- l'organisation spatiale et la dynamique des interactions plante-animal dans les pâturages à diverses échelles, avec pour but d'optimiser la gestion des paysages de pâture et d'équilibrer la diversité, l'hétérogénéité et la performance agricole; et
- la valeur fourragère et productive des prairies riches en espèces – dans le but de les intégrer dans le secteur de l'élevage (Gibon, 2005).

Cependant, le sujet le plus important relatif à la conservation de la biodiversité est la question de l'intensification, en raison de son impact sur la modification des habitats.

L'intensification agricole et l'abandon des terres ont des effets considérables sur la biodiversité. Dans l'UE, le déclin de plus de 200 espèces végétales menacées a été attribué à l'abandon des terres. Sur les 195 espèces d'oiseaux qui sont dans un état critique en Europe en termes de conservation, 40 sont menacées par l'intensification agricole et plus de 80 par l'abandon des terres (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005). Il a été clairement montré que, dans les prairies, les modifications de schéma et de structure de la végétation qui causent des pertes de biodiversité peuvent résulter tant de l'intensification de l'élevage, qui s'accompagne d'une utilisation accrue d'engrais organiques et minéraux, que de la pression intense du pâturage sans engrais. Les pâturages abandonnés ou peu broutés, par contraste, entraînent une invasion de végétation arbustive, causant des pertes de biodiversité et un risque accru d'incendie.

Les questions de l'intensification et de l'extensification devront être traitées au niveau du terroir en fonction des conditions socioéconomiques et environnementales. L'approche optimale sera probablement un mélange d'intensification,

de pâturage extensif et de mise à l'écart de terres pour la conservation, structuré le long du gradient: exploitation – zone communale – zone tampon – zone protégée.

Les principales questions devant être traitées au niveau du terroir sont la dégradation et la rétraction des terres communes, les fortes densités de bétail, l'absence de gestion de copropriété et la répartition inéquitable des bénéfices des bassins versants. L'intensification de l'élevage peut contribuer à la conservation de la biodiversité au niveau du bassin versant. Cela comprendrait l'aménagement des pâturages, les arbres polyvalents pour le fourrage, les combustibles ou le bois, et l'amélioration des capacités génétiques des races locales. Cela devrait être accompagné d'un système de paiement pour les services environnementaux (protection de la biodiversité, fixation du carbone et qualité de l'eau) et d'un système de rationnement pour les ressources en copropriété (taxe de pâturage par exemple).

Du point de vue de la conservation de la biodiversité, le principal défi de l'intégration de l'élevage dans l'aménagement des paysages est peut-être d'impliquer les éleveurs dans les efforts de conservation au niveau du terroir. Du point de vue des utilisateurs des terres, la conservation de la biodiversité est souvent considérée comme un coût externe, comme le sont l'amélioration de la qualité et de la disponibilité de l'eau ou les bénéfices de la fixation du carbone. En tant que tels, les usagers ne prennent pas ces facteurs en considération dans leurs décisions en matière d'utilisation des terres, ce qui les rend peu susceptibles d'adopter des pratiques qui généreront de tels bénéfices.

La conservation de la biodiversité implique aussi la préservation des espèces pouvant constituer une entrave à l'élevage. En Amérique latine par exemple, les serpents venimeux et les chauves-souris vampires sont considérés comme des espèces nuisibles pour l'élevage bovin plutôt que comme des parties intégrantes de la biodiversité. Dans la perspective d'une gestion des paysages, les agriculteurs devront incorporer des objectifs

de conservation dans leur conduite de l'élevage. Cela entraînera une diversification de la production; l'adoption de bonnes pratiques de gestion telles que la réduction des feux, des pesticides et des engrais minéraux; et le maintien d'une connectivité fonctionnelle entre le bétail et les animaux sauvages grâce à une utilisation différente des terres au niveau de l'exploitation et du terroir. Il existe de nombreuses possibilités techniques pour maintenir la connectivité fonctionnelle sur les exploitations. Cela comprend notamment les haies vives, les couloirs biologiques, les terres mises à l'écart à des fins de conservation, les zones protégées sur les exploitations et le clôturage des forêts ripariennes. La connectivité fonctionnelle peut être renforcée par des couloirs de faune sauvage de manière à relier les zones protégées et les parcelles forestières isolées.

Afin de préserver la biodiversité, des politiques sont nécessaires pour guider le processus actuel de développement de l'élevage, qui se fait de façon opportuniste en fonction des terroirs. Un des principaux problèmes pour la formulation de politiques est que les limites des propriétés ne correspondent pas aux frontières écologiques dans le paysage. Le nombre de propriétaires fonciers et les divers types de propriété (publique et privée) impliquent inévitablement que les décisions de propriétaires individuels auront un effet sur les décisions des propriétaires de terres voisines (Perrings et Touza-Montero, 2004). La mise en œuvre, le contrôle et la surveillance des mécanismes et outils d'appui aux décisions doivent être intégrés dans le cadre décisionnel.

### *Tendances des politiques régionales et options pour la gestion des interactions entre l'élevage et la biodiversité*

Dans l'Union européenne la tendance actuelle concernant la gestion des prairies va dans le sens d'une utilisation plus extensive des pâturages, particulièrement dans les écosystèmes de valeur. Conduit entre autres par la nécessité de réduire les surplus agricoles, par la pression des préoccupations sociales concernant le bien-être animal



et par les préférences des consommateurs pour une agriculture biologique, le Règlement européen dit agroenvironnemental, en vigueur depuis 1992, pose des limites à l'application d'engrais dans les prairies et propose des incitations pour une utilisation extensive des zones sensibles et le maintien de la biodiversité et des paysages (Gibon, 2005).

En Amérique latine, où la déforestation des habitats riches en biodiversité est liée à un élevage extensif, l'intensification de l'utilisation des terres doit être une priorité, à travers des associations de pâturages et de légumineuses ou des systèmes sylvopastoraux. Des incitations pour mettre à l'écart des terres à des fins de conservation, délimiter des zones sensibles et rétribuer des services environnementaux, comme la fixation du carbone et la conservation de la biodiversité, doivent aussi être mises en œuvre.

L'Afrique est une mosaïque allant de paysages bien aménagés à des habitats relativement peu anthropisés, avec une grande diversité d'utilisations des terres et d'interactions avec la biodiversité. Un des impacts majeurs de l'évolution des paysages a été d'aggraver la concurrence, pour des ressources limitées, entre des populations humaines croissantes dont beaucoup sont extrêmement pauvres. Par conséquent, l'interface faune sauvage/bétail est devenue plus conflictuelle dans certaines parties d'Afrique, bien que dans d'autres ce ne soit plus un problème (Kock, 2005). Sur les terres arides et semi-arides où les interactions entre la faune sauvage, le bétail et les populations sont intenses, les cultures ont envahi les terres marginales et les pâturages communaux ouverts (Mizutani *et al.*, 2005).

Il est de plus en plus évident que l'élevage bovin extensif et le pastoralisme peuvent avoir des impacts positifs sur la biodiversité. L'élevage extensif peut générer ces impacts positifs au travers de l'intensification, de la réduction de la taille du troupeau, et de l'exploitation durable des ressources fauniques. Le pastoralisme peut faire de même en adaptant les schémas de pâturage, de façon à fournir des zones de dispersion à la faune sauvage en dehors des zones protégées (Kock,

2005). Le défi est de faire correspondre l'utilisation des terres avec les processus écologiques, de manière à exploiter la variation temporelle et spatiale des ressources clés pour permettre la présence concomitante de la faune sauvage et de l'élevage (Cumming, 2005). En Afrique, les prairies des zones humides et subhumides reçoivent de fortes incitations économiques à intensifier l'élevage et l'agriculture, essentiellement au détriment de la faune sauvage. La raison en est la grande différence de profits et de revenus entre une gestion traditionnelle des troupeaux et l'utilisation des terres à son potentiel agricole maximum. Du point de vue de la biodiversité, l'extensification apportera les meilleures opportunités pour la conservation. Cependant, son acceptation nécessite un bon équilibre entre les réglementations et les incitations. Des systèmes de droits d'aménagement négociables et de servitudes de conservation peuvent être requis pour compenser les propriétaires fonciers du non aménagement de leurs terres (Norton-Griffiths, 1995).

Dans les prairies de la Communauté des Etats indépendants, des problèmes de surpâturage à proximité des villages dans des zones pastorales et des problèmes d'abandon de terres dans des pâturages reculés sont apparus. Ces problèmes liés dérivent de l'ampleur de la pauvreté, couplée à plusieurs tendances dans le secteur de l'élevage:

- concentration d'animaux dans des environnements périurbains;
- perturbation du gardiennage de transhumance par des politiques publiques officielles de sédentarisation et d'autres facteurs;
- absence d'infrastructures et d'accès aux marchés dans les pâturages reculés;
- absence d'une technologie appropriée pour la gestion des pâturages; et
- fragmentation et modification de la composition des élevages.

Le prix de la location foncière est actuellement trop peu élevé et cela n'encourage pas les éleveurs à prendre soin des terres et à se déplacer vers des pâturages plus éloignés. D'un autre côté,

les gardiens de troupeaux dans les pâturages éloignés n'ont pas accès aux services, et ne sont pas compensés pour les services environnementaux qu'ils fournissent.

La création d'un fonds pour les pâturages basé sur les revenus tirés de la location foncière, avec un soutien complémentaire issu des rétributions versées pour les services environnementaux, en particulier la fixation du carbone, pourrait être une stratégie clé pour encourager les éleveurs extensifs à s'éloigner des pâturages proches des villages et à se diriger vers les pâturages reculés. Le fonds pour les pâturages pourrait proposer des prix différenciés de location, plus élevés à proximité des villages et plus faibles dans les pâturages reculés. Il pourrait également récompenser les éleveurs qui font un usage durable des terres et introduisent de bonnes pratiques de gestion, en réduisant les prix de location, et en imposant des amendes aux exploitants qui font l'inverse ou en augmentant leur prix de location. Le fonds pour les pâturages apporterait également un soutien à la transhumance en fournissant des services relatifs à l'élevage le long des routes de migration. Une petite augmentation des taxes sur l'eau générerait des revenus additionnels pour soutenir le fonds pour les pâturages, les éleveurs contribuant aux services relatifs à l'eau, en particulier dans les zones de collines et de montagnes (Rosales et Livinets, 2005).

Dans les zones arides et semi-arides de l'Inde, l'élevage joue un rôle crucial dans la gestion et l'utilisation des écosystèmes fragiles. Dans ces conditions, la conduite du bétail est la principale source traditionnelle de moyens d'existence, tandis que les cultures jouent plutôt un rôle complémentaire. Cependant, la croissance des populations humaine et animale ainsi que l'adoption de pratiques non durables ont conduit à une diminution rapide des ressources naturelles (en particulier celles de propriété publique), ce qui affecte les fonctions des écosystèmes de l'ensemble du bassin versant. L'amenuisement des ressources naturelles a déjà sévèrement affecté les populations pauvres, marginalisées et sans

terre, en particulier les femmes, qui dépendent de ces ressources pour entretenir leurs troupeaux et conserver leurs propres moyens d'existence.

### *Intégration des zones protégées et de la gestion de l'élevage*

Depuis 1950, les zones protégées par des législations nationales se sont développées à un rythme rapide dans le monde entier (voir Chapitre 5). Malgré cela, le nombre d'espèces menacées d'extinction et la destruction des habitats ont également augmenté. Dans le même temps, le nombre de têtes de bétail a augmenté à un rythme constant, parallèlement à la croissance démographique humaine. Il est nécessaire de modifier d'urgence les approches de l'élevage et de la conservation afin de réduire les impacts sur la biodiversité.

Les efforts actuels de conservation ont été critiqués parce qu'ils se concentrent sur des espèces particulières plutôt que sur la fonctionnalité des écosystèmes (Ibisch, Jennings et Kreft, 2005). Les zones protégées peuvent être effectives pour des objectifs de conservation pure, bien que leur effectivité en termes de fourniture et de maintien d'un large éventail de services d'écosystème soit souvent très limitée, puisque de nombreuses zones protégées sont trop petites et isolées dans l'espace (Pagiola, von Ritter et Bishop, 2004). Les zones protégées souffrent également d'une législation et d'une gestion inadéquates, d'un manque de ressources et d'une implication insuffisante des parties prenantes (EM, 2005b).

Alors que l'objectif initial des zones protégées est de maximiser la conservation, l'objectif initial du secteur de l'élevage est de maximiser la productivité et les gains. L'expérience montre que ces deux objectifs s'excluent souvent mutuellement. La plupart des conflits pourraient être atténués si les objectifs de la production animale étaient élargis, pour inclure la conservation des écosystèmes, les services et l'aménagement, plutôt que la seule production de nourriture. Les conflits seraient également en partie résolus si les objectifs de conservation de la biodiversité étaient élargis, pour inclure la préservation en dehors des zones

protégées, en maintenant la fonctionnalité des écosystèmes naturels dans une mosaïque qui intègre la production alimentaire au niveau du paysage.

### *Un pâturage orienté vers les services*

Le secteur de l'élevage est une source importante de devises étrangères, fournissant plus de la moitié de la valeur du rendement agricole mondial et un tiers dans les pays en développement. C'est également un élément clé dans la lutte contre la pauvreté, puisque approximativement un quart des personnes vulnérables dans le monde (dont 2,8 milliards vivent avec moins de 2 USD par jour) sont des gardiens de troupeaux.

Les PSE sont un moyen de combattre la pauvreté tout en répondant à de nombreux autres objectifs socioéconomiques et environnementaux essentiels. Ils permettent en effet de:

- intégrer l'élevage, particulièrement des ruminants, dans les objectifs de conservation;
- utiliser le bétail comme un outil d'aménagement des paysages; et
- rétribuer les bénéfices de la conservation de la biodiversité et de la fixation du carbone.

Les PSE ont été évoqués dans les sections précédentes. Dans le cas de la biodiversité, de tels systèmes sont plus difficiles à mettre en œuvre en raison des difficultés rencontrées pour mesurer et évaluer cette dernière. Cependant, l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM, 2005b) montre que les zones protégées fonctionnent au mieux lorsque les bénéfices issus de la préservation de la biodiversité peuvent profiter aux populations locales.

## **6.2 Options de politique pour répondre aux principales questions de pression environnementale**

### **6.2.1 Contrôler l'expansion dans les écosystèmes naturels**

L'expansion des zones de pâturages dans des écosystèmes naturels a pratiquement pris fin dans la plus grande partie du monde, à l'exception de l'Amérique latine (en particulier la partie centrale

de l'Amérique du Sud] et de l'Afrique centrale. En Amérique latine, de nombreuses zones actuellement forestières sont attractives pour l'élevage de bétail. En effet, 70 pour cent des terres auparavant forestières en Amazonie sont actuellement occupées par des pâturages. Cela a des conséquences importantes pour les écosystèmes tropicaux humides. Par contraste, la présence de trypanosomiase dans les parties humides et subhumides d'Afrique continue d'empêcher le secteur de l'élevage de s'étendre de cette façon. Sur ce continent, la principale manière d'utiliser les terres après la déforestation est de les transformer en terres arables (comme les cultures itinérantes ou les cultures en jachère). Ce n'est que lorsque l'habitat est devenu inadapté pour le vecteur de la trypanosomiase, la mouche tsé-tsé (*Glossina spp.*), suite à l'accroissement de la population humaine et à l'expansion des cultures, que le bétail à l'herbage se déplace vers les zones déboisées.

La principale question politique, pour ce qui est de l'expansion des pâtures et de la déforestation qui lui est associée, réside dans l'octroi de titres de propriété et les marchés fonciers, ainsi que dans les faiblesses de mise en place et d'application des réglementations dans les zones reculées, comme l'Amazonie. Ici, l'élevage est souvent utilisé comme un outil pour occuper les terres à des fins spéculatives. Dans la phase initiale, spéculative, de déforestation, les forêts sont coupées ou brûlées et occupées par le bétail, dans la perspective que le titre foncier soit accordé plus tard sur la base de cette occupation. Dans ces situations, l'incitation pour une utilisation efficace des terres et une bonne gestion foncière sont moindres et la dégradation induite par le bétail est plus probable. L'octroi de titres de propriété et la capacité institutionnelle requise doivent être rapidement développés et améliorés pour mettre fin à la perte de ces ressources précieuses.

Cependant, la déforestation due à l'élevage s'est révélée rentable en soi, d'un point de vue microéconomique, dans les zones où l'octroi des titres de propriété est consolidé (Margulis, 2004). Cela résulte en grande partie des améliorations

technologiques majeures dans l'élevage bovin qui sont apparues ces dernières années, comme le montre le tableau 6.1.

La spéculation foncière joue également un rôle. Le fait que la terre soit encore, dans certaines parties du monde, exagérément bon marché, encourage une expansion horizontale et une utilisation extensive de ces terres, en particulier dans les régions tropicales humides d'Amérique latine. Faire grimper le coût de l'utilisation des terres, en rendant l'occupation illégale plus difficile et en taxant la propriété foncière (avec par exemple une surface minimum hors taxe) encouragera les gains de productivité et renforcera la durabilité environnementale. Les taxes foncières ont montré être particulièrement aptes à augmenter la productivité de l'utilisation des terres, et limiter leur emploi à des fins spéculatives. L'introduction de taxes sur la déforestation apparaît également comme un outil approprié, lorsque celles-ci peuvent être imposées (Margulis, 2004).

Le zonage peut être un instrument effectif s'il existe des cadres institutionnels qui fonctionnent pour attribuer et sécuriser l'utilisation des terres. Dans le cas des ressources naturelles précieuses associées à la terre, la stratégie adoptée de préférence est souvent la création de zones protégées. Le zonage peut également inclure des limites sur le nombre et la taille des troupeaux autorisés, en fonction de la vulnérabilité des terres face à la dégradation et l'érosion des sols (FAO, 2006e). Cependant, en raison de la faiblesse des institutions dans la plupart des zones concernées, habituellement des zones reculées des pays en développement, il existe des problèmes de mise en œuvre du zonage et d'empiètement sur les zones protégées. Afin d'améliorer la conformité, les politiques publiques et les règles foncières doivent être mises en place en harmonie avec les intérêts et les besoins des éleveurs pastoraux et des autres propriétaires de troupeaux. Cependant, comme l'indique Margulis (2004), au vu de son attractivité commerciale croissante, il sera difficile d'arrêter l'expansion de l'élevage en ranch dans son ensemble, mais celui-ci pourrait être orienté vers des

écosystèmes ayant une valeur moindre, épargnant ainsi ceux qui ont une valeur plus élevée.

Les politiques liées aux infrastructures jouent également un rôle. La présence d'infrastructures et les projets de développement d'infrastructures futures ayant été identifiés comme un déterminant puissant de l'utilisation des terres (y compris la conversion de forêts en pâturages), il est nécessaire que la planification dans ce domaine tienne compte de ce facteur. Il faut être prudent et n'ouvrir les zones que lorsqu'il existe des autorités pouvant effectivement contrôler l'accès, l'octroi des titres de propriété, la protection de la zone et l'application de la loi.

La recherche publique et la vulgarisation peuvent aider à orienter l'utilisation des terres vers des formes plus productives et durables, en développant des accords techniques axés sur l'intensification, notamment l'amélioration des pâturages, l'intensification de la production laitière ou bovine et la prise en compte des forêts et d'une utilisation sylvopastorale des terres sur les exploitations. Les recherches (Murgueitio, 2004; Olea, López-Bellido et Poblaciones, 2004) ont montré que ces dernières sont rentables, particulièrement pour les petites exploitations avec une abondance relative de travail, et qu'elles peuvent générer des profits environnementaux significatifs.

**Tableau 6.1**

**Comparaison des paramètres techniques clés dans l'industrie bovine de la zone amazonienne au Brésil (1985-2003)**

	1985	2003
Capacité de charge (UA/ha)	0,2-1	0,91
Taux de fécondité (%)	50-60	88
Mortalité des veaux (%)	15-20	3
Gain pondéral journalier (kg)	0,30	0,45

*Note:* UA=unité animale. L'UA est une norme permettant de regrouper différentes classes de bétail, les taureaux adultes correspondant à 1 UA, les vaches à 0,7 UA, les animaux d'un an à 0,5 UA et les veaux à 0,2 UA.

*Source:* Margulis, 2004. Données tirées de l'ensemble du nord-ouest du Brésil, dans Banque mondiale 1991 Brésil: Questions politiques clés dans l'élevage - Vers un cadre pour une croissance efficace et durable, Division des opérations agricoles, Rapport n° 8570-BR, Washington DC.

La dégradation des pâturages dans des zones auparavant forestières est un des problèmes fréquemment rencontrés. Une grande partie des pâturages tropicaux (les estimations vont jusqu'à 50 pour cent) sont sérieusement dégradés, en raison d'un terrain inadapté (pentes) et de fortes précipitations. La déforestation et l'établissement spontané de pâturages, sans aucune mesure de protection ou d'amélioration, exposent le sol et le soumettent à l'érosion. La dégradation qui s'ensuit peut être gérée par des formes d'utilisation sylvo-pastorale des terres, qui reprennent dans une certaine mesure la végétation originale (voir encadré 6.2).

Les systèmes de PSE permettent d'inciter à une modification de l'utilisation des terres; le problème est de rendre de tels systèmes durables de sorte que la modification devienne permanente. L'option la plus immédiate serait la rétribution des services liés à l'eau, puisque les bénéfices d'une amélioration des flux et de la qualité de l'eau profiteraient directement aux communautés locales en aval. Les systèmes sylvo-pastoraux, combinés à d'autres mesures de protection de l'eau, réduisent considérablement le ruissellement et la sédimentation des réservoirs. La rétribution de la fixation du carbone est une autre option, qui dépendra de la mise en place de marchés du carbone effectifs (voir la section 6.1.3).

Dans certains cas, de nouvelles opportunités de systèmes de rétribution sont apparues, comme au Costa Rica, où une partie de la taxe sur les carburants est utilisée pour le paiement des services environnementaux. La rétribution de la protection de la biodiversité est, à ce jour, essentiellement réalisée sous la forme de revenus touristiques.

### 6.2.2 Limiter la dégradation des terres de parcours

L'expansion des pâturages dans les habitats naturels au cours des deux derniers siècles a été guidée par la quête de ressources alimentaires et autres pour des populations croissantes. Comme

cela a été décrit dans le Chapitre 2, en introduisant le concept d'élevage en transition géographique, l'expansion des pâturages a atteint son pic dans la majeure partie du monde, occupant des zones qui sont, au mieux, marginalement productives, et qui sont à plusieurs égards inadaptées à une production durable. Les demandes croissantes de services environnementaux commencent à concurrencer les formes traditionnelles de production animale à faible rendement, conduisant à un abandon progressif des pâturages marginaux.

La dégradation des terres de parcours, tant sur les terres communales que privées, est une question urgente dans de nombreux pays, y compris dans les pays développés. Cela a des conséquences négatives importantes pour les ressources en eau et la biodiversité, et constitue une source importante de gaz à effet de serre. Ces problèmes sont particulièrement prononcés dans les zones où les moyens d'existence de nombreuses personnes vulnérables dépendent de l'élevage et des pâturages collectifs, et où des options de subsistance alternatives (comme l'emploi urbain) sont absentes. Ces conditions sont répandues dans les zones arides et semi-arides de l'Afrique subsaharienne, et dans certaines régions du Proche-Orient, de l'Asie du Sud et de l'Asie centrale (voir la carte 26, Annexe 1).

Sous les régimes de propriété collective, le surpâturage des ressources communes est souvent causé par les restrictions de la mobilité. Celles-ci proviennent de l'expansion des cultures non irriguées dans les zones de pâturage clés en saison sèche pour les systèmes mobiles, de la privatisation des terres, de la clôture et de la mise en place de systèmes d'irrigation. Les pasteurs requièrent une meilleure gestion de l'accès aux ressources des pâturages, y compris des réglementations permettant de contrôler les taux de pâturage et les capacités de charge. Une caractéristique clé des zones sèches est l'extrême variabilité des précipitations, et donc de la production de biomasse. Fixer le nombre de têtes de bétail dans le contexte d'une variabilité aussi

### Encadré 6.2 Rétribution des services environnementaux en Amérique centrale

Le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) et la Banque mondiale soutiennent un projet régional en Amérique centrale, qui utilise le paiement pour services environnementaux (PSE) comme outil visant à promouvoir la conversion de pâturages dégradés vers des végétations plus complexes, ce qui accroît la séquestration de carbone et renforce la biodiversité. La méthodologie adoptée a été conçue pour réduire les coûts de transaction<sup>1</sup>.

- Différentes unités végétales ont été classées par un panel d'experts, en fonction de leur contribution à la séquestration du carbone et à la biodiversité.
- Un inventaire des principales unités végétales de chaque exploitation a été fait grâce à une technologie satellitaire. Sur la base de cet inventaire, un niveau de référence a été établi.
- Chaque année, les changements dans les différents types de végétation ont été mesurés, et utilisés comme référence pour le paiement. Le niveau de rétribution était basé sur l'équivalent de 5 USD par tonne de carbone. En l'absence d'un marché de la biodiversité fonctionnel, à peu près le même niveau a été fixé, de manière assez arbitraire, pour cet aspect.
- Les caractéristiques du projet sont restées simples: la rétribution se faisait en fonction de la performance (a posteriori); les exploitants devaient obtenir leurs propres sources de financement, évitant ainsi des systèmes complexes de crédit rural; tous les financements étaient canalisés par le biais d'ONG.

Environ 200 exploitants répartis dans six bassins versants et dans trois pays (Colombie, Costa Rica et Nicaragua) participent à ce système. Les résultats, après trois ans de fonctionnement, sont prometteurs:

- La relation entre les types de végétation, la séquestration du carbone et le renforcement de la biodiversité est forte, montrant que les types de végéta-

tion peuvent être utilisés comme référence pour la mesure des services environnementaux.

- Les propriétaires de ranchs ont réagi de manière très positive aux incitations proposées. Un total d'environ 2 000 hectares a vu l'établissement de pâturages améliorés, disposant de racines plus profondes et dotés d'un plus grand nombre d'arbres. Plus de 850 kilomètres de haies vives ont été installés, ce qui a amélioré de manière significative la connectivité des différents habitats. Enfin, quelque 100 hectares de pentes ont été laissés en jachère afin qu'ils se régénèrent en forêt secondaire. La rétribution moyenne par exploitation a été d'environ 38 USD par hectare la seconde année de fonctionnement; les coûts moyens de suivi ont été d'environ 4 USD par hectare.
- Les exploitants les plus pauvres ont trouvé les ressources pour effectuer les investissements requis. Une enquête a montré qu'ils ont reçu des paiements plus importants par hectare que les plus grosses exploitations.
- La réaction des institutions publiques a été assez favorable. Au Costa Rica, le gouvernement a décidé d'inclure l'agroforesterie (et ce système) dans son système de rétribution des services environnementaux forestiers, qui est financé par des taxes sur les combustibles et le tarif de l'eau. En Colombie, la Fédération nationale des éleveurs négocie des sources de financement internationales et nationales pour augmenter l'ampleur de cette opération pilote.

Le plus grand défi sera de poursuivre la simplification de la méthodologie et de trouver les sources de financement internationales, liées au commerce de carbone, ce qui permettra l'application de tels systèmes de paiement à des zones comme l'Amazonie, afin que l'équilibre s'inverse et que soit délaissée l'expansion continue en faveur d'une intensification de la production.

<sup>1</sup> Voir également FAO (2006e) (disponible à l'adresse [www.fao.org/AG/AGAINFO/resources/documents/pol-briefs/03/EN/AGA04\\_EN\\_05.pdf](http://www.fao.org/AG/AGAINFO/resources/documents/pol-briefs/03/EN/AGA04_EN_05.pdf)).

Source: Pagiola, von Ritter et Bishop (2004).

extrême est par conséquent contre-productif. De solides institutions et infrastructures sont nécessaires, en particulier pour la commercialisation des produits issus de l'élevage, afin d'adapter le nombre de têtes de bétail aux conditions climatiques et à la biomasse sur pied. Ainsi, la gestion du pâturage devient de la gestion de risque.

Cependant, pour contrer la dégradation des ressources appartenant au patrimoine commun, en particulier les pâtures, la pression globale du pâturage doit être réduite. Cette mesure est difficile à mettre en œuvre sous des régimes de propriété commune en l'absence d'une autorité locale forte, traditionnelle ou moderne. En raison de la fragilité croissante des institutions traditionnelles dans les pays en développement, une combinaison d'autorités traditionnelles et modernes est souvent nécessaire pour parvenir au type d'action collective requis.

Dans de nombreux cas, il est nécessaire de mettre en place des systèmes de compensation ou des systèmes de paiement pour des services. Ces derniers permettent aux éleveurs de percevoir une rétribution pour l'amélioration de la gestion de l'eau, comme un meilleur approvisionnement en eau ou une réduction de l'envasement des barrages. Des formes similaires de rétribution, notamment le partage des profits, ont été mises en place pour faciliter la coexistence harmonieuse de la faune sauvage et du bétail en Afrique subsaharienne, dont la voie a été ouverte par l'Initiative LEAD (voir encadré 6.3).

Le maintien du bétail sur des terres communales est économiquement attractif même si les bénéfices sont peu importants car les coûts engagés sont très faibles; cela engendre donc une surcharge. Si elles sont fixées de manière appropriée, les taxes de pâturage et d'autres formes de coûts liés au nombre ou aux unités d'animaux sur les pâtures communales encourageront les éleveurs à limiter la pression de pâturage, en limitant le nombre d'animaux improductifs et en réduisant la taille des troupeaux. De telles taxes sont de pratique courante au Maroc. Ces taxes de pâturage pourraient



© FAO/194/28/R. FAIDUITTI

*Régénération spontanée d'une végétation de montagne après quatre ans d'interdiction de pâturage et d'abattage des arbres – 1996*

également être progressives, des montants plus élevés étant versés pour les troupeaux plus grands. De manière similaire, le fait de pouvoir négocier les droits de pâturage pourrait permettre de mettre en place des mécanismes de marché pour l'utilisation des ressources, ce qui est particulièrement important lorsque les pâtures sont sous pression temporaire (sécheresse) ou permanente. Ce sont des options potentiellement viables, mais le contrôle et la mise en œuvre constituent un problème courant.

La mobilité est une exigence clé de la gestion dans de nombreuses zones arides avec des précipitations fortement variables. Les limitations de la mobilité ont été identifiées comme étant un élément déterminant de la dégradation des ressources (Behnke, 1997), parce qu'elles concentrent la pression du pâturage de manière disproportionnée dans certaines zones. Lorsque de telles contraintes existent, des arrangements institutionnels doivent être trouvés, afin d'établir des accords de passage permettant aux pasteurs d'équilibrer les ressources de pâturage. Cela devient de plus en plus difficile car tant l'agriculture non irriguée que l'agriculture irriguée empiètent sur les anciennes zones de pastoralisme. Les institutions publiques ont un rôle à jouer pour aider les éleveurs à réduire précocement la taille des troupeaux en cas de

sécheresse, en intervenant également sur le marché si nécessaire. Une réduction précoce de la taille des troupeaux peut en effet diminuer les dégâts environnementaux, la végétation se rétablissant plus rapidement lorsque la sécheresse est passée. Des subventions favorisant ce type de réduction ont été utilisées à certains endroits, notamment au Maroc.

Dans les pays à revenus élevés, et où il existe une dégradation étendue des terres louées par l'État à des exploitants individuels, comme dans l'ouest de l'Australie ou dans l'ouest des États-Unis d'Amérique, la pression est forte pour que ces terres marginales retournent à leur condition d'origine. Eu égard à la maigre contribution de ces zones à l'approvisionnement global de l'élevage et à la demande croissante d'autres types d'utilisation, comme les loisirs ou les services environnementaux, cela pourrait réellement constituer une possibilité sur le long terme.

Si elles sont importantes pour les moyens d'existence de millions d'éleveurs pastoraux et d'exploitants de ranchs, les zones de pâturage extensif occupent des terres immenses, avec des conséquences environnementales parfois dévastatrices, tout en ne contribuant que peu à l'approvisionnement alimentaire global. Avec l'augmentation de la pression sur les ressources et de la demande pour des services environnementaux, il existe une incitation croissante à exclure ces zones de la production. Il appartiendra aux politiques publiques de mettre en place une voie de sortie pour les populations concernées, et de trouver un revenu et un emploi alternatifs, en dehors du secteur de l'élevage extensif. Pour ceux qui restent, les pratiques doivent évoluer en phase avec la demande croissante et différenciée de ces ressources en terres, jusqu'ici considérées comme ayant peu de valeur. Le potentiel des terres sèches pour fournir des services environnementaux tels que la protection de l'eau, la conservation de la biodiversité et la fixation du carbone, compensera aisément les valeurs actuellement générées par la production animale, si des marchés effectifs peuvent fonctionner.

L'eau est une ressource cruciale pour l'élevage extensif. Elle est souvent fournie par le biais d'infrastructures publiques, et gratuitement, dans le cadre de politiques publiques essentiellement commandées par des considérations sociales. Or, souvent l'infrastructure ne peut pas être maintenue. Le recouvrement des coûts pour l'approvisionnement en eau et des formes d'évaluation plus appropriées du prix de celle-ci permettront le maintien et l'amélioration des infrastructures, et conduiront aussi à une utilisation plus efficace et à une meilleure allocation de l'eau entre les utilisations agricole et non agricole en concurrence. Le recouvrement intégral des coûts doit être appliqué, tant pour le pâturage sous des régimes de propriété commune que pour la propriété privée.

Les coûts des ressources, les distorsions des prix et les coûts externes varient selon les produits de l'élevage. Le bœuf a été identifié comme induisant les coûts les plus importants en termes de besoins en terre et en eau pour sa production, ainsi qu'en termes de contribution au changement climatique. On peut ainsi affirmer que, par rapport à d'autres formes de protéine animale, le bœuf représente les coûts externes les plus lourds et bénéficie le plus des distorsions des prix. Des modifications immédiates des prix de la terre et de l'eau pour assurer sa production pouvant être difficiles à mettre en œuvre, les gouvernements peuvent envisager l'option d'une taxation du bœuf. La demande de bœuf déclinerait alors par rapport à d'autres viandes, et la pression, tant sur les ressources de pâturage extensif que sur les zones de céréales fourragères, serait réduite.

### **6.2.3 Réduction de la charge en nutriments dans les zones de concentration des élevages**

Une autre facette de la transition du secteur de la production animale est la concentration actuelle des élevages dans des zones favorisées spécifiques, comme celles offrant un accès aisé aux marchés urbains, ou proches des approvisionne-



### Encadré 6.3 Zones de gestion de la faune sauvage et planification de l'utilisation des terres en République-Unie de Tanzanie

Le pastoralisme est l'utilisation des terres et la stratégie de subsistance qui domine dans le nord de la République-Unie de Tanzanie, l'un des derniers refuges les plus riches du monde en faune sauvage. S'il est correctement géré, l'élevage pastoral nomade est potentiellement l'activité agricole la plus compatible d'un point de vue écologique dans cet écosystème. Une des principales menaces sur la biodiversité dans les écosystèmes pastoraux est l'effondrement de stratégies de gestion traditionnelles adaptatives et flexibles, développées par les communautés pastorales pour optimiser l'utilisation de ressources naturelles, variables dans le temps et l'espace. L'expansion spontanée de l'agriculture à travers cet écosystème semi-aride, à la fois par des éleveurs pastoraux établis et des agents externes, a entraîné une modification des habitats et l'amputation d'importants écosystèmes.

Si les bénéfices issus de la faune sauvage pouvaient être partagés avec les ménages d'éleveurs, cela permettrait d'arrêter l'expansion des cultures. Actuellement, les éleveurs pastoraux supportent la plupart des coûts relatifs à la faune sauvage, c'est-à-dire la prédation et la concurrence pour le pâturage et les ressources en eau, mais ils ne reçoivent aucun des bénéfices potentiels. Il est nécessaire d'intégrer une gestion solide de la faune sauvage avec une utilisation des terres par les éleveurs pastoraux compatible avec la préservation des ressources fauniques.

Le Gouvernement tanzanien a mis en place une série de politiques pour améliorer la répartition des bénéfices générés par la faune sauvage au sein des communautés affectées, et pour planifier soigneusement l'utilisation des ressources communes en protégeant l'intérêt des trois principaux acteurs, à savoir la faune sauvage, les cultivateurs et les éleveurs. A cet égard, la politique en matière de faune sauvage mise en place en République-Unie de Tanzanie en 1998 a appelé la création de «zones de gestion de la faune sauvage» (WMA: Wildlife

Management Areas). Celles-ci donnent aux communautés locales un certain contrôle sur les ressources fauniques de leurs terres et leur permettent de profiter directement de ces ressources.

Lorsque ces zones de gestion sont mises en place, les communautés peuvent louer des concessions de parties de chasse ou d'observation du gibier à des opérateurs touristiques, ou bien s'engager eux-mêmes dans des activités de chasse. La politique des zones de gestion de la faune sauvage, la loi foncière et la politique foncière nationale (1999) ainsi que la loi foncière villageoise (1999) promeuvent en même temps des plans d'utilisation des terres dans les villages afin d'assurer la gestion appropriée des terres communales.

Le projet LEAD-FEM intitulé «Formes novatrices d'intégration de l'élevage et de la faune sauvage vivant aux alentours des zones protégées en Afrique» soutient le développement de la gestion communautaire des ressources naturelles en République-Unie de Tanzanie. Ce projet, concernant six villages des districts de Simanjiro et Monduli, comprend notamment les volets suivants: développement et mise en œuvre d'une planification participative de l'utilisation des terres et des zones de gestion de la faune sauvage; conception et mise en pratique de mécanismes de partage des bénéfices visant à accroître les profits issus de l'intégration de l'élevage et de la faune sauvage, ce qui inclut en particulier le développement d'entreprises de conservation avec des partenaires privés; et développement d'outils d'appui à la décision en vue de renforcer l'accès aux ressources durables et d'obtenir une gestion efficace et pérenne.

*Source:* FAO (2003c).

ments en aliments du bétail. La séparation de la production animale et des cultures fourragères est caractéristique de l'industrialisation du secteur de l'élevage (Naylor *et al.*, 2005).

La charge en nutriments est causée par des densités élevées d'animaux, particulièrement en périphérie des villes, et par un traitement inadéquat des déchets d'origine animale. Les problèmes liés à une charge excessive en nutriments sont présents dans les pays développés, mais ils sont particulièrement prononcés dans les économies émergentes avec une industrialisation rapide du secteur de l'élevage, comme au Brésil, en Chine, au Mexique, aux Philippines et en Thaïlande. La carte 4.1 (Chapitre 4) donne une vue d'ensemble régionale des zones confrontées à une charge excessive en nutriments en Asie. Les autres zones affectées comprennent essentiellement des zones côtières en Europe, en Amérique latine et en Amérique du Nord; et également quelques zones à l'intérieur des terres, comme au Brésil et dans la zone centre-ouest des États-Unis d'Amérique.

Les formes majeures de pollution associées à la gestion du fumier dans la production animale intensive ont été décrites dans le Chapitre 4. Elles comprennent (FAO, 2005e):

- l'eutrophisation des eaux de surface, tuant les poissons et autres êtres vivants aquatiques;
- l'infiltration des nitrates et agents pathogènes dans les eaux souterraines, menaçant les approvisionnements en eau potable;
- l'accumulation des nutriments en excès et des métaux lourds dans le sol, endommageant la fertilité du sol;
- la contamination des ressources en sols et en eau avec des agents pathogènes; et
- la décharge d'ammoniac, de méthane et d'autres gaz dans l'air.

Les politiques publiques relatives à la question de la charge en nutriments visent à influencer sur la répartition spatiale du bétail afin d'éviter une concentration excessive. Ces politiques tentent également de réduire les déchets par unité de production, en accroissant l'efficacité de la

production et la régulation du traitement des déchets (FAO, 2005e).

L'Initiative LEAD a réalisé différentes études et programmes (Tran Thi Dan *et al.*, 2003) dans le but d'obtenir une meilleure répartition géographique dans le cadre de l'intégration régionale des zones d'activités spécialisées de culture et d'élevage. Ces efforts visent à relier les flux de nutriments des activités de culture avec ceux des activités d'élevage dans un contexte de bassin versant, par exemple en recyclant le fumier sur les terres cultivées. La nécessité de relier ces activités résulte de leur déconnexion géographique et organisationnelle croissante. Lorsque les exploitations mixtes familiales ne sont plus viables en raison de la pression économique, il conviendrait de chercher à placer l'élevage spécialisé dans un contexte de culture rurale, pour éviter une charge en nutriments (dans les zones d'élevage) et une carence en nutriments (dans les zones de cultures) qui se produiraient sans cela. Une meilleure répartition géographique peut être atteinte par une variété d'outils politiques qui peuvent, et souvent doivent, être combinés. Dans les pays en développement, des investissements dans des infrastructures rurales sont souvent nécessaires (routes, électricité, abattoirs) pour rendre les zones rurales attractives pour les gros éleveurs.

Les réglementations et taxes relatives au zonage peuvent être utilisées, par exemple, pour décourager les fortes concentrations de production intensive à proximité des villes et loin des terres de culture où les nutriments pourraient être recyclés. En Thaïlande, des taxes élevées ont été prélevées sur la production avicole et porcine dans un rayon de 100 kilomètres autour de Bangkok, tandis que les zones plus éloignées jouissaient d'un statut d'exemption de taxes. Cela a conduit de nombreuses nouvelles unités de production à s'établir loin du principal centre de consommation. L'amélioration de la répartition spatiale crée des opportunités de traitement des déchets sur les terres, ce qui peut simultanément accroître les profits de l'exploitation et

réduire la pollution (Gerber et Steinfeld, 2006). Aux Pays-Bas, des quotas négociables de fumier ont été mis en pratique jusqu'à récemment, afin de garder un plafond pour la densité globale de bétail tout en fournissant un mécanisme de marché pour encourager l'efficacité.

Des outils d'appui aux prises de décision existent pour aider les décideurs politiques à élaborer les politiques publiques de zonage, prenant en compte les objectifs environnementaux et des considérations sociales et de santé animale, tout en gardant à l'esprit les exigences de rentabilité des producteurs (Gerber *et al.*, 2007). Cela permet à la production intensive d'être tenue à l'écart des zones protégées, des implantations de populations et des eaux de surface, et d'être orientée là où existent des terres arables avec une demande en nutriments, ou là où le traitement des déchets représente moins une charge pour l'environnement. De même, l'élevage industriel est un secteur dynamique, qui s'est affranchi avec l'industrialisation (Naylor *et al.*, 2005) et se déplace là où les gains sont les plus rentables. Des «zones privilégiées» peuvent ainsi être mises en place de façon à stimuler la croissance des zones moins rentables. Le zonage est un instrument particulièrement adapté pour la mise en œuvre de nouvelles activités dans des zones de croissance du secteur de l'élevage; la réimplantation d'exploitations déjà établies s'est révélée en revanche relativement malaisée. Il est habituellement nécessaire de combiner des politiques publiques de zonage avec des systèmes de licence ou de certification, afin d'obliger les opérateurs à se conformer aux réglementations environnementales et autres, avant de commencer les opérations. L'octroi de licences environnementales repose essentiellement sur des plans de gestion des nutriments, qui peuvent être soutenus par des modèles appropriés (voir par exemple LEAD, 2002).

Le zonage est assez exigeant en termes de mise en œuvre institutionnelle. Il est habituellement combiné à des cadres réglementaires, qui incluent (i) des normes d'émissions pour

les nutriments, la demande en oxygène biologique et les agents pathogènes; (ii) la régulation de l'application des déchets (période, méthode, quantités); et (iii) des réglementations pour l'alimentation (utilisation d'antibiotiques, de cuivre, de métaux lourds, et d'autres types d'aliments). Les réglementations peuvent varier selon la zone, et elles peuvent être plus indulgentes lorsque les problèmes environnementaux sont moins prononcés. Elles peuvent également être accompagnées de programmes de formation et de vulgarisation visant à familiariser les exploitants avec la connaissance et les technologies requises.

Une grande variété d'options de gestion existe pour traiter la question de la pollution lors des différentes étapes de la production animale. Les politiques publiques doivent encourager les options qui ont montré être en mesure de réduire les charges en nutriments et leur impact environnemental. Ces options techniques ont été étudiées dans le Chapitre 4 et sont notamment:

- la séparation et le stockage du fumier;
- le revêtement des étangs effluents;
- une contenance plus importante pour éviter les dégorgements;
- l'optimisation de l'application de fumier sur les terres;
- la surveillance étroite des flux de nutriments;
- la minimisation de l'utilisation de l'eau de nettoyage et de refroidissement;
- la réduction des additifs métalliques, antibiotiques et hormonaux dans les aliments du bétail;
- l'équilibre optimal des nutriments et l'amélioration de la conversion alimentaire avec des enzymes et acides aminés synthétiques; et
- la génération de biogaz (qui réduit également les émissions de gaz à effet de serre).

Ces pratiques peuvent être reportées dans des codes de conduite, comme faisant partie des programmes volontaires, des systèmes de certification ou des cadres réglementaires (voir encadré 6.4). Leur application peut également être facilitée par des systèmes de subvention,

particulièrement en faveur des personnes les adoptant précocement ou lorsque l'adoption de ces technologies requiert des investissements, comme cela est le cas dans de nombreux pays pour les fermentateurs de biogaz. Pour obtenir des économies d'échelle dans le traitement des déchets, les autorités locales peuvent encourager les producteurs à former des groupes de gestion des déchets et leur fournir l'accès à une vulgarisation et à une formation. Une surveillance étroite des flux de nutriments est essentielle pour la gestion des nutriments et la mise en œuvre des réglementations.

La mise en œuvre des réglementations environnementales pour encourager ou exiger l'adoption de technologies avancées affectera les coûts de production et la compétitivité des exploitations à divers degrés. Gerber (2006) a modélisé les coûts de la mise en conformité avec les réglementations environnementales pour la production animale intensive en Thaïlande. Il a montré que la réduction des profits était limitée (jusqu'à 5 pour cent) pour les exploitations ayant un accès adéquat aux terres pour l'épandage des déchets et à une technologie avancée de gestion des engrais. Pour les élevages n'ayant pas accès à ces terres, la réduction des profits était supérieure, dépassant généralement les 15 pour cent. Cela implique que les différences des coûts de mise en conformité auront probablement un impact sur la localisation des exploitations et, ainsi, sur la répartition géographique des élevages.

### **6.2.4 Réduction de l'impact environnemental de la production intensive de cultures fourragères**

Avec 33 pour cent de toutes les terres arables dédiées à la production de cultures fourragères, le secteur de l'élevage a un impact environnemental important associé à l'agriculture intensive, ainsi qu'à l'expansion des terres arables dans des zones précédemment non cultivées, en particulier les forêts. La production à grande échelle de cultures pour l'alimentation se concentre actuellement essentiellement en

Europe, en Amérique du Nord, dans certaines parties d'Amérique latine et en Océanie. L'expansion des terres cultivées pour la production fourragère est la plus forte au Brésil, en particulier pour le soja, mais elle se produit aussi dans de nombreux pays en développement, essentiellement en Asie et Amérique latine. L'essentiel des cultures fourragères dans le monde est produit dans des conditions commerciales et mécanisées. Les petits exploitants jouent seulement un rôle marginal.

La clé pour réduire la pollution et les autres impacts environnementaux associés à aux cultures fourragères intensives réside dans l'amélioration de l'efficacité, à savoir l'accroissement de la production, parallèlement à une réduction des intrants ayant un impact environnemental, notamment les engrais, les pesticides et les combustibles fossiles. Certaines zones emploient de plus en plus des technologies avancées. Ainsi, l'utilisation d'engrais et de pesticides a beaucoup décliné dans de nombreux pays développés, tandis que dans le même temps les rendements ont continué d'augmenter.

La recherche et les réglementations mises en œuvre ont été utiles pour réduire les taux d'application des engrais et limiter la pollution issue de ces derniers dans la plupart des pays en développement, en élaborant et disséminant des formules à libération lente et d'autres formules moins polluantes, en durcissant les normes d'émission et de ruissellement pour les usines d'engrais, en imposant des amendes plus fortes, en plaçant des limites physiques pour l'utilisation de fumier et d'engrais minéraux et en utilisant une approche budgétaire pour gérer la charge en nutriments (FAO, 2003a). Depuis le début des années 90, les pays développés ont également commencé à introduire des mesures économiques sous la forme de taxes sur la pollution sur des engrais minéraux. Un certain nombre de pays en développement subventionnent encore directement ou indirectement la production ou la vente d'engrais minéraux (comme les subventions sur l'énergie pour les

**Encadré 6.4 Exemples de gestion réussie des déchets issus de l'élevage dans l'agriculture intensive****BELGIQUE: LA GESTION DES DÉCHETS ISSUS DE L'ÉLEVAGE COMMENCE À L'AVANT ET NON À L'ARRIÈRE DE L'ANIMAL**

Le Gouvernement de la partie flamande de la Belgique a lancé une stratégie à trois niveaux pour réduire les 36 millions de kilos de phosphate et les 66 millions de kilos d'azote déversés en excès dans le sol et les ressources en eau du pays.

Celle-ci a consisté en trois volets, à savoir: (a) réduction du nombre de têtes de bétail et diminution de la consommation de nutriments grâce à l'apport d'aliments pour animaux pauvres en protéines et phosphate; ces derniers ont été introduits sur la base d'un accord volontaire entre le Gouvernement et l'Association des meuniers; (b) transformation et exportation du fumier; et (c) amélioration de la gestion des engrais. Il était attendu que les deux premières actions réduiraient le surplus de phosphate de 25 pour cent chacune, et que l'amélioration de la gestion des engrais le réduirait de moitié. Cependant, en 2003, lorsque le surplus de  $P_2O_5$  fut ramené à 6 millions de kilos, la mesure (a) avait contribué pour 21 millions de kilos à la réduction (dont 13 millions grâce à des technologies alimentaires améliorées), tandis que les mesures (b) et (c) n'y avaient contribué ensemble qu'à hauteur de 7,5 millions de kilos. Sur la réduction totale de 41 millions de kilos d'azote, 11 millions étaient le résultat des régimes faiblement protéinés, démontrant ainsi le potentiel optimal du rationnement en N (azote) et P (phosphate) dans la réduction de la charge de nutriments.

*Source:* Mestbank (2004).

**PAYS-BAS: LIER L'ENVIRONNEMENT ET LE COMMERCE – INTRODUCTION D'UN SYSTÈME DE QUOTAS POUR LE FUMIER**

Un système de quotas de production du fumier a été mis en place aux Pays-Bas en 1986. Le quota était basé sur les quantités standard de production de fumier par animal. Les exploitants se sont vu allouer un quota de production de fumier, exprimé en kg de  $P_2O_5$ . Les droits de production de fumier ont été rendus cessibles en 1994, et sont soutenus par un système de comptabilité des éléments minéraux et des réglementations strictes sur les techniques d'épandage. Malgré une charge administrative significative et des coûts élevés pour les exploitations d'élevage intensif, les résultats ont été impressionnants, la charge d'azote et de phosphate dans le sol ayant diminué de manière significative avec le temps. La réduction de l'application d'engrais minéraux y a également contribué. Entre 1998 et 2002, la charge nette dans le sol a diminué de 169 millions de kilos par an pour l'azote et de 18 millions de kilos par an pour le phosphate.

La charge nette dans le sol a diminué d'environ 0,2 kg de phosphate et 0,8 kg d'azote par euro dépensé (RIVM, 2004, dans Banque mondiale, 2005a). Le coût du retrait de l'azote et du phosphate des eaux de surface a été beaucoup plus important.

*Source:* Banque mondiale (2005a).

producteurs d'engrais azotés). L'utilisation d'engrais à faible efficacité comme le carbonate d'ammonium doit être découragée.

L'utilisation de pesticides augmente rapidement dans de nombreuses économies émergentes, tandis qu'elle est en déclin dans la plupart des pays développés, mais les niveaux de départ

sont élevés. Les politiques publiques cherchant à limiter l'utilisation excessive de pesticides pratiquent des tests et délivrent des licences avant de les autoriser sur le marché (FAO, 2003a). Les problèmes environnementaux qui découlent de l'accumulation de résidus de pesticides dans les sols et dans l'eau doivent faire l'objet d'un suivi,

de préférence par des institutions indépendantes. L'imposition de taxes environnementales sur les pesticides crée des incitations économiques pour en réduire l'utilisation.


Pour les zones qui connaissent une expansion géographique des terres arables pour la production fourragère, dans des zones auparavant non cultivées, la transition doit être facilitée. Les zones les plus adaptées et productives doivent être intensifiées et les zones marginales retransformées en pâturages ou terres forestières stables. Ce processus peut être assisté par des politiques d'octroi de titres de propriété et de zonage, par une recherche et une vulgarisation ciblées, et par la mise en place d'infrastructures choisies.

Un travail ciblé de recherche et de vulgarisation peut également aider à promouvoir des méthodes de culture moins dommageables pour l'environnement, y compris une agriculture de conservation ou des systèmes sans labour et des formes d'agriculture biologique. L'agriculture de précision, qui utilise des technologies de l'information et de télédétection avancées pour adapter la quantité et le calendrier de l'application des intrants au sein de la parcelle, a montré qu'elle pouvait aussi augmenter la productivité par d'autres biais, tout en limitant et optimisant l'utilisation des intrants.

Puisqu'une grande partie de la zone de production alimentaire est irriguée, en particulier pour la production laitière pour laquelle il existe un besoin de fourrages frais, l'eau est un intrant important qui est considérablement affecté par les besoins alimentaires du bétail. La correction des prix, la mise en place de marchés de l'eau et l'élaboration de cadres institutionnels appropriés, comme cela a été évoqué plus haut, sont des instruments de politique publique indispensables pour parvenir à une meilleure efficacité de l'utilisation de l'eau et pour en gérer la carence.

Une autre voie pour traiter la question de l'impact environnemental de la production de cultures fourragères est de réduire la demande en aliments du bétail. Comme cela a été évoqué dans les précédents chapitres, cette demande peut diminuer en créant des conditions politiques visant à promouvoir l'utilisation de technologies avancées pour améliorer l'efficacité alimentaire, comme les systèmes d'alimentation multiphase, l'utilisation d'enzymes comme le phytase et le phosphatase, l'utilisation d'acides aminés synthétiques et d'autres ingrédients alimentaires. Ces compléments alimentaires sont parfois sujets à des taxations et tarifs. La réduction ou l'élimination de ces barrières au commerce peut en faciliter l'utilisation.





07





## Synthèse et conclusions

Comme nous l'avons vu, le secteur de l'élevage exerce un impact important sur de nombreux écosystèmes et sur la planète dans son ensemble. A l'échelle mondiale, il est l'un des plus importants producteurs de gaz à effet de serre et l'une des causes essentielles de la perte de biodiversité, tandis que dans les pays développés et émergents, il constitue la principale cause de pollution des ressources en eau.

Le secteur de l'élevage joue aussi un rôle primordial dans l'économie agricole. Il représente une source majeure de moyens d'existence pour les personnes vulnérables et occupe une place majeure pour l'alimentation et la santé humaines. Son rôle dans le domaine de l'environnement doit par conséquent être considéré dans

le cadre de ses diverses fonctions, au sein d'un grand nombre de milieux naturels et économiques différents, eux-mêmes soumis à divers objectifs politiques.

Les chapitres précédents ont passé en revue l'état des connaissances en matière d'interactions entre l'élevage et l'environnement, aux niveaux local, régional et planétaire. Ce chapitre brosse un tableau des scénarios futurs envisageables pour le secteur. Quelles sont les attentes des sociétés dans le domaine de l'élevage ? Quelles différences existe-t-il entre les pays et comment ces attentes évoluent-elles avec le temps ?

Les étapes nécessaires conduisant à diminuer la grande ombre portée de l'élevage sont esquissées.

La volonté politique de mettre en application ces étapes s'articule bien évidemment autour de la question suivante: quelle valeur relative souhaitons-nous attribuer à l'environnement, par rapport à d'autres objectifs tels que l'apport de moyens d'existence ou l'approvisionnement bon marché en produits d'origine animale?

Si nous estimons que les considérations environnementales sont importantes, comment parvenir à déplacer l'attention du public au-delà des considérations pratiques, plus évidentes mais moins profondes, que constituent les «nuisances» comme les mouches ou l'odeur, pour l'amener à prendre en compte l'impact de la dégradation des terres, de la pollution des eaux, de la perte de biodiversité et du changement climatique global?

### 7.1 L'élevage et l'environnement dans leur contexte

Le Chapitre 6 présente schématiquement les conflits existant dans les objectifs politiques. Les décisions politiques seront essentiellement fondées sur des considérations en termes de sécurité économique, sociale, sanitaire et alimentaire, comme synthétisé ci-dessous.

#### Importance économique

##### *Plus de la moitié du PIB agricole*

Sur le plan économique, le secteur de l'élevage génère 1,4 pour cent du PIB mondial (2005). Le taux de croissance du secteur, qui est de 2,2 pour cent pour les 10 dernières années (1995-2005), est sensiblement identique à la croissance économique générale (FAO, 2006b). Il progresse plus rapidement que le PIB agricole, qui décline par rapport au PIB total. A l'heure actuelle, le PIB du secteur de l'élevage représente en moyenne au niveau mondial 40 pour cent du PIB agricole, et il tend fortement à progresser vers les 50 ou 60 pour cent, un taux répandu dans la plupart des pays industrialisés. Le secteur de l'élevage fournit des intrants de base (lait, animaux vivants, etc.) aux industries agricole et alimentaire, qui augmentent ensuite la valeur de ces produits en les transformant.

#### Importance sociale

##### *Des moyens d'existence pour un milliard de personnes vulnérables*

En termes de moyens d'existence, de revenus et d'emplois, le secteur de l'élevage est beaucoup plus important que ce que sa modeste contribution à l'économie générale ne le laisse supposer. Selon les estimations, l'élevage fournit des moyens de subsistance à 987 millions de personnes vulnérables dans les zones rurales (Livestock In Development, 1999), soit pour 36 pour cent du nombre total de ces dernières, actuellement estimé à 2 milliards 735 millions (personnes vivant avec moins de 2 USD par jour) (Banque mondiale, 2006). Comme l'élevage ne nécessite ni une formation préliminaire, ni un capital important, et le plus souvent n'implique pas d'être propriétaire foncier, il est souvent la seule activité économique accessible aux gens pauvres dans les pays en développement. Dans de nombreuses zones marginales de ces pays, il est l'expression de la pauvreté de gens qui n'ont pas d'autre choix et n'ont pas non plus les moyens de lutter contre la dégradation de l'environnement. Le nombre considérable de personnes impliquées dans l'élevage en l'absence d'autre alternative, notamment en Afrique et en Asie, est un constat important pour les décideurs. Toute tentative qui vise à remédier



*Le lait est un moyen efficace de fournir un aliment riche en protéines à la nombreuse population indienne, dont une grande partie est végétarienne—Inde 1977*



© FAO/9428/J. VAN ACKER

*Pasteur gardant son troupeau – Swaziland 1971*

à la dégradation de l'environnement causée par l'élevage doit prendre en considération les préoccupations liées aux moyens d'existence humains. A l'opposé, dans les pays développés, des décennies de changements structurels continus ont réduit le nombre de personnes travaillant dans le secteur de l'élevage, ce qui est plus en phase avec la modeste contribution économique du secteur.

Les prises de décision relatives au secteur de l'élevage sont souvent compliquées, eu égard au rôle socioculturel important qu'il continue à jouer dans de nombreuses sociétés. Celui-ci revêt différentes formes, l'élevage pouvant être considéré comme un signe extérieur de richesse et de prestige, un moyen de paiement (dot de la mariée, règlement des conflits) ou un instrument de partage des risques pour les exploitations mixtes céréales-élevage, etc. Les préférences et les tabous en matière alimentaire se rapporte aussi d'une certaine manière aux produits d'origine animale.

### *Un déterminant primordial*

En 2003, en termes de nutrition, les produits alimentaires issus de l'élevage contribuaient globalement, en moyenne, à 17 pour cent de l'énergie et 33 pour cent des protéines dans les apports nutritionnels (FAO, 2006b). De considérables différences existent entre pays et groupes de pays, la consommation de viande s'échelonnant de seulement 5 kg par personne et par an en Inde à 123 kg aux Etats-Unis d'Amérique (FAO, 2006b). Comme la consommation de viande dans l'alimentation des pays en développement est encore faible, la part des produits d'origine animale dans le «régime mondial moyen» va continuer de progresser, pour atteindre la moyenne des pays de l'OCDE qui est d'environ 30 pour cent de l'apport en énergie et de 50 pour cent de l'apport en protéines. En termes de santé et de nutrition, les produits d'origine animale représentent un complément nécessaire au régime de nombreuses personnes pauvres sous-alimentées ou souffrant de malnutrition, auprès desquelles

des carences en protéines et en vitamines ainsi qu'une importante déficience en oligoéléments sont fréquemment relevées. Pour les enfants tout particulièrement, quand une modeste quantité de lait, de viande ou d'œufs est ajoutée à l'apport alimentaire, les bénéfices en termes de santé physique et mentale sont considérables, comme l'a montré la recherche menée sur le long terme au Kenya (Neumann *et al.*, 2003). En revanche, dans les franges les plus riches de la population mondiale, un grand nombre de maladies non transmissibles sont associées à une consommation élevée de produits d'origine animale, en particulier graisses animales et viande rouge, notamment pour les maladies cardiovasculaires, les diabètes et certains types de cancer. Bien que la question ne soit pas soulevée dans cette étude, on pourrait arguer que les dommages environnementaux causés par les produits d'origine animale pourraient être diminués de manière significative si leur consommation excessive au sein de la population riche venait à être réduite. Des institutions publiques internationales et nationales (par exemple, OMC et Tufts University, 1998) ont expressément recommandé de réduire la consommation de graisses animales et de viande rouge dans la plupart des pays développés.

En termes de santé et de sécurité alimentaire, les produits d'origine animale sont susceptibles d'être plus pathogènes que d'autres produits. Ils peuvent transmettre des maladies animales à l'homme (zoonoses). L'Organisation mondiale de la santé animale (OIE) estime que pas moins de 60 pour cent des agents pathogènes humains et 75 pour cent des maladies émergentes sont zoonotiques. L'origine animale d'une série de maladies humaines est attestée (pour la grippe commune et la variole, par exemple). La tuberculose, la brucellose et de nombreuses maladies parasitaires internes, comme celles causées par le ver solitaire, l'oxyure, etc., sont transmises par la consommation de produits d'origine animale. De récentes maladies émergentes comme l'influenza aviaire, le virus Nipah ou la maladie de

Creutzfeldt-Jakob témoignent du potentiel détenu par l'interface homme-élevage pour développer et transmettre de nouvelles maladies. Les préoccupations sanitaires revêtent par conséquent une importance capitale dans l'industrie de l'élevage, notamment lorsque le secteur de la vente au détail est régi par les exigences d'une chaîne alimentaire longue et sophistiquée, comme cela est déjà le cas dans les pays de l'OCDE et de plus en plus le cas dans les pays en développement. Les préoccupations liées à la santé humaine et animale sont un levier important pour effectuer des changements structurels dans le secteur de l'élevage. Au niveau de la santé animale, le contrôle de la plupart des maladies est grandement facilité par l'isolement des animaux et le contrôle de leurs déplacements, et souvent impossible sans eux.

### Sécurité alimentaire

Le secteur de l'élevage constitue à la fois un grand consommateur de céréales et un tampon contre la pénurie en céréales. En termes uniquement arithmétiques, il soustrait plus de réserves alimentaires qu'il n'en produit. Il consomme actuellement plus de protéines comestibles pour l'homme qu'il n'en produit. L'élevage consomme 77 millions de tonnes de protéines qui sont contenues dans les aliments du bétail et qui pourraient potentiellement être utilisées pour l'alimentation humaine, alors que l'apport en protéines des produits issus de l'élevage ne représente que 58 millions de tonnes. En termes d'apport énergétique, la perte relative est plus importante. Elle résulte des évolutions récentes vers un régime de base plus concentré pour les porcs et les volailles, dont les besoins nutritionnels sont plus proches de ceux des humains que de ceux des bovins.

Cette comparaison simpliste ne tient pas compte du fait que les protéines contenues dans les produits d'origine animale ont une valeur nutritive plus élevée que celles contenues dans les aliments du bétail. De plus, cette comparaison ne souligne pas le fait que l'élevage et les aliments qui lui sont destinés contribuent aux objectifs de

sécurité alimentaire en constituant une réserve pour l'approvisionnement national et international, qui peut être utilisée en cas de pénurie alimentaire. Cependant, comme le secteur de l'élevage tend à utiliser de moins en moins d'aliments et d'autres ressources n'ayant pas ou peu de valeur alternative, et qu'il privilégie le recours aux céréales et à d'autres intrants qui ont en revanche une haute valeur nutritive, il entre en concurrence avec l'alimentation et avec d'autres usages des produits de base et de la terre. S'il est probablement vrai que l'élevage ne soustrait pas de nourriture à ceux qui souffrent de la faim, il génère cependant une demande plus forte, qui a des répercussions sur le prix des cultures et des intrants agricoles.

Ces différents aspects de l'importance l'élevage pèsent dans la prise de décisions relative à ce secteur au niveau national. Les différents objectifs politiques en matière d'approvisionnement alimentaire, de réduction de la pauvreté, de sécurité alimentaire et de durabilité environnementale revêtent différents niveaux d'importance en fonction du stade de développement, du revenu par habitant et de l'orientation politique générale d'un pays. Dans les pays les moins développés avec un grand nombre de petits exploitants, les préoccupations des petits producteurs pèsent lourdement, de même que la nécessité de fournir un approvisionnement bon marché pour les consommateurs des zones urbaines. Dans les pays à haut revenu, les inquiétudes en matière de sécurité sanitaire des aliments et de protection de l'environnement priment généralement sur les intérêts des producteurs, même si les gouvernements continuent à soutenir et protéger la production nationale pour toutes sortes de raisons (voir Chapitre 6).

La contribution économique relativement modeste du secteur de l'élevage contraste donc fortement avec l'importance sociale, environnementale et sanitaire qu'il revêt. C'est dans ce contexte que les interactions entre l'élevage et l'environnement doivent être considérées. Les faits qui émergent sont les suivants:

## Terres et modification de l'utilisation des terres

### *La plus forte utilisation des terres par l'homme*

L'utilisation des terres par l'élevage comprend les pâturages et les terres consacrées aux cultures fourragères. En réalité, l'élevage représente la plus importante utilisation anthropique des terres. Le total des zones à prendre en considération est vaste, représentant 70 pour cent de la surface globale des terres agricoles et 30 pour cent de la surface émergée de la Terre.

La surface totale des terres allouées au pâturage atteint 3 433 hectares, soit l'équivalent de 26 pour cent de la surface émergée de la planète. Une grande partie de ces zones sont trop arides ou trop froides pour la culture et ne sont que faiblement peuplées. Alors que la surface totale des zones de pâturages ne progresse pas, on observe dans les pays tropicaux d'Amérique latine une rapide expansion des pâturages dans des zones où les écosystèmes comptent parmi les plus vulnérables et les plus précieux, avec de 0,3 à 0,4 pour cent de forêts sacrifiées aux pâturages chaque année. En Amazonie, l'élevage extensif constitue la principale cause de déforestation. Dans les pays développés en revanche, les zones de forêts progressent à mesure que des pâturages marginaux sont reboisés, mais la valeur en termes de biodiversité et de changement climatique des zones forestières gagnées dans ces pays est nettement inférieure à celle perdue dans les zones tropicales.

Environ 20 pour cent des pâtures et prairies mondiales sont d'une manière ou d'une autre dégradés, un chiffre qui atteint les 73 pour cent dans les zones arides (PNUE, 2004b). L'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM) estime qu'entre 20 et 30 pour cent des pâturages sont détériorés. Certains des écosystèmes alloués au pâturage dans les zones arides ont fait preuve d'une grande capacité de résilience, et la dégradation s'y révèle partiellement réversible.

La surface totale consacrée aux cultures fourragères s'élève à 471 millions d'hectares, soit l'équivalent de 33 pour cent de la surface totale des terres arables. La plupart de ces terres se

Tableau 7.1

## Données mondiales relatives à l'élevage

Dimension	Paramètre	Valeur	Remarques
<b>Importance économique<sup>a</sup></b>	Contribution au PIB total (2005)	1,4 pour cent	
	Contribution au PIB agricole(2005)	40 pour cent	
	Taux de croissance (1995-2005)	2,2 pour cent par an	
	Contribution aux revenus liés aux exportations agricoles (2004)	17 pour cent	
<b>Importance sociale<sup>b</sup></b>	Nombre de personnes vulnérables impliquées dans des activités d'élevage	987 millions	Plein temps ou temps partiel
	Nombre de personnes impliquées dans la production animale	1,3 milliards ou 20 pour cent d'une population mondiale de 6,5 milliards	Plein temps ou temps partiel
<b>Sécurité alimentaire<sup>c</sup></b>	Protéines comestibles pour l'homme fournies au secteur de l'élevage <sup>1</sup>	77 millions de tonnes	
	Protéines comestibles pour l'Homme fournies par le secteur de l'élevage <sup>1</sup>	58 millions de tonnes	
<b>Santé<sup>c</sup></b>	Contribution à l'apport alimentaire total en énergie <sup>d</sup>	477 kcal/personne/jour ou 17 pour cent de l'apport quotidien moyen	
	Contribution à l'apport alimentaire total en protéines <sup>d</sup>	25 g/personne/jour ou 33 pour cent de l'apport quotidien moyen	
	Nombre de personnes sous-alimentées ou souffrant de malnutrition <sup>2</sup>	864 millions	Les produits d'origine animale constituent un remède possible
	Nombre de personnes souffrant de surcharge pondérale <sup>3</sup>	1 milliard	Les produits d'origine animale sont la cause principale
	Nombre de personnes souffrant d'obésité <sup>3</sup>	300 millions	Les produits d'origine animale sont l'une des causes principales
<b>Environnement: terres<sup>e</sup></b>	Total des terres de pâturage	3,433 milliards d'hectares ou 26 pour cent de la surface terrestre totale	
	Total des terres de pâturage considérées comme dégradées	De 20 à 70 pour cent	
	Total des terres consacrées aux cultures fourragères <sup>4</sup>	471 millions d'hectares ou 33 pour cent des terres arables	
<b>Environnement: air et climat<sup>5</sup></b>	Contribution de l'élevage au changement climatique	18 pour cent	Y compris la dégradation des pâturages et la modification de l'utilisation des terres
	Part de l'élevage dans les émissions de dioxyde de carbone	9 pour cent	Sans prendre en compte la respiration
	Part de l'élevage dans les émissions de méthane	37 pour cent	
	Part de l'élevage dans les émissions d'hémioxyde d'azote	65 pour cent	Y compris les cultures fourragères
<b>Eau<sup>6</sup></b>	Part de l'élevage dans la consommation totale d'eau fraîche	8 pour cent	Destinée à abreuver les animaux et à la culture, la maturation et l'irrigation des cultures fourragères
	Part de l'élevage dans l'évapotranspiration en agriculture	15 pour cent	Evapotranspiration des cultures fourragères uniquement. D'autres facteurs sont significatifs mais pas quantifiables.

<sup>1</sup> Teneur en protéines obtenues en appliquant les facteurs nutritifs d'origine protéique appropriés aux intrants et aux externalités.

<sup>2</sup> Moyenne sur trois ans (2002-2004).

<sup>3</sup> Les chiffres se réfèrent à la population adulte.

<sup>4</sup> Voir Chapitre 2 et Annexe 3.1.

<sup>5</sup> Voir Chapitre 3.

<sup>6</sup> Voir Chapitre 4.

Sources: <sup>a</sup> Banque mondiale (2006) et FAO (2006b); <sup>b</sup> Livestock In Development (1999); <sup>c</sup> FAO (2006b); <sup>d</sup> données sur la contribution de l'élevage à l'apport alimentaire en protéines et en énergie: FAO (2006b); données sur la malnutrition: sécurité alimentaire – FAO (2006b); données sur l'obésité et la surcharge pondérale: OMS (2003); <sup>e</sup> FAO (2006b).

trouvent dans les pays de l'OCDE, mais certains pays en développement accroissent rapidement leur production fourragère, notamment de maïs et de soja en Amérique du Sud, au Brésil en particulier. Une partie importante de cette expansion se fait au détriment des forêts tropicales. On s'attend à ce que les futurs taux de croissance de la production du secteur de l'élevage soient similaires à ceux de l'utilisation d'aliments concentrés (FAO, 2006a). La production intensive de culture fourragère est souvent associée à différentes formes de dégradation des terres, dont l'érosion des sols et la pollution des eaux.

### Emissions de gaz et changement climatique

#### *Plus d'impact que le transport routier*

Dans ce domaine aussi, la contribution imputable à l'élevage est considérable. Celui-ci est responsable de 18 pour cent des causes du réchauffement de la planète, soit plus que la part imputable au secteur des transports. L'élevage ne contribue qu'à 9 pour cent des émissions totales de dioxyde de carbone mais à 37 pour cent des émissions de méthane et 65 pour cent de celles d'hémioxyde d'azote. Les gaz à effet de serre proviennent de la fermentation entérique des ruminants et des déchets liés à l'élevage. Les émissions de dioxyde de carbone augmentent lorsque des zones forestières sont transformées en pâturages ou en terrains alloués à la culture fourragère. Par conséquent, l'expansion des pâturages et des terres cultivées au détriment des zones de forêts engendre l'émission d'une quantité significative de dioxyde de carbone dans l'atmosphère. Les mêmes effets sont imputables au processus de dégradation des pâturages et des terres arables, avec pour résultat une perte importante de matière organique. Les émissions de dioxyde de carbone qui résultent de l'utilisation de combustible fossile pour la production de céréales fourragères (tracteurs, production d'engrais, séchage, mouture, transport) et d'oléagineux fourragers sont aussi imputables au secteur de l'élevage. Les processus de transformation et le transport des produits d'origine animale

produisent les mêmes effets néfastes. Une autre catégorie est constituée par les émissions de protoxyde d'azote, imputables à la culture d'oléagineux fourragers et aux fertilisants utilisés pour les cultures fourragères.

En ce qui concerne les émissions de gaz qui ne sont pas liées au changement climatique, les déchets provenant de l'élevage émettent un total de 30 millions de tonnes d'ammoniac. Le phénomène est limité aux zones à fortes concentrations animales, où l'ammoniac est un facteur qui contribue au phénomène des pluies acides, lesquelles ont un impact sur la biodiversité. Le secteur de l'élevage est responsable de 68 pour cent du total des émissions d'ammoniac.

### Eau

#### *Un consommateur et un polluant majeurs*

Le secteur de l'élevage contribue de manière essentielle à accroître l'utilisation et l'appauvrissement des ressources en eau. La production animale consomme plus de 8 pour cent de l'eau utilisée par l'homme à l'échelle mondiale. La plus grande partie est destinée à l'irrigation des cultures fourragères, soit 7 pour cent de l'utilisation totale de l'eau. Le restant de la consommation en eau, utilisée pour le traitement, l'entretien et l'abreuvement du bétail, est insignifiante au niveau mondial (moins de 1 pour cent de la consommation totale) mais peut s'avérer significative dans des zones arides (les besoins pour l'abreuvement du bétail représentent 23 pour cent de l'utilisation globale d'eau au Botswana).

Outre l'abreuvement, l'eau sert à l'irrigation des pâturages et des cultures fourragères. Une quantité considérable est utilisée, notamment dans la production de viande et de lait. La compaction des sols, due à la pression des sabots, a aussi un impact déterminant, et souvent négatif, sur l'érosion des sols et le flux des cours d'eau dans le paysage. Par ailleurs, l'élevage joue aussi un rôle important au niveau de la qualité de l'eau, puisqu'il libère des nutriments, des éléments pathogènes et d'autres substances dans les cours d'eau, surtout dans le cadre de l'élevage intensif.

L'impact du secteur de l'élevage sur l'appauvrissement des ressources en eau est difficilement quantifiable eu égard à nos connaissances actuelles, mais il paraît évident que celui-ci est primordial. Le volume d'eau qui s'échappe par évapotranspiration dans les cultures fourragères représente une part importante (15 pour cent) de l'appauvrissement des ressources annuelles en eau.

Les données relatives aux Etats-Unis d'Amérique, la zone économique la plus importante et la quatrième au niveau de la superficie, peuvent donner des indications significatives sur l'importance du secteur de l'élevage. Aux Etats-Unis d'Amérique, selon les estimations, 55 pour cent de l'érosion, 37 pour cent des pesticides utilisés, 50 pour cent du volume d'antibiotiques consommés ainsi que 32 pour cent du taux d'azote et 33 pour cent du taux de phosphore libérés dans les ressources en eaux douces, sont imputables à l'élevage. Bien que les taux effectifs de sédiments, pesticides, antibiotiques, métaux lourds ou contaminants biologiques dans les ressources en eaux douces ne soient pas démontrés, il est probable que l'élevage joue aussi un rôle important dans ces processus de pollution.

L'utilisation des terres et la gestion (en particulier celle des déchets animaux) se révèlent être le principal mécanisme à travers lequel l'élevage contribue à l'appauvrissement des ressources en eau.

### **Biodiversité**

*Le secteur de l'élevage est une cause importante de la disparition d'espèces*

L'élevage a de nombreux impacts directs et indirects sur la biodiversité, mais la plupart d'entre eux sont difficilement quantifiables. L'interaction entre l'élevage et la faune sauvage se produit dans les zones de pâturages et, si elle a le plus souvent des conséquences négatives, elle peut parfois avoir des conséquences positives. L'élevage contribue à maintenir à leur stade traditionnel certains écosystèmes que l'on trouve dans les prairies, mais les préoccupations sanitaires représentent de nouvelles menaces pour la faune sauvage.

L'expansion des pâturages au détriment de la forêt a des conséquences négatives pour certains des plus précieux écosystèmes d'Amérique latine, alors que la dégradation des pâturages affecte la biodiversité sur tous les continents. L'extension des zones cultivées et l'intensification des cultures fourragères affectent sans aucun doute la biodiversité, souvent avec des conséquences dramatiques (par exemple, l'expansion de la culture du soja dans les zones de forêts tropicales). La pollution de l'eau et les émissions d'ammoniac, provenant pour l'essentiel de l'élevage industriel, compromettent la biodiversité, parfois de manière drastique en ce qui concerne la vie aquatique. L'impact important de l'élevage sur le changement climatique aura d'évidentes répercussions sur la biodiversité, tandis qu'il conservera son rôle traditionnel vecteur et facilitateur pour l'invasion d'espèces exotiques.

Le secteur de l'élevage représente à l'heure actuelle 20 pour cent de la biomasse totale des animaux terrestres et occupe une vaste surface, réservée autrefois à l'habitat de la faune sauvage. De plus, il détermine de manière significative les charges en nitrate et en phosphore. L'industrialisation du secteur, dans un certain nombre de zones concentrées, engendre une séparation entre l'élevage et la terre, conduisant à une interruption du flux de nutriments entre la terre et le bétail, et créant des problèmes d'appauvrissement des sources (végétation et sol) et de pollution dans les fosses (les déchets animaux sont en effet de plus en plus souvent déposés dans les cours d'eau au lieu de retourner à la terre). La pollution issue du secteur de l'élevage et la pêche excessive de poissons destinés à alimenter le bétail entraînent des impacts de plus en plus importants sur la biodiversité des écosystèmes marins.

### **Différences entre espèces, produits et systèmes de production**

Les différentes formes d'élevage, voire les différentes espèces, ont des impacts extrêmement différents sur l'environnement.



L'élevage bovin procure une multitude de produits et de services, comme la viande de bœuf, le lait et les animaux de trait. Dans les systèmes d'élevage mixtes, le bétail est généralement bien intégré dans les flux de nutriments et peut avoir un impact positif sur l'environnement. Dans les pays en développement, les bovins et les buffles fournissent aussi des animaux de trait pour les travaux des champs et, dans certaines zones, la traction animale est en augmentation (dans certaines zones de l'Afrique subsaharienne), les animaux remplaçant ainsi une utilisation potentielle de combustible fossile. Le bétail consomme aussi parfois les résidus de cultures, dont certains seraient sinon brûlés, et contribue de la sorte nettement aux objectifs environnementaux. Toutefois, les élevages extensifs de bovins dans les pays en développement n'ont qu'une productivité marginale. Par conséquent, la majorité des aliments du bétail sert à l'entretien des animaux, entraînant de ce fait des pénuries au niveau des ressources et d'importants dégâts sur l'environnement par unité de production.

Le secteur laitier est bien mieux rattaché à la terre que les autres formes de production intensives. La plupart des entreprises de production laitière tendent à se situer à proximité des zones de production d'aliments du bétail, en raison de leur importante demande en aliments riches en fibres. Aussi ce type de production est-il particulièrement bien intégré avec les flux de nutriments, bien que l'utilisation excessive d'engrais azotés par les entreprises laitières soit une des principales causes des fortes charges en nitrate décelées dans les eaux de surface des pays de l'OCDE. Il existe un risque de contamination du sol et de l'eau par les grandes entreprises laitières, comme en témoignent les «colonies laitières» dans le sud de l'Asie et les entreprises de type industriel en Amérique du Nord, et de plus en plus aussi en Chine. La production laitière nécessite une forte intensité de main-d'œuvre et est moins sujette aux économies d'échelle. Par conséquent, il s'agit d'une activité dans laquelle les petits élevages et les entreprises familiales

peuvent résister plus longtemps aux pressions du marché, contrairement aux élevages de volailles ou de porcs.

La production bovine couvre un large éventail en termes de niveau d'intensité et de taille. Aux deux extrémités de l'échelle d'intensité, les dommages causés sur l'environnement sont considérables. Du côté de la production extensive, les élevages bovins sont un facteur de détérioration de vastes zones de parcours et contribuent à la déforestation (conversion en pâturages), à l'émission de carbone et à la perte de biodiversité, et ont un impact négatif sur l'écoulement et la qualité des eaux. Du côté de la production intensive, les ateliers d'engraissement se situent souvent bien au-delà de la capacité d'absorption des nutriments par les terres environnantes. Dans ce type de production, la conversion vers une alimentation concentrée est moins efficace pour les bovins que pour les volailles et les porcs. Par conséquent, la production bovine requiert par unité de plus grandes ressources que le porc ou la volaille. Pourtant, en tenant compte du cycle complet, comprenant aussi la phase de pâturage, la quantité d'aliments concentrés consommée par l'animal pour que le poids vif de celui-ci augmente d'un kilo est moins élevée chez le bœuf que chez les non ruminants (CAST, 1999).

La production de moutons et de chèvres est généralement extensive. A l'exception de petites zones d'élevage en ateliers d'engraissement au Proche-Orient et en Amérique du Nord, la production intensive basée sur une alimentation concentrée n'existe que très rarement. La capacité des petits ruminants, les chèvres en particulier, à se développer et se reproduire dans des conditions qui ne permettent aucune autre forme de production agricole, les rend très utiles et souvent essentiels pour les agriculteurs pauvres, qui se tournent vers cette activité par manque d'alternative pour subvenir à leurs besoins. Leur grande adaptabilité à différents types de pâturages fait que les moutons et les chèvres se sont avancés dans des territoires plus arides,

pentus et marginaux que ceux qui conviennent à l'élevage bovin. Le pâturage des chèvres a un impact sur la surface des terres et le potentiel de reboisement. En surnombre, les chèvres détériorent considérablement l'environnement, au niveau de la végétation et des sols. Toutefois, la faible rentabilité des élevages de moutons et de chèvres ne crée généralement pas de déforestation de grande ampleur, comme c'est le cas pour les élevages de bovins au Brésil.

La production porcine extensive, basée sur l'utilisation des déchets ménagers et de produits agroindustriels, remplit de nombreuses fonctions utiles à l'environnement, en transformant en protéines animales de haute valeur des produits qui n'auraient autrement aucune valeur commerciale – et qui seraient gaspillés. Cependant, la production extensive n'est pas en mesure de répondre à la demande croissante des zones urbaines dans de nombreux pays en développement, non seulement en termes de volume, mais aussi en termes de normes sanitaires et qualitatives. L'évolution vers une production industrielle à plus grande échelle, fondée sur une alimentation à base de céréales, est liée à la concentration géographique. De cette manière, l'équilibre entre les terres et l'élevage est rompu et conduit à une exploitation excessive des sols et à la pollution des ressources en eau. La Chine est un exemple qui illustre cette tendance. De plus, de nombreux élevages de porcs dans les zones tropicales et subtropicales utilisent des systèmes d'élimination des déchets qui nécessitent de grandes quantités d'eau. Ce phénomène est devenu un agent polluant important, avec un impact négatif considérable sur l'environnement.

La production de volailles est la catégorie qui a connu le plus de changements structurels. Dans les pays de l'OCDE, la production est presque entièrement industrielle et, dans les pays en développement, elle est déjà majoritairement industrielle. Bien que l'élevage industriel de volailles repose entièrement sur une alimentation en céréales et autres produits à haute

valeur nutritive, c'est la forme la plus efficace de production de denrées alimentaires d'origine animale (à l'exception de certaines formes d'aquaculture) et c'est celle qui nécessite le moins de surface par unité de production. Les excréments de volaille ont une haute teneur en nutriments et sont relativement faciles à traiter. Par conséquent, ils sont souvent utilisés comme engrais, voire comme aliments. Hormis la production des denrées alimentaires nécessaires à l'élevage des volailles, les dommages causés à l'environnement, même s'ils peuvent être localement importants, sont nettement moins considérables que ceux causés par les autres formes d'élevage.

En conclusion, les interactions entre l'élevage et l'environnement sont souvent diffuses et indirectes et des dégâts sont causés aussi bien par les systèmes intensifs qu'extensifs, mais ils sont probablement plus importants pour le bœuf que pour la volaille.

### **7.2 Qu'est-ce qui doit être fait?**

L'avenir de l'interface élevage-environnement est lié à la manière dont nous résoudrons deux exigences croissantes et contradictoires, les produits alimentaires d'origine animale d'un côté et les services environnementaux de l'autre. Ces deux exigences sont issues des mêmes causes, à savoir l'augmentation de la population et des revenus, ainsi que l'urbanisation. Les ressources naturelles dans le cadre desquelles ces processus s'inscrivent ne sont pas extensibles. Par conséquent, la croissance du secteur de l'élevage induite par une demande de plus en plus élevée doit se faire en parallèle avec une réduction de l'impact de ce dernier sur l'environnement. Dans cette partie, nous allons esquisser des perspectives montrant comment cette évolution peut avoir lieu, et les comparer avec ce que sera la situation si rien n'est fait.

La croissance de la demande en produits d'origine animale sera significative dans les décennies à venir. Le taux de croissance sera un peu plus lent qu'au cours des dernières

décennies, mais la croissance en volume absolu restera importante. Les projections montrent que la production globale de viande devrait doubler, pour passer des 229 millions de tonnes de 1999-2001 à 465 millions de tonnes en 2050. La production de lait devrait passer de 580 à 1,043 milliards de tonnes (FAO, 2006a). Le pic de la croissance, pour la production de viande et de lait, concernera les pays en développement (FAO 2006a). Au niveau de la production de viande, c'est la volaille qui sera privilégiée, pour des raisons qui tiennent à une large acceptation dans les différentes cultures et à une efficacité technique liée à l'alimentation concentrée.

*Poursuivre sur la voie actuelle entraînerait des problèmes considérables*

En l'absence d'importantes mesures correctives, l'impact de l'élevage sur l'environnement va considérablement s'aggraver. Un simple constat suffit. Si la production double, sans que soient prises des mesures environnementales au niveau des unités de production, les dommages causés à l'environnement doubleront également.

Tenant compte des changements probables de la structure de l'industrie, et en l'absence de données précises permettant de quantifier l'impact environnemental de l'élevage, il est réaliste d'imaginer le scénario suivant, si les méthodes de production restent les mêmes:

- La concentration spatiale et commerciale des élevages va continuer à croître et aura des impacts sur des zones étendues, avec notamment des charges excessives d'azote et de phosphore et une concentration de déchets toxiques qui pollueront et contamineront la terre, le sol et l'eau de surface et détruiront la biodiversité terrestre et aquatique. Une concentration géographique continue, avec une croissance de la production commerciale à grande échelle, accompagnée d'une présence maintenue de petites exploitations moins intensives et fortement dispersées, accentuera le risque d'apparition de nouvelles zoonoses et de celles déjà existantes.

- Le besoin en cultures fourragères va progresser et entraîner dans certaines régions une augmentation des conversions d'habitats naturels en cultures, en Amérique latine notamment. Les facteurs ayant provoqué un ralentissement dans l'utilisation des céréales fourragères entre 1985 et 2005, parmi lesquels on peut citer la réforme de la politique agricole de l'Union européenne, les importants changements structurels intervenus dans les anciens pays socialistes de l'Europe de l'Est et les pays de la CEI, et le glissement général vers l'élevage de la volaille en vertu de son meilleur indice de conversion alimentaire (FAO, 2006a), diminueront probablement. Par conséquent, l'utilisation des céréales fourragères progressera désormais en accord avec la croissance de la production des produits d'origine animale. La pression pour que les cultures agricoles augmentent et se diversifient va rester élevée. Ainsi, l'impact sur l'environnement et les phénomènes associés tels que l'appauvrissement des réserves en eau, le changement climatique et la perte de biodiversité, vont s'accroître.
- La part de l'élevage dans les émissions anthropiques de gaz à effet de serre va progresser, en particulier les émissions d'oxyde nitreux, le plus agressif, et augmenter la contribution déjà importante du secteur de l'élevage au phénomène du changement climatique.
- La dégradation des terres arides et semi-arides induite par l'élevage va se poursuivre, notamment en Afrique, en Asie du Sud et en Asie centrale, contribuant là encore considérablement au changement climatique, à l'appauvrissement des ressources en eau et à la perte de la biodiversité, et allant même parfois jusqu'à provoquer des pertes irréversibles sur le plan de la productivité. Les populations pauvres pour qui l'élevage est un moyen de subsistance vont continuer à tirer le peu qu'elles peuvent des ressources appartenant au domaine public, tout en faisant face à une marginalisation croissante.

### *Les consommateurs peuvent influencer sur l'évolution vers un secteur de l'élevage durable*

Ces tendances actuelles du secteur de l'élevage conduisent au désastre et il est nécessaire de l'orienter vers des voies plus salutaires. La croissance économique et démographique, combinée à la diminution progressive des ressources naturelles et à l'émergence des questions environnementales, se traduit déjà par une augmentation de la demande en services environnementaux. Partant de problèmes immédiats et triviaux comme la réduction des nuisances dues aux mouches et aux odeurs, cette demande s'étendra progressivement vers un niveau intermédiaire, comme la demande d'air pur et d'eau propre, puis vers des préoccupations environnementales à plus longue échéance, comme le changement climatique, la perte de biodiversité, etc. Au niveau local, des marchés vont se développer pour répondre aux demandes inhérentes à de tels services, comme c'est déjà le cas pour l'eau dans de nombreux endroits. Au niveau mondial, la situation est moins sûre, même si des modèles prometteurs existent déjà, par exemple le commerce du carbone ou les échanges dette-nature.

Des raisons permettent de se montrer optimistes et d'espérer que les exigences contradictoires consistant à obtenir davantage de produits d'origine animale et fournir des services environnementaux se réconcilient. Les deux exigences émanent du même groupe de personnes, relativement privilégiées, qui bénéficient de revenus moyens ou élevés et qui ne proviennent plus seulement des pays industrialisés. Déjà fermement établie dans un certain nombre de pays en développement, cette catégorie de personnes va s'accroître considérablement dans la plupart de ces derniers au cours des prochaines décennies. Ce groupe de consommateurs est certainement prêt à utiliser sa force croissante pour exercer des pressions et obtenir des changements, et est disposé à assumer l'inévitable augmentation du coût. La croissance des marchés en produits biologiques et d'autres formes de labels écologiques

est un signe précurseur de cette orientation, de même que la tendance vers le végétarisme et des régimes plus sains dans les pays développés.

### **Encourager l'efficacité grâce à des prix de marché adéquats**

Une utilisation efficace des ressources est la clé qui permettra de réduire la grande ombre de l'élevage. Une série d'options techniques, testées et efficaces, pour réduire les impacts environnementaux, sont disponibles. Elles peuvent être utilisées dans la gestion des ressources, dans la production agricole et l'élevage ou encore dans la réduction des pertes après récolte. Elles ont été résumées dans les différents chapitres de cette étude. Pour qu'elles soient adoptées sur une large échelle et appliquées, il faut cependant introduire des signaux clairs en matière de prix, qui reflètent les pénuries réelles au niveau de la production et incitent, de manière plus satisfaisante que ce n'est le cas actuellement, à une utilisation efficace des principaux intrants.

Les prix de la terre, de l'eau et des ressources fourragères utilisées dans le secteur de l'élevage ne reflètent pas les pénuries réelles. Ces distorsions entraînent une utilisation excessive de ces ressources par le secteur et un manque d'efficacité dans le système de production. Toute mesure future pour protéger l'environnement devra par conséquent introduire une tarification adéquate des principales ressources.

Le prix de l'eau, en particulier, est largement sous-évalué dans la plupart des pays. Le développement des marchés de l'eau et divers types de recouvrement des coûts ont été identifiés comme des mesures qui permettent de corriger la situation. En ce qui concerne la terre, les instruments suggérés comprennent l'introduction et l'ajustement des taxes et des redevances sur le pâturage et de meilleurs mécanismes institutionnels pour un accès contrôlé et équitable. De plus, la suppression des subventions de l'élevage (comme les subventions pour les produits d'origine animale dans la plupart des pays industrialisés) a prouvé son efficacité. On a pu le constater par exemple

en Nouvelle-Zélande où la suppression drastique des subventions allouées à l'agriculture, au début des années 80, a permis à l'industrie de l'élevage de ruminants de ce pays d'être l'une des plus rentables et écologiques au monde.

### **Corriger les externalités environnementales**

Même si une meilleure adéquation des prix au niveau des intrants et des extrants va à long terme favoriser l'efficacité technique des ressources utilisées dans le processus de production de l'élevage, cette mesure ne sera souvent pas suffisante. Les externalités environnementales, qu'elles soient positives ou négatives, doivent être prises en compte de manière explicite dans le cadre de décision, selon le principe du «pollueur-payeur».

La correction des externalités positives et négatives va inciter les éleveurs à faire, en matière de gestion, des choix qui seront moins dommageables pour l'environnement. Les éleveurs qui offrent des services environnementaux doivent recevoir des compensations de la part des bénéficiaires immédiats (comme les consommateurs en aval bénéficiant de l'amélioration de la quantité et de la qualité de l'eau) et du public en général. Les actions qui pourraient être récompensées incluent une bonne gestion de la terre et une bonne utilisation des espèces et des couverts végétaux qui maintiennent ou restaurent la biodiversité ou la fixation du carbone dans une matière organique stable dans le sol, grâce à la gestion du pâturage. L'aménagement des pâturages visant à réduire le ruissellement de l'eau et améliorer l'infiltration peut grandement réduire la sédimentation dans les réservoirs d'eau. Des mécanismes de dédommagement doivent être mis au point entre les pourvoyeurs d'eau et d'électricité et les éleveurs.

De même, les propriétaires de troupeaux qui rejettent des déchets dans les cours d'eau ou de l'ammoniac dans l'atmosphère, doivent être tenus pour responsables et payer pour les dégâts qu'ils occasionnent, de manière à ce qu'ils soient encouragés à utiliser des pratiques moins

polluantes. Appliquer le principe du «pollueur-payeur» ne devrait pas présenter de problèmes insurmontables, puisque la demande en plein essor de produits d'origine animale génère des profits et qu'il y a une demande croissante pour le lait et la viande produits dans des conditions plus écologiques. Cette mesure sera difficilement applicable pour les émissions de méthane produites par l'unique vache d'une exploitation mixte indienne d'un demi hectare. Toutefois, pour les émissions plus importantes dans des unités de production intensives, la combinaison de mesures de découragement et de réglementations semble être plus réaliste.

L'imposition sur les dommages causés à l'environnement et les mesures incitatives visant à protéger l'environnement devraient être beaucoup plus rigoureusement appliquées à l'avenir, au niveau des externalités locales d'abord, mais de plus en plus aussi au niveau des impacts transfrontaliers, par l'application de traités internationaux, de cadres de normalisation et de mécanismes du marché. Les politiques gouvernementales pourraient être appelées à instaurer des mesures incitatives pour les innovations institutionnelles dans ce domaine.

### **Accélérer l'évolution technologique**

Dans les systèmes de production industrielle et mixte, l'écart entre les taux de production actuellement atteints et les taux de production qui sont techniquement atteignables montre que des gains importants au niveau de l'efficacité peuvent être réalisés en adoptant des technologies d'intensification. Dans le cadre du pâturage extensif, cela est plus difficile, voire parfois impossible – en particulier dans des conditions marginales avec des contraintes importantes sur le plan des ressources (comme dans le Sahel), où la faible productivité actuelle est sans doute le maximum de ce qui peut être réalisé (Bremen et de Wit, 1983). L'intensification ne serait possible que sur une surface limitée, estimée à 10 pour cent de la surface de pâturage totale (Pretty *et al.*, 2000).

La correction des altérations et des externalités va nous rapprocher de prix, pour les intrants et les extrants, qui reflètent les véritables manques au niveau de la production et de l'utilisation des ressources naturelles. Cette adaptation des prix incitera des changements technologiques qui permettront une meilleure utilisation des ressources et limiteront la pollution et la production de déchets. Les producteurs ont montré leur capacité à répondre rapidement et de manière décisive lorsque de tels signaux sur les prix étaient clairement émis.

Pour l'heure, les technologies de production plus performantes ne semblent pas manquer. Etant donné l'ampleur du marché et l'échec de la politique qui régit le secteur de l'élevage, de grands progrès peuvent encore être faits, en adoptant à une large échelle des technologies existantes déjà examinées et testées. Cependant, il existe toujours un besoin en matière de recherche et de développement de nouvelles technologies, adaptées à des cadres politiques plus favorables.

L'évolution technologique doit permettre d'exploiter de manière plus optimale la terre et les ressources en eau, qui sont les facteurs les plus importants dans le secteur de l'élevage, y compris au niveau de la production fourragère. Par conséquent, la recherche et le développement en matière de cultures fourragères doivent chercher à améliorer le rendement et l'efficacité de ces dernières. Cet aspect n'entre toutefois pas dans le cadre de la présente étude.

Dans le secteur de l'élevage, la quête d'une plus grande efficacité se concentre principalement sur l'alimentation, la reproduction et la santé des animaux. L'application de techniques d'alimentation modernes dans des systèmes de production déjà industriels mais qui, sur le plan technologique, ne sont pas très avancés, peut favoriser une réduction importante de la consommation de céréales – peut-être à hauteur de 120 millions de tonnes, ou 20 pour cent du montant total de céréales utilisées (à supposer que l'écart entre les rendements des meilleurs systèmes d'alimentation et ceux

qui se situent dans la moyenne mondiale puisse être réduit). De telles améliorations impliqueraient l'utilisation de rations optimisées, d'enzymes et d'acides aminés artificiels. Des économies ultérieures en céréales pourraient provenir de l'utilisation de géotypes animaux avancés. Si la recherche sur les progrès technologiques destinés à l'élevage commercial et industriel a largement été laissée au secteur privé, il est important que le secteur public assume un rôle proactif dans la recherche et le développement, en prêtant une attention particulière à la gestion des ressources naturelles et à la réduction des barrières qui limitent l'accès au marché des petits producteurs.

### **Réduire les impacts environnementaux et sociaux de la production intensive**

Comme nous l'avons dit dans le Chapitre 1, 80 pour cent environ de la croissance totale du secteur de l'élevage est réalisée par les systèmes de production industrielle. Les problèmes environnementaux occasionnés par ces systèmes ne proviennent pas de leur large échelle ou de leur production intensive, mais de leur situation géographique et de leur concentration. Dans des cas extrêmes, leur taille peut constituer un problème car, lorsque les unités sont très grandes (quelques centaines de milliers de porcs par exemple), un dispositif aussi important sera toujours problématique, quel que soit l'endroit où ces unités sont situées.

Les systèmes industriels sont souvent localisés dans des lieux qui ne permettent pas une gestion durable des déchets. La production agricole et l'élevage sont de plus en plus séparés, ce qui fait que des terres libres où entreposer sans risque les déchets ne sont souvent pas disponibles à proximité. Jusqu'à présent, les préoccupations environnementales ont rarement été un facteur déterminant de la répartition régionale de l'élevage. L'accès facile aux intrants et aux marchés et le prix relatif de la terre et de la main-d'œuvre ont été jusqu'à présent les facteurs clés. Pour les pays en développement, la concentration des unités industrielles dans des zones périurbai-

nes est caractéristique des contraintes liées à l'infrastructure. Dans les pays développés, on observe un déplacement vers les zones rurales, mais cela répond semble-t-il surtout à la volonté de cacher plutôt qu'à celle d'aborder le problème fondamental de l'environnement. Cependant, les limitations concernant la densité des élevages (comme celles qui ont été introduites dans l'UE) représentent un facteur déterminant pour favoriser un meilleur équilibre entre l'élevage et l'écosystème environnant.

La quantité de déchets générée doit donc correspondre à la capacité des terres disponibles à absorber ces derniers. Les élevages industriels doivent dans la mesure du possible être situés dans les zones où les terres cultivées peuvent servir à évacuer les déchets à moindre coût, sans créer de problèmes de concentration de nutriments – plutôt que de concentrer géographiquement les unités de production dans des zones privilégiées du fait de l'accès au marché ou de la disponibilité des aliments du bétail. Les options politiques adéquates comprennent le zonage et les systèmes de concessions, les plans de gestion obligatoires des nutriments et la facilitation d'accords contractuels entre éleveurs et agriculteurs.

Seul un secteur de l'élevage géographiquement dispersé permettra de créer des opportunités suffisantes et des incitations pour pouvoir recycler ses déchets sur les terres. À moyen terme, l'option la plus favorable est de rapprocher les activités agricoles et les unités d'élevage. Des mesures doivent être prises pour encourager la délocalisation des élevages industriels intensifs, situés près des centres de consommation et des ports, vers les zones rurales qui sont en demande de nutriments. Ces dispositions doivent comprendre un organe de contrôle et des mesures incitatives. Une réglementation est nécessaire afin de répondre aux questions relatives aux résidus de métaux lourds et de produits pharmaceutiques, tant au niveau de l'alimentation du bétail que des déchets, ainsi qu'à d'autres problèmes de santé publique comme les organismes pathogènes issus des aliments.

La décentralisation géographique des élevages peut aussi offrir des bénéfices sociaux importants pour le développement rural, notamment dans les zones offrant des alternatives d'emploi et des possibilités de croissance limitées. Des mesures incitatives doivent accompagner ces dispositions, par exemple des réductions d'impôts lorsque des unités de production commerciale sont créées dans des zones présentant un déficit en nutriments, ou des subventions pour le transfert d'entreprises de grande envergure.

Lorsque la délocalisation ne peut être réalisée, les élevages industriels doivent mettre en place des systèmes d'émission zéro, comme dans les parcs industriels effectuant un traitement complet des déchets, notamment la fabrication de biogaz et le traitement du fumier à utiliser comme engrais. Avec la technologie actuelle, ces systèmes seront coûteux et consommateurs d'énergie, mais dans le domaine du biogaz, où la technologie progresse rapidement, cela pourrait représenter une option intéressante.

En parallèle, il est nécessaire de gérer les impacts sur l'environnement liés à la production de céréales, d'huile et de protéines pour animaux. Les aliments du bétail sont généralement produits dans le cadre de l'agriculture intensive, par conséquent les principes et les instruments qui ont été développés pour contrôler les problèmes environnementaux liés à ce domaine doivent être rigoureusement appliqués. Cela comprend la gestion intégrée des parasites, la gestion des sols et des plans de fertilisation. En parallèle, de manière à réduire la pression sur l'industrie de pêche marine, le secteur doit développer des alternatives à l'utilisation d'aliments à base de farine de poisson, par exemple par l'utilisation d'acides aminés de synthèse.

Le passage à des systèmes de production intensive s'accompagne d'un accroissement de la taille des opérations, guidé par les économies d'échelle. La croissance générale du secteur s'est réalisée aux dépens de nombreux producteurs de petite et moyenne envergure et d'autres facteurs externes. Cette tendance s'observe dans tous les pays qui

ont suivi la voie de l'intensification, dans l'Union européenne et en Amérique du Nord dès les années 60 et dans les économies émergentes depuis les années 80 et 90. Elle soulève des questions sociales liées à l'exode rural et à la concentration des richesses. La diversification au sein et en dehors du secteur agricole, de même que les réseaux de protection sociale, font partie des mesures développées pour traiter ces problèmes.

### **Réorienter le pâturage extensif vers la prestation de services environnementaux**

Les systèmes de pâturage doivent s'intensifier dans des zones où le potentiel agroécologique le permet, notamment pour la production laitière et là où les équilibres en nutriments sont encore négatifs.

Dans de nombreux pays de l'OCDE, l'excès de nutriments est un problème majeur dans l'élevage des vaches laitières basé sur le pâturage. Des réductions du nombre d'élevages ont été imposées, parfois avec des résultats tout à fait positifs.

Pourtant, la grande majorité des terres de pâturage extensif ont un faible rendement. Les pâturages occupent 26 pour cent de la surface terrestre mais la contribution de ces systèmes à la production de viande est infime, avec moins de 9 pour cent de l'approvisionnement total en viande. Dans les zones avec un faible potentiel pour l'intensification, les systèmes de pâturage extensif ont un faible rendement en termes de production et ont des coûts élevés en termes de dommages causés à l'environnement (écoulements d'eau, pertes de sol, carbone et biodiversité).

Dans un monde qui comptera plus de 9 milliards de personnes d'ici à 2050, pour la plupart plus aisées et qui exigeront donc des services environnementaux, il est peu probable que ces petits systèmes de production extensive survivent, à moins qu'ils n'intègrent les services environnementaux comme un objectif important, voire prédominant. Ces systèmes doivent donc être réorientés de manière à offrir également des services environnementaux, en plus de la

simple production ou subsistance. Ceci peut être facilité par des subventions en faveur des services environnementaux fournis ou d'autres mesures incitatives permettant aux éleveurs d'effectuer la transition.

L'argument principal à faire valoir ici est que la valeur des terres marginales évolue et que cette évolution va s'accélérer. Par le passé, le secteur de l'élevage occupait de vastes territoires parce qu'il n'y avait pas d'utilisation alternative possible de la terre, qui ne coûtait donc rien. Cela a permis aux activités de production marginales, comme le pâturage extensif, d'être rentables.

A l'avenir, les services liés à l'eau seront probablement les premiers à devenir significativement importants, et des dispositions locales devront dans un premier temps être appliquées. Grâce à des mesures incitatives appropriées, les éleveurs vont accepter de réduire et de gérer plus attentivement la pression exercée sur les pâturages et même, dans certaines zones, d'abandonner complètement leur utilisation.

Les services liés à la biodiversité (la conservation des espèces et du paysage, par exemple) sont plus complexes à mettre en place, en raison de difficultés méthodologiques dans l'évaluation de la biodiversité, mais ils pourraient être prêts à être employés là où ils peuvent être financés par les revenus liés au tourisme. Ceci ne sera pas limité aux pays riches. Les récents exemples de partage des avantages offerts par la faune sauvage, en Afrique et ailleurs, montrent que les revenus liés au tourisme peuvent être utilisés pour aider le bétail à cohabiter avec la faune sauvage. Des précautions doivent être prises pour que ces contributions en faveur de la biodiversité s'étendent au-delà des espèces «attractives» – les mammifères et d'autres espèces qui intéressent les touristes – et incluent la biodiversité au sens large.

Les services liés à la fixation du carbone, par les ajustements de la gestion ou l'abandon des pâturages, seront aussi difficiles à mettre en place, mais étant donné le potentiel des pâturages à fixer de grandes quantités de carbone et à rédui-



re les émissions, des mécanismes doivent être développés et déployés pour utiliser ce débouché potentiellement rentable. Les accords internationaux demanderont des adaptations, de manière à inclure la fixation du carbone dans le secteur Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (LULUCF) et l'extension de mécanismes du marché, qui sont en train d'apparaître sous forme d'expérimentations et de projets pilotes.

La pénurie de ressources environnementales augmente et, par conséquent, la valeur de ces dernières aussi. Lorsque des mécanismes de marché qui fonctionnent peuvent être instaurés, la demande en services environnementaux peut être en compétition avec l'élevage dans de nombreux endroits, en particulier dans des zones plus marginales où la charge moyenne (et par conséquent les revenus bruts) ne dépasserait pas le tiers de la moyenne générale. C'est plus facile quand les terres relèvent de la propriété privée. C'est plus difficile lorsqu'elles relèvent de la propriété commune, particulièrement dans les endroits où un grand nombre d'éleveurs vulnérables ou de petits cultivateurs dépendent de ces terres. Cela ne signifie pas qu'une gestion responsable des ressources naturelles n'existe pas dans le cadre du pâturage extensif, mais plutôt que ce système subit des pressions endogènes (la croissance démographique) et exogènes (comme l'empiètement des zones arables), qui ont pour conséquence une détérioration des systèmes de gestion.

L'accès aux zones de pâturage devra être limité et géré, souvent de manière à faire de l'élevage une donnée secondaire et des services environnementaux une donnée principale. Cela est déjà le cas dans les Alpes et dans d'autres zones d'Europe ou d'Amérique du Nord, qui sont à la fois très vulnérables et précieuses en termes d'environnement. Les rétributions pour les services environnementaux devront intervenir aux niveaux local, national et international, selon la nature des services – l'eau et la conservation du sol sont des biens locaux tandis que la biodiversité et le carbone sont des biens internationaux.

De larges zones qui ont subi des détériorations en raison d'une mauvaise gestion et de la pression du pâturage peuvent être restaurées, si les pays réalisent l'ampleur des dégâts que peut engendrer une politique du laisser-faire et les bénéfices potentiels tout aussi importants d'une gestion prenant mieux en compte les considérations environnementales. Les opportunités qui permettront d'opérer cette transition dépendent de la valeur relative du potentiel productif d'une zone donnée, comparée avec son offre potentielle de services environnementaux (Lipper, Pingali et Zurek, 2006). C'est lorsque le rendement agricole est le plus faible (sol pauvre ou pente raide, par exemple) que le potentiel pour des services environnementaux est le plus élevé (comme la protection de la ligne de partage des eaux) et que les changements sont les plus faciles. Les zones de pâturage détériorées remplissent les conditions requises, particulièrement dans les régions les plus humides, vallonnées ou montagneuses, des pays en développement, mais la mise sur pied du changement nécessitera tout de même un accord institutionnel adéquat entre les acheteurs et les vendeurs des services environnementaux, aux niveaux local, national et mondial. Par conséquent, la priorité doit être donnée au développement de ces stratégies.

Suggérer de changer les pratiques actuelles de pâturage «d'extraction» pour des pratiques orientées vers les services environnementaux soulève des questions essentielles: comment partager les bénéfices issus des services environnementaux et comment gérer le cas des personnes vulnérables qui tirent actuellement leurs moyens de subsistance de l'élevage extensif? Leur nombre est considérable. L'élevage constitue une source importante de moyens d'existence dans les pays pauvres, notamment en Mauritanie (où il procure 15 pour cent du PIB), en République centrafricaine (21 pour cent) et en Mongolie (25 pour cent). Cependant, cela n'implique pas nécessairement que le secteur de l'élevage apporte une solution à la réduction de la pauvreté.

Il n'existe naturellement pas de remède miracle. La création d'emplois alternatifs et la migration hors de ces zones et des réseaux de sécurité sociale font partie des nécessités politiques les plus importantes. L'établissement de réseaux de sécurité sociale pour ces populations peut être considéré comme une obligation internationale, notamment dans les pays où le potentiel économique d'autres secteurs est aussi limité et où des préoccupations mondiales comme la biodiversité et le climat sont en jeu. De telles mesures, assorties à des subventions pour les services environnementaux, pourraient faciliter la transition de la gestion de pâturages marginaux vers une utilisation plus durable de ces vastes zones.

### 7.3 Le défi à relever

L'élevage est un secteur qui présente des contrastes saisissants. Bien qu'il revête une importance modeste sur le plan économique, il a une importance sociale majeure dans de nombreux pays en développement et il exerce une influence politique importante dans beaucoup de pays développés. Il cause des dommages environnementaux considérables en termes de changement climatique, pollution atmosphérique, approvisionnement et qualité de l'eau, et biodiversité. Ces constats sont en opposition totale avec les effets positifs de l'élevage au niveau du recyclage des déchets et de la préservation des ressources non renouvelables qui caractérisent la plupart des exploitations mixtes d'après la révolution agricole. Dans le même temps, les personnes qui dépendent de l'élevage pour subvenir à leurs besoins ou qui sont à la limite de la pauvreté sont menacées.

Un constat important de la présente étude est que, proportionnellement à ses performances économiques, l'impact de l'élevage sur l'environnement n'est pas suffisamment abordé, alors que des réductions importantes de cet impact pourraient être réalisées à un coût raisonnable. Le problème se situe donc principalement à un autre niveau, à savoir les obstacles politiques et institutionnels, et l'absence de mécanismes permettant de garantir une réaction en retour au niveau de

l'environnement, de s'assurer que les externalités sont prises en compte et que la gestion des ressources publiques est comprise dans le secteur.

Pourquoi est-ce ainsi? En premier lieu, la société civile semble ne pas avoir une compréhension adéquate de la portée du problème. La véritable ampleur de l'impact de l'élevage sur le climat, la biodiversité et l'eau n'est pas estimée à sa juste valeur, peut-être même dans les rangs d'une majorité des écologistes et des décideurs. Nous espérons que la présente étude contribuera à remédier à cette situation.

Deuxièmement, les initiatives civiles en faveur de l'environnement se concentrent habituellement sur les fonctions et la protection d'écosystèmes spécifiques. Comme nous l'avons vu, la mobilité de l'industrie de l'élevage permet de la délocaliser sans créer de problèmes majeurs apparents. Cependant, les impacts sur l'environnement sont généralement déplacés ailleurs et se manifestent de différentes façons. L'intensification peut par exemple réduire l'impact sur les pâturages, mais augmenter les impacts sur les cours d'eau.

Troisièmement, et ce point est lié à ce qui précède, la complexité des interactions entre l'élevage et l'environnement, et leurs nombreuses manifestations, rendent les actions concertées plus difficiles. Cela est vrai aussi pour beaucoup de problèmes environnementaux et c'est une des raisons principales qui explique que les décisions en matière de politique environnementale sont à la traîne par rapport à d'autres secteurs.

Enfin, le secteur de l'élevage est tributaire d'autres objectifs politiques. Les décideurs estiment qu'il est difficile de mettre en place simultanément des objectifs aux niveaux économique, social, sanitaire et environnemental. Le fait que de si nombreuses personnes dépendent de l'élevage pour subvenir à leurs besoins limite les options envisageables pour les décideurs et implique des compromis délicats et politiquement sensibles.

Malgré ces difficultés, l'impact de l'élevage sur l'environnement à l'échelle locale et mondiale est si important qu'il doit être traité de toute urgence. L'information, la communication et l'éducation

vont jouer des rôles essentiels pour promouvoir une volonté d'action ferme.

Les consommateurs, de plus en plus influents et présents dans le contrôle des caractéristiques des produits, vont être la source principale de pressions commerciales et politiques susceptibles de pousser le secteur de l'élevage vers des formes plus écologiques. Les progrès les plus importants ont été réalisés dans le domaine de la pêche et des forêts, avec la création de labels écologiques pour le poisson et les produits forestiers. Des labels écologiques comme ceux des Conseils d'intendance des mers et des forêts suscitent déjà l'intérêt des consommateurs. Ces phénomènes ne sont pas encore apparus dans le secteur laitier et de la viande. Il est urgent que des institutions se chargent de la certification et de la labellisation, pour aider les consommateurs à différencier les produits fabriqués dans un cadre écologique et les autres. Le développement et l'application de normes environnementales dépendent étroitement du fonctionnement des institutions qui doivent intégrer les défis environnementaux propres au secteur de l'élevage.

Une grande partie des impacts négatifs sur l'environnement surviennent dans un vide institutionnel, en l'absence d'un organisme à même d'évaluer l'ampleur du problème ou de le traiter. Les institutions traditionnelles qui réglementaient l'accès aux ressources publiques sont devenues inefficaces ou ont disparu. Ce secteur doit donc être réactivé et adapté. La mise en place d'institutions modernes pouvant prendre en charge les problèmes n'est pas assez rapide. L'émergence de la production industrielle en Asie et en Amérique latine n'a pas été accompagnée par une mise à jour des réglementations environnementales et de leur application. Cette situation a conduit aux dégâts environnementaux sans précédents auxquels on assiste actuellement.

On «commercialise» les dégâts environnementaux sous la forme d'aliments du bétail et de produits d'origine animale, sans prendre en compte leur coût réel dans la balance commerciale (Galloway *et al.*, 2006). Des institutions appropriées

sont nécessaires pour établir des mécanismes tarifaires plus adéquats, qui prennent en compte la pénurie des ressources naturelles et les externalités.

Les décideurs doivent faire face à la difficulté de réaliser de multiples objectifs, en termes d'approvisionnement abordable en aliments de qualité, de sécurité alimentaire, de moyens de subsistance et d'adéquation à l'environnement, dans un secteur qui, même s'il s'industrialise, est toujours dominé par un grand nombre de petits producteurs dans de nombreuses parties du monde. En réalité, les considérations liées à une agriculture de structure familiale sont prédominantes au niveau de la politique de l'élevage dans de nombreux pays.

Il est ambitieux d'exiger que le secteur de l'élevage se batte sur tous les fronts. Des choix difficiles seront exigés et, comme pour d'autres secteurs, le cadre de la politique de l'élevage qui sera mise en place sera caractérisé par de nombreux compromis. Ainsi, une expansion commerciale du secteur qui bénéficierait d'une économie d'échelle et d'une mise à jour des normes en matière de sécurité alimentaire, crée des barrières pour les petits producteurs. Beaucoup d'entre eux n'ont simplement pas les moyens techniques ni financiers de faire face à la concurrence et seront éliminés. De la même manière, si on peut remédier aux impacts environnementaux et aux externalités négatives, la majoration que cela implique au niveau du coût des intrants et des contrôles environnementaux sera répercutée sur le consommateur par une augmentation du prix de la viande, du lait et des œufs. Comme nous l'avons vu, la classe moyenne qui émerge rapidement dans le monde pourrait être encline à accepter ces prix plus élevés.

Les tendances actuelles des changements structurels impliquent la disparition probable et sans doute accélérée des petits éleveurs, dans les pays en développement comme dans les pays développés. Cette tendance risque de persister, même quand des mécanismes institutionnels comme les coopératives et les contrats de fermage peuvent être mis en place pour permettre

aux petits cultivateurs de rejoindre l'industrie agroalimentaire en train de s'accroître et de se moderniser. De tels mécanismes sont importants pour amortir l'impact social du changement structurel. Même si de nombreuses personnes pauvres exercent des activités d'élevage par manque d'alternative plutôt que par choix, la disparition des petits éleveurs n'est pas toujours négative. Ce phénomène survient déjà dans des pays de l'OCDE et n'est pas considéré comme un problème car des possibilités d'emploi adéquates existent en dehors du secteur de l'élevage.

Cependant, cette évolution est un problème social majeur quand de telles opportunités d'emploi n'existent pas dans d'autres secteurs et que des réseaux de sécurité sociale sont alors nécessaires. Une politique qui tenterait de s'opposer à cette tendance d'évolution structurelle en faveur d'une industrie agricole à petite échelle ou familiale serait coûteuse. Comme la politique agricole de l'Union Européenne l'a montré, cette option ne permet que de prolonger un processus qui sera de toute manière sans doute voué à l'échec. La question capitale sera de trouver des options alternatives pour que les personnes déplacées puissent gagner leur vie en dehors de l'élevage ou du secteur agricole.

Etant donné les limites des ressources naturelles de la planète et les exigences supplémentaires, en matière d'environnement, d'une population mondiale toujours plus nombreuse et plus riche, il est impératif que le secteur de l'élevage entreprenne rapidement d'importantes réformes. La présente étude suggère quatre lignes d'action.

Tout d'abord, il faut améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources dans le secteur de l'élevage, en s'appuyant sur la correction, plus que nécessaire, des prix des intrants et en remplaçant la production actuelle sous-optimale par des méthodes de production avancée – à chaque étape, partant de la production d'aliments du bétail, passant par l'élevage et la transformation, pour arriver à la distribution et à la commercialisation.

Deuxièmement, il est nécessaire d'accepter que l'intensification, voire l'industrialisation, de l'élevage seront le résultat inévitable à long terme des changements structurels en cours dans la plus grande partie du secteur. Afin que cette évolution soit acceptable sur le plan de l'environnement, il faut faciliter la localisation adéquate des unités de production, pour permettre le recyclage des déchets sur les terres agricoles et appliquer les technologies appropriées, particulièrement en ce qui concerne la gestion de l'alimentation et des déchets animaux. La localisation des unités d'élevage doit se faire dans des zones rurales appropriées ou dans d'autres lieux qui facilitent le recyclage des nutriments, plutôt que dans le tissu périurbain congestionné.

Troisièmement, la production extensive va continuer d'exister. Cependant, elle va devoir considérer les services environnementaux comme un but important, sinon comme le but principal, dans les zones très vulnérables. L'élevage va devoir s'adapter pour, outre la production conventionnelle de produits d'origine animale, assurer également le maintien du paysage, la protection de la biodiversité, la propreté de l'eau, et même la fixation du carbone.

En dernier lieu, mais ce n'est certainement pas le moins important, pour que les changements suggérés puissent s'opérer, il est urgent de développer et d'appliquer un cadre réglementaire efficace aux niveaux local, national et international. Il devra être établi avec un engagement politique fort, et s'appuyer sur une société civile qui se doit d'être plus consciente des risques environnementaux qu'implique le maintien du cours actuel des choses.

Le secteur de l'élevage est responsable pour une part essentielle des dégâts environnementaux. Si les changements suggérés sont entrepris avec conscience de l'urgence, il peut apporter une contribution importante à la réduction et à la réparation de ces dommages.

# Références bibliographiques



---

# Références bibliographiques

- Ackerman, F., Wise T.A., Gallagher, K.P., Ney, L. et Flores, R.** 2003. *Free trade, corn and the environment: Environmental impacts of US-Mexico corn trade under NAFTA*. Global Development and Environment Institute. Document de travail n.º 03-06 [disponible à l'adresse <http://ase.tufts.edu/gdae/Pubs/wp/03-06-NAFTACorn.PDF>].
- Ahmed, M.** 2000. Water pricing and markets in the Near East: Policy issues and options. *Water Policy*, 2: 229-242.
- Ajaji, S.S.** 1997. Pour une gestion durable de la faune sauvage: Le cas africain. Dans Etude FAO: Forêts - 122, *Ouvrages sur l'aménagement durable des forêts*. Rome, FAO [disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/T0843F/t0843f06.htm>].
- Alder, J. et 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., et Smith, M.,** 1998. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. FAO irrigation and drainage paper – 56. Rome. [disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>].
- Altieri, M. et Pengue, W.** 2006. La soja transgénica en América Latina - Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socioecológica. *Biodiversidad*, 47: 14-19 [disponible à l'adresse [http://www.grain.org/biodiversidad\\_files/biodiv47-3.pdf](http://www.grain.org/biodiversidad_files/biodiv47-3.pdf)].
- Amon, B., Moitzi, G., Schimpl, M., Kryvoruchko, V. et Wagner-alt, C.** 2002. *Methane, nitrous oxide and ammonia emissions from management of liquid manures, Final Report 2002*. Projet de recherche n.º 1107, BMLF GZ 24.002/24-IIA1a/98 et suite GZ 24.002/33-IIA1a/00, pour le compte du Ministère fédéral de l'agriculture, de la sylviculture et de la gestion de l'eau et de l'environnement et du Ministère fédéral de l'éducation, de la science et de la culture.
- Anderson, D.M., Galloway, S.B. et Joseph, J.D.** 1993. *Frozen fish block: how committed are North Atlantic. Marine biotoxins and harmful algae: a national plan*. Rapport technique, Woods Hole, Massachusetts, Etats-Unis, Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI) 93-02. 59 pp.
- Anderson, K. et Martin, W.** 2005. *Agricultural trade reform and the Doha Development Agenda*. Palgrave MacMillan, Banque mondiale, 444 pp.
- Anderson, M. et Magleby, R.** 1997. *Agricultural resources and environmental indicators, 1996-97*. Agricultural Handbook n.º 712, juillet 1997, 356 pp.
- Andreae, M.O. et Crutzen, P.J.** 1997. Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and roles in atmospheric chemistry. *Science*, 276: 1052-1057.
- Andreoni, J. et Chapman, D.** 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 à l'adresse <http://www.animalinfo.org/index>].
- Archer, S., Schimel, D.S. et Holland, E. A.** 1995. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO<sub>2</sub>? *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 à l'adresse <http://www.arkive.org/species/GES/>].
- Artaxo, P., Martins, J.V., Yamasoe, M.A., Procópio, A.S., Pauliquevis, T.M., Andreae, M.O., Guyon, P., Gatti, L.V. et 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. et Albers, G.A.A.** 2003. Industrial perspective on problems and issues associated with poultry breeding. Dans W.M. Muir, *Poultry genetics, breeding and biotechnology*.
- Asad, M., Azevedo, L.G., Kemper, K.E. et Simpson, L.D.** 1999. *Management of water resources: Bulk water pricing in Brazil*. World Bank Technical Paper n.º 432.

- Asner, G.P., Borghi, C.E. et 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. et 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, Etats-Unis, Veterinary Medicine Teaching and Research Center, School of Veterinary Medicine, University of California.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. et Stuart, S.N., éd.** 2004. *2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni, Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).
- Baker, B., Barnett, G. et 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. Dans Rodary E., Castellanet C. et Rossi G., éd. *Conservation de la nature et développement, l'intégration possible?* Paris: Karthala et GRET, 225-237.
- Banque asiatique de développement (BAoD).** 2001. *Fire, smoke, and haze - the ASEAN response strategy*. Sous la direction de S. Tahir Qadri. Banque asiatique de développement. Manille, Philippines. 246 pp.
- Banque mondiale.** 1997. *Water pricing experiences - An international perspective*. World Bank Technical Paper n.º 386, Banque mondiale, Washington DC.
- Banque mondiale.** 2005a. *Managing the livestock revolution: Policy and technology to address the negative impacts of a fast-growing sector*. Département de l'agriculture et du développement rural, Banque mondiale, Washington DC.
- Banque mondiale.** 2005b. *World development indicators: poverty estimates*. Washington DC.
- Banque mondiale.** 2006. *World development indicators*. Washington DC.
- Bari, F., Wood, M.K. et 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. et Mamis, D.** 2001. *L'élevage transhumant au Tchad Oriental*. Tchad: 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*. Royaume-Uni, Cambridge University Press, 313 pp.
- Barrow, N.J. et 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, Namibie, Ministère de l'agriculture, de l'eau et du développement rural.
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M. et 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, Etats-Unis, ATTRA - National Sustainable Agriculture Information Service.
- Belsky, A.J., Matzke, A. et 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*. Paris, Niamey, ORSTOM.



- Berg, C.** 2004. *World fuel ethanol analysis and outlook* (disponible à l'adresse [www.distill.com/World-Fuel-Ethanol-A&O-2004.html](http://www.distill.com/World-Fuel-Ethanol-A&O-2004.html)).
- Bernstein, S.** 2002. Freshwater and human population: A global perspective. Dans Karen Krchnak, éd., *Human population and freshwater resources: US cases and international perspective*, New Haven, Etats-Unis, Yale University. 177 pp.
- Bernués, J.L., Riedel, M.A., Asensio, M., Blanco, A., Sanz, R.R. et 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. et van Jaarsveld, A.S.** 2004. *Nature supporting people: the Southern Africa Millenium Ecosystem Assessment*. Pretoria, Council for Scientific and Industrial Research.
- Binot, A., Castel, V. et Caron, A.** 2006. L'interface faune-bétail en Afrique subsaharienne. *Sécheresse*, juin 2006.
- BirdLife International.** 2005. *Species factsheets*. (disponible à l'adresse <http://www.birdlife.org>).
- Black, R.** 2006. Public says 'no' to badger cull. BBC News (disponible à l'adresse <http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/5172360.stm>).
- Bolin, B., Degens, E.T., Kempe, S. et Ketner, P.** éd. 1979. SCOPE 13 - *The global carbon cycle*. Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement (SCOPE) (disponible à l'adresse <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope13/>).
- Bolin, B., Crutzen, P.J., Vitousek, P.M., Woodmansee, R.G., Goldberg, E.D. et Cook, R.B.** 1981. *An overview of contributions and discussions at the SCOPE workshop on the interaction of biogeochemical cycles*. Örsundsbro, Suède, 25-30 mai 1981, (disponible à l'adresse [www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope21/chapter01.html](http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope21/chapter01.html)).
- Boling, S.D., Douglas, M.W., Johnson, M.L., Wang, X., Parsons, C.M., Koelkebeck, K.W. et 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. et van Steenberg, F.** 2002. *Water charging in irrigated agriculture - Lessons from the literature*. Report OD 145. HR Wallingford, Wallingford, S. Connecticut, Etats-Unis. 90 pp.
- Bouman, B.A.M., Plant, R.A.J. et Nieuwenhuys, A.** 1999. Quantifying economic and biophysical sustainability trade-offs in tropical pastures. *Ecological Modelling*, 120(1): 31-46.
- Bourgeot, A. et 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, Pays-Bas (thèse de doctorat).
- Bouwman, A.F. et 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), Pays-Bas. 51 pp.
- Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., Van Der Hoek, K.W. et 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., Ghufuranullah, Leng, R.A., Saadullah, M., Safley, L.M., Cassada, M.E., Woodbury, J.W. et Perdok, H.B.** 2000. *Global impact domain: Methane emissions*. Document de travail de l'Initiative élevage environnement et développement (LEAD), [www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/X6116E/X6116E00.HTM](http://www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/X6116E/X6116E00.HTM) Rome (disponible à l'adresse).
- Boyd, J.W., Caballero, K. et 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. et 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, Canada (disponible à l'adresse [www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Fpb/RMP-01.htm](http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Fpb/RMP-01.htm)).
- Bromley, D.W.** 2000. Property regimes and pricing regimes in water resource management. Dans Ariel Dinar, éd., *The political economy of water pricing reforms*. New York, Etats-Unis, Oxford University Press. pp. 37-47.
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W. et 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. et Alexandre, D.J.** 2006. *Incursion of H5N1 'Asian lineage virus' into Europe: source of introduction?* Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006.
- Brown, J.H.** 1989. Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. Dans Drake, J.A., Mooney, H.A., di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmànek, M. et Williamson M., édés., *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37 - Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement. 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 août 2002-11 (disponible à l'adresse [www.earth-policy.org/Updates/Update15.htm](http://www.earth-policy.org/Updates/Update15.htm)).
- Bruijnzeel, L.A.** 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 104(1): 185-228.
- Bryant, D., Burke, L., McManus, J. et Spalding, M.** 1998. *Reefs at risk: A map-based indicator of potential threats to the world's coral reefs*. WRI. 56. Institut des ressources mondiales.
- 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.
- Buret, A., deHollander, N., Wallis, P.M., Befus, D. et 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, Royaume-Uni. 196 pp.
- Burton, C.H. et Turner, C.** 2003. *Manure management - treatment strategies for sustainable agriculture*. 2<sup>e</sup> édition. Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, Royaume-Uni. 451 pp.
- Butt, T.A., McCarl, B.A., Angerer, J., Dyke, P.R. et Stuth, J.W.** 2004. *Food security implication of climate change in developing countries: findings from a case study in Mali*. Etats-Unis, Texas A&M University.
- Byerlee, D., Alex, G. et Echeverría, R.G.** 2002. The evolution of public research systems in developing countries: Facing new challenges. Dans Byerlee, D. et Echeverria, R.G., édés. *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 à l'adresse <http://www.caltrout.org>).
- Canadian Animal Health Institute.** 2004. *Hormones: A safe, effective production tool for the Canadian beef industry*. CAHI factsheet (disponible à l'adresse [www.cahi-icsa.ca/pdf/Beef-Hormones-Factsheet.pdf](http://www.cahi-icsa.ca/pdf/Beef-Hormones-Factsheet.pdf)).
- Cantagallo, J.E., Chimenti, C.A. et 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. et 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. et 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. et 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. et 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?* Document d'introduction des thèmes 1 et 2 de la II<sup>e</sup> Conférence électronique de la plateforme francophone LEAD (FAO) «Cohabitation ou compétition entre la faune sauvage et les éleveurs... Où en est-on aujourd'hui? Faut-il changer d'approche?», organisée par l'Initiative LEAD et le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), 25 octobre 2004-14 janvier 2005.
- Castel, V.** 2005. Synthèse des débats du thème 1 – Valeurs et valorisation des ressources de la biodiversité: quel bilan? Quelles perspectives pour les éleveurs? – de la II<sup>e</sup> Conférence électronique de la plateforme francophone LEAD (FAO) «Cohabitation ou compétition entre la faune sauvage et les éleveurs... Où en est-on aujourd'hui? Faut-il changer d'approche?», organisée par l'Initiative LEAD et le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), 25 octobre 2004-14 janvier 2005.
- Cattoli, G. et Capua, I.** 2006. *A diagnostic approach to wild bird surveillance and environmental sampling.* Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006.
- CCNUCC.** 2005. La température monte. Document électronique des informations introductives – Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (disponible à l'adresse [http://unfccc.int/portal\\_francophone/essential\\_background/feeling\\_the\\_heat/items/3293.php](http://unfccc.int/portal_francophone/essential_background/feeling_the_heat/items/3293.php)).
- CDB.** 2006. Perspective mondiale sur la diversité biologique 2 du Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (CDB), Montréal. (voir le site Internet de la CDB, <http://www.cbd.int>).
- Cederberg, C. et Flysjö, A.** 2004. *Life cycle inventory of 23 dairy farms in south-western Sweden.* SIK report n.º 728. 59 pp.
- Centre mondial de surveillance de la conservation.** 1998. *Freshwater biodiversity: a preliminary global assessment.* Par Brian Groombridge et Martin Jenkins. Cambridge, Royaume-Uni, World Conservation Press.
- Cerejeira, M.J., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valerio, M.J., Silva, A., Ferreira, M. et Silva-Fernandes, A.M.** 2003. Pesticides in Portuguese surface and groundwaters. *Water Research*, 37(5):1055-1063.
- Chamberlain, D.J. et Doverspike, M.S.** 2001. Water tanks protect streambanks. *Rangelands*, 23(2): 3-5.
- Chameides, W.L. et Perdue, E.M.** 1997. *Biogeochemical cycles: a computer-interactive study of earth system science and global change.* New York, Etats-Unis, Oxford University Press.
- Chapagain, A.K. et 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. et Hoekstra, A.Y.** 2004. *Water footprints of nations.* Volume 1: Main Report. Value of Water Research Report Series n.º 16. UNESCO-IHE. 76 pp. (disponible à l'adresse <http://www.waterfootprint.org>).
- Chapman, E.W. et 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. et 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. et 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 à l'adresse <http://clark.scc.wa.gov/Page7.htm>).
- Cochrane, M.A. et Laurance, W.F.** 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 311-325.
- Collins R. et Rutherford K.** 2004. Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38(3): 700-712.
- Commission européenne.** 2004. *European pasture monography and pasture knowledge base - PASK study* (disponible à l'adresse [http://agrifish.jrc.it/marsstat/Pasture\\_monitoring/PASK/](http://agrifish.jrc.it/marsstat/Pasture_monitoring/PASK/)).
- Conceição, M.A.P., Durão, R.M.B., Costa, I.M.H., Castro, A., Louzã, A. C. et 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 quantitatif de la transhumance dans la zone périphérique d'influence du parc national du W (Niger).* Rapport CIRAD EMVT.
- Correll, D.L.** 1999. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5): 675-682.
- Costa, J.L., Massone, H., Martí nez, D., Suero, E.E., Vidal, C.M. et 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. et Steinfeld, H.** 2006. L'arrière-plan de la révolution de l'élevage. Dans A. McLeod, éd., *Rapport sur l'élevage 2006*, pp. 17-31, FAO, Rome (édition française 2008) (disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0255f/a0255f00.pdf>).
- Covacevich, J.A. et 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. et Andreae, M.O.** 1990. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250 (4988): 1669-1678.
- Crutzen, P.J. et Goldammer, J.G.** 1993. *Fire in the environment: The ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires.* Conférence de Dahlem, 15-20 mars 1992, Berlin, ES13, Chichester, Royaume-Uni, Wiley. 400 pp.
- Cumming, D.H.M.** 2005. Wildlife, livestock and food security in the South-East Lowveld of Zimbabwe. Dans Steven A. Osofsky, éd., *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 et 15 septembre 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. Dans H.A. Mooney et R.J. Hobbs, édés. *Invasive Species in a Changing World.* Washington DC, Island Press. pp 65-94.
- Dalla Villa, R., de Carvalho Dores, E.F., Carbo, L. et 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. et 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. Dans Steven A. Osofsky, éd., *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 et 15 septembre 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 41-46.
- de Haan, C.H., Steinfeld, H. et Blackburn, H.** 1997. *Livestock and the environment: Finding a balance*. Suffolk, Royaume-Uni, WRENmedia.
- de Haan, C.H., Schillhorn van Veen, T. W., Brandenburg, B., Gauthier, J., Le Gall, F., Mearns, R. et Siméon, M.** 2001. *Livestock development, implications for rural poverty, the environment, and global food security*. Washington DC, Banque mondiale.
- De la Rosa, D., Moreno, J. A., Mayol, F. et 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. et Nell, A.J.** 1997. Animal manure: asset or liability? *World Animal Review* 88-1997/1 (disponible à l'adresse [www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm](http://www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm)).
- Delgado, C. et Narrod, C.** 2002. *Impact of changing market forces and policies on structural change in the livestock industries of selected fast-growing developing countries*. Rapport de recherche final de la phase I – Projet sur l'industrialisation et le commerce de l'élevage et sur leurs impacts sociaux, sanitaires et environnementaux, dans les pays en développement.
- Delgado, C., Narrod, C.A. et Tiongo, M.M.** 2003. *Policy, technical, and environmental determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries*. Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI), Washington DC.
- Delgado, C., Narrod, C.A. et Tiongo, M.M.** 2006. *Determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries*. Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI), Washington DC.
- Delgado, C., Rosegrant, M., Steinfeld, H., Ehui, S. et Courbois, C.** 1999. *Livestock to 2020: The next food revolution*. Food, Agriculture, and the Environment Discussion Paper 28. Washington DC, IFPRI/FAO/ILRI (Institut international de recherche sur les politiques alimentaires/FAO/Institut international de recherches sur l'élevage).
- Delgado, C., Wada, N., Rosegrant, M.W., Meijer, S. et Mahfuzuddin, A.** 2003. *Fish to 2020: supply and demand in changing global markets*. Washington DC, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires et 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, Australie.
- Devendra, C. et 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. Dans J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmànek et M. Williamson, éd., *Biological invasions: a global perspective*. SCOPE 37 - Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement. 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. et 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. et Shanley, T.** 1998. *Infiltration rate assessment of some major soils*. Wexford, Royaume-Uni, 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. et Thorne, N.** 2002. Summary of experts' meeting on human population and freshwater resources. Dans Karen Krchnak, éd., *Human Population and Freshwater Resources: U.S. Cases and International Perspective*, Yale University, New Haven, Etats-Unis. 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*.
- Douglas, J.T. et 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. et 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. et Chou, N.T.** 1994. Global desertification dimensions and costs. Dans H.E. Dregne, éd., *Degradation and restoration of arid lands*. Lubbock, Etats-Unis, 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 à l'adresse [http://www.ebmud.com/water\\_&\\_environment/environmental\\_protection/east\\_bay/range\\_resource\\_management\\_plan/default.htm](http://www.ebmud.com/water_&_environment/environmental_protection/east_bay/range_resource_management_plan/default.htm)).
- Eckard, R., Dalley, D. et 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. et 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. (Les écosystèmes et le bien-être humain: synthèse, résumé disponible à l'adresse <http://www.millenniumassessment.org/fr/Synthesis.aspx>)
- EM.** 2005b. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington DC, Institut des ressources mondiales. (Les écosystèmes et le bien-être humain: synthèse sur la diversité biologique, résumé disponible à l'adresse <http://www.millenniumassessment.org/fr/Synthesis.aspx>).
- Engels, C.L.** 2001. *The effect of grazing intensity on rangeland hydrology*. NDSU Central Grasslands Research Extension Center (disponible à l'adresse [www.ag.ndsu.nodak.edu/streeter/2001report/Chad\\_engels.htm](http://www.ag.ndsu.nodak.edu/streeter/2001report/Chad_engels.htm)).
- English, W.R., Wilson, T. et Pinkerton, B.** 1999. *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*. Environmental Protection Agency (EPA), Etats-Unis.
- EPA.** 2005a. *Mid-Atlantic Integrated Assessment (MAIA)*. Environmental Protection Agency (EPA), Etats-Unis.
- EPA.** 2005b. *Global warming - Methane*. Environmental Protection Agency (EPA), Etats-Unis (disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/methane/>).
- EPA.** 2006. *EPA livestock analysis model*. Environmental Protection Agency (EPA), Etats-Unis (disponible à l'adresse [www.epa.gov/methane/rlep/library/lam/lam.html](http://www.epa.gov/methane/rlep/library/lam/lam.html)).
- EPICA community members.** 2004. Eight glacial cycles from an Antarctic ice core. *Nature*, 429. 10 juin. pp. 623-628.
- Estergreen, V.L., Lin, M.T., Martin, E.L., Moss, G.E., Branen, A.L., Luedecke, L.O. et 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. et Reich, P.F.** 2001. Land degradation: an overview. Dans E.M. Bridges, I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Pening de Vries, S.J. Scherr et S. Sompatpanit, édés., *Responses to land degradation*. Proceedings of the second International Conference on Land Degradation and Desertification, Khon Kaen, Thaïlande. New Delhi, Oxford Press.
- Falvey, L. et Chantalakhana, C.** édés. 1999. *Smallholder dairying in the tropics*. Institut international de recherches sur l'élevage (ILRI). Nairobi, Kenya. 462 pp.
- FAO.** 1995. *World livestock production systems: Current status, issues and trends*. Par C. Seré et S. Steinfeld. Etude FAO: Production et santé animale 127, Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6101E/X6101E00.HTM>).
- FAO.** 1997. *Review of the state of world aquaculture*. FAO Cirulaire sur les pêches n.º 886, Rev.1., Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/003/w7499e/w7499e00.htm>).
- FAO.** 1999a. *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture - 1998 (SOFIA)*. Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/w9900f/w9900f00.htm>).
- FAO.** 1999b. Commerce, environnement et développement durable. Dans *Le commerce de produits agricoles: fiches d'information de la FAO*. Troisième conférence ministérielle de l'OMC, Seattle, 28 novembre-3 décembre 1999, chapitre 1 (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/DOCREP/003/X6730F/X6730F00.HTM>).
- FAO.** 1999c. *La boîte à outils élevage-environnement*. Initiative élevage environnement et développement (LEAD), Rome.
- FAO.** 2000a. *Two essays on climate change and agriculture*. Etude FAO: Développement économique et social 145 (disponible à l'adresse [www.fao.org/docrep/003/x8044e/x8044e00.HTM](http://www.fao.org/docrep/003/x8044e/x8044e00.HTM)).
- FAO.** 2000b. *Agro-ecological Zoning System* (disponible à l'adresse [www.fao.org/ag/agl/agll/prtaez.stm](http://www.fao.org/ag/agl/agll/prtaez.stm)).
- FAO.** 2002. *Fertilizer use by crop*. Rapport conjoint FAO, Association internationale de l'industrie des engrais (IFA), Centre international de développement des engrais (IFDC), Institut international de la potasse (IIP), PPI. 5<sup>e</sup> édition. 45 pp.
- FAO.** 2003a. *World agriculture: towards 2015/30*. An FAO perspective. Sous la direction de J. Bruinsma. Rome, FAO et Londres, Earthscan (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/005/y4252e/y4252e00.htm>).
- FAO.** 2003b. *Presentation from the Area Wide Integration Project (LEAD)*. Atelier de Bangkok.
- FAO.** 2003c. *Novel forms of livestock and wildlife integration adjacent to protected areas in Africa*. Document du projet (LEAD).
- FAO.** 2004a. *The role of soybean in fighting world hunger*. Rome.
- FAO.** 2004b. *Carbon sequestration in dryland soils*. World Soils Resources Reports 102 (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/007/y5738e/y5738e00.htm>).
- FAO.** 2004c. *La biodiversité au service de la sécurité alimentaire*. Journée mondiale de l'alimentation, 16 octobre 2004 (disponible à l'adresse [http://www.fao.org/wfd/2004/index\\_fr.asp](http://www.fao.org/wfd/2004/index_fr.asp)).
- FAO.** 2004d. *Payment schemes for environmental services in watersheds*. Forum régional, 9-12 juin 2003, Arequipa, Pérou. Organisé par le Bureau régional de la FAO pour l'Amérique latine et les Caraïbes, Santiago, Chili. Land and water discussion paper - 3. FAO, Rome (disponible en anglais et en espagnol à l'adresse [ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/lwdp3\\_es.pdf](ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/lwdp3_es.pdf)).
- FAO.** 2004e. *Livestock waste management in East Asia*. Rapport de préparation du projet, FAO, Rome.
- FAO.** 2005a. Événement spécial sur les incidences du changement climatique, des ravageurs et des maladies sur la sécurité alimentaire et la lutte contre la pauvreté. Document d'information, 31<sup>e</sup> session du Comité de la sécurité alimentaire mondiale, 23-26 mai 2005. Rome (disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/meeting/009/j5411f.pdf>).
- FAO.** 2005b. *Situation des forêts du monde 2005*. (SOF0) Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/007/y5574f/y5574f00.htm>).
- FAO.** 2005c. Synthèse mondiale - Pêche et situation des ressources halieutiques marines mondiales. Dans *L'état des ressources halieutiques marines mondiales*, section A1, FAO Document technique sur les pêches 457, Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/009/y5852f/y5852f00.htm>).

- FAO.** 2005d. *Livestock Sector Brief: China*. Sous-Division de l'information, de l'analyse sectorielle et des politiques en matière d'élevage. Division de la production et de la santé animales (disponible à l'adresse [www.fao.org/ag/againfo/resources/en/publications/sector\\_briefs/lsb\\_CHN.pdf](http://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, Division de la production et de la santé animales. Rome.
- FAO.** 2005f. *Evaluation des ressources forestières mondiales 2005*. Etude FAO: Forêts – 147. Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/forestry/fra/fr/>).
- FAO.** 2006a. *World agriculture: towards 2030/2050. Interim Report*. Rome (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/es/esd/AT2050web.pdf>).
- FAO.** 2006b. FAOSTAT. Rome (disponible à l'adresse <http://faostat.fao.org/default.aspx?lang=fr>).
- FAO.** 2006c. *L'état des ressources zoogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome (rapport publié en 2007, édition française 2008) (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/011/a1250f/a1250f00.htm>).
- FAO.** 2006d. *Agro-ecological zones information portal*. Rome (disponible à l'adresse [www.fao.org/AG/agl/agll/prtaez.stm](http://www.fao.org/AG/agl/agll/prtaez.stm)).
- FAO.** 2006e. *Cattle ranching and deforestation*. Livestock Policy Brief n.º 3, Division de la production et de la santé animales. Rome.
- FAO.** 2006f. *Gridded livestock of the world*. Rome (rapport publié en 2007) (disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/010/a1259e/a1259e00.htm>).
- 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. Rome.
- FAO-AQUASTAT.** 2004. Bases de données AQUASTAT. FAO (disponibles à l'adresse <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/indexfra.stm>).
- FAO/IFA.** 2001. *Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land*. Rome. 106 pp.
- Fargeot, C.** 2004. *La chasse commerciale et le négoce de la venaison en Afrique centrale forestière*. Actes de «La faune sauvage: une ressource naturelle», 6<sup>e</sup> Symposium international sur l'utilisation de la faune sauvage. Paris 6-9 juillet 2004.
- Fayer, R., Santin, M., Sulaiman, I.M., Trout, J., Xunde, L., Schaefer, F.W., Xiao, L. et Lal, A.A.** 2002. *Animal reservoirs, vectors, and transmission of microsporidia*. Communication présentée à la 51<sup>e</sup> Réunion annuelle de la American Society of Tropical Medicine and Hygiene, Denver, Colorado, Etats-Unis, 10-14 novembre 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. et 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 à l'adresse <http://danpatch.ecn.purdue.edu/~epados/farmstead/yards/src/title.htm>).
- 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 à l'adresse <http://www.gafta.com/fin/index.php>).
- Flanigan, V., Shi, H., Nateri, N., Nam, P., Kittiratanapiboon, K., Lee, K. et 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, Etats-Unis, 30 juillet-1<sup>er</sup> août 2002.
- Florinsky, I.V., McMahon, S. et 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. et 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*. Etats-Unis, University of Arizona.
- Fouchier, R.A.M., Munster, V.J., Keawcharoen, J., Osterhaus, A.D.M.E. et Kuiken Thijs.** 2006. *Virology of avian influenza in relation to wild birds*. Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006.
- Frank, L.G., Woodroffe, R. et Ogada, M.O.** 2005. People and predators in Laikipia District, Kenya. Dans R. Woodroffe, S. Thirgood et A.R. Rabinowitz, édés., *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. et Smith, K.A.** 1998. Comparison of N<sub>2</sub>O 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. et 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. et Wassenaar, T.** 2006. *International trade in Meat - The tip of the pork chop*. *Ambio*, Vol. 36, n.º 8, pp. 622-629 [disponible à l'adresse [http://fse.stanford.edu/publications/international\\_trade\\_in\\_meat\\_\\_the\\_tip\\_of\\_the\\_pork\\_chop/](http://fse.stanford.edu/publications/international_trade_in_meat__the_tip_of_the_pork_chop/)].
- 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. et Vörösmarty, C.J.** 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. et 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*. Note d'information.
- GDRS.** 2000. *Irrigation in the basin context: The Gediz River basin study, Turkey*. Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI) et 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*. Thèse de doctorat en économie agricole, Institut fédéral suisse de technologie, Zurich, 130 pp.
- Gerber, P. et Menzi, H.** 2005. Nitrogen losses from intensive livestock farming systems in South East Asia: a review of current trends and mitigation options. Dans *Greenhouse gases and animal agriculture: an update*. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 20-24 septembre 2005, Zurich, Suisse.
- Gerber, P. et Steinfeld, H.** 2006. *Regional planning or pollution control: policy options addressing livestock waste, with reference to industrial pig production in Thailand*. Soumis.
- Gerber, P., Carsjens, G.J., Pak-Uthai, T. et Robinson, T.** 2007. Decision support for spatially targeted livestock policies: diverse examples from Uganda and Thailand. *Agricultural Systems*, 96(1-3): 37-51.
- Gerber, P., Chantsavang, S., Menzi, H. et Rieder, P.** 2006. 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*. Soumis.
- Gerber, P., Chilonda, P., Franceschini, G. et 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 et 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.* Rapports et études du Groupe mixte d'experts OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/AIEA/ONU/PNUE chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin 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.
- GIEC.** 1997. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories - Reference manual (Volume 3). Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (disponible à l'adresse [www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm)).
- GIEC.** 2000a. Rapport spécial du GIEC. Scénarios d'émissions. Résumé à l'intention des décideurs. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. OMM et PNUE (disponible à l'adresse <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-fr.pdf>).
- GIEC.** 2000b. *Land use, land use change and forestry.* A special report of the IPCC. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- GIEC.** 2001a. *Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability.* IPCC Third Assessment Report. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Royaume-Uni, Cambridge University Press. 1 032 pp.
- GIEC.** 2001b. *Climate change 2001: The scientific basis.* Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Sous la direction de J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell et C.A. Johnson. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge, Royaume-Uni et New York, Cambridge University Press. 881 pp.
- GIEC.** 2002. *Climate change and biodiversity.* Sous la direction de H. Gitay, A. Suárez, R. T. Watson et D. J. Dokken. IPCC Technical Paper V. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Gilbert, M., Wint, W. et Slingsbergh, J.** 2004. *Ecological factors in disease emergence from animal reservoir.* FAO AGAH, rapport non publié. 39 pp.
- Gillen, R. L., Krueger, W. C. et 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 à l'adresse <http://www.issg.org/database/welcome/>).
- Gleick, P.H.** 2000. Water futures: A review of global water resources projections. Dans F.R. Rijsberman, éd., 2000. *World water scenarios: Analyses.* Earthscan Publications, Londres, pp. 27-45.
- Global Footprint Network.** *The ecological footprint* (disponible à l'adresse [www.footprintnetwork.org/gfn\\_sub.php?content=footprint\\_overview](http://www.footprintnetwork.org/gfn_sub.php?content=footprint_overview)).
- Global Land Cover.** 2000. *Global Land cover 2000* (disponible à l'adresse <http://www-gem.jrc.it/glc2000/>).
- Godwin, D.C. et Miner, J.R.** 1996. The potential of off-stream livestock watering to reduce water quality impacts. *Bioresource Technology*, 58(3): 285-290.
- Goldewijk, K. et Battjes, J.J.** 1997. *A hundred year database for integrated environmental assessments.* Bilthoven, Pays-Bas, National Institute of Public Health and the Environment.
- Golfiopoulos, S.K, Nikolaou, A.D., Kostopoulou, M.N., Xilourgidis, N.K., Vagi, M.C. et 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, Canada.
- Gretton, P. et 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* – mise à jour des ensembles de données de 1994 sur les systèmes d'élevage avec des données récentes. Rapport non publié.
- Hadjigeorgiou, I., Osoro, K., Fragoso de Almeida, J.P. et Molle, G.** 2005. Southern European grazing lands: Production, environmental and landscape management aspects. *Livestock Production Science*, 96(1): 51-59.
- Hagemeijer, W. et Mundkur, T.** 2006. *Migratory flyways in Asia, Eurasia and Africa and the spread of HP H5N1*. Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006.
- Hahn, R.W., Olmstead, S.M. et Stavins, R.N.** 2003. *Environmental regulation in the 1990s: A retrospective analysis* (disponible à l'adresse [http://www.law.harvard.edu/students/orgs/elr/vol27\\_2/hahn.pdf](http://www.law.harvard.edu/students/orgs/elr/vol27_2/hahn.pdf)).
- Hall, S.J. et 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. et Lalman, J.** 2001. Treatment lagoons for animal agriculture. pp. 547-574. Dans J.M. Rice, D.F. Caldwell, F.J. Humenik, éd., *Animal agriculture and the environment: national center for manure and animal waste management White Papers*. St. Joseph, Michigan, Etats-Unis, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Hanley, N., Shogren, J. et White, B.** 2001. *Introduction to environmental economics*. Oxford University Press.
- Harper, J., George, M. et 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, Etats-Unis, 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. et Mazac, F.J. Jr.** 2005. *TEX\*A\*Syst*. Water Sciences Laboratory, Blackland Research Center, Temple, Texas (disponible à l'adresse <http://waterhome.brc.tamus.edu/index.html>).
- Harris, D. et Rae, A.** 2006 Agricultural policy reform and adjustment in Australia and New Zealand. Dans D. Blandford et B. Hill, éd., *Policy reform and adjustment in the agricultural sectors of developed countries*. Oxford, Royaume-Uni, CABI.
- Harrison, P.F. et Lederberg, J.** éd. 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. Dans *Biodiversity and fisheries*, chapitre 1. Actes de l'Atelier international «Blue Millennium: Managing Global Fisheries for Biodiversity», organizado par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et le Centre de recherche pour le développement international (CRDI), Victoria, BC, 25-27 de juin 2001.
- Harvey, J.W., Conklin, M.H. et 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. et 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. Dans P.J. Reyenga et S.M. Howden, éd., *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. Dans R.C. Fluck, éd., *Energy in farm production*. Vol.6 in Energy in world agriculture. Elsevier, New York. pp.177-201 (disponible à l'adresse [www.sarep.ucdavis.edu/NEWSLTR/v5n5/sa-12.htm](http://www.sarep.ucdavis.edu/NEWSLTR/v5n5/sa-12.htm)).
- Herrmann, S.M., Anyamba, A. et 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. Dans J.A., Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek et M. Williamson, édés., *Biological invasions: a global perspective*, SCOPE 37 - Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement. John Wiley & Sons Ltd. pp 31-60
- Hobbs, P.T., Reid, J.S., Kotchenruther, R.A., Ferek, R.J. et 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, Rome (disponible à l'adresse [www.fao.org/docrep/007/j2601e/j2601e00.htm](http://www.fao.org/docrep/007/j2601e/j2601e00.htm)).
- Hoffmann, I. et Scherf, B.** 2006. Ressources zoogénétiques: faut-il s'inquiéter? Dans A. McLeod, éd., *Rapport sur l'élevage 2006*, pp. 63-82, FAO, Rome (édition française 2008) (disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0255f/a0255f00.pdf>).
- Hooda, P.S., Edwards, A.C., Anderson, H.A. et 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., Edderaï, D. et Nzego, C.** 2004 *L'élevage d'aulacodes: présentation des résultats préliminaires de la vulgarisation dans trois pays d'Afrique Centrale*. Actes de «La faune sauvage: une ressource naturelle», 6<sup>e</sup> Symposium international sur l'utilisation de la faune sauvage. Paris, 6-9 juillet 2004.
- Houghton, R.A.** 1991. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. *Climatic Change*, 19(1-2): 99-118.
- Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., et Callander, B.A.**, édés. 1997. *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre – version révisée 1996*. Manuel simplifié, volume 2. GIEC/OCDE/AIE (disponible à l'adresse <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/french.html>).
- Hrudey.** 1984. Cité par le Groupe de travail du PNUE «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. et 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. et 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. et Kreft, S.** 2005. Biodiversity needs the help global change managers not museum-keepers. *Nature*, 438:156.
- IFA.** 2002. *Fertilizer indicators*. 2<sup>e</sup> édition. Association internationale de l'industrie des engrais. Paris. p. 20 (disponible à l'adresse [www.fertilizer.org/ifa/statistics/indicators/ind\\_reserves.asp](http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/indicators/ind_reserves.asp)).
- IFFO.** 2006. *Industry Overview*. Organisation internationale de la farine et de l'huile de poisson (disponible à l'adresse <http://www.iffonet/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.
- Institut des ressources mondiales.** 2000. *Freshwater biodiversity in crisis*. Par Carmen Revenga et Greg Mock (disponible à l'adresse [http://earthtrends.wri.org/pdf\\_library/feature/wat\\_fea\\_biodiversity.pdf](http://earthtrends.wri.org/pdf_library/feature/wat_fea_biodiversity.pdf)).
- Institut des ressources mondiales** 2003. *The watersheds of the world CD*. Publié par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), l'Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI), le Bureau de la Convention de Ramsar et l'Institut des ressources mondiales (WRI).
- Institut des ressources mondiales.** 2005. *EarthTrends: The Environmental Information Portal* (disponible à l'adresse <http://earthtrends.wri.org>).
- Institut international de gestion des ressources en eau.** 2000. *Projected water scarcity in 2025*. IWMI (disponible à l'adresse [www.iwmi.cgiar.org/home/wsmmap.htm](http://www.iwmi.cgiar.org/home/wsmmap.htm)).
- 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 à l'adresse [www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/cryptosporidiosis.pdf](http://www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/cryptosporidiosis.pdf)).

- 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 à l'adresse [www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/campylobacteriosis.pdf](http://www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/pdfs/campylobacteriosis.pdf)].
- Isik, M.** 2004. Environmental regulation and the spatial structure of the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economic*, 86(4): 949.
- Jagtap, S. et 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. et 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. et 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, Banque mondiale.
- Johansson, R.C., Tsur, Y., Roe, T.L., Doukkali, R. et Dinar, A.** 2002. Pricing irrigation water: a review of theory and practice. *Water Policy*, 4: 173-199.
- Johnson, N., Ravnborg, H.M., Westermann, O. et Probst, K.** 2002. User participation in watershed management and research. *Water Policy*, 3(6): 507-520.
- Kallis, G. et 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*. Document présenté lors de l'Atelier «Improving total farm efficiency in swine production», organize dans la Province de Chine de Taïwan par le Food and Fertilizer Technology Centre et le 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. et 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. et 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 et Agence des Etats-Unis pour le développement international (USAID), Le Caire, Egypte.
- Khaleel, R., Reddy, K.R. et 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. et Shearer, M.J.** 2005. Decreasing emissions of methane from rice agriculture. Dans *Greenhouse gases and animal agriculture: an update*. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 20-24 septembre 2005, Zurich, Suisse. p. 307-315.
- Kijne, J.W., Barker, R. et Molden, D.** 2003. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*. Wallingford, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- King, B.S., Tietjen, J.L. et Vickner, S.S.** 2000. *Consumer trends and opportunities*. Lexington, Etats-Unis , University of Kentucky.
- Kinje, J.** 2001. *Water for food for sub-Saharan Africa*. Document d'information pour la conférence électronique «Water for Food in Sub-Saharan Africa», 15 mars - 23 avril 1999, Rome.

- Klare, M.T.** 2001. *Resource wars: the new landscape of global conflict*. New York, Etats-Unis, Metropolitan Books/Henry Holt and Company.
- Klimont, Z.** 2001. *Current and future emissions of ammonia in China*. Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Emission Inventory Conference «One Atmosphere, One Inventory, Many Challenges», Denver, Etats-Unis, 30 avril - 3 mai 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. Dans Steven A. Osofsky, éd., *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 et 15 septembre 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. Dans J.D Reed, B.S. Capper et P.J.H. Neate, éd., 1988, *Plant breeding and the nutritive value of crop residues*. Actes de l'Atelier tenu à l'ILCA, Addis Abeba, Ethiopie. International Livestock Centre for Africa, Addis Abeba [disponible à l'adresse [www.ilri.cgiar.org/InfoServ/Webpub/Fullldocs/X5495e/x5495e03.htm](http://www.ilri.cgiar.org/InfoServ/Webpub/Fullldocs/X5495e/x5495e03.htm)].
- Krapac, I.G., Dey, W.S., Roy, W.R., Smyth, C.A., Storment, E., Sargent, S.L. et Steele, J.D.** 2002. Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environmental Pollution*, 120(2): 475-492.
- Krystallis, A. et 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. et 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 CO<sub>2</sub>-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. et 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. et Cole, C.V.** 1998. *Potential of US cropland for carbon sequestration and greenhouse effect mitigation*. Chelsea, Michigan, Etats-Unis, 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. et 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 à l'adresse <http://www.ornl.gov/sci/landscan>].

- 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, Etats-Unis, University of California.
- Le Bel, S., Gaidet, N., Snoden, M., Le Doze, S. et Tendayi, N.** 2004. *Communal game ranching in the mid-Zambezi valley: Challenges of local empowerment and sustainable game meat production for rural communities*. Actes de «La faune sauvagi 6-9 juillet 2004.
- Le Quesne, T. et McNally, R.** 2004. *The green buck : Using economic tools to deliver conservation goals*. WWF field guide. The WWF Sustainable Economics Network, Fonds mondial pour la nature (WWF). 69 pp.
- LEAD.** 2002. *AWI Nutrient balance* (disponible à l'adresse <http://www.virtualcentre.org/en/dec/nutrientb/default.htm>).
- Lenné, J.M., Fernández-Rivera, S. et 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, Rome.
- Lerner, J., Matthews, E. et Fung, I.** 1988. Methane emissions from animals: a global high resolution database. *Global Biogeochemical Cycles*, 2, p. 139-156.
- Leslie, R.** éd. 1999. *Coral reefs: Assessing the threat*. Dans *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. et 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. et Zurek, M.** 2006. *Less-favoured areas: Looking beyond agriculture towards ecosystem services*. Document de travail de la Division de l'économie et du développement agricole (ESA). FAO, Rome.
- Livestock In Development.** 1999. *Livestock in poverty focused development*. Crewkerne: Livestock in development.
- Loreau, M. et Oteng-Yeboah, A.** 2006. Diversity without representation. *Nature*, 442: 245-246.
- Lorimor, J., Fulhage, C., Zhang, R., Funk, T., Sheffield, R., Sheppard, D.C. et 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 à l'adresse [http://www.lpes.org/Lessons/Lesson01/1\\_Environmental\\_Stewardship.html](http://www.lpes.org/Lessons/Lesson01/1_Environmental_Stewardship.html)).
- Luke, G.J.** 1987. *Consumption of water by livestock*. Resource Management Technical Report n.º 60, Department of Agriculture Western Australia, Australie.
- MacDonald, N.W., Randlett, D.L. et 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. Dans Drake, J.A., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek, et M. Williamson, eds., *Biological invasions: a global perspective*. SCOPE 37 - Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement. John Wiley & Sons Ltd. 506 pp.
- MAF.** 2005. *Environmental consequences of removing agricultural subsidies*. Ministry of Agriculture and Forestry (MAF), Nouvelle-Zélande (disponible à l'adresse <http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/environmental-effects-of-removing-subsidies/agref004.htm>).
- MAFF.** 1998. *Ministry of Agriculture Fisheries and Food Code of agricultural practices for the protection of water*. Ministre de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation (MAFF), Royaume-Uni, Londres.

- MAFF.** 1999. *Agricultural land sales and prices in England*. Ministre de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation (MAFF), Royaume-Uni, Londres (disponible à l'adresse <http://statistics.defra.gov.uk/esg/pdf/alp9906.pdf>).
- Mainstone, C.P. et Parr, W.** 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the Total Environment*, 282: 25-47.
- Margni, M., Jolliet, O., Rossier, D. et 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*. Banque mondiale, Washington DC, Etats-Unis.
- Marris, E.** 2005. Conservation in Brazil: The forgotten ecosystem. *Nature*, 437: 944-945.
- Marzocca, A.** 1984. *Manual de Malezas*. 3<sup>e</sup> édition. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, 580 pp.
- Mather, A.** 1990. *Global forest resources*. Portland, Oregon, Etats-Unis, Timber Press.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. et Swift, M.J.** 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325): 504-509.
- Matthews, E., Payne, R., Rohweder, M. et Murray, S.** 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: Forest ecosystems*. Rapport de recherche, Institut des ressources mondiales, Washington DC. 100 pp.
- May, P.H., Boyd, E., Veiga, F. et Chang, M.** 2003. *Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia: a view from the field*. Shell Foundation et IIED – Institut international pour l'environnement et le développement, Rio de Janeiro, octobre 2003 (disponible à l'adresse <http://www.iied.org/index.html>).
- Mayrand, K., Dionne, S., Paquin, M., Ortega, G.A. et Marron, L.F.** 2003. *The economic and environmental impacts of agricultural subsidies: A look at Mexico and other OECD countries*. Montréal, Canada.
- 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, mars 2004, Routledge. pp. 67-82(16).
- McChesney, I. G., Sharp, B. M. H. et 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. et 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. et Condon, 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. et 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. et Hinrichs, J.** 2005. *Economic and social impacts of avian influenza*. Réunion sur l'influenza aviaire – Genève, 7-9 novembre 2005, FAO.
- Meat Research Corporation (MRC),** 1995. *Identification of nutrient sources, reduction opportunities and treatment options for Australian abattoirs and rendering plants*. Projet n.º M.445. Elaboré par Rust PPK Pty Ltd et 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. et van der Werf, A.W.** 2005. Biofiltration for mitigation of methane emissions from animal husbandry. *Environmental Science et 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. et Fulgham, K.O.** 2004. Cattle grazing has varying impacts on stream-channel erosion in oak woodlands. *California Agriculture*, 58(3): 138.



- Mendis, M. et Openshaw, K.** 2004. The clean development mechanism: making it operational. *Environment, Development and Sustainability*, 6(1-2): 183-211.
- Mengjie, W. et 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. Non publié.
- Menzi, H. et 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, France, 26-29 ma 1998.
- Mestbank.** 2004. *Voortgang 2004 aangaande het mest beleid in Vlaanderen* [disponible à l'adresse [www.vlm.be/Mestbank/FAQ/algemeen/04voortgangsrapport.pdf](http://www.vlm.be/Mestbank/FAQ/algemeen/04voortgangsrapport.pdf)].
- Metting, F., Smith, J. et Amthor, J.** 1999. Science needs and new technology for soil carbon sequestration. Dans N. Rosenberg, R. Izaurralde et E. Malone, eds., *Carbon sequestration in soils. Science monitoring and beyond*, pp. 1-34. Proc. St. Michaels Workshop. Columbus, Etats-Unis, Battelle Press.
- Micheli, E.R. et 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. et 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. Dans R. P. Singh, éd., *Energy in Food Processing*, New 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. et 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, Etats-Unis, University of California.
- Ministério da Ciência e Tecnologia.** 2002. *Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Emissões de metano da pecuária*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) – Ministère de la science et de la technologie.
- Ministério da Ciência e Tecnologia.** 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. Brasília, Brésil. p. 271.
- Mittermeier, R.A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J.D., Brooks, T.B., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. L. et Fonseca, G.A.B.** 2004. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions*. Mexico, CEMEX. 390 pp.
- Mizutani, F., Muthiani, E, Kristjanson, P. et 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. Dans Steven A. Osofsky, éd., *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 et 15 septembre 2003. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission n.º 30. pp. 121-132.
- Molden, D. et de Fraiture, C.** 2004. *Investing in water for food, ecosystems and livelihoods*. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI).

- Molden, D., Sakthivadivel, R. Habib, Z.** 2001. Basin-Level Use and Productivity of Water: Examples from South Asia. Research Report 49. Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI), Colombo, Sri Lanka.
- Molle, F.** 2003. Allocating and accessing water resources: practice and ideology in the Chao Phraya delta. Dans F. Molle et T. Srijantr, édés., *Thailand's rice bowl: Perspectives on social and agricultural change in the Chao Phraya delta*. Bangkok: White Lotus.
- Monteny, G.J., Bannink, A. et 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. Dans H.A. Mooney, R.N. Mack, J.A. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei et J.K. Waage, édés., *Invasive alien species: a new synthesis*, p. 1-15, SCOPE 63, Washington DC, Island Press.
- Morrison, J.A., Balcombe, K., Bailey, A., Klonaris, S. et Rapsomanikis, G.** 2003. Expenditure on different categories of meat in Greece: the influence of changing tastes. *Agricultural Economics*, 28: 139-150.
- Morse et Jackson.** 2003. *Fate of a representative pharmaceutical in the environment*. Rapport final envoyé au Texas Water Resources Institute. Texas Tech University.
- Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J. et 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. et 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. et McAdam, J. édés.** 2004. *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management*. Lugo, Espagne, avril 2004. Walingford, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- Mott, J.J.** 1986. Planned invasions of Australian tropical sanannas. Dans R.H. Groves et J.J. Burdon, édés., *Ecology of biological invasions*, pp. 89-96., Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press.
- Muirhead, R.W., Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M. et Nagels, J.W.** 2004. Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Water Research*, 38(5): 1215-1224.
- Muller, W. et Schneider, B.** 1985. *Heat, water vapour and CO<sub>2</sub> production in dairy cattle and pig housing*. Partie 1. Provisional planning data for the use of heat exchangers and heat pumps in livestock housing. (En allemand) *Tierärztliche Umschau* 40, 274-280.
- Mulongoy, K.J. et Chape, S.P. édés.** 2004. *Protected areas and biodiversity: An overview of key issues*. UNEP-WCMC Biodiversity Series 21. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et Centre mondial de surveillance de la conservation (WCMC) du PNUE, Cambridge, Royaume-Uni.
- Murgueitio, E.** 2004. Silvopastoral systems in the Neotropics. Dans M.R. Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez et J. McAdam, édés., *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management*. Lugo, Espagne, avril 2004. Walingford, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- Mwendera, E.J. et Mohamed Saleem, M.A.** 1997. Hydrologic response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 64(1): 33-41.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., de Fonseca, G.A.B. et Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Myers, R.J.K. et Robbins, G.B.** 1991. Sustaining productive pastures in the tropics 5: maintaining productive sown grass pastures. *Tropical Grasslands*, 25: 104-110.
- Myers, T.J. et 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. et 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.
- Narro, C.A et Fuglie, K.O.** 2000. Private investment in livestock breeding with implications for public research policy. *Agribusiness*, Volume 16/4 , pp 385-508.
- NASA.** 2005. *Global temperature trends: 2005 summation*. Administration nationale pour l'aéronautique et l'espace (disponible à l'adresse <http://data.giss.nasa.gov/gistemp/2005/>).
- National Conservation Buffer Team.** 2003. Leaflet.
- National Park Service.** 2004. *Geologic resource monitoring parameters: Soil and sediment erosion*. Département de l'intérieur, Etats-Unis (disponible à l'adresse [http://www2.nature.nps.gov/geology/monitoring/soil\\_erosion.pdf](http://www2.nature.nps.gov/geology/monitoring/soil_erosion.pdf)).
- National Public Lands Grazing Campaign.** 2004. *Livestock and water* (disponible à l'adresse [http://www.publiclandsranching.org/htmlres/fs\\_cows\\_v\\_water.htm](http://www.publiclandsranching.org/htmlres/fs_cows_v_water.htm)).
- 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<sup>e</sup> édition révisée, 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<sup>e</sup> édition révisée. 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<sup>e</sup> édition révisée. 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<sup>e</sup> édition révisée. 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* [application Internet]. Version 4.5. NatureServe, Arlington, Virginia (disponible à l'adresse [www.natureserve.org/explorer](http://www.natureserve.org/explorer)).
- Naylor, R., Steinfeld, H., Falcon, W., Galloway, J., Smil, V., Bradford, E., Alder, J. et Mooney, H.** 2005. Losing the links between livestock and land. *Science*, 310: 1621-1622.
- Nelson, P.N., Cotsaris, E. et 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. et 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. et 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. et 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. et Hjort-Gregersen, K.** 2005. Greenhouse gas emission reduction via centralized biogas co-digestion plants in Denmark. *Agric. Ecosys. Environ.*, 112.
- Niklinska, M., Maryanski, M. et Laskowski, R.** 1999. Effect of temperature on humus respiration rate and nitrogen mineralization: Implications for global climate change. *Biogeochemistry*, 44: 239-257.
- Nil, K.** 2005. *US soybean production is more sustainable than ever before*. Press Release, septembre 2005. American Soybean Association.
- NOAA.** 2006. *Trends in atmospheric carbon dioxide*. Administration nationale des océans et de l'atmosphère (NOAA)/Earth System Research Laboratory, Global Monitoring Division.
- Nori, M., Switzer, J. et Crawford, A.** 2005. *Herding on the brink: Towards a global survey of pastoral communities and conflict*. Institut international du développement durable (IIDD).
- Norton, R.D.** 2003. *Agricultural development policy: Concepts and experiences*. FAO. Royaume-Uni, John Wiley & Sons Ltd.
- Norton-Griffiths, M.** 1995. Economic incentives to develop the rangelands of the Serengeti: Implications for wildlife conservation. Dans A.R.E. Sinclair et P. Arcese, édés., *Serengeti II: research, management and conservation of an ecosystem*. Chicago, Etats-Unis: University of Chicago Press. 14 pp.
- Notermans, S., Dufrenne, J. et 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. et Krenkel, P.A.** 1989. *Handbook of urban drainage and wastewater*. New York, Etats-Unis, Wiley & Sons Publishers.
- Nye, P.H. et Greenland, D.J.** 1964. Changes in the soil after clearing tropical forest. *Plant and Soil*, 21(1): 101-112.
- OCDE.** 1982. *The energy problem and the agro-food sector*. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE.** 1999. *Agricultural water pricing in OECD Countries*. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE.** 2001. *Towards more liberal agricultural trade*. Note d'information sur les politiques. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE.** 2002. *Farm household income issues in OECD countries: A synthesis report*. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE.** 2004. *Agriculture and the environment: lessons learned from a decade of OECD work*. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE.** 2006. *Agricultural policies in OECD countries - at a glance*. Paris, Organisation de coopération et de développement économiques.
- Odling-Smee, L.** 2005. Dollars and sense. *Nature*, 437: 614-616.
- Oldeman, L.R.** 1994. The global extent of land degradation. Dans D.J. Greenland et I. Szabolcs, édés., *Land resilience and sustainable land use*, 99-118. Wallingford, Royaume-Uni, CABI Publishers.
- Oldeman, L.R. et Van Lyden, G.W.J.** 1998. Revisiting the GLASOD methodology. Dans R. Lal, W.H. Blum, C. Valentine et B.A. Stewart, édés., *Methods for assessment of soil degradation*, pp. 423-440. Boca Raton, Etats-Unis, CRC/Lewis Publishers.
- Olea, L., López-Bellido, R.J. et Poblaciones, M.J.** 2004. European types of silvopastoral systems in the Mediterranean area: dehesa. Dans M.R. Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez et J. McAdam, édés., *Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management*. Lugo, Espagne, avril 2004. Wallingford, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- Olivier, J.G.J., Brandes, L.J., Peters, J.A.H.W. et Coenen, P.W.H.G.** 2002. *Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2000*. National Inventory Report 2002. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM Rapport 773201006. 150 pp.

- Olson, D.M. et 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. et 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. et 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. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.
- OMS et Tufts University.** 1998. *Keeping fit for life: Meeting the nutritional needs of older persons*.
- OMS.** 2003. *Obesity and overweight*. Fact sheet. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.
- Ong, C., Moorehead, W., Ross, A. et 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. *Control of water pollution from agriculture*. FAO irrigation and drainage paper – 55. Rome.
- ONU.** 1992. *Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement*. Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED), New York, Etats-Unis.
- ONU.** 2003. *World Population Prospects. The 2002 Revision*. Nations Unies, New York, Etats-Unis (disponible à l'adresse <http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2002/WPP2002-HIGHLIGHTSrev1.PDF>).
- ONU.** 2005. *World Population Prospects. The 2004 Revision*. Nations Unies, New York, Etats-Unis (disponible à l'adresse [http://www.un.org/esa/population/publications/WPP2004/2004Highlights\\_finalrevised.pdf](http://www.un.org/esa/population/publications/WPP2004/2004Highlights_finalrevised.pdf)).
- 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., Plattner, G.-K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, M.-F., Yamanaka, Y. et 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. et 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. et 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. et Hachum, A.Y.** 2003. Improving water productivity in the dry areas of West Asia and North Africa. Chapitre 11, pp 179-198, Dans J.W. Kijne, R. Barker, et D. Molden, eds., *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*. Wallingford, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- Pagiola, S., Agostini, P., Gobbi, J., de Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., Ramirez, E., Rosales, M. et Pablo Ruiz, J.** 2004. *Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes*. Environment Department Paper n.º 96. Washington DC, World Bank Environment Department, Banque mondiale.
- Pagiola, S., von Ritter, K. et Bishop, J.** 2004. *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Environment Department Paper n.º 101. Washington DC, World Bank Environment Department, Banque mondiale.
- Pallas, Ph.** 1986. *Water for animals*. Division de la mise en valeur des terres et des eaux, FAO (disponible à l'adresse [www.fao.org/docrep/R7488E/R7488E00.htm](http://www.fao.org/docrep/R7488E/R7488E00.htm)).

- Parris, K.** 2002. *Environmental impacts in the agricultural sector: using indicators as a tool for policy purposes*. Document présenté lors de la Réunion de la Commission pour le développement environnemental «Assessing the Environmental Effects of Trade», Montréal, Canada, 17-18 janvier 2002.
- Parry, M.L., Rosenzweig, C., Iglesias, A., Livermore, M. et 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. et Kubly, D.M.** 1995. The Arizona Comparative Environmental Risk Project: Ecosystems. *Riparian ecosystems*, Section 2, Chapitre 1. The Arizona Comparative Environmental Risk Project (ACERP) Report. Arizona EarthVision.
- Patterson, B., Kasiki, S., Selempo, E. et 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. et Watson, R.** 2003. Counting the last fish. *Scientific American Magazine*, 289(1): 34-39.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P. et 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. et Woormer 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*. Document présenté lors de l'atelier de l'OCDE sur les subventions nuisibles à l'environnement, 7-8 novembre 2002, Paris.
- Perrings, C. et Touza-Montero, J.** 2004. *Spatial interactions and forests management: policy issues*. Actes de la Conférence «Policy Instruments for Safeguarding Forest Biodiversity – Legal and Economic Viewpoints». V<sup>e</sup> Conférence internationale BIOECON, 15-16 janvier 2004, House of Estates, Helsinki [disponible à l'adresse <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2004/mwp001-03.pdf>].
- Perry, C.J., Rock, M. et Seckler, D.** 1997. Water as an economic good: a solution or a problem? Dans M. Kay, T. Franks, L.E. Smith et F.N. Spon, éd., *Water: economics, management and demand*, pp. 3-10.
- Phoenix, G.K., Hicks, W.K., Cinderby, S., Kuylentierna, 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. et 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*. Chapitre 8. Département de géographie, 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*. Document présenté lors de l'atelier de l'OCDE sur les subventions nuisibles à l'environnement, 7-8 novembre 2002, Paris.
- Pimentel, D., Berger, B., Filiberto, D., Newton, M., Wolfe, B., Karabinakis, E., Clark, S., Poon, E., Abbett, E. et Nandagopal, S.** 2004. *Water resources, agriculture and the environment* (disponible à l'adresse [http://ecommons.library.cornell.edu/bitstream/1813/352/1/pimentel\\_report\\_04-1.pdf](http://ecommons.library.cornell.edu/bitstream/1813/352/1/pimentel_report_04-1.pdf)).
- Pingali, P.L. et Heisey, P.W.** 1999. *Cereal crop productivity in developing countries: past trends and future prospects*. CIMMYT Working Paper 99-03. Centre international d'amélioration du maïs et du blé (CIMMYT).
- PNUD/PNUB/Banque mondiale/WRI.** 2000. *A guide to world resources 2000-2001: People and ecosystems - The fraying web of life*. Programme des Nations Unies pour le développement, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Banque mondiale, Institut des ressources mondiales. Washington DC, Institut des ressources mondiales.
- PNUB.** 1991. *Status of desertification and implementation of the United Nations Plan of Action to combat desertification*. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Nairobi. 79 pp.

- PNUE.** 1994. *Land degradation in South Asia: Its severity, causes and effects upon the people.* World Soil Resources Report 78. UNDP/PNUE/FAO. FAO, Rome.
- PNUE.** 1997. *World atlas of desertification.* Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2<sup>e</sup> édition. Nairobi. 182 pp.
- PNUE.** 2001. *Economic reforms, trade liberalization and the environment: A Synthesis of UNEP Country Projects.* 5 novembre 2001, Genève, Suisse.
- PNUE.** 2002. *Protecting the environment from land degradation - UNEP's action in the framework of the Global Environment Facility.*
- PNUE.** 2003. *Global Environmental Outlook 3.* UNEP GEO Team, Division of Environmental Information, Assessment and Early Warning (DEIA&EW), Programme des Nations Unies pour l'environnement.
- PNUE.** 2004a. *GEO Yearbook 2003.* Programme des Nations Unies pour l'environnement, Earthprint, 76 pp. (disponible à l'adresse [www.unep.org/geo/yearbook/yb2003/](http://www.unep.org/geo/yearbook/yb2003/)).
- PNUE.** 2004b. *Land degradation in drylands (LADA): GEF grant request.* Programme des Nations Unies pour l'environnement, Nairobi.
- PNUE.** 2005a. *Global Environment Outlook Year Book 2004/05.* Programme des Nations Unies pour l'environnement (disponible à l'adresse <http://www.unep.org/geo/yearbook/yb2004/>).
- PNUE.** 2005b. *Environmental strategies and policies for cleaner production.* Programme des Nations Unies pour l'environnement (disponible à l'adresse [www.unep.org/pc/cp/understanding\\_cp/cp\\_policies.htm](http://www.unep.org/pc/cp/understanding_cp/cp_policies.htm)).
- PNUE-WCMC.** 1994. Biodiversity data sourcebook. Editado por B. Groombridge, CMVC Biodiversity Series n.º 1. Programme des Nations Unies pour l'environnement et Centre mondial de surveillance de la conservation. Cambridge, Royaume-Uni, World Conservation Press. 155 pp.
- PNUE-WCMC.** 1996. *The diversity of the seas: a regional approach.* WCMC Biodiversity Series n.º 4. Sous la direction de B. Groombridge et M.D. Jenkins. Programme des Nations Unies pour l'environnement et Centre mondial de surveillance de la conservation. Cambridge, Royaume-Uni, World Conservation Press.
- PNUE-WCMC.** 2000. *Global Biodiversity Outlook. Global Biodiversity: Earth's living resources in the twentyfirst century.* Chapitre 1. B. Groombridge et M.D. Jenkins, Cambridge, Royaume-Uni, World Conservation Press.
- PNUE-WCMC.** 2002. *Mountain watch: environmental change and sustainable development in mountains.* WCMC Biodiversity Series n.º 12. Programme des Nations Unies pour l'environnement et Centre mondial de surveillance de la conservation. Cambridge, Royaume-Uni, World Conservation Press.
- Pons, A., Couteau, M., de Beaulieu, J.L. et Reille, M.** 1989. The plant invasions in Southern Europe from the paleoecological point of view. Dans F. di Castri, A.J. Hansen et M. Debussche, édés., *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*, Kluwer Academic Publications, Dordrecht.
- Popkins, B., Horton, S. et 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».* Préparé pour le «Second North American Symposium on Assessing the Environmental Effects of Trade». Commission de coopération environnementale.
- Postel, S.** 1996. *Dividing the waters: Food security, ecosystem health, and the new politics of scarcity.* Worldwatch Paper 132, septembre 1996. 76 pp.
- Pott, R.** 1998. Effects of human interference on the landscape with special reference to the role of livestock. Dans M.F. WallisDeVries, J.P. Bakker et S.E. Van Wieren, édés., *Grazing and conservation management.* Kluwer, Dordrecht, pp. 107-134.
- Poulsen, L.P.** 1986. Regression analysis for assessing and forecasting energy requirements. Dans R. P. Singh, éd., *Energy in Food Processing*, New 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. et van der Bijl, G.** 2000. An assessment of the total external costs of Royaume-Uni agriculture. *Agricultural Systems*, 65(2): 113-136.

- Price, L., Worrell, E., Martin, N., Lehman, B. et 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 à l'adresse <http://eetd.lbl.gov/ea/IES/iespubs/46273.pdf>].
- Prince, S.D., et Goward, S.N.**, 1995. Global primary production: a remote sensing approach. *Journal of Biogeography*, 22: 815-835.
- Purcell, D.L. et Anderson, J.R.** 1997. *Agricultural Research and Extension: Achievements and problems in national systems*. World Bank Operations Evaluation Study. Banque mondiale, Washington DC.
- Purdue University.** 2006. *Department of Agronomy: Crop, Soil and Environmental Sciences* [disponible à l'adresse [www.agry.purdue.edu/index.asp](http://www.agry.purdue.edu/index.asp)].
- Quinlan Consulting.** 2005. *The effects of deforestation on the hydrological regime* [disponible à l'adresse [www.headwaterstreams.com/hydrology.html](http://www.headwaterstreams.com/hydrology.html)].
- Quist et Chapela, I.** 2001. Transgenic DNA introgressed into traditional landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature*, 414(6863): 541-543.
- Rabalais, N.N., Turner, R. et 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. et Strutt, A.** 2003. *Agricultural trade reform and environmental pollution from livestock in OECD countries*. Document présenté à la 6<sup>e</sup> Conférence annuelle sur l'analyse économique globale, La Haye, 12-14 juin 2003.
- RAMSAR.** 2005. *Convention sur les zones humides – Notes d'information sur les valeurs et fonctions des zones humides*. Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau [disponible à l'adresse [http://www.ramsar.org/info/values\\_intro\\_f.htm](http://www.ramsar.org/info/values_intro_f.htm)].
- Ranjhan, 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. et Berdegue, J.** 2003. The Rise of Supermarkets in Africa, Asia and Latin America. *Amer. Journal of Agricultural Economics*, 85 (5), décembre, 1140-1146.
- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. et 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. et Schroder, E., éd.** 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 janvier 1999. Monterrey, Mexique.
- Reich, P.B., Peterson, D.A., Wrage, K. et 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. et Eswaran, H.** 1999. Land resource stresses and desertification in Africa. Dans E.M. Bridges, I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Pening de Vries, S.J. Scherr et S. Sompatpanit, éd., *Responses to land degradation. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> international conference on land degradation and desertification*, Khon Kaen, Thaïlande. New Delhi, Oxford Press.
- Reid, R., Thornton, P.K., Mccrabb, G., Kruska, R., Atieno, F. et 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. et Grotkopp, E.** 2005. Ecology of invasive plants: State of the art. Dans H.A. Mooney, R.N. Mack, J.A. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei et J.K. Waage, éd., *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. et 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. et 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, France.
- 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., Wettengel, W. et 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, Espagne.
- Risse, L.M., Cabrera, M.L., Franzluebbbers, A.J., Gaskin, J.W., Gilley, J.E., Killorn, R., Radcliffe, D.E., Tollner, W.E. et Zhang, H.** 2001. Land application of manure for beneficial reuse. pp. 283-316. Dans J.M. Rice, D.F. Caldwell, F.J. Humenik, édés., *Animal agriculture and the environment: national center for manure and animal waste management white papers*. St. Joseph, Michigan, Etats-Unis, publicado por la American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Ritter, W.F. et Chirnside, A.E.M.** 1987. Influence of agricultural practices on nitrates in the water table aquifer. *Biological Wastes*, 19(3): 165-178.
- Rodary, E. et Castellanet, C.** 2003. Les trois temps de la conservation. Dans E. Rodary, C. Castellanet et G. Rossi, édés., *Conservation de la nature et développement, l'intégration possible?* Paris. Karthala et GRET, 225-237.
- Rogers, P., Bhatia, R. et Huber, A.** 1998. *Water as a social and economic good: How to put the principle into practice*. Partenariat mondial pour l'eau/ Agence suédoise de coopération internationale au développement.
- Rook, A.J., Dumont, B., Osoro, K., WallisDeFries, M.F., Parente, G. et 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. et Loeve, R.** 2003. *Identifying water saving opportunities: examples from three irrigation districts in China's Yellow River and Yangtze Basins*. 1<sup>st</sup> International Yellow River Forum on River Basin Management, 12-15 mai 2003, Zhengzhou, Chine.
- Rosales, M. et Livinets, S.** 2005. Grazing and land degradation in CIS countries and Mongolia. Dans *Proceedings of the electronic conference «Grazing and land degradation in CIS countries and Mongolia»*. 10 juin-30 juillet 2005 (disponible à l'adresse [www.lead.virtualcentre.org/ru/ele/econf\\_01\\_grazing/download/intro\\_en.pdf](http://www.lead.virtualcentre.org/ru/ele/econf_01_grazing/download/intro_en.pdf)).
- Rosegrant, M.W. et 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. et Cline, S.A.** 2002. *Global water outlook to 2025, Averting an impending crisis. A 2020 vision for food, agriculture, and the environment initiative*. Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI) et Institut international de gestion des ressources en eau (IWMI).
- Rosegrant, M.W., Leach, N. et 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*. Bureau européen de l'environnement.

- 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*. Thèse de doctorat en géographie. 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. et Machinguashi, 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. et 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. et Nguyen, M.L.** 2004. Nitrate removal in riparian wetlands: interactions between surface flow and soils. *Journal of Environmental Quality*, 33(3):1133-11-43.
- Ruttan, V.W.** 2001. *Technology, growth, and development: An induced innovation perspective*. New York, Etats-Unis, Oxford University Press.
- Ryan, B. et Tiffany, D.G.** 1998. Energy use in Minnesota agriculture. *Minnesota Agricultural Economist* n.º 693. Automne 1998, Minnesota Extension Service, University of Minnesota [disponible à l'adresse [www.extension.umn.edu/newsletters/ageconomist/components/ag237-693b.html](http://www.extension.umn.edu/newsletters/ageconomist/components/ag237-693b.html)].
- Sainz, R.** 2003. *Framework for calculating fossil fuel use in livestock systems*. Livestock, Environment and Development initiative report [disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/docrep/nonfao/LEAD/X6100E/X6100E00.PDF>].
- Salmon Nation.** 2004. *Ten ways ranchers can help restore clean water and salmon* [disponible à l'adresse [www.4sos.org/howhelp/ranchers2.html](http://www.4sos.org/howhelp/ranchers2.html)].
- Salter, L.** 2004. *A clean energy future? The role of the CDM in promoting renewable energy in developing countries*. WWF International, pp. 11 [disponible à l'adresse [http://www.panda.org/downloads/climate\\_change/liamsalterfullpapercorrected.pdf](http://www.panda.org/downloads/climate_change/liamsalterfullpapercorrected.pdf)].
- Sanderson, J., Alger, K., da Fonseca, G., Galindo-Leal, C., Inchausti, V.H. et 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. et 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, février 2004.
- Sauvé Jilene, L., Goddard, T.W. et Cannon, K.R.** 2000. *A preliminary assessment of carbon dioxide emissions from agricultural soils*. Document présenté lors de l'Alberta Soil Science Workshop, 22-24 février 2000, Medicine Hat, Alberta [disponible à l'adresse [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/aesa8419?opendocument](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/aesa8419?opendocument)].
- Schepers, J.S., Hackes, B.L. et 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., éd.** 2000. *World watch list for domestic Land degradation in the developing world issues and policy options for 2020*. Washington DC, IFPRI.
- Schiere, H. et van der Hoek, R.** 2000. *Livestock keeping in urban areas a review of traditional technologies*. Rapport FAO. *animal diversity*. 3<sup>e</sup> édition. FAO/PNUD, Rome.
- Scherr, S.J. et Yadav, S.** 1996.
- Schmidhuber, J. et 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*. Rapport pour le Fonds mondial pour la nature (WWF). 110 pp.

- Schofield, K., Seager, J. et 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. et 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. et Hall, D.O.** 1999. Biogeochemistry of terrestrial ecosystems. Dans B. Walker, W. Steffen, J. Canadell et J. Ingram, édés., *The Terrestrial Biosphere and Global Change: Implications for Natural and Managed Ecosystems*, pp. 271-303. Cambridge, Royaume-Uni, University Press Cambridge.
- Schultheiß, U., Döhler H., Eckel, H., Früchtenicht, K., Goldbach, H., Kühnen, V., Roth, U., Steffens, G., Uihlein, A. et Wilcke, W.** 2003. *Heavy metal balances in livestock farming*. Proceeding from the workshop: AROMIS - Assessment and reduction of heavy metal inputs into agro-ecosystems. 24-25 novembre 2003, Kloster Banz, Allemagne.
- Schultz, R.C., Isenhardt, T.M. et Colletti, J.P.** 1994. *Riparian buffer systems in crop and rangelands*. Agroforestry and Sustainable Systems: Symposium Proceedings, août 1994.
- Schulze, D.E. et Freibauer, A.** 2005. Carbon unlocked from soils. *Nature*, 437: 205-206.
- Schwartz, P. et Randall, D.** 2003. *An abrupt climate change scenario and its implications for United States national security*. (disponible à l'adresse [www.greenpeace.org/raw/content/international/press/reports/an-abrupt-climate-change-scena.pdf](http://www.greenpeace.org/raw/content/international/press/reports/an-abrupt-climate-change-scena.pdf)).
- SCOPE 21.** 1982. *The major biogeochemical cycles and their interactions*. Comité scientifique pour les problèmes de l'environnement (SCOPE) (disponible à l'adresse <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope21/>).
- Scrimgeour, G.J. et 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.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique.** 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. Montréal, SCBD, 154 p. [CBD Technical Series n.º 10].
- Sharples, A., Meisinger, J.J. Breeuwsma, A., Sims, J.T., Daniel, T.C. et Schepers, J.S.** 1998. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. Dans J.L. Hatfield, et B.A. Stewart, édés., *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*, pp. 173-242. Chelsea, Michigan, Etats-Unis, 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. et Walker, B.** 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Sheldrick, W., Syers, J.K. et Lingard, J.** 2003. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66(2): 119-131.
- Shepherd, C.J., Pike, I.H. et Barlow, S.M.** 2005. Sustainable feed resources of marine origin. *European Aquaculture Society Special Publication*, 35: 59-66.
- Shere, J.A., Bartlett, K.J. et 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. et 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. et Shemesh, M.** 1993. Factors affecting the concentration of testosterone in poultry litter. *Environ. Sci. Health, Part A*. A28: 1737-1749.
- Siebers, J., Binner, R. et 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. et Hoogeveen, J.** 2001. *Global map of irrigated areas version 2.0*. Center for Environmental Systems Research, University of Kassel, Allemagne / FAO, Rome.
- Siegenthaler, U., Stocker, T.F., Monnin, E., Lüthi, D., Schwander, J., Stauffer, B., Raynaud, D., Barnola, J., Fischer, H., Masson-Delmotte, V. et 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. et 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. Dans R. P. Singh, éd., *Energy in Food Processing*. New York, Elsevier, p. 20.
- Siriwardena, L., Finlayson, B.L. et 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(1-4): 199-214.
- Sirohi, S. et 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. et Botkin, D.B.** 1999. *The blue planet: An introduction to earth system science*. 2<sup>e</sup> édition. 576 pp.
- Slifko, T.R., Smith, H.V. et Rose, J.B.** 2000. Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30(12-13): 1379-1393.
- Small, L. et Carruthers, I.** 1991. *Farmer financed irrigation – allocating a scarce resource: Water-use Efficiency*. Chapitre 5, pp. 77-95, Cambridge University Press.
- 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*. Etats-Unis, 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. et 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., Prechtel, N.V., Yau, A.Y., Orlando, E.F., Daxenberger, A., Kolok, A.S., Guillet, L.J. Jr., le Bizec, B., Lange, I.G. et Sonnenschein, C.** 2004. Androgenic and estrogenic activity in water bodies receiving cattle feedlot effluent in eastern Nebraska, Etats-Unis. *Environmental Health Perspectives*, 112(3).
- Spahni, R., Chappellaz, J., Stocker, T.F., Loulergue, L., Hausammann, G., Kawamura, K., Flückiger, J., Schwander, J., Raynaud, D., Masson-Delmotte, V. et 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.
- Stallknecht, D.E. et Justin D.** 2006 *Brown wild birds and the epidemiology of Avian Influenza*. Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006.
- Steinfeld, H. et Chilonda, P.** 2006. Anciens et nouveaux acteurs. Dans A. McLeod, éd., *Rapport sur l'élevage 2006*, pp. 3-15, FAO, Rome (édition française 2008) [disponible à l'adresse <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0255f/a0255f00.pdf>].
- Steinfeld, H., de Haan, C.H., et Blackburn, H.** 1997. *Livestock and the environment Interactions: Issues and Options*. Suffolk, Royaume-Uni, WRENmedia.
- Steinfeld, H., Wassenaar, T. et Jutzi, S.** 2006. Livestock production systems in developing countries: Status, drivers, trends. *Rev. Sci. Rech. Off. Int. Epiz.*, 25(2).
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R.D. et 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. et Lal, R.** 2005. *Soil carbon sequestration – Fundamentals*. Ohio State University Extension Fact Sheet AEX-510-05 (disponible à l'adresse [ohioline.osu.edu/aex-fact/0510.html](http://ohioline.osu.edu/aex-fact/0510.html)).
- Sundquist, B.** 2003. *Grazing lands degradation: A global perspective*. 4<sup>e</sup> édition.
- Sundquist, E.T.** 1993. The global carbon dioxide budget. *Science*, 259: 934-941.
- Sustainable Table.** 2005. *The issues, Environment* (disponible à l'adresse [www.sustainabletable.org/issues/environment/](http://www.sustainabletable.org/issues/environment/)).
- Sutton, A., Applegate, T., Hankins, S., Hill, B., Sholly, D., Allee, G., Greene, W., Kohn, R., Meyer, D., Powers, W. et van Kempen, T.** 2001. Manipulation of animal diets to affect manure production, composition and odours: state of the science. Dans J.M. Rice, D.F. Caldwell et F.J. Humenik, édés., *Animal agriculture and the environment: National Center For Manure And Animal Waste Management White Papers*, pp. 377-408. St. Joseph, Michigan, Etats-Unis. Publié par 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, Etats-Unis, University of California.
- Swift, M.J., Seward, P.D., Frost, P.G.H., Qureshi, J.N. et Muchena, F.N.** 1994. Long-term experiments in Africa: developing a database for sustainable land use under global change. Dans R.A. Leigh, et A.E. Johnston, édés., *Long-term experiments in agricultural and ecological sciences*, pp. 229-251. Wallingford, Royaume-Uni, CABI Publishers.
- Syvitski, J.P.M., Peckham, S.D., Hilberman, R. et 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. et Beer, J.** 2000. *The hamburger connection hangover: cattle pasture land degradation and alternative land use in Central America*. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Tabarelli, M. et Gascon, C.** 2005. Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3): 734-739.
- Tadesse, G. et Peden, D.** 2003. Livestock grazing impact on vegetation, soil and hydrology in a tropical highland watershed. Dans P.G. McCornick, A.B. Kamara et G. Tadesse, édés., *Integrated water and land management research and capacity building priorities for Ethiopia*. Proceedings of a MoWR/EARO/IWMI/ILRI international workshop. Institut international de recherches sur l'élevage, 2-4 décembre 2002, Addis Abeba, Ethiopie, 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. et 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, Etats-Unis, University of California.
- Thellung, A.** 1912. La flore adventice de Montpellier. *Mémoires 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), août 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. et 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. Dans Deborah Sporton et David S.G. Thomas, édés., *Sustainable livelihoods in Kalahari environments: Contributions to global debates*. New York, Oxford University Press, Inc. pp 21-38.
- Thompson, A.M., Witte, J.C., Hudson, R.D., Guo, H., Herman, J.R. et Fujiwara, M.** 2001. Tropical tropospheric ozone and biomass burning. *Science*, 291: 2128-2132.
- Thorsten, C., Schneider, R.J., Färber, H.A., Skutlarek, D. et 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. et 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<sup>e</sup> édition, Addison Wesley.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. et Swackhamer, D.** 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515): 281-284.
- Tonhasca, A. et 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, juillet 2001.
- Tran Thi Dan, Thai Anh Hoa, Le Quang Hung, Bui Minh Tri, Ho Thi Kim Hoa, Le Thanh Hien et Nguyen Ngoc Tri.** 2003. *LEAD pilot project on the Area-wide integration (AWI) of specialized crop and livestock activities in Vietnam*. Sous la direction de C. Narrod et P. Gerber.
- Travasso, M.I., Magrin, G.O., Rodríguez, G.R. et 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, Royaume-Uni, septembre 1999.
- Tremblay, L.A. et 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. et Mendel, A.C.** 1995. The cow as a geomorphic agent—a critical review. *Geomorphology*, 13: 233-253.
- Tschakert, P. et 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. et Dinar, A.** 1997. The relative efficiency and implementation costs of alternative methods of pricing irrigation water. *The World Bank Economic Review*, 11(2), mai 1997: 243-262.
- Turner, K., Georgiou, S., Clark, R., Brouwer, R. et 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, Rome [disponible à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/007/y5582e/y5582e00.htm>].
- Tveteras, S. et Tveteras, R.** 2004. *The global competition for wild fish resources between livestock and aquaculture*. 13<sup>th</sup> Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics. 25-28 juin 2004, Budapest, Hongrie.
- UICN.** 2000. *IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. Union internationale pour la conservation de la nature, Gland, Suisse.
- UICN.** 2004. *The 2004 IUCN red list of threatened species*. Union internationale pour la conservation de la nature [disponible à l'adresse [http://www.iucn.org/themes/ssc/red\\_list\\_2004/GSAexecsumm\\_EN.htm](http://www.iucn.org/themes/ssc/red_list_2004/GSAexecsumm_EN.htm)].
- UICN.** 2005. *Wetlands and water resources: The ongoing destruction of precious habitat.*, Union internationale pour la conservation de la nature.

- UICN.** 2006. *Summary statistics for globally threatened species*. Union internationale pour la conservation de la nature, Genève.
- UNESCO.** 1979. *Tropical grassland ecosystems*. Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), Paris.
- UNESCO.** 2005. Portail de l'eau (disponible à l'adresse [http://www.unesco.org/water/index\\_fr.shtml](http://www.unesco.org/water/index_fr.shtml)).
- Union européenne.** 1992. *Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. Annexe I: Types d'habitats naturels d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (disponible à l'adresse <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:FR:HTML>).
- Union européenne.** 2006. Le portail de l'Union européenne (disponible à l'adresse [http://europa.eu/index\\_fr.htm](http://europa.eu/index_fr.htm)).
- Unklesbay, N., et Unklesbay, K.** 1982. *Energy Management in Foodservice*. AVI Publishing Co., Westport, CT.
- Uri, N.D. et 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 à l'adresse [www.usda.gov/oce/global\\_change/gg\\_inventory.htm](http://www.usda.gov/oce/global_change/gg_inventory.htm)).
- 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*. Département de l'agriculture des Etats-Unis, Service agricole extérieur (disponible à l'adresse [www.fas.usda.gov/pecad2/highlights/2000/12/EU\\_mbm\\_ban.htm](http://www.fas.usda.gov/pecad2/highlights/2000/12/EU_mbm_ban.htm)).
- USDA/FAS.** 2004. *World Broiler Trade Overview*. Département de l'agriculture des Etats-Unis, Service agricole extérieur (disponible à l'adresse <http://www.fas.usda.gov/dlp2/circular/2004/04-10LP/broileroverview.html>).
- USDA/NASS.** 2001. *Agricultural chemical use*. Département de l'agriculture des Etats-Unis, Service national des statistiques agricoles.
- USDA/NRCS.** 1998. *Soil quality indicators: Infiltration*. Soil Quality Information Sheet. Soil Quality Institute, Département de l'agriculture des Etats-Unis, Service de conservation des ressources naturelles.
- USDA/NRCS.** 1999. *Risk of human induced water erosion map*. Soil Survey Division, World Soil Resources, Département de l'agriculture des Etats-Unis, Service de conservation des ressources naturelles. Washington DC.
- US Geological Survey.** 2005a *The water cycle*. United States Geological Survey (USGS) (disponible à l'adresse <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycle.html>).
- US Geological Survey.** 2005b. *Estimated use of water in the United States in 1990: Livestock water use*. United States Geological Survey (USGS) (disponible à l'adresse <http://water.er.usgs.gov/watuse/wulv.html>).
- Valentine, 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. et 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. et Gorissen, A.** 1999. Lolium perene grasslands may function as a sink for atmospheric carbon dioxide. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1580-1584.
- van Vuuren, A.M. et Meijs, J.A.C.** 1987, *Animal manure on grassland and fodder crops: fertiliser or waste?* Sous la direction de H.G.Van der Meer, R.J. Unwin, T.A. van Dijk et G.C. Ennik., Nijhoff, Dordrecht, Pays-Bas. 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 à l'adresse [http://www.cnr.berkeley.edu/~christos/articles/cv\\_organic\\_farming.html](http://www.cnr.berkeley.edu/~christos/articles/cv_organic_farming.html)].
- Velusamy, R., Singh, B.P. et 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, Royaume-Uni, CABI Publishing.
- Verburg, P.H., Chen, Y.Q. et 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. et 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. Organisation météorologique mondiale.
- Vickery, J. A., Tallowin, J.R.B., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. et 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*, avril 2006.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. et 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. et Sommer, R.** 2004. Energy use and CO<sub>2</sub> 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 à l'adresse <http://umweltoekonomie.tu-berlin.de/fileadmin/documents/umweltoekonomie/lehre-diplomarbeiten-Ehrensperger%202004.pdf>].
- von Tschudi, J.J.** 1868. *Reisen durch Sudamerika*. Vol. 4. Leipzig: Verlag 1 Brockhaus. Stuttgart:Omnitypie-Gesellschaft Nachf. Leopold Zechnull rep. 1971. 320 pp.
- Vought, L.B.M., Pinay, G., Fuglsang, A. et 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*, Volume 85, octobre 2002.
- Ward, A.D.** 2004. *ACSM370 Teaching Materials: Principles of Hydrology, Lecture 2: Infiltration*. Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, Ohio State University, Etats-Unis.
- Ward, F. et 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. et Hobson, B.W.** 1977. Beef production options and requirements for fossil fuel. *Science*, 198: 265-271.
- Ward, R.C. et Robinson, M.** 2000. *Principles of hydrology*. 4<sup>e</sup> édition, McGraw-Hill Publishing Company, Londres, 450 pp.
- Wardrop Engineering.** 1998. Cité par l'UNEP Working Group for Cleaner Production in the Food Industry, 2004. Fact Sheet 7: Food Manufacturing Series.
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M. et Steinfeld, H.** 2006. *Projecting land use changes in the Neotropics - The geography of pasture expansion into forest*. *Global Environmental Change*.
- 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. et Pauly, D.** 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534- 536.
- Webster, R.G., Naeve, C.W. et Krauss, S.** 2006. *The evolution of influenza viruses in wild birds*. Conférence scientifique internationale OIE/FAO sur l'influenza aviaire et les oiseaux sauvages, FAO, Rome, 30-31 mai 2006
- Westing, A.H., Fox, W. et 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. et Rohweder, M.** 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: grassland ecosystems*. Washington DC, Institut des ressources mondiales.
- Whitehead, W.K. et 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 à l'adresse <http://www.agriculture.de/acms1/conf6/ws4lives.htm>].
- Wichelns, D.** 2003. The role of public policies in motivating virtual water trade, with an example from Egypt (I. Delft, Trans.). Dans A.Y. Hoekstra, éd., *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. et 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., Romenach, S., Stein, A. et 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, Fonds mondial pour la nature (WWF) [disponible à l'adresse <http://assets.panda.org/downloads/wwfsoyexpansion.pdf#search=%22WWF%202003%20-%20CERRADO%22>].
- WWF.** 2005. *Wild Places- Ecoregions*. Fonds mondial pour la nature (WWF) [disponible à l'adresse <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/>].
- Xercavins Valls, J.** 1999. *Carrying capacity in east sub-Saharan Africa: A multilevel integrated assessment and a sustainable development approach*. Thèse de doctorat de l'Universita Politècnica de Catalunya.
- Yang, H., Zhang, X. et 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. et Ci, L.** 2005. Desertification assessment in China: an overview. *Journal of Arid Environments*, 63(2): 517-531.
- You, L., Wood, S. et Wood-Sichra, U.** 2006. *Generating global crop distribution maps: from census to grid*. Document présenté lors de la Conférence de la International Association of Agricultural Economists, 11-18 août 2006, Gold Coast, Australie.
- Zhang, H., Dao, T. H., Wallace, H.A., Basta, N.T., Dayton, E.A. et 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. et 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. et 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 juin 2006, pp. 412-422.
- Zhou, Z.Y., Wu, Y.R. et Tian, W.M.** 2003. *Food consumption in rural China: preliminary results from household survey data*. Proceedings of the 15<sup>th</sup> Annual Conference of the Association from Chinese Economics Studies, Australie.
- Zimmer, D. et Renault, D.** 2003. *Virtual water in food production and global trade: review of methodological issues and preliminary results*. Actes de la réunion d'experts tenue les 12-13 décembre 2002 à Delft, Pays-Bas. Editor Arjen Hoekstra, Delft, Pays-Bas, UNESCO-IHE.



Annexe 1

# Cartes mondiales



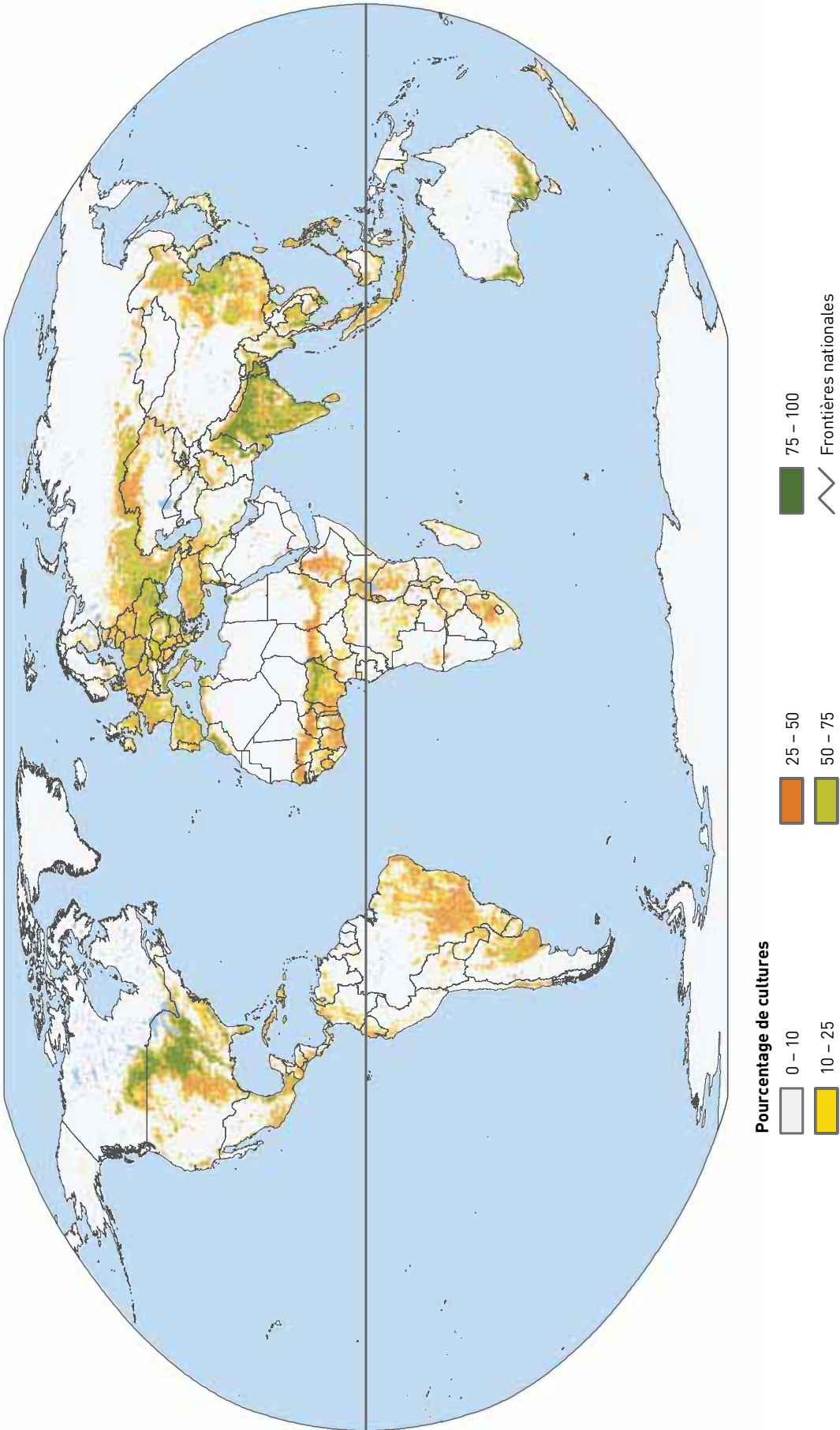
# Annexe 1

## Cartes mondiales

<u>Carte 1</u>	Etendue des terres cultivées en 2000	363
<u>Carte 2</u>	Transition des forêts et dégradation des terres dans les zones sèches	364
<u>Carte 3</u>	Estimation de la répartition de la population humaine	365
<u>Carte 4</u>	Estimation de la productivité primaire nette dans les zones dominées par les pâturages	366
<u>Carte 5</u>	Estimation de la production de maïs destinée à l'alimentation du bétail	367
<u>Carte 6</u>	Estimation de la production d'orge destinée à l'alimentation du bétail	368
<u>Carte 7</u>	Estimation de la production de blé destinée à l'alimentation du bétail	369
<u>Carte 8</u>	Estimation des productions cumulées de maïs, blé et orge destinées à l'alimentation du bétail	370
<u>Carte 9</u>	Estimation de la production de graines de soja destinées à l'alimentation du bétail	371
<u>Carte 10</u>	Principale utilisation des terres dans les zones adaptées aux pâtures mais actuellement affectées à d'autres usages	372
<u>Carte 11</u>	Estimation de l'aptitude des zones à la production de céréales non irriguée - niveau d'intrants élevé	373
<u>Carte 12</u>	Estimation de l'aptitude des zones à la production de soja - technologie maximisée	374
<u>Carte 13</u>	Estimation de la distribution des systèmes de production animale	375
<u>Carte 14</u>	Estimation de la distribution des populations de volaille élevées de manière industrielle	376
<u>Carte 15</u>	Estimation de la distribution des populations de porcs élevés de manière industrielle	377
<u>Carte 16</u>	Estimation de la distribution des volailles	378
<u>Carte 17</u>	Estimation de la distribution des porcs	379
<u>Carte 18</u>	Estimation de la distribution des bovins	380
<u>Carte 19</u>	Estimation de la distribution des petits ruminants	381
<u>Carte 20</u>	Estimation de la distribution des porcs, volailles, bovins et petits ruminants cumulés	382
<u>Carte 21</u>	Estimation des surplus et déficits en aliments du bétail – céréales (porcs et volaille)	383
<u>Carte 22</u>	Estimation des surplus et déficits en aliments du bétail – farine de soja (porcs et volaille)	384
<u>Carte 23</u>	Estimation des surplus et déficits pour la viande de volaille	385
<u>Carte 24</u>	Estimation des surplus et déficits pour la viande de porc	386
<u>Carte 25</u>	Estimation des surplus et déficits pour la viande de bœuf	387
<u>Carte 26</u>	Risque de dégradation des pâtures des terres sèches et froides	388

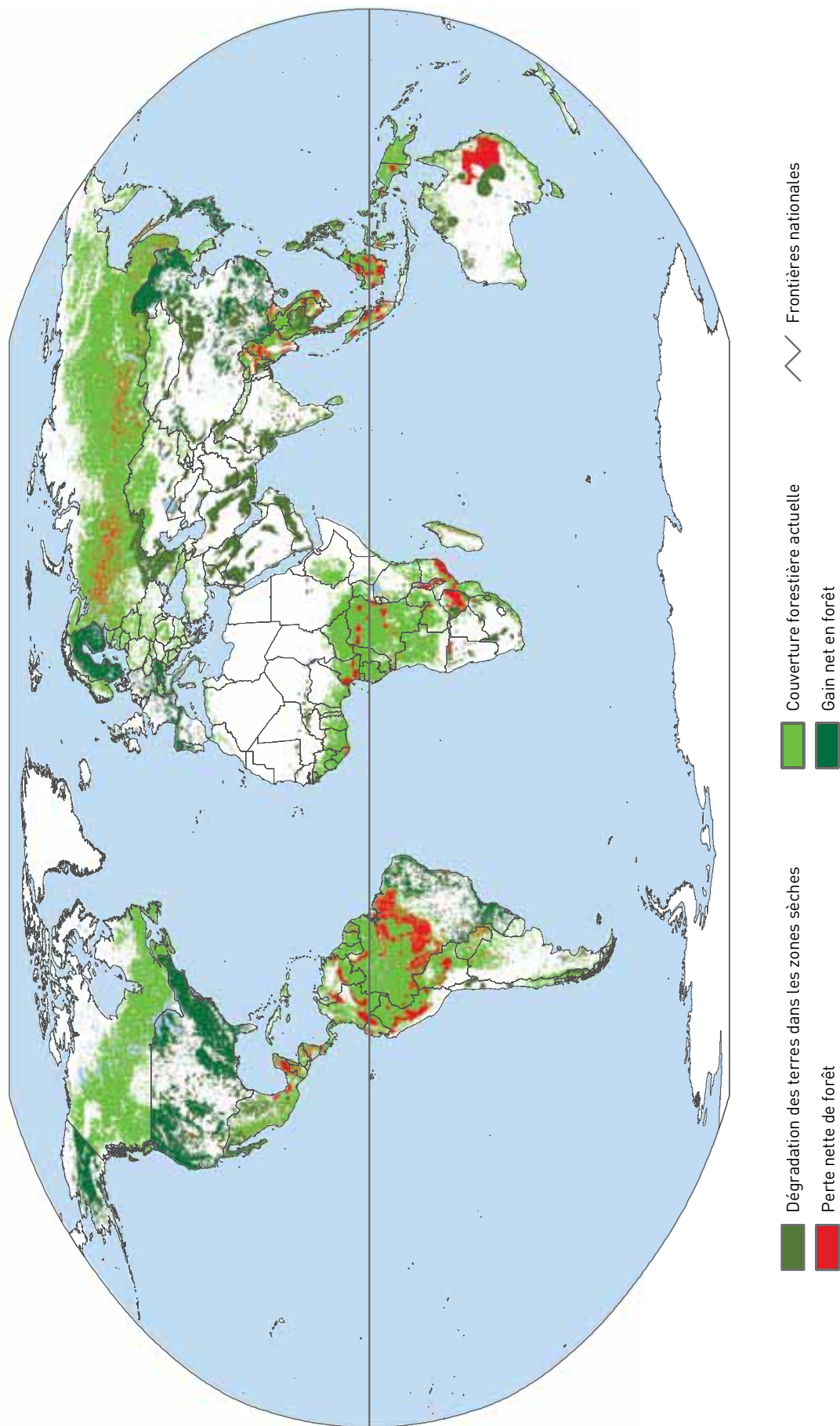
<u>Carte 27</u>	Pression de l'homme sur la demande environnementale en eau (prélèvement d'eau en tant que part de l'eau disponible pour l'utilisation humaine)	389
<u>Carte 28</u>	Ecorégions touchées par l'élevage	390
<u>Carte 29</u>	L'élevage en tant que menace dans les zones sensibles pour la biodiversité mondiale	391
<u>Carte 30</u>	Emissions totales de gaz à effet de serre issues de la fermentation entérique et du fumier par espèce et principaux systèmes de production	392
<u>Carte 31</u>	Emissions totales de méthane issues de la fermentation entérique et du fumier par espèce et principaux systèmes de production	393
<u>Carte 32</u>	Emissions totales d'oxyde nitreux issues du fumier par espèce et principaux systèmes de production	394
<u>Carte 33A</u>	Prévision de l'expansion des cultures et des pâtures dans les forêts néotropicales entre 2000 et 2010	395
<u>Carte 33B</u>	Prévision de l'expansion des cultures et des pâtures dans les forêts néotropicales entre 2000 et 2010	396

Carte 1 Etendue des terres cultivées en 2000



Source: FAO (2006f).

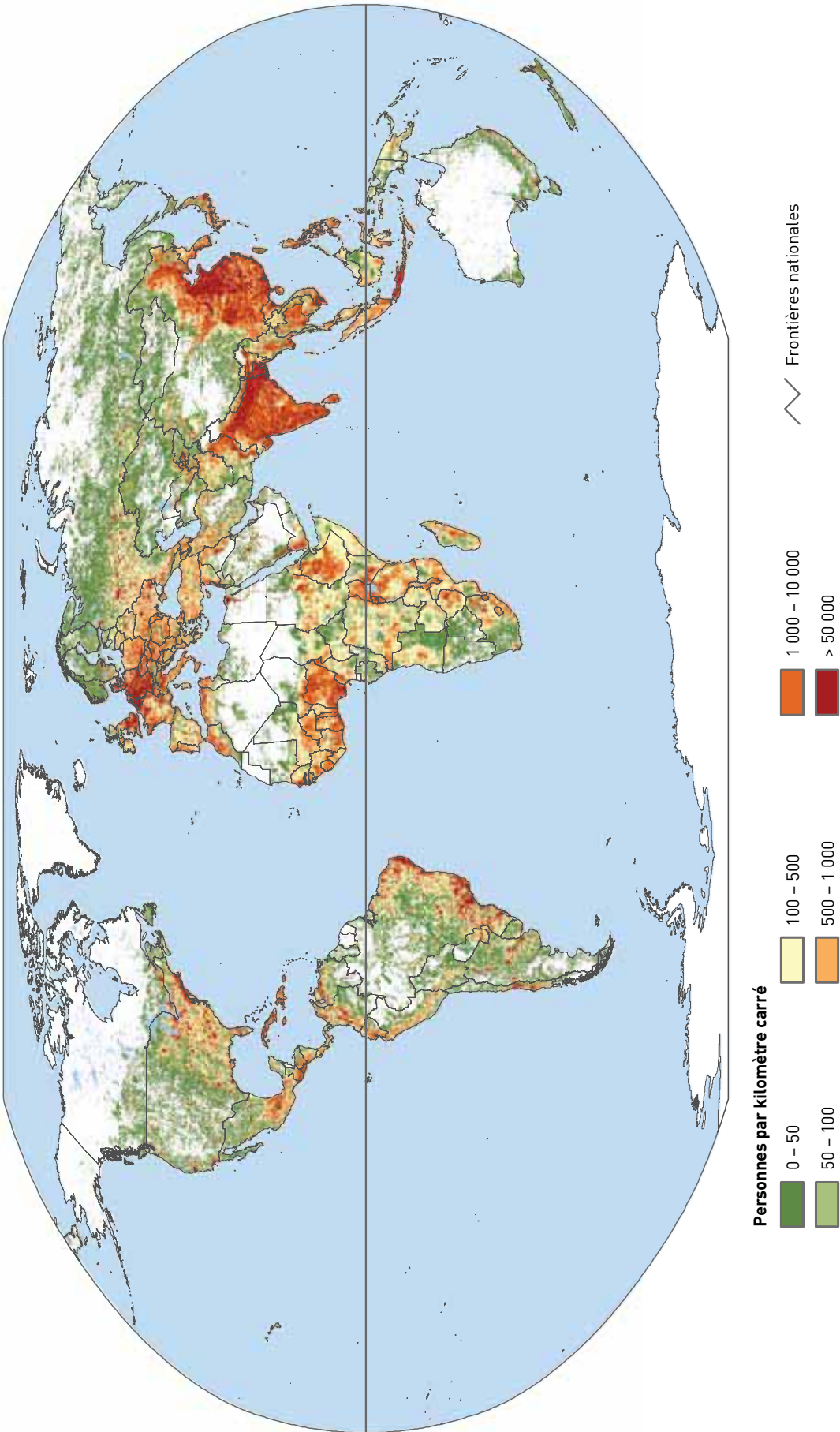
Carte 2 Transition des forêts et dégradation des terres dans les zones sèches



Source: EM (2005a).

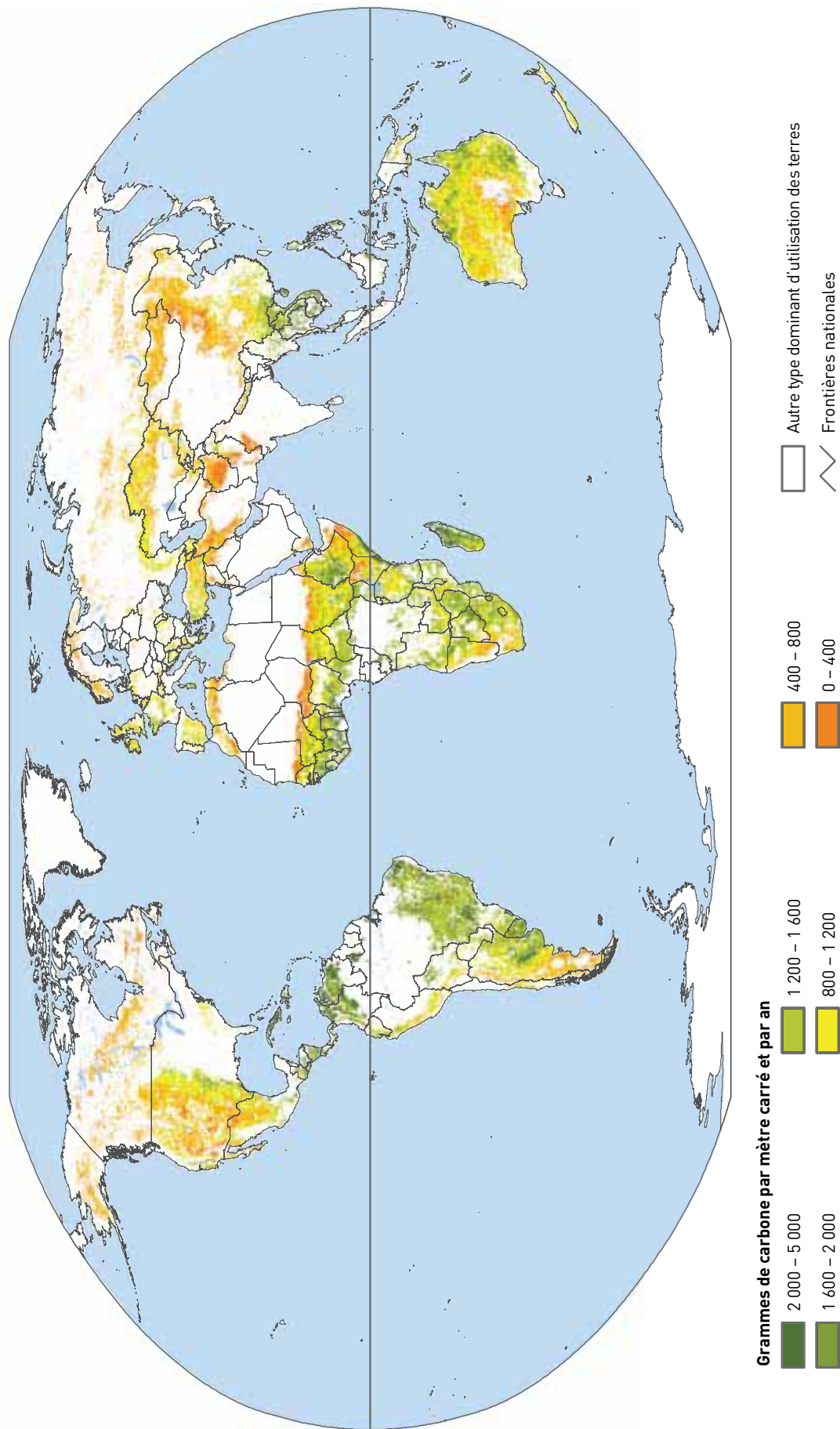


Carte 3 Estimation de la répartition de la population humaine



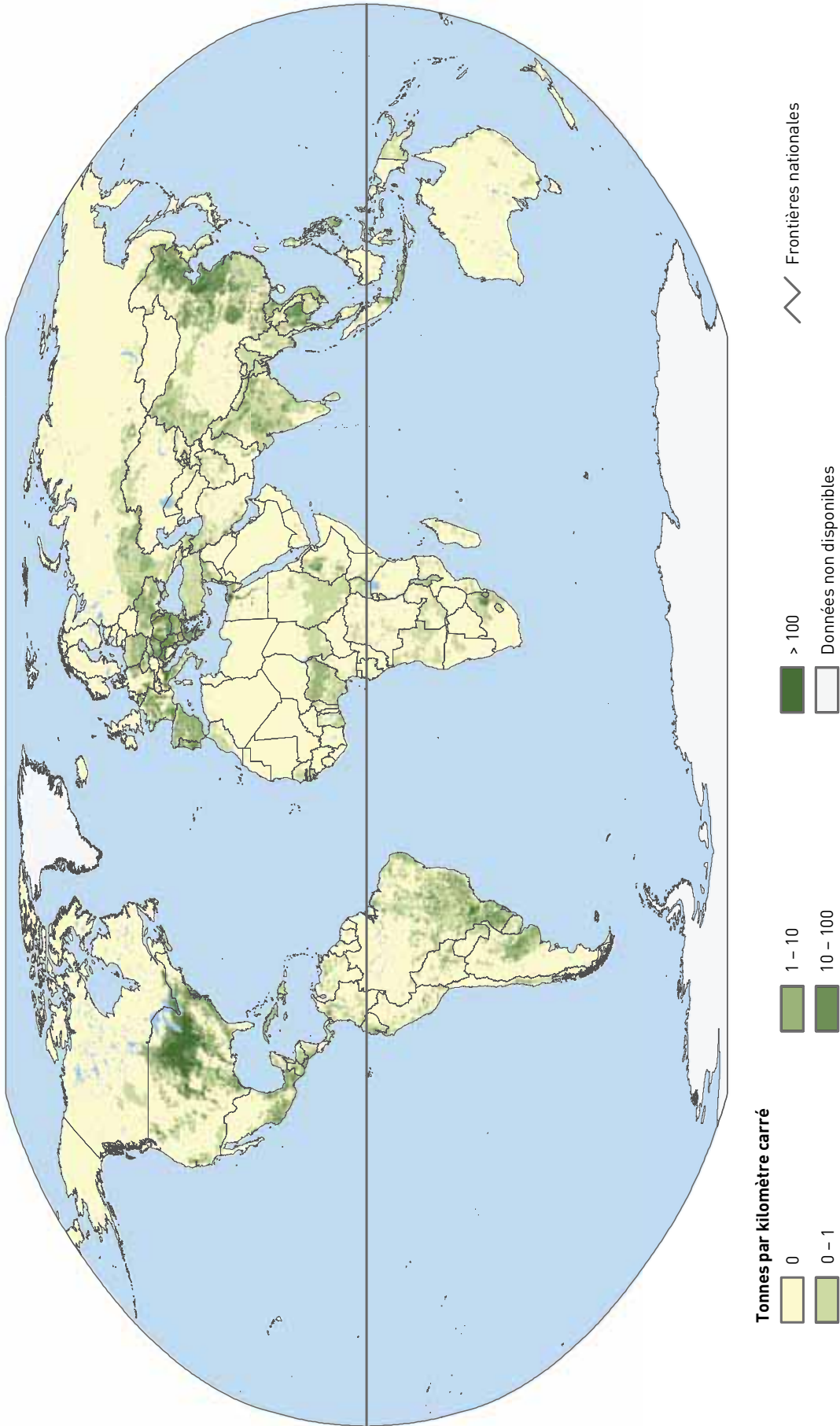
Source: LandScan (2005).

Carte 4 Estimation de la productivité primaire nette dans les zones dominées par les pâturages



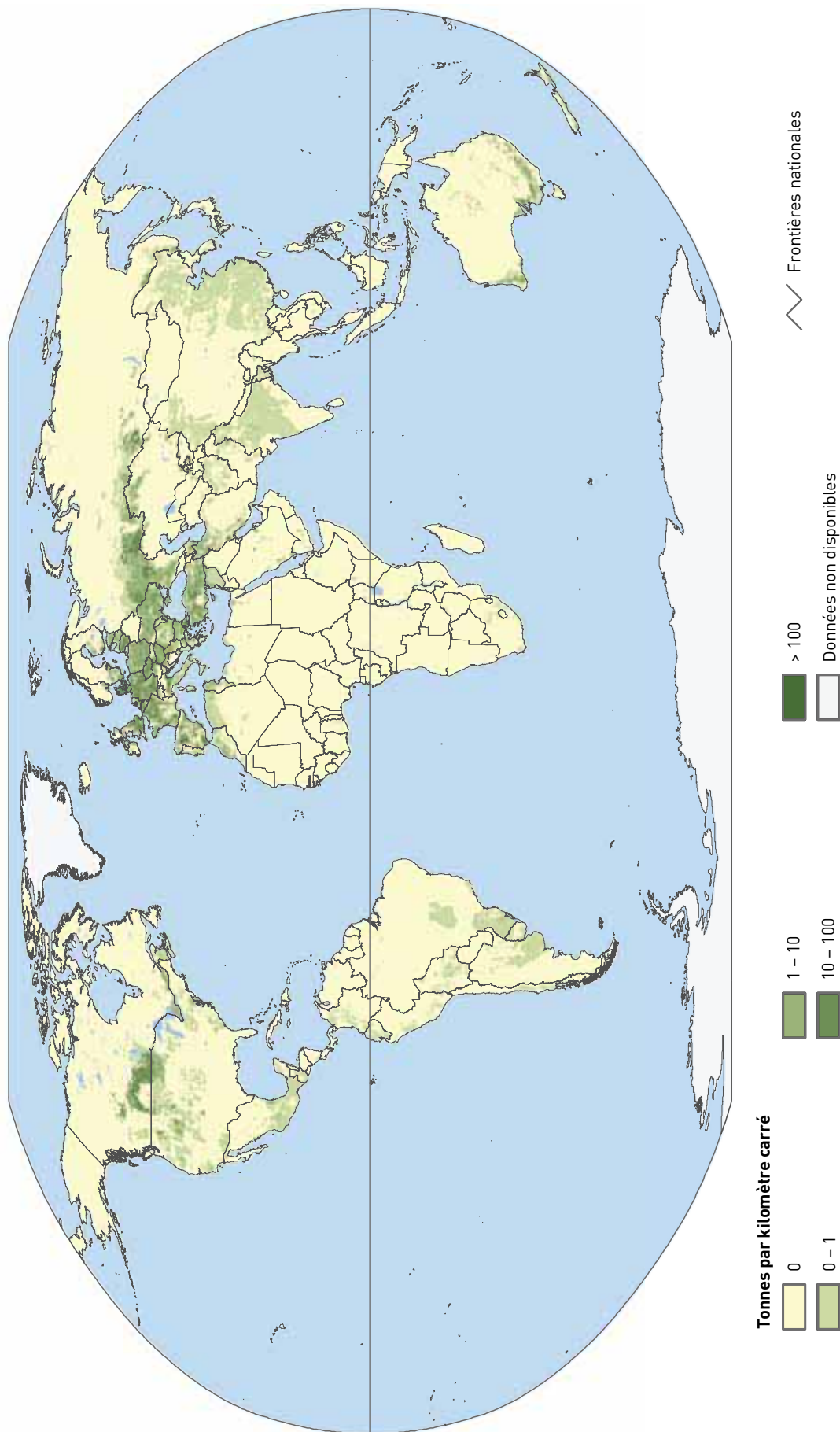
Source: La productivité primaire nette estimée (Prince et Goward, 1995) est présentée dans des cases quand au moins un tiers de la zone est utilisée comme pâture (FAO, 2006f).

Carte 5 Estimation de la production de maïs destinée à l'alimentation du bétail



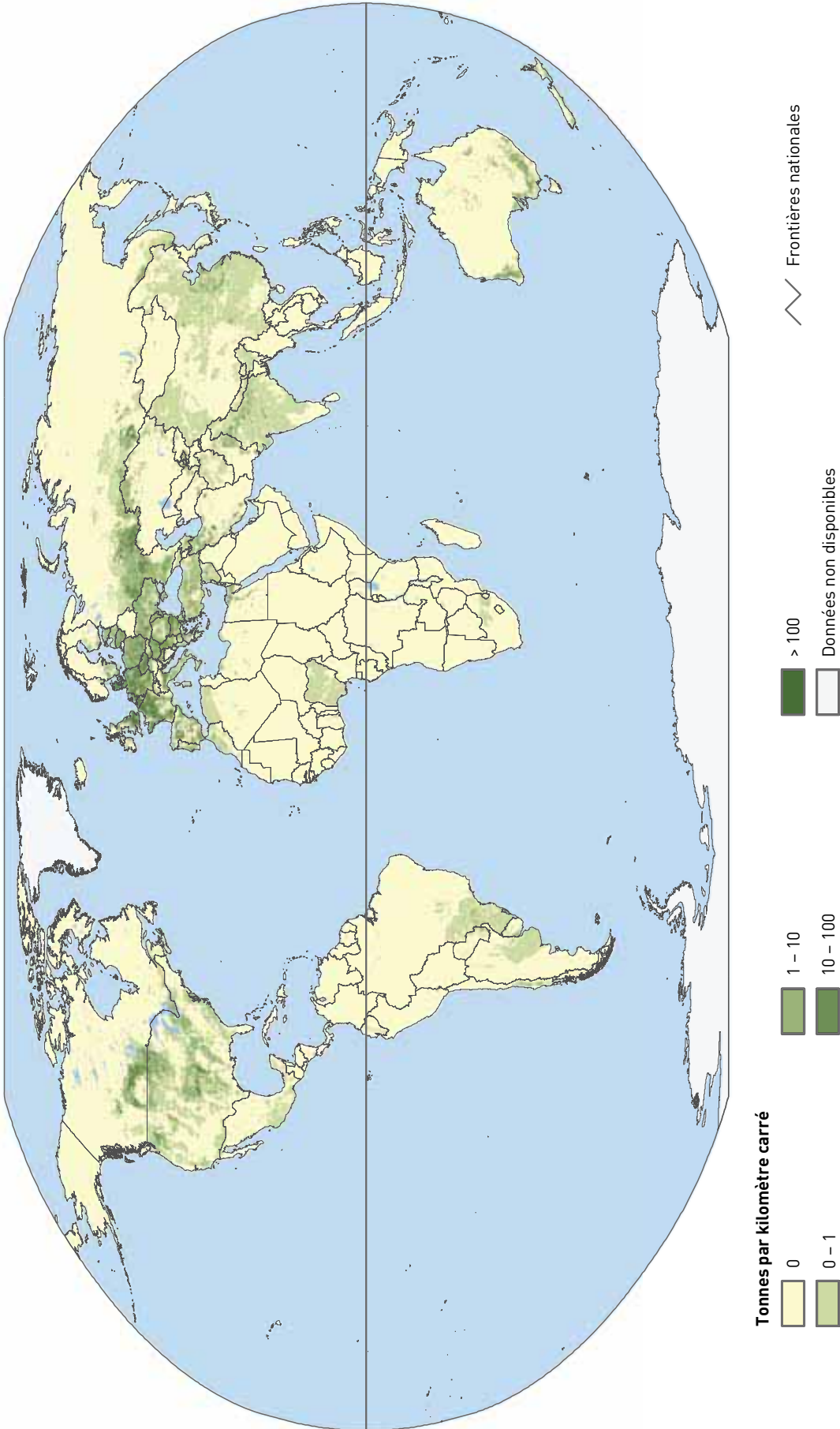
Source: LEAD. La part de la production totale destinée à l'alimentation du bétail a été estimée au niveau national (FAO, 2006b) et les rapports ont été appliqués à la carte de production agricole (You, Wood et Wood-Schira, 2006).

Carte 6 Estimation de la production d'orge destinée à l'alimentation du bétail



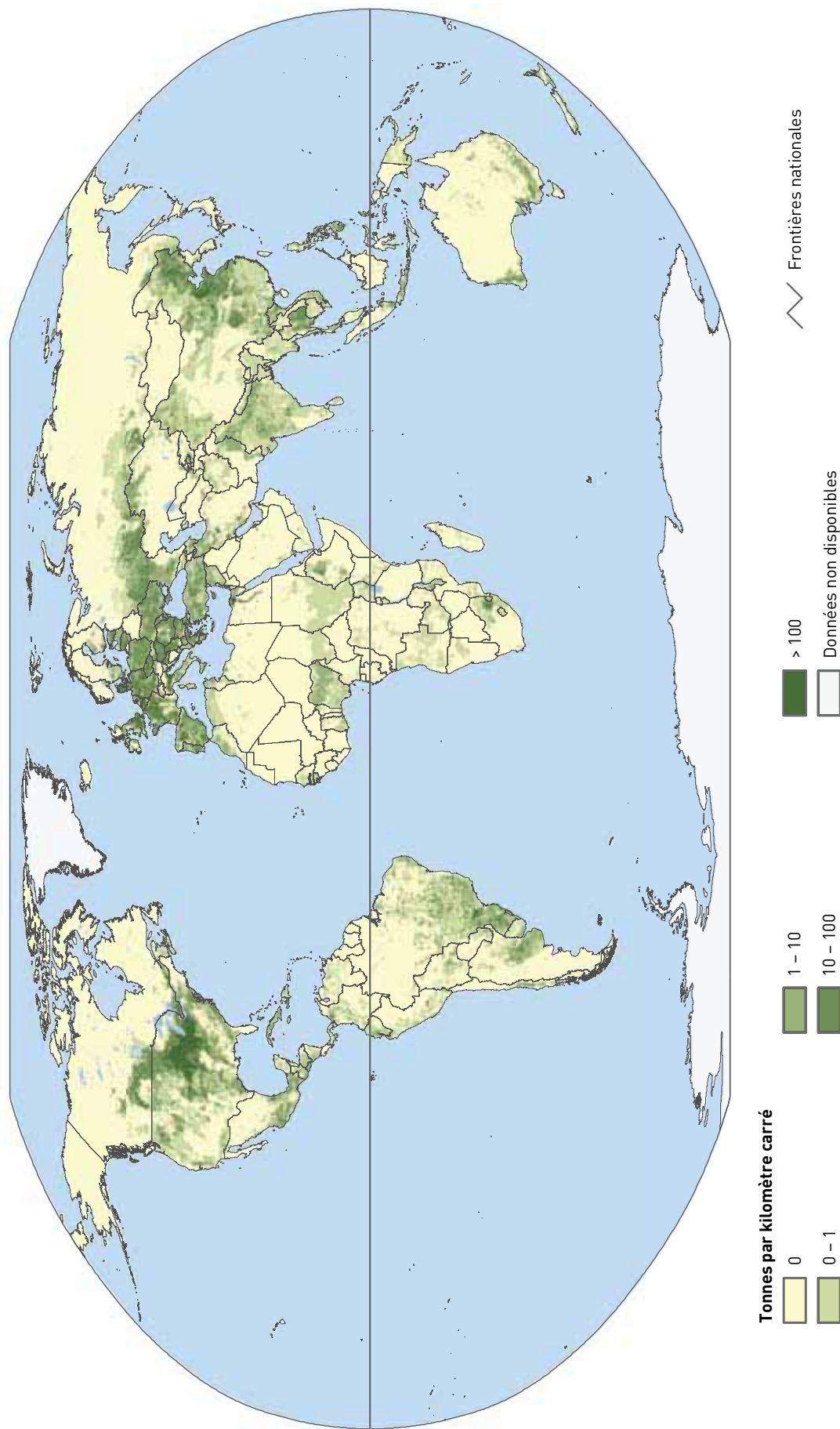
Source: LEAD. La part de la production totale destinée à l'alimentation du bétail a été estimée au niveau national (FAO, 2006b) et les rapports ont été appliqués à la carte de production agricole (You, Wood et Wood-Schira, 2006).

Carte 7 Estimation de la production de blé destinée à l'alimentation du bétail



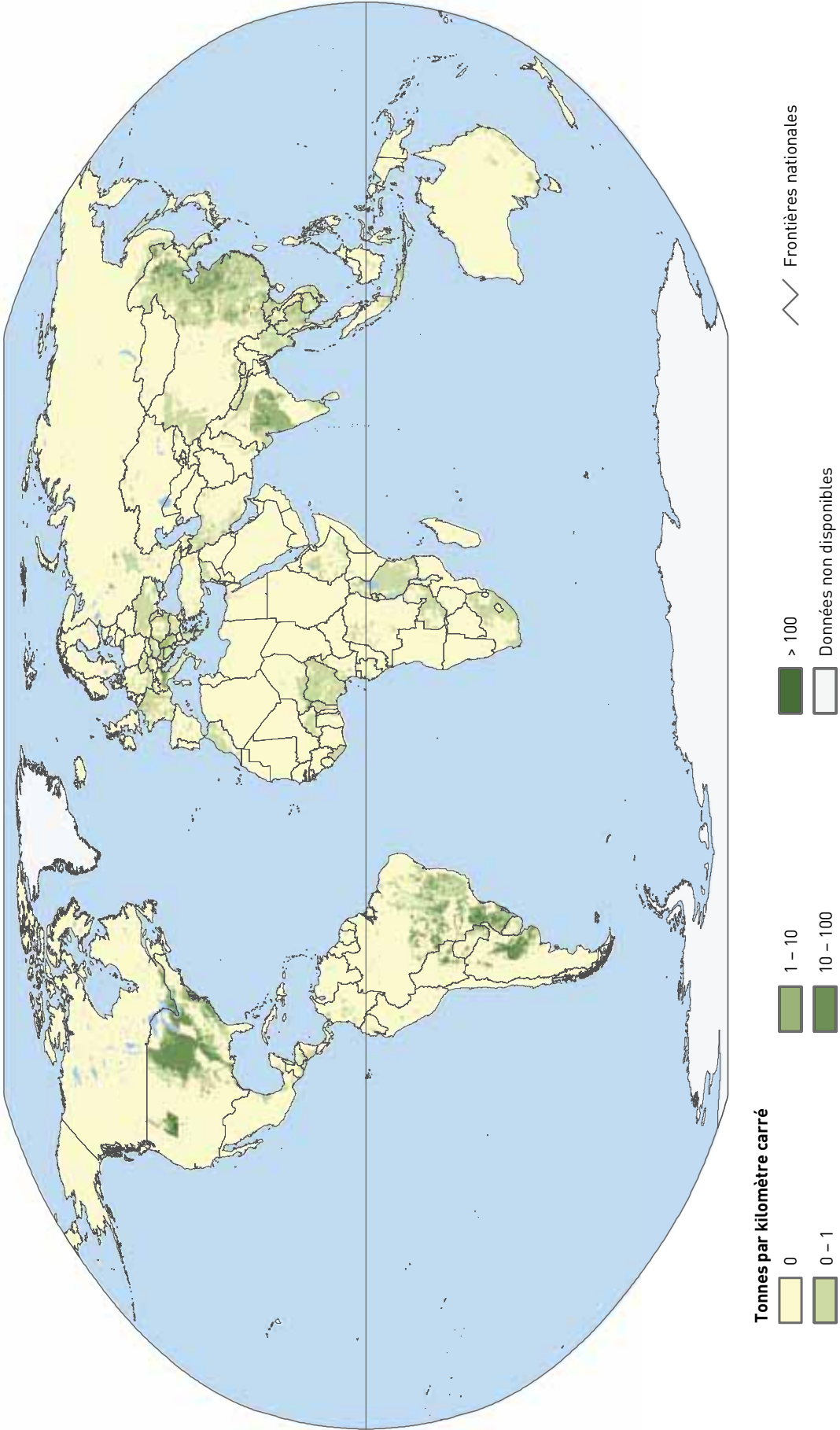
Source: LEAD. La part de la production totale destinée à l'alimentation du bétail a été estimée au niveau national (FAO, 2006b) et les rapports ont été appliqués à la carte de production agricole (You, Wood et Wood-Schira, 2006).

Carte 8 Estimation des productions cumulées de maïs, blé et orge destinées à l'alimentation du bétail



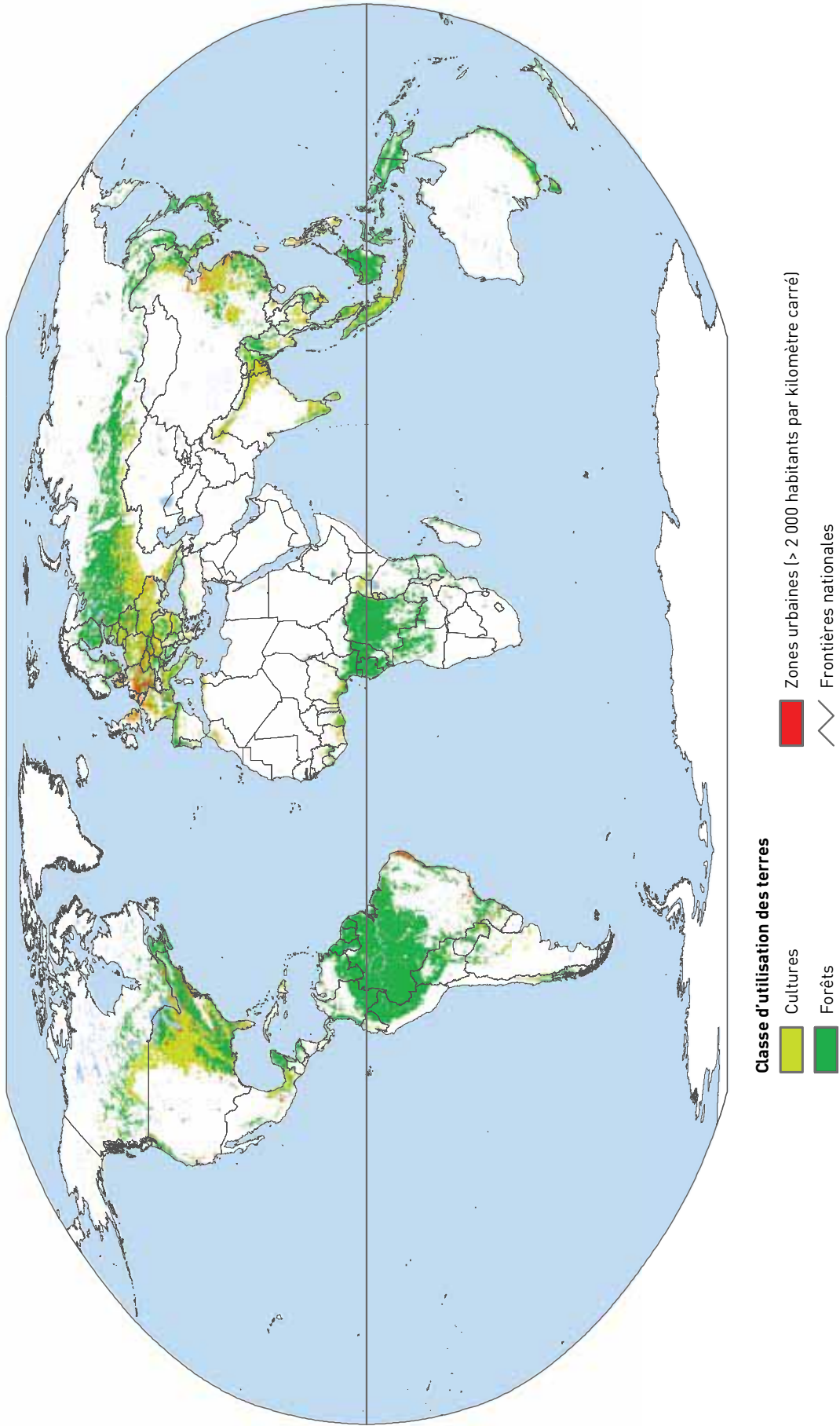
Source: LEAD. La part de la production totale destinée à l'alimentation du bétail a été estimée au niveau national (FAO, 2006b) et les rapports ont été appliqués à la carte de production agricole (You, Wood et Wood-Schira, 2006).

Carte 9 Estimation de la production de graines de soja destinées à l'alimentation du bétail



Source: LEAD. La part de la production totale destinée à l'alimentation du bétail a été estimée au niveau national (FAO, 2006b) et les rapports ont été appliqués à la carte de production agricole (You, Wood et Wood-Schira, 2006).

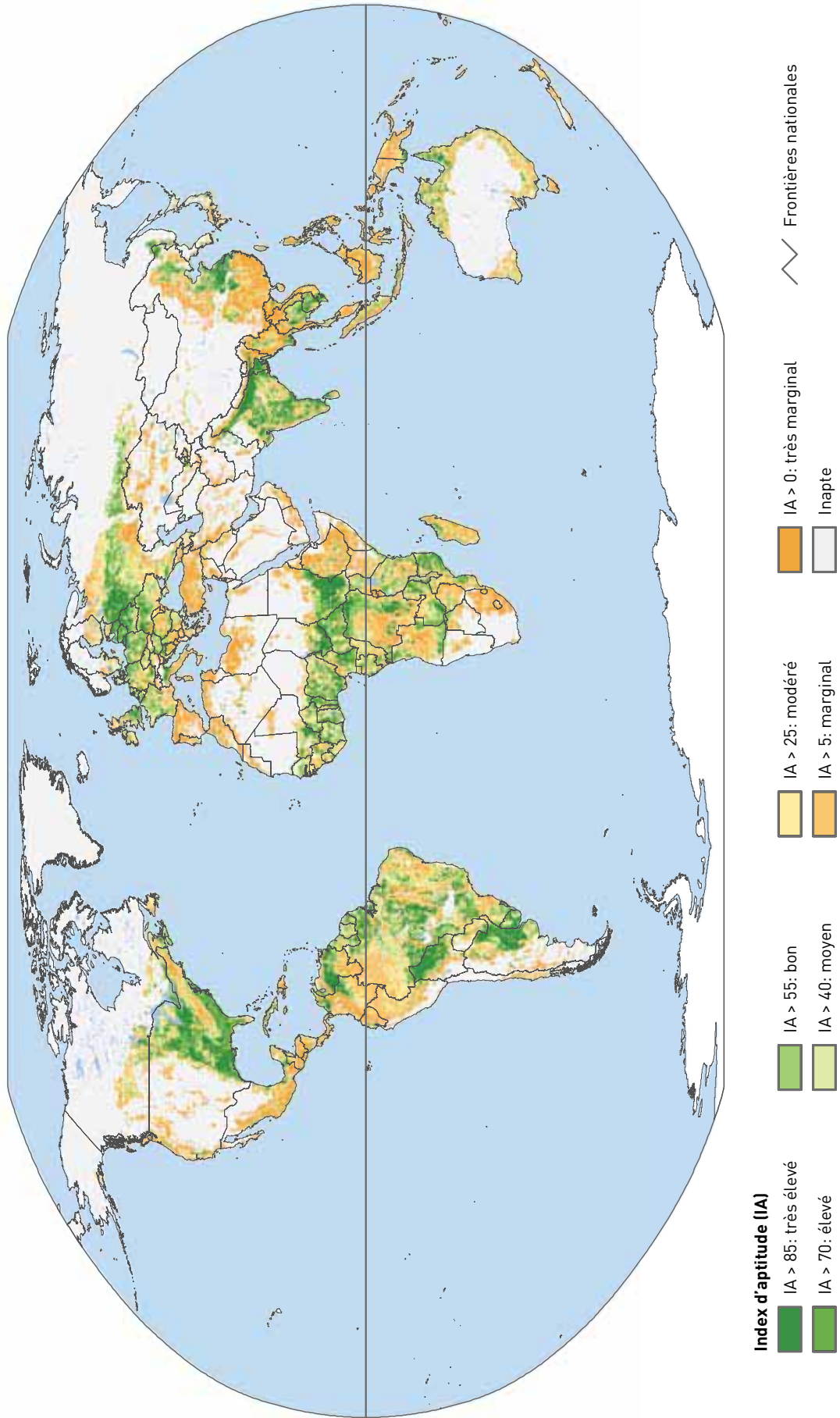
Carte 10 Principale utilisation des terres dans les zones adaptées aux pâtures mais actuellement affectées à d'autres usages



Source: LEAD. L'utilisation dominante des terres est présentée pour les pixels estimées très adaptées aux pâtures (FAO, 2006f) et dont moins d'un tiers de la surface de la zone est consacré à cet usage (FAO, 2006f).

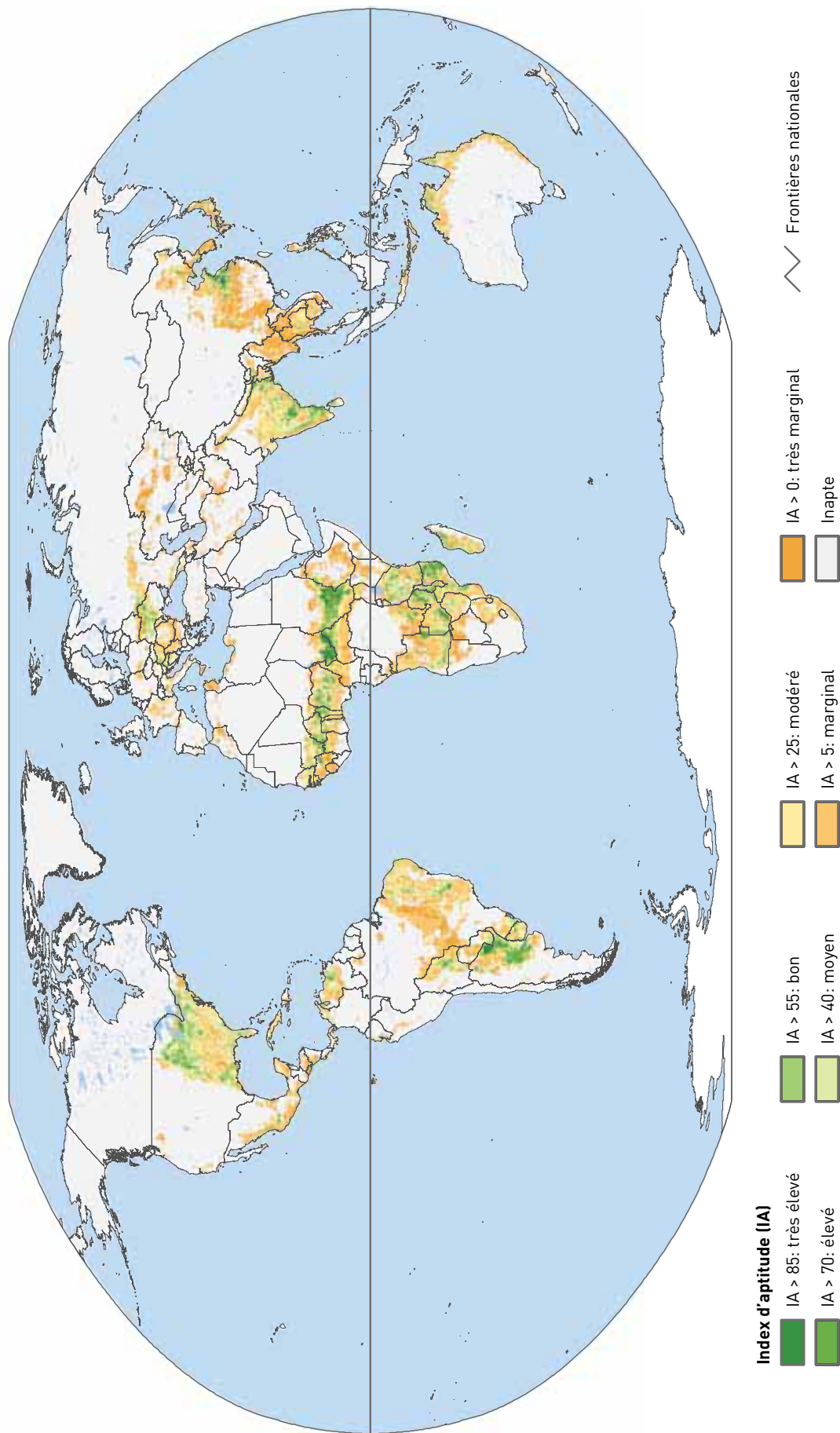


Carte 11 Estimation de l'aptitude des zones à la production de céréales non irriguées - niveau d'intrants élevé



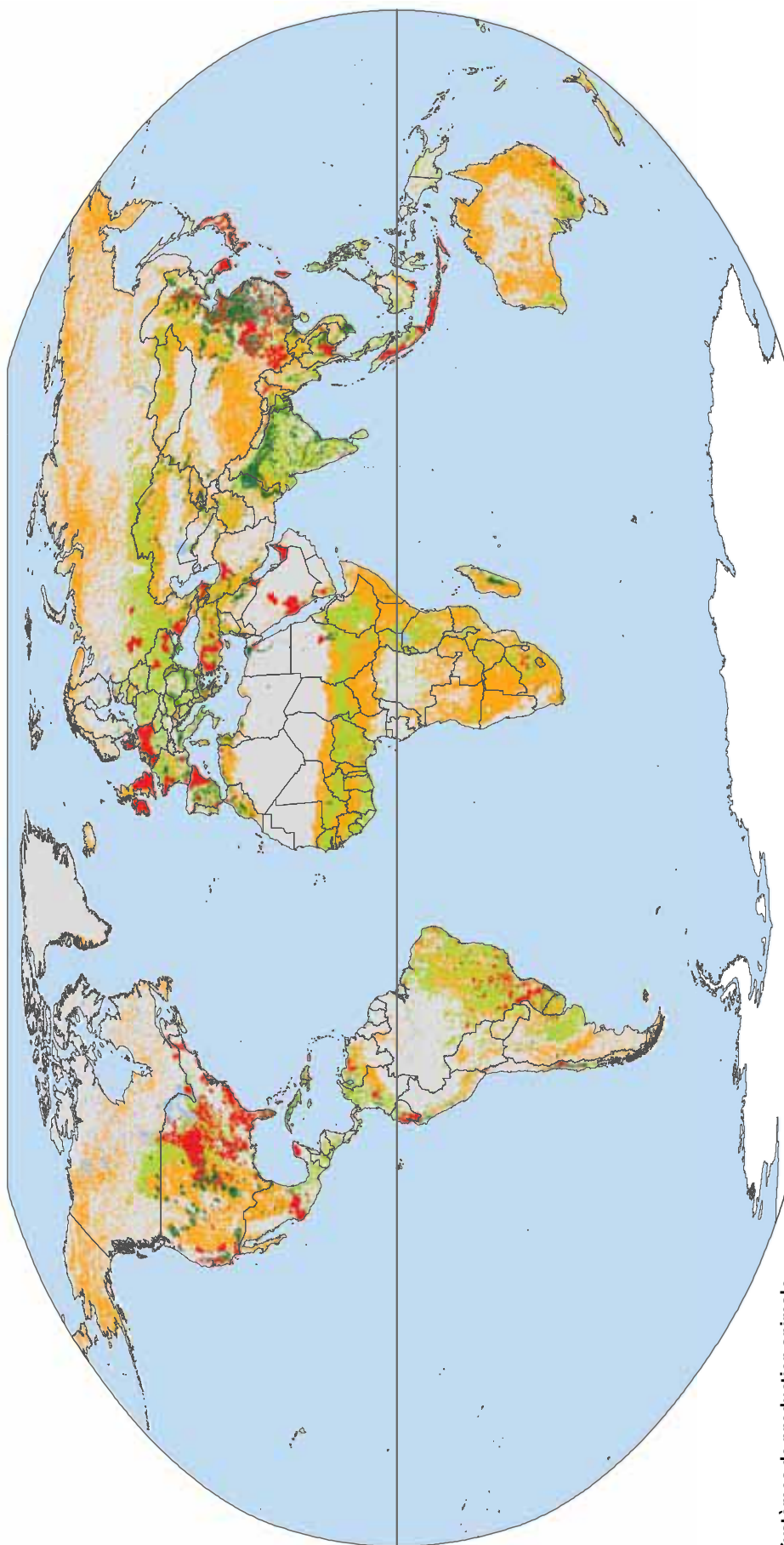
Source: FAO (2000b).

Carte 12 Estimation de l'aptitude des zones à la production de soja - technologie maximisée



Source: FAO (2000b).

Carte 13 Estimation de la distribution des systèmes de production animale

**Systèmes de production animale**

- Mixte, irrigué
- Mixte, non irrigué

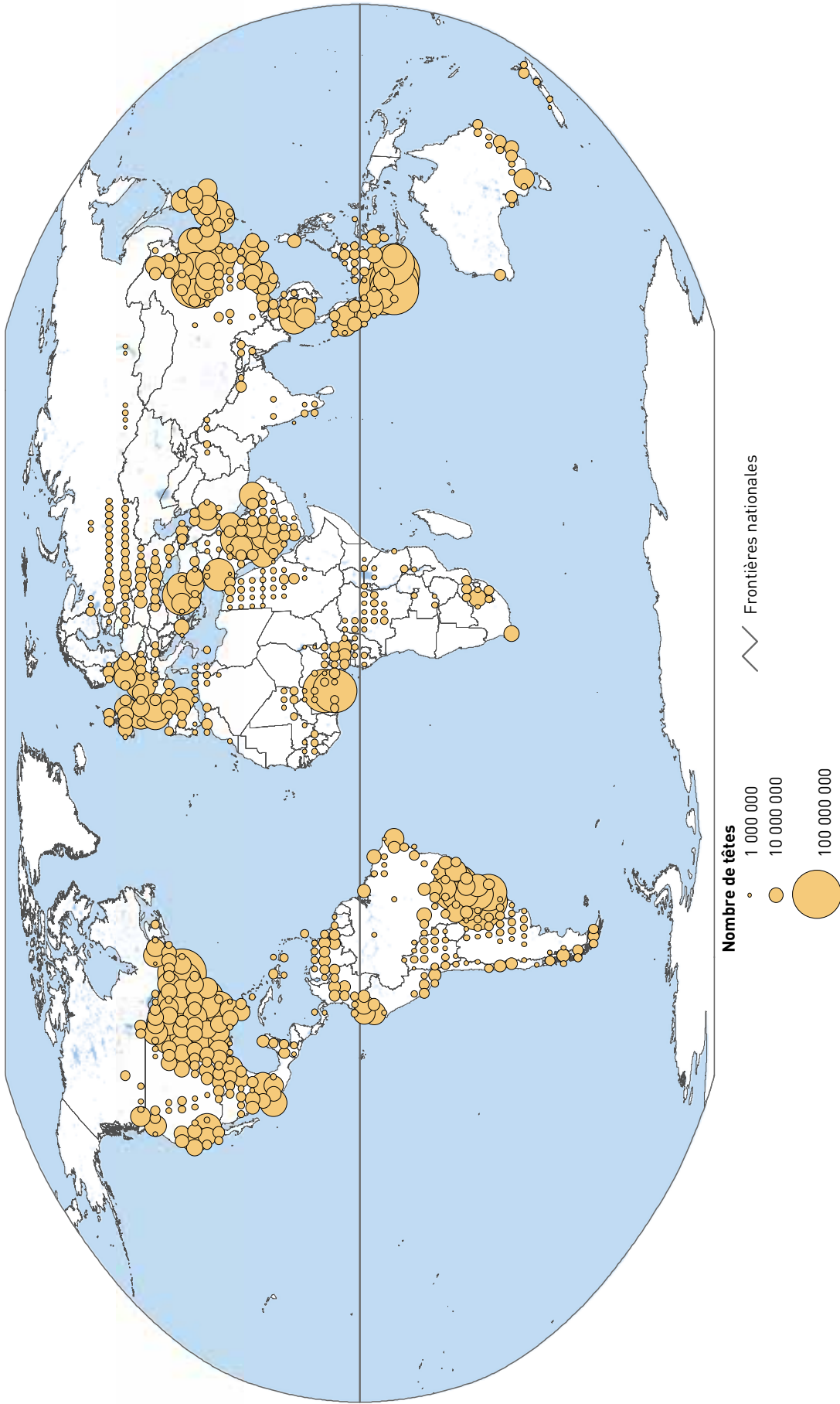
- Pâturage
- Autres types

- Zones dominées par une production hors sol
- Climats boréal et arctique

∩ Frontières nationales

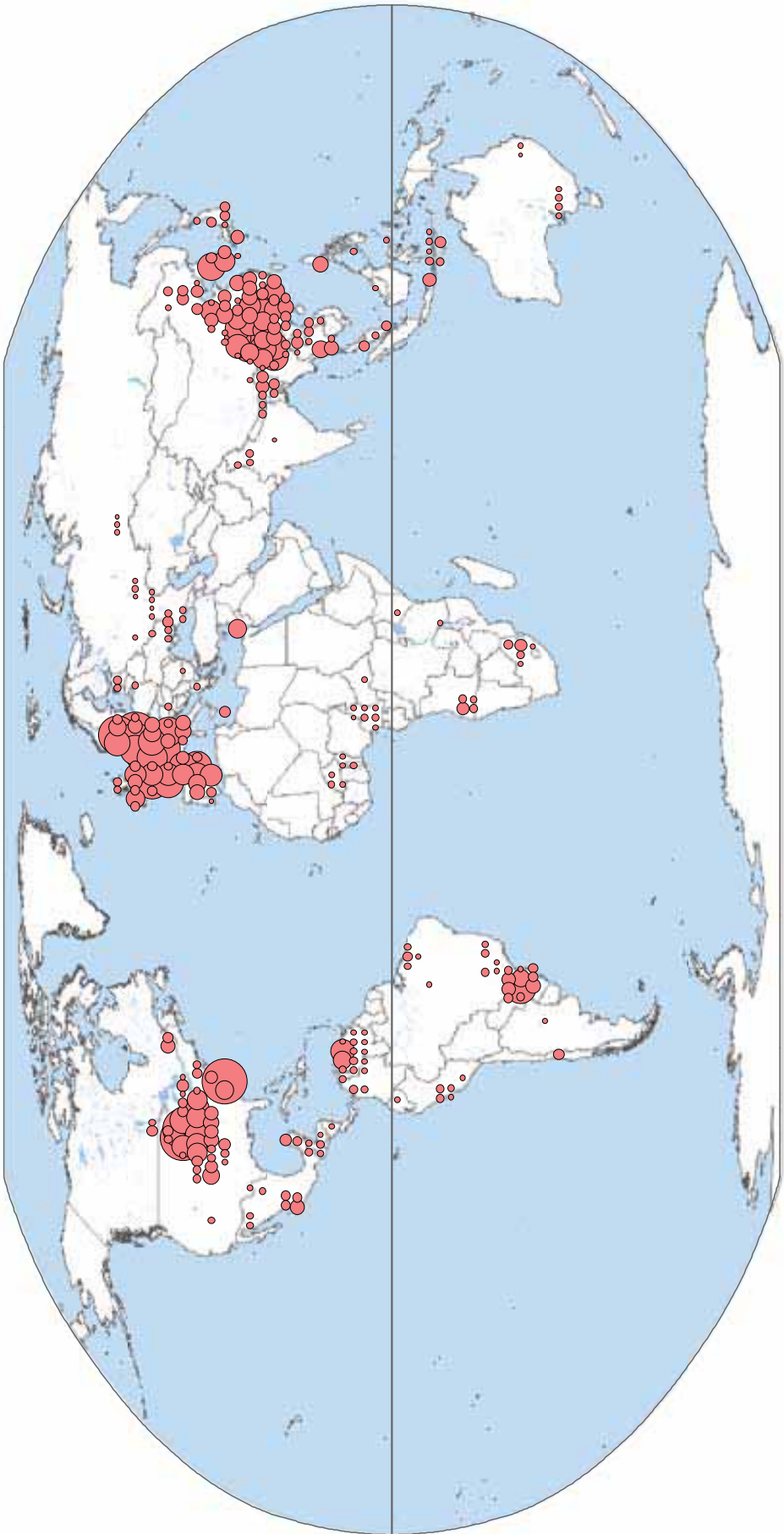
Source: LEAD. Basé sur la méthodologie de Seré et Steinfeld (FAO, 1995). Seul le premier niveau de classification est montré, pour les classes de systèmes de production sur sol (par opposition à la production dite «hors sol»). Celui-ci est basé sur les données de couverture des terres (Global Land Cover, 2000, disponible sur le site [www-gvm.jrc.it/glc2000/](http://www-gvm.jrc.it/glc2000/)) et les zones irriguées (Global Map of Irrigated Areas, Version 2.1, Siebert, Döll et Hoogeveen, 2001). Les zones dominées par une production industrielle (hors-sol) se réfèrent exclusivement à la production de monogastriques. Les systèmes sur sol d'élevage de porcs et de volailles sont estimés au niveau local selon la démarche de Gilbert, Wint et Slingenbergh (2004), en utilisant les données sur les populations animales locales totales (voir carte 16 et 17), les estimations de la production sur sol au niveau national (Groenewold, 2004), les populations agricoles humaines nationales (FAO, 2006b) et une grille de densité de la population rurale mondiale (LandScan, 2003). Les zones dominées par les systèmes de production industrielle sont des zones administratives infranationales dans lesquelles le cumul des populations des systèmes sur sol produit moins de la moitié de la production totale de ces zones, en tenant compte de la meilleure productivité des systèmes industriels.

Carte 14 Estimation de la distribution des populations de volaille élevées de manière industrielle



Source: LEAD. Les populations avicoles industrielles résultent de la différence entre la population totale locale et la population estimée du système sur sol (voir carte 13). Seules les zones infranationales où la production industrielle domine sont considérées (voir carte 13). Les populations de volaille industrielles correspondantes ont été cumulées dans chaque case d'une grille mondiale, la taille des cases représentant 250 x 250 km [projection cylindrique d'une zone équivalente, reprojetée ici sur la projection de Robinson]. Seules les populations industrielles de plus d'un million de têtes par case sont représentées.

Carte 15 Estimation de la distribution des populations de porcs élevés de manière industrielle

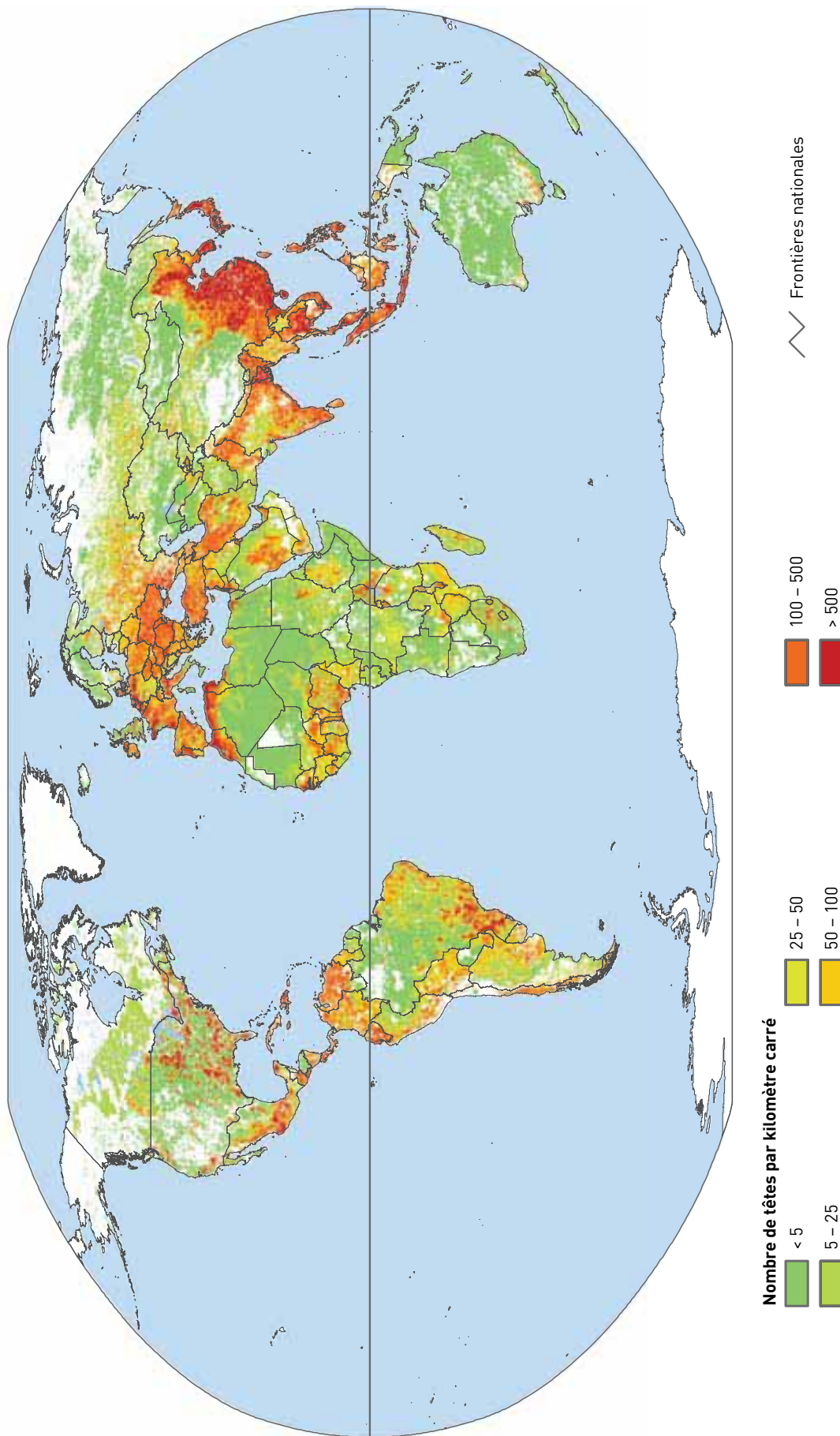


**Nombre de têtes**  
● 100 000  
● 1 000 000  
● 10 000 000

Frontières nationales

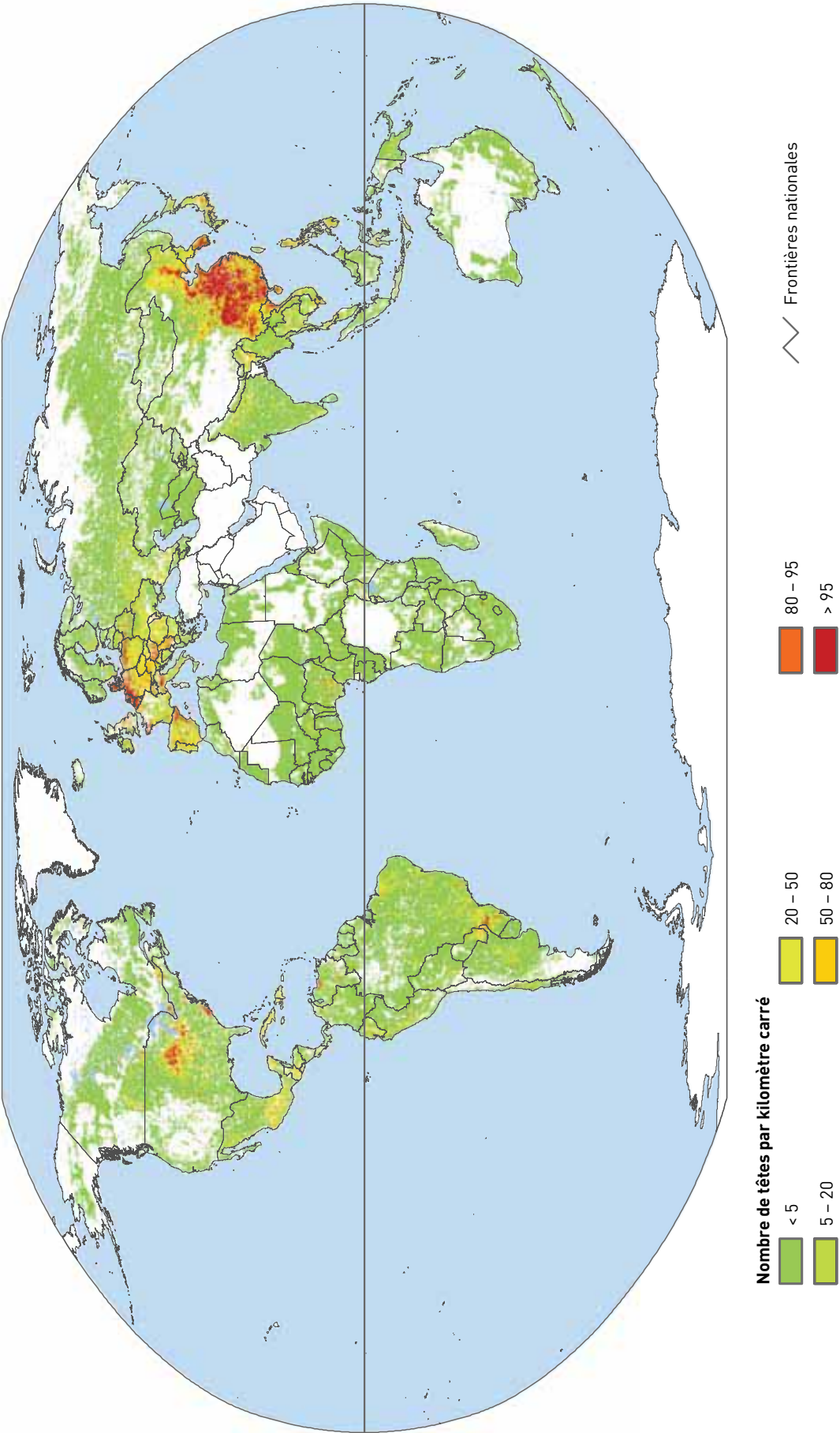
Source: LEAD. Les populations porcines industrielles résultent de la différence entre la population totale locale et la population estimée du système sur sol (voir carte 13). Seules les zones infranationales où la production industrielle domine sont considérées (voir carte 13). Les populations porcines industrielles correspondantes ont été cumulées dans chaque case d'une grille mondiale, la taille des cases représentant 250 x 250 km (projection cylindrique d'une zone équivalente, reprojetée ici sur la projection de Robinson). Seules les populations industrielles de plus d'un million de têtes par case sont représentées.

Carte 16 Estimation de la distribution des volailles



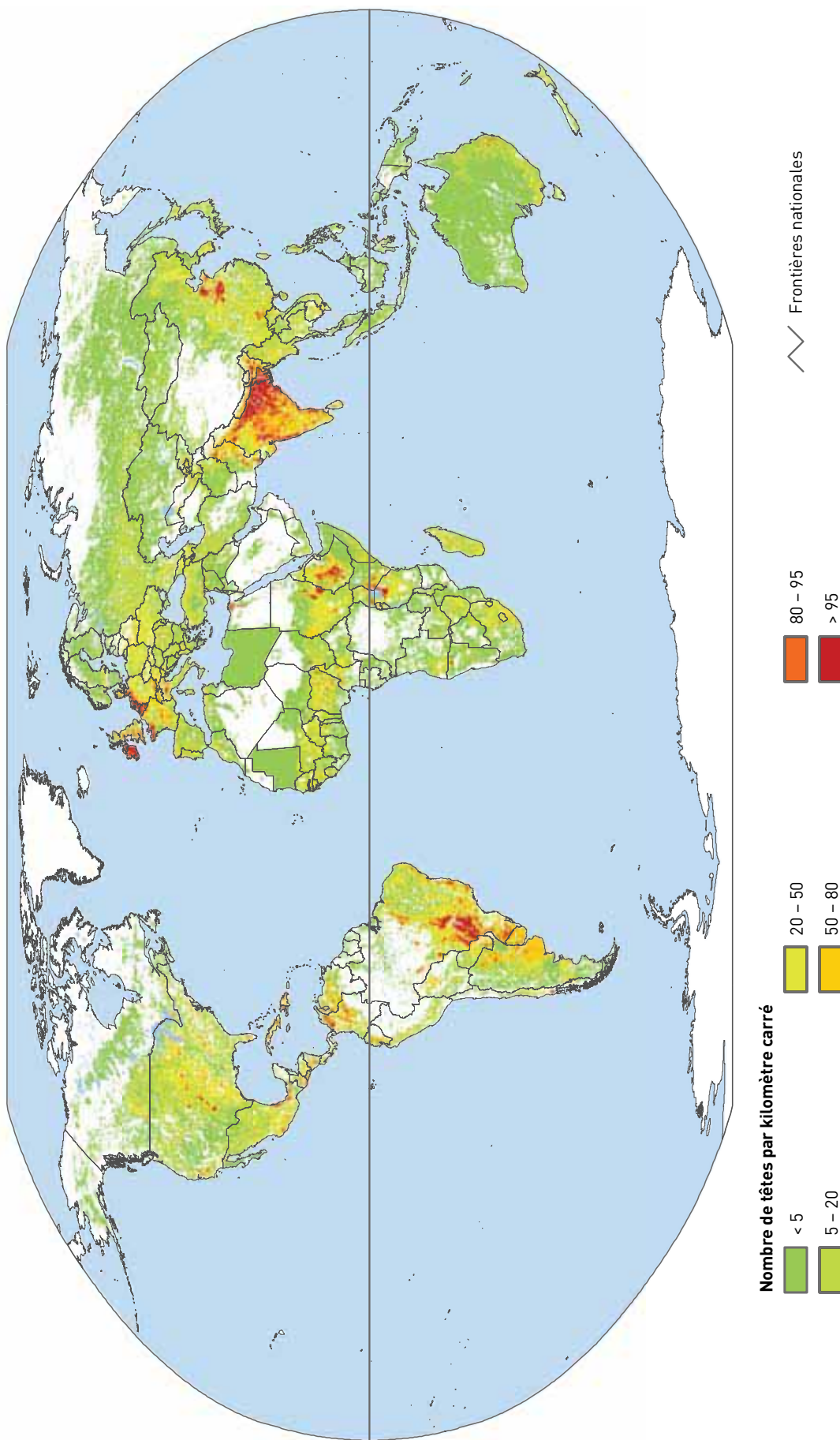
Source: FAO (2006g).

Carte 17 Estimation de la distribution des porcs



Source: FAO (2006g).

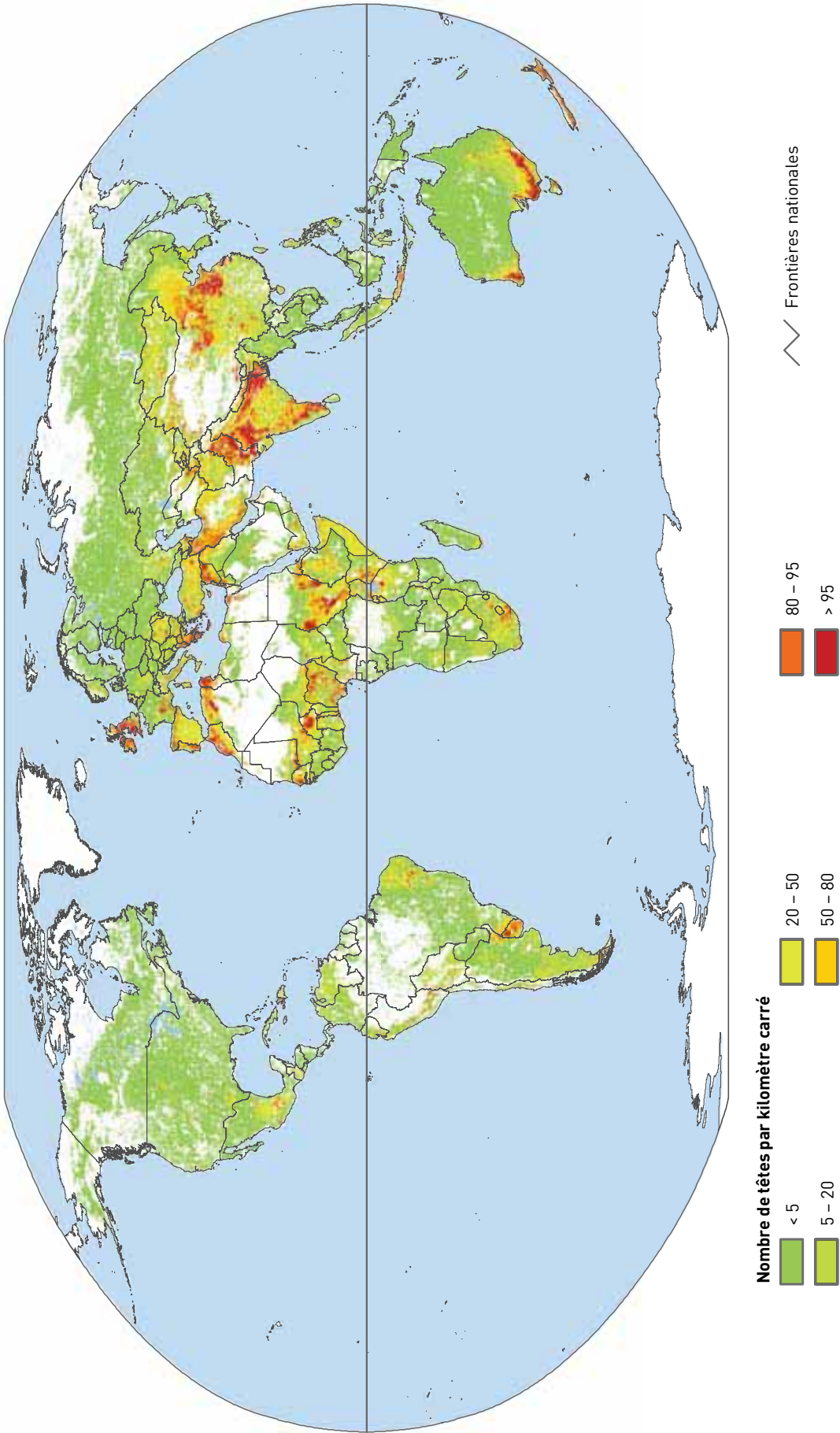
Carte 18 Estimation de la distribution des bovins



Source: FAO [2006g].

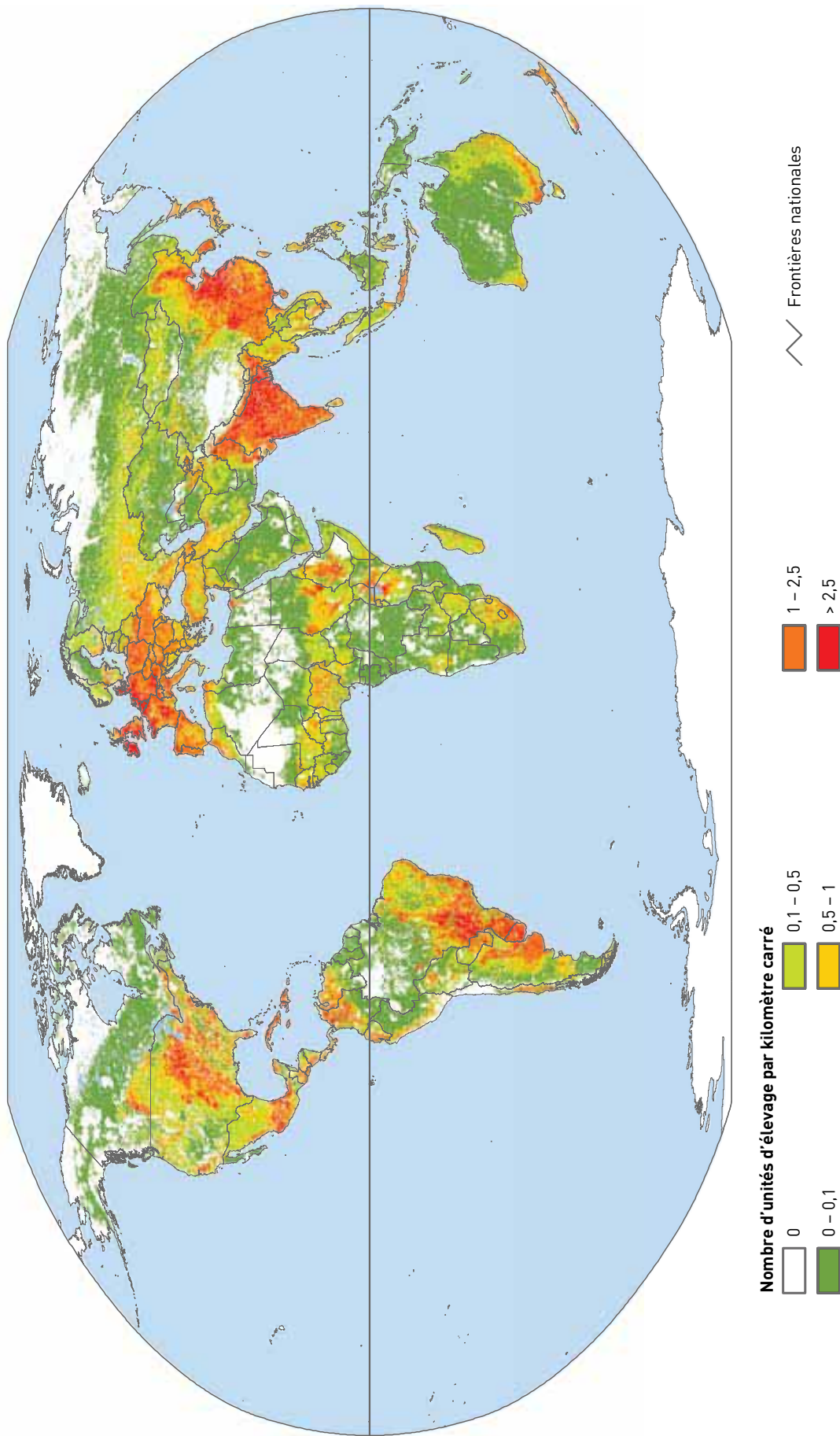


Carte 19 Estimation de la distribution des petits ruminants



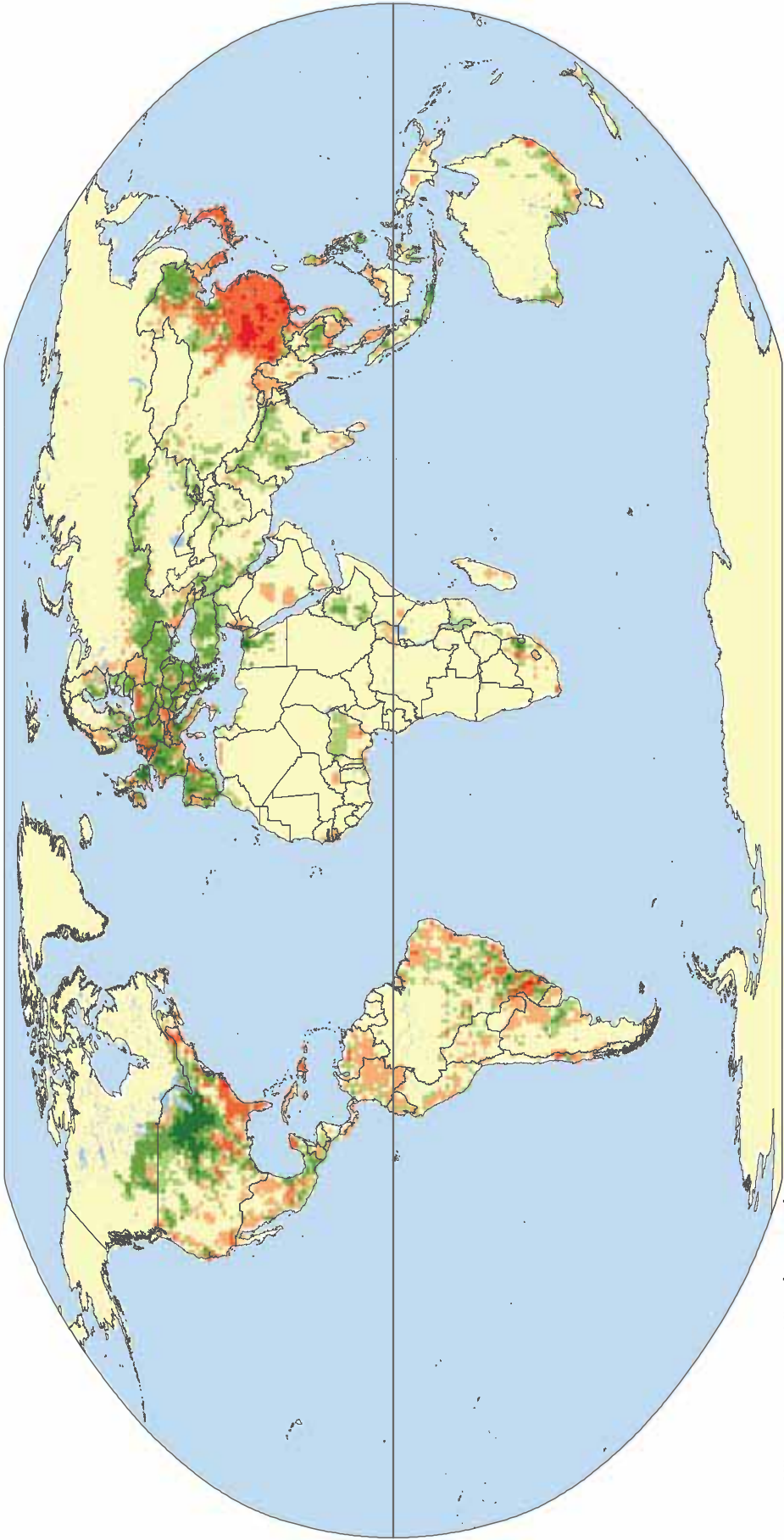
Source: FAO (2006g).

Carte 20 Estimation de la distribution des porcs, volailles, bovins et petits ruminants cumulés



Source: FAO [2006g].

Carte 21 Estimation des surplus et déficits en aliments du bétail – céréales (porcs et volaille)

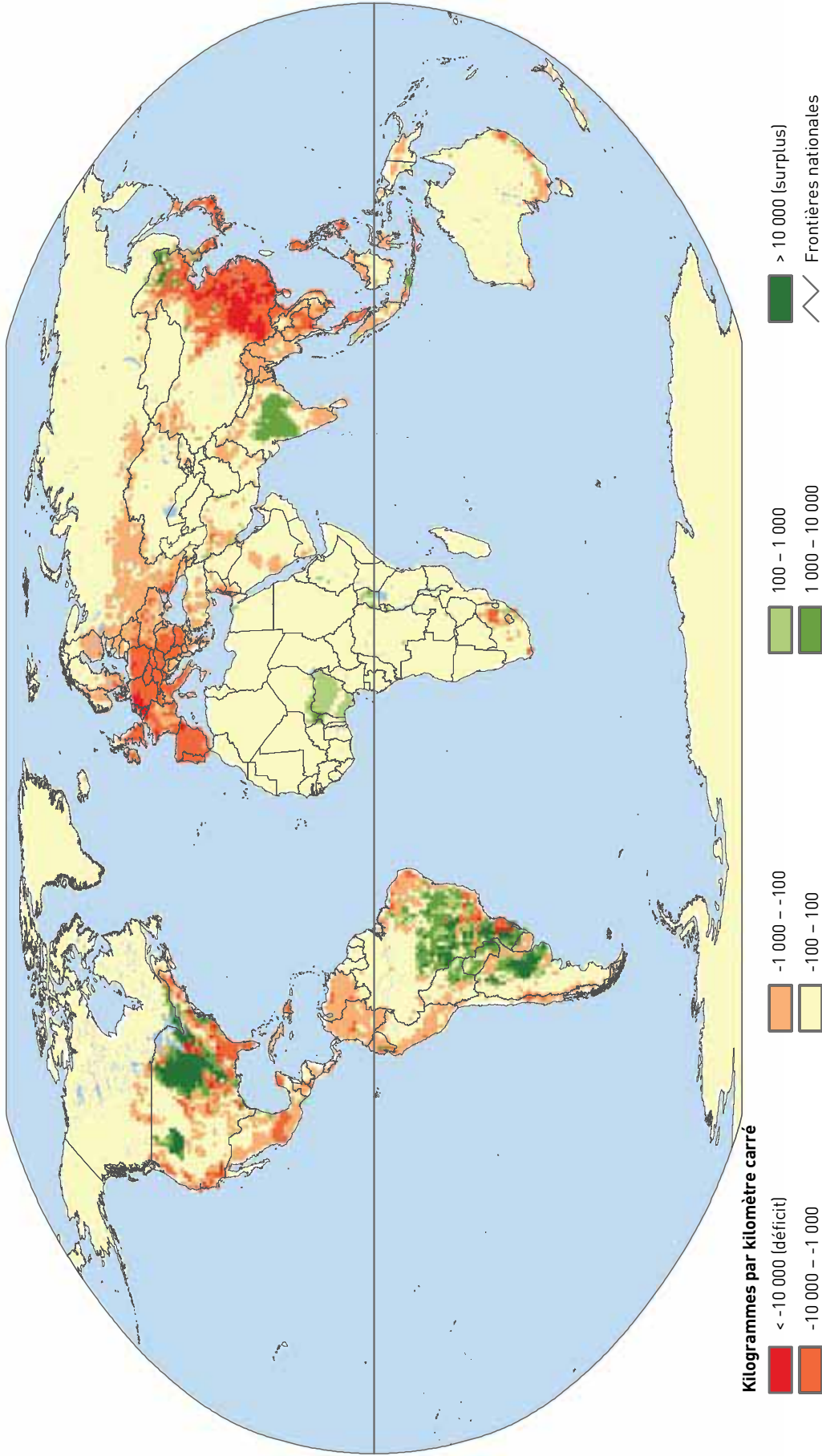


**Kilogrammes par kilomètre carré**

- < -50 000 (déficit)
- 50 000 – -5 000
- 5 000 – -500
- 500 (équilibre)
- 500 – 5 000
- 5 000 – 50 000
- > 50 000 (surplus)
- Frontières nationales

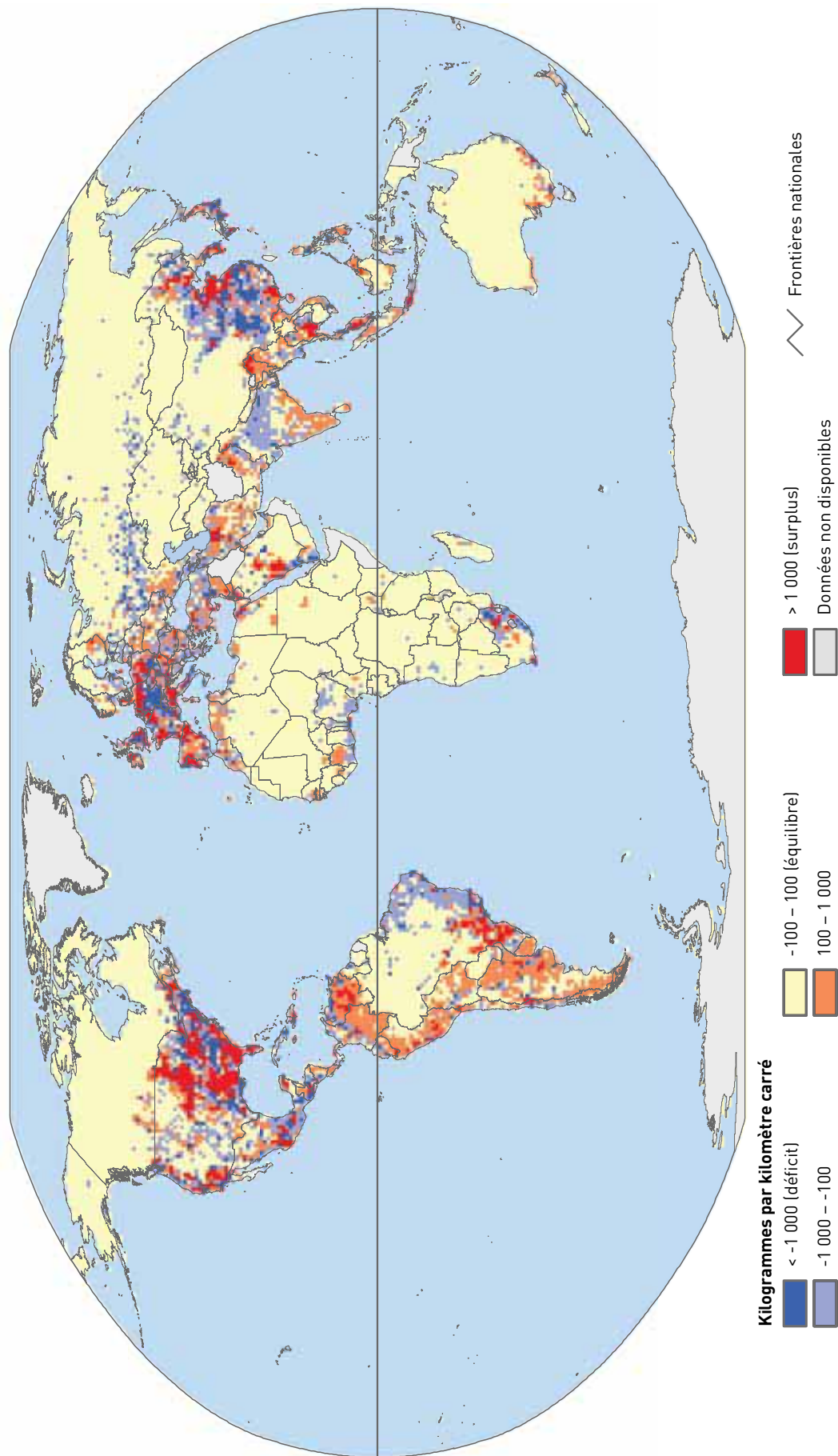
Source: LEAD. Pour chaque pixel de 100 x 100 km, le bilan est calculé en faisant la différence entre l'estimation de la production cumulée de maïs, blé et orge (MBO) destinée à l'alimentation des porcs et de la volaille et la consommation de MBO par les porcs et la volaille. La carte de la production provient de l'estimation de la production de MBO pour l'alimentation des animaux (carte 8), en retirant la part de MBO destinés aux ruminants (Galloway *et al.*, 2006). La carte de la consommation a été calculée à partir des cartes de production de viande de porc et de volaille (voir source des cartes 23 et 24). Les indices dérivés au niveau national ont d'abord été utilisés pour estimer la production en poids vif et la consommation totale d'aliments du bétail (FAO, 2006b). Pour chaque pays, la part de MBO dans la composition de l'alimentation animale a alors été extrapolée à partir des données disponibles (voir par exemple Chapitre 2, figures 2.6 et 2.7). Cette part a finalement été utilisée pour calculer la consommation de MBO par les porcs et la volaille dans chaque pixel.

Carte 22 Estimation des surplus et déficits en aliments du bétail – farine de soja (porcs et volaille)



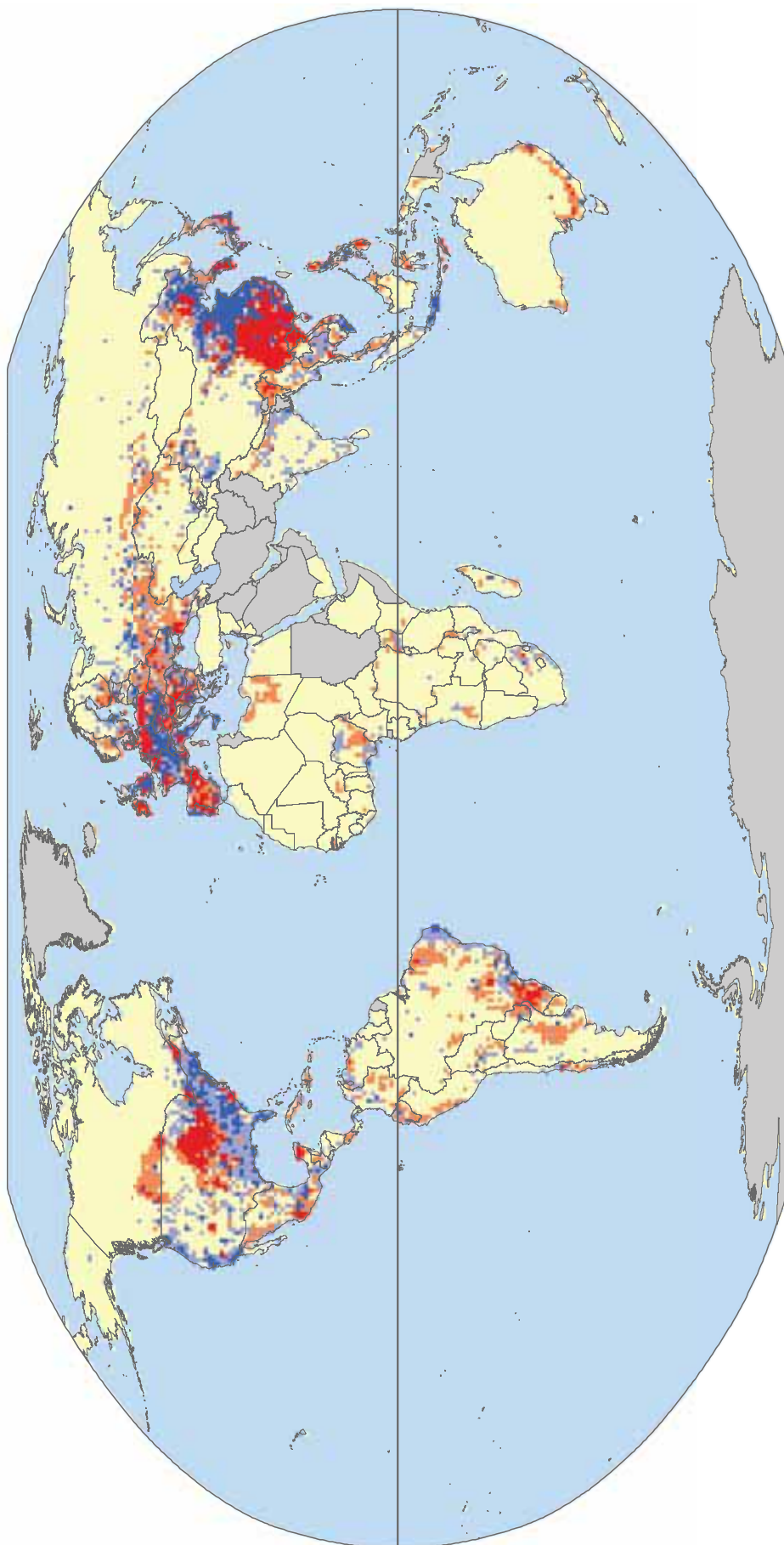
Source: LEAD. Pour chaque pixel de 100 x 100 km, le bilan est calculé en faisant la différence entre l'estimation de la production de farine de soja destinée à l'alimentation des porcs et de la volaille et la consommation de farine de soja par les porcs et la volaille. La carte de la production de farine de soja provient de l'estimation de la production de soja pour l'alimentation des animaux (carte 8), en retirant la part destinée aux ruminants (Galloway *et al.*, 2006) et en appliquant un facteur de conversion de poids entre le soja et la farine de soja. La carte de la consommation a été calculée à partir des cartes de production de viande de porc et de volaille (voir source des cartes 23 et 24). Les indices dérivés au niveau national ont d'abord été utilisés pour estimer la production en poids vif et la consommation totale d'aliments du bétail (FAO, 2006b). Pour chaque pays, la part de farine de soja dans la composition de l'alimentation animale a alors été extrapolée à partir des données disponibles (voir par exemple Chapitre 2, figures 2.6 et 2.7). Cette part a finalement été utilisée pour calculer la consommation de farine de soja par les porcs et la volaille dans chaque pixel.

Carte 23 Estimation des surplus et déficits pour la viande de volaille



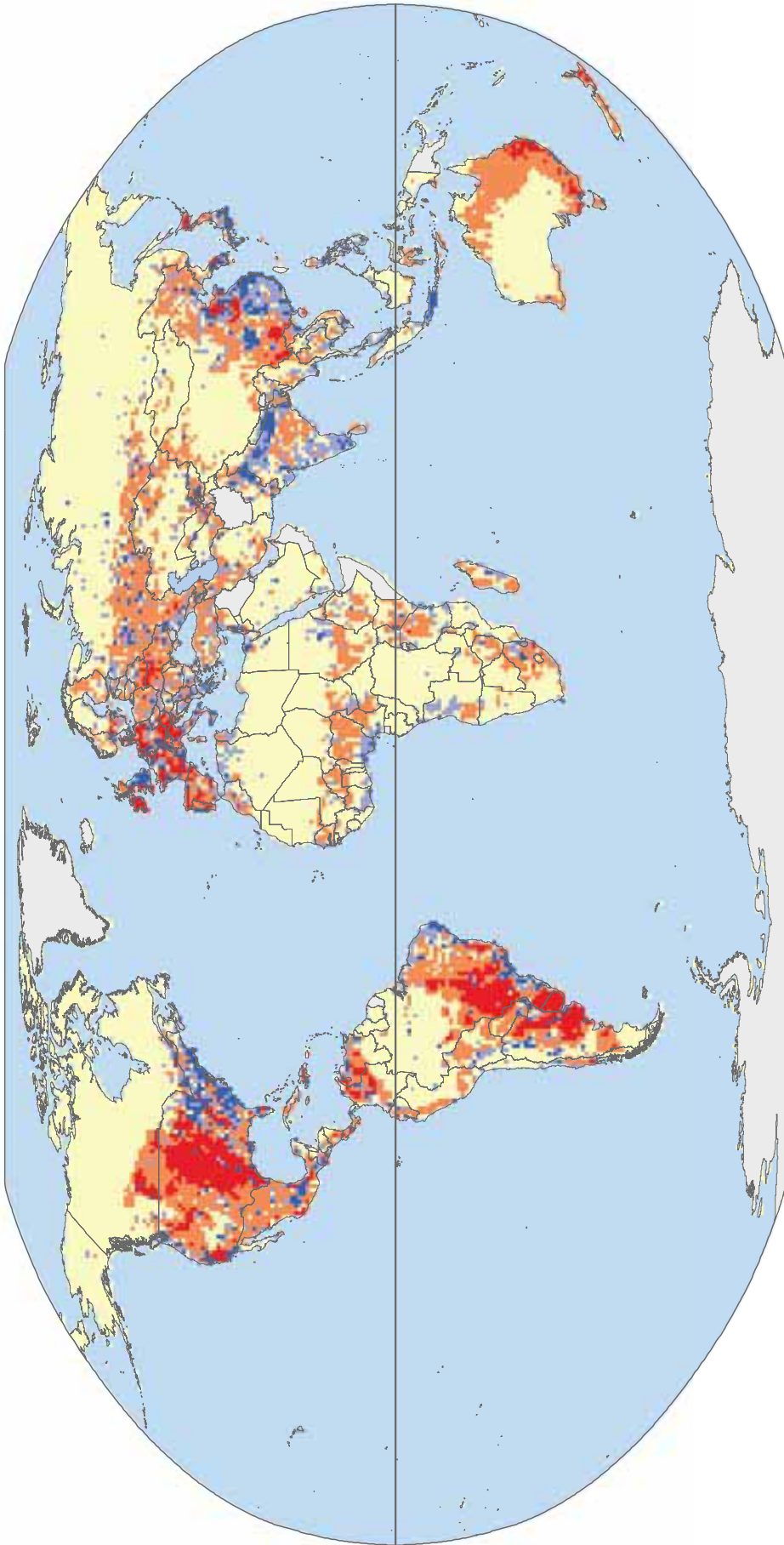
Source: LEAD. Pour chaque pixel de 100 x 100 km, le bilan est calculé en faisant la différence entre les estimations de la production et de la consommation de viande de volaille. La carte de la production s'appuie sur les statistiques au niveau national (FAO, 2006b), réparties selon les densités animales (voir carte 16) et corrigées avec le niveau d'intensité de production (voir carte 14). La carte de la consommation a été calculée en répartissant les statistiques nationales (FAO, 2006b) en fonction de la population humaine (voir carte 3). Dans les pays en développement, il a été attribué des niveaux de consommation plus élevés aux zones urbaines qu'aux zones rurales (LandScan, 2005).

Carte 24 Estimation des surplus et déficits pour la viande de porc



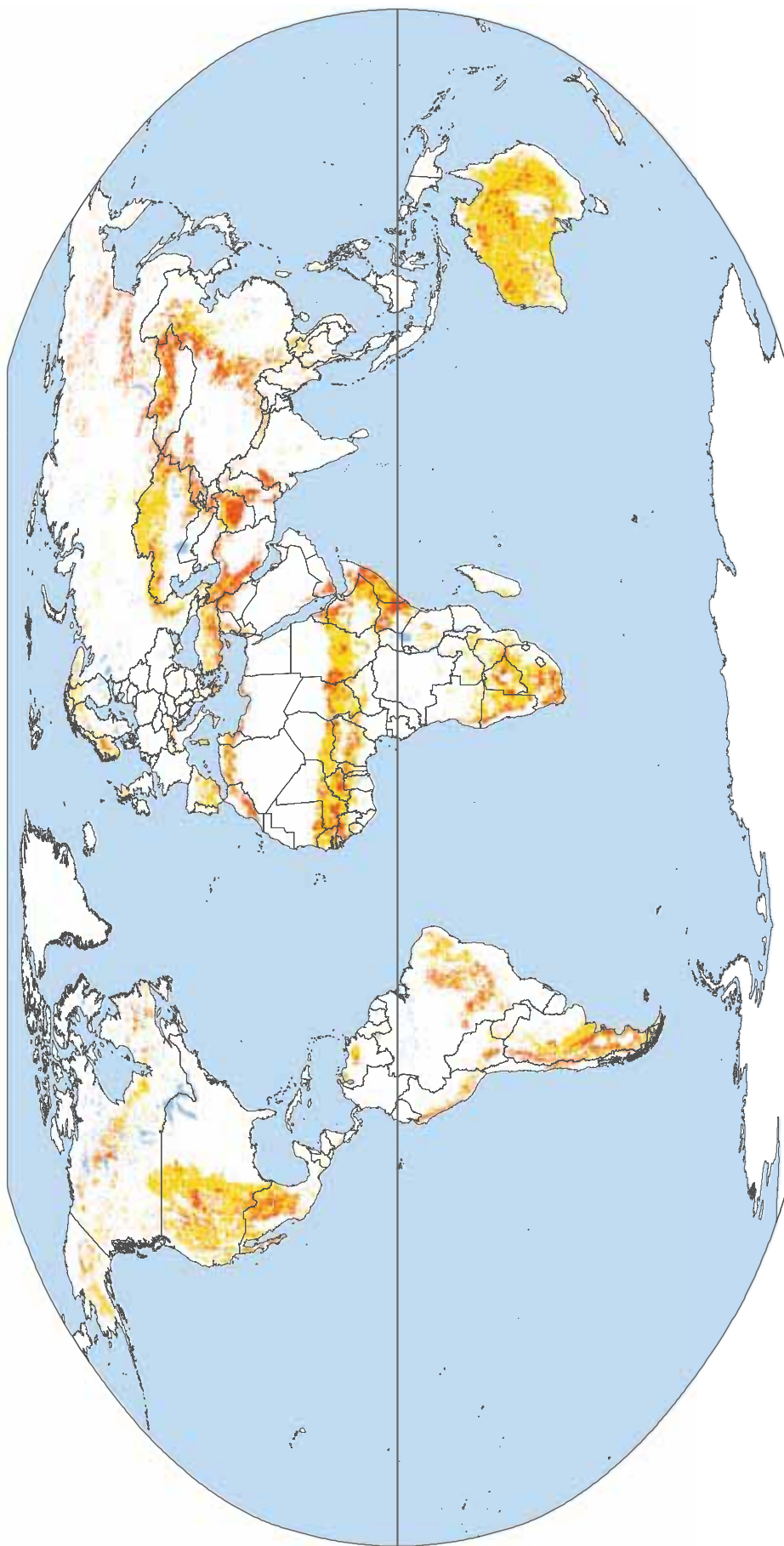
Source: LEAD. Pour chaque pixel de 100 x 100 km, le bilan est calculé en faisant la différence entre les estimations de la production et de la consommation de viande de porc. La carte de la production s'appuie sur les statistiques au niveau national (FAO, 2006b), réparties selon les densités animales (voir carte 17) et corrigées avec le niveau d'intensité de production (voir carte 15). La carte de la consommation a été calculée en répartissant les statistiques nationales (FAO, 2006b) en fonction de la population humaine (voir carte 3). Dans les pays en développement, il a été attribué des niveaux de consommation plus élevés aux zones urbaines qu'aux zones rurales (LandScan, 2005).

Carte 25 Estimation des surplus et déficits pour la viande de bœuf



Source: LEAD. Pour chaque pixel de 100 x 100 km, le bilan est calculé en faisant la différence entre les estimations de la production et de la consommation de viande de bœuf. La carte de la production s'appuie sur les statistiques au niveau national (FAO, 2006b), réparties selon les densités animales (voir carte 18). La carte de la consommation a été calculée en répartissant les statistiques nationales (FAO, 2006b) en fonction de la population humaine (voir carte 3). Dans les pays en développement, il a été attribué des niveaux de consommation plus élevés aux zones urbaines qu'aux zones rurales (LandScan, 2005).


Carte 26 Risque de dégradation des pâtures des terres sèches et froides



**Risque de dégradation des pâtures**

Risque moyen de dégradation des terres

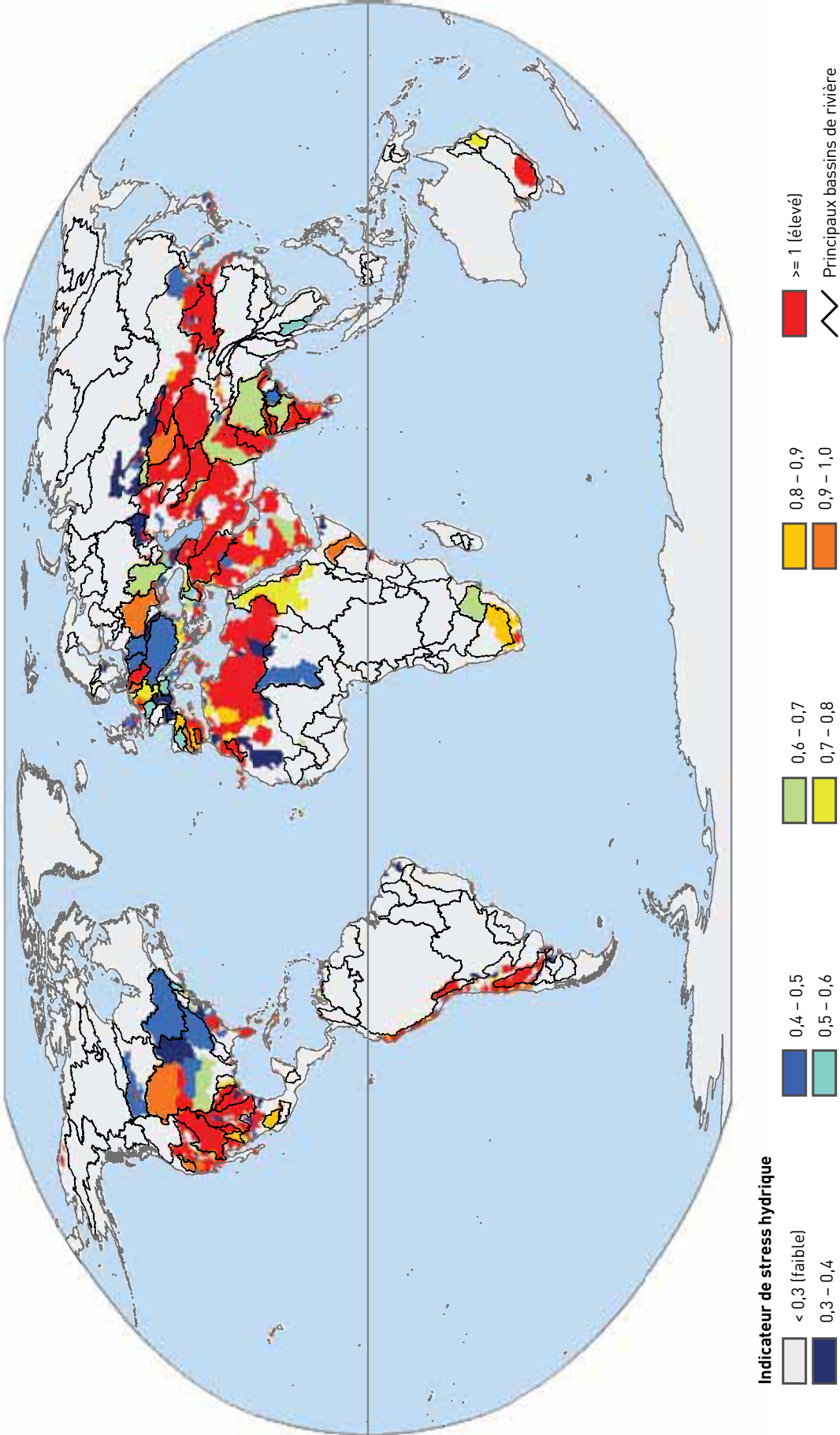
Risque élevé de dégradation des terres

 Frontières nationales

Source: LEAD. Les pixels dont l'aptitude à être utilisées comme pâture est faible ou très faible (FAO, 2006f) et dont au moins un tiers de la surface est utilisée en pâture (FAO, 2006f) ont été classés dans la catégorie «risque élevé», tandis que les pixels dont l'aptitude à être utilisée en pâture est moyenne (FAO, 2006f) et dont au moins un tiers de la surface est utilisée en pâture (FAO, 2006f) ont été classés dans la catégorie «risque moyen». Les classes de risque de dégradation élevé et moyen ont été attribuées à des pixels comprenant des bovins (voir carte 18).

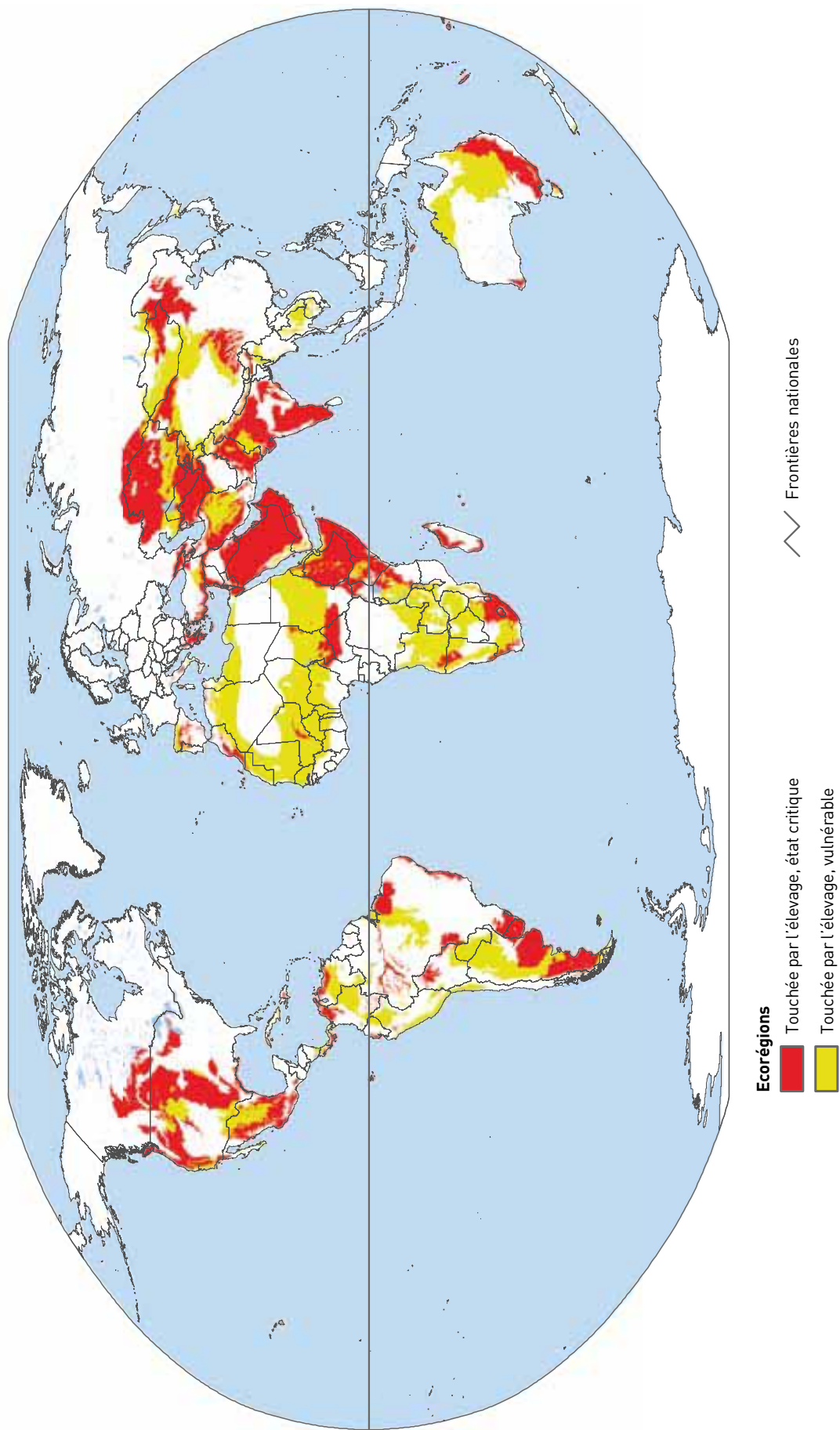


Carte 27 Pression de l'homme sur la demande environnementale en eau (prélèvement d'eau en tant que part de l'eau disponible pour l'utilisation humaine)



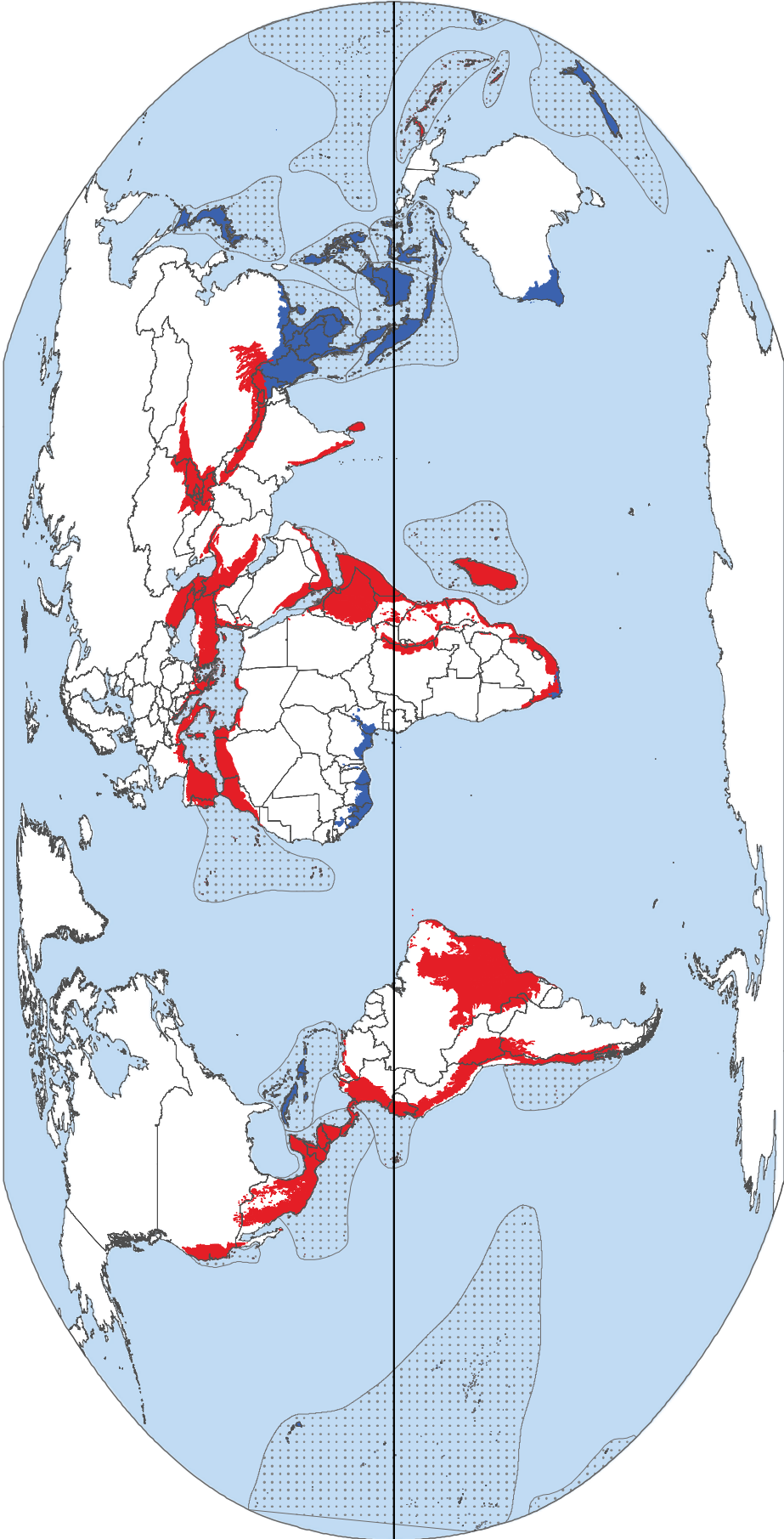
Source: Institut des ressources mondiales (2003).

Carte 28 Ecorégions touchées par l'élevage



Source: Olson et Dinerstein (2002).

Carte 29 L'élevage en tant que menace dans les zones sensibles pour la biodiversité mondiale



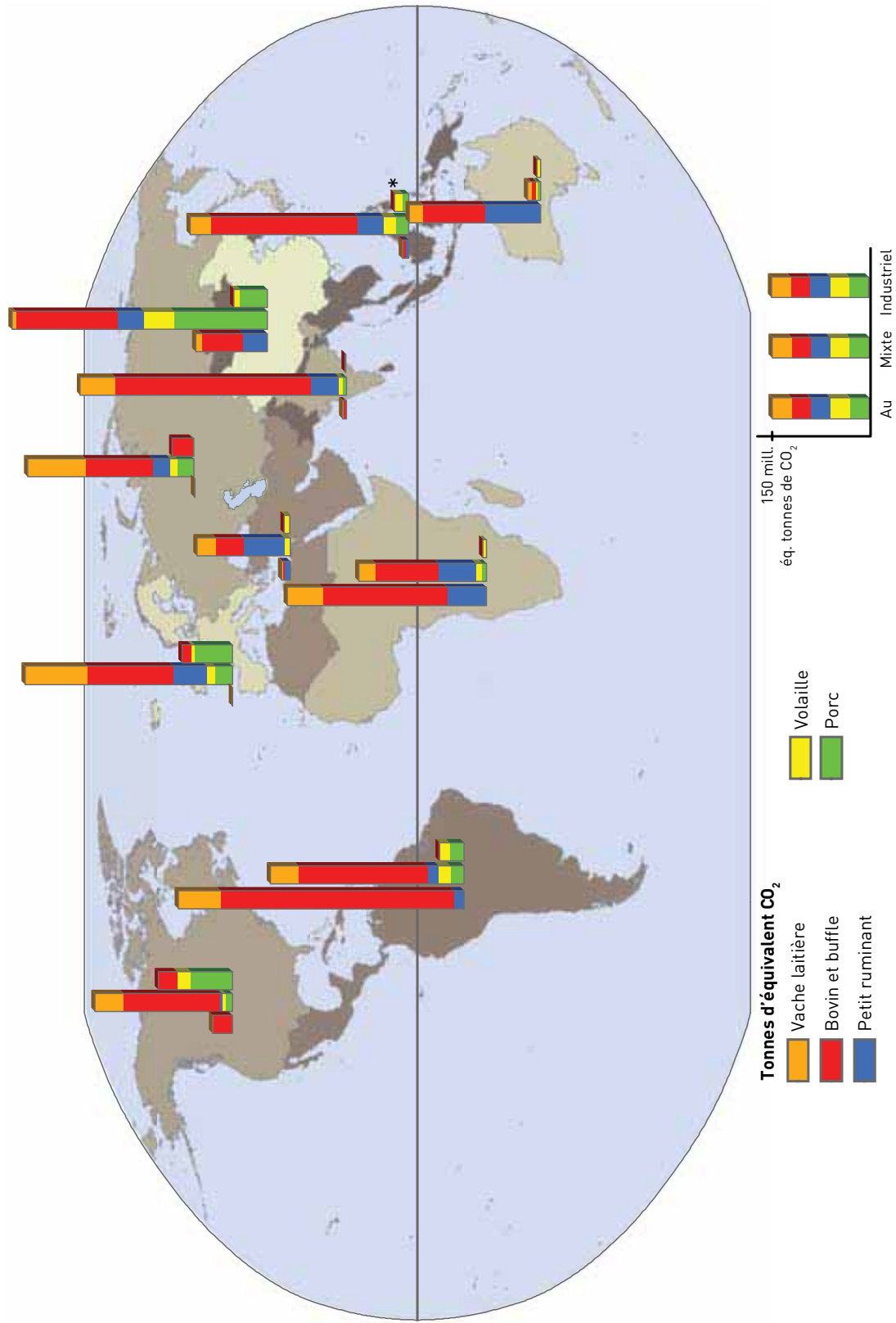
**Zones sensibles pour la biodiversité mondiale**

- Zone sensible où l'élevage n'est pas une menace majeure
- Zone sensible où l'élevage est une menace majeure

- Limite extérieure
- ∩ Frontières nationales

Source: Mittermeier *et al.* (2004).

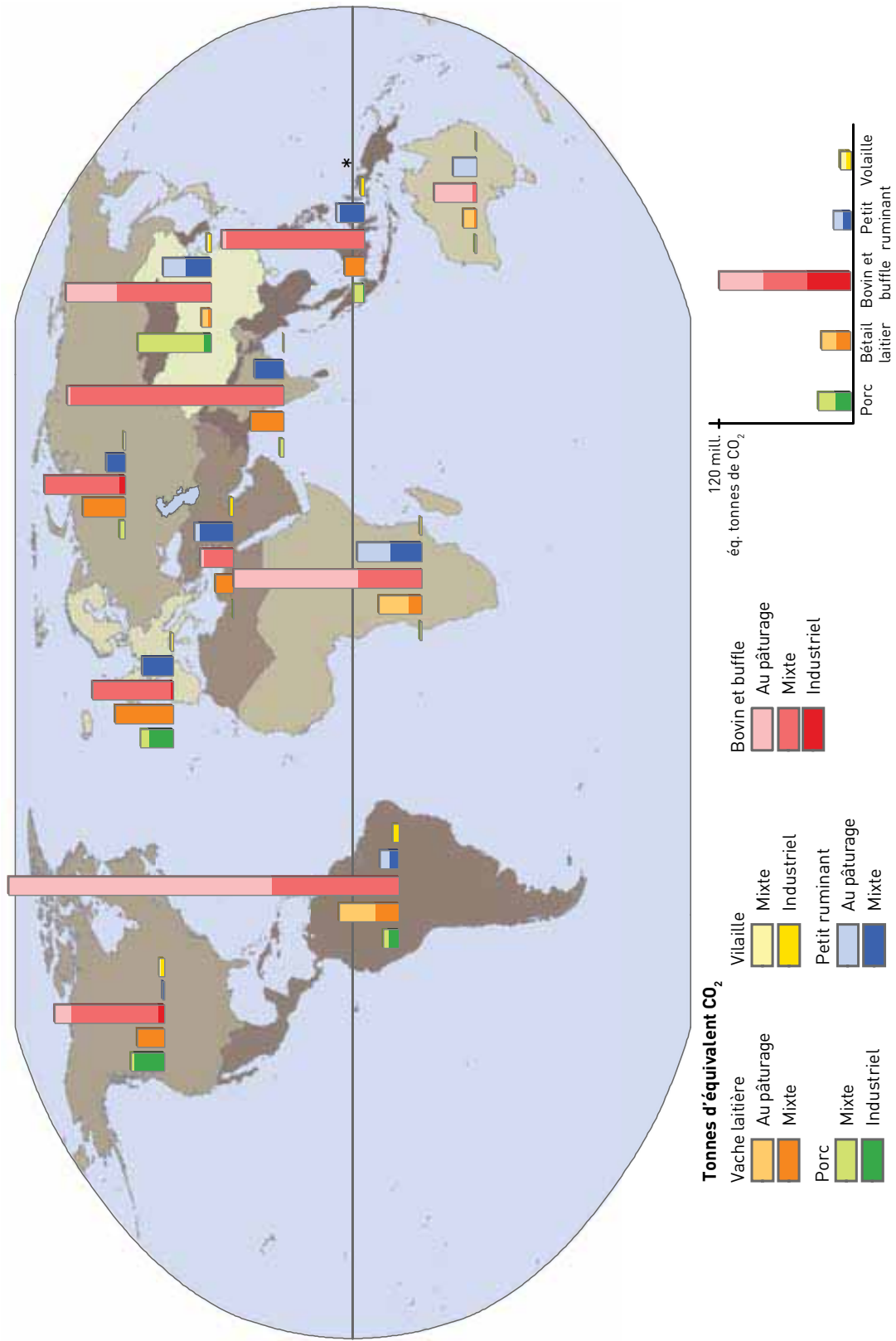
Carte 30 Emissions totales de gaz à effet de serre issues de la fermentation entérique et du fumier par espèce et principaux systèmes de production



Source: LEAD. Basé sur les estimations des populations des populations dans les régions et les systèmes de production spécifiques (Groenewold, 2005) et sur les facteurs d'émission (voir Chapitre 3, encadré 3.4 et annexes 3.1 et 3.2).

\* Asie du Sud et de l'Est, excepté la Chine et l'Inde.

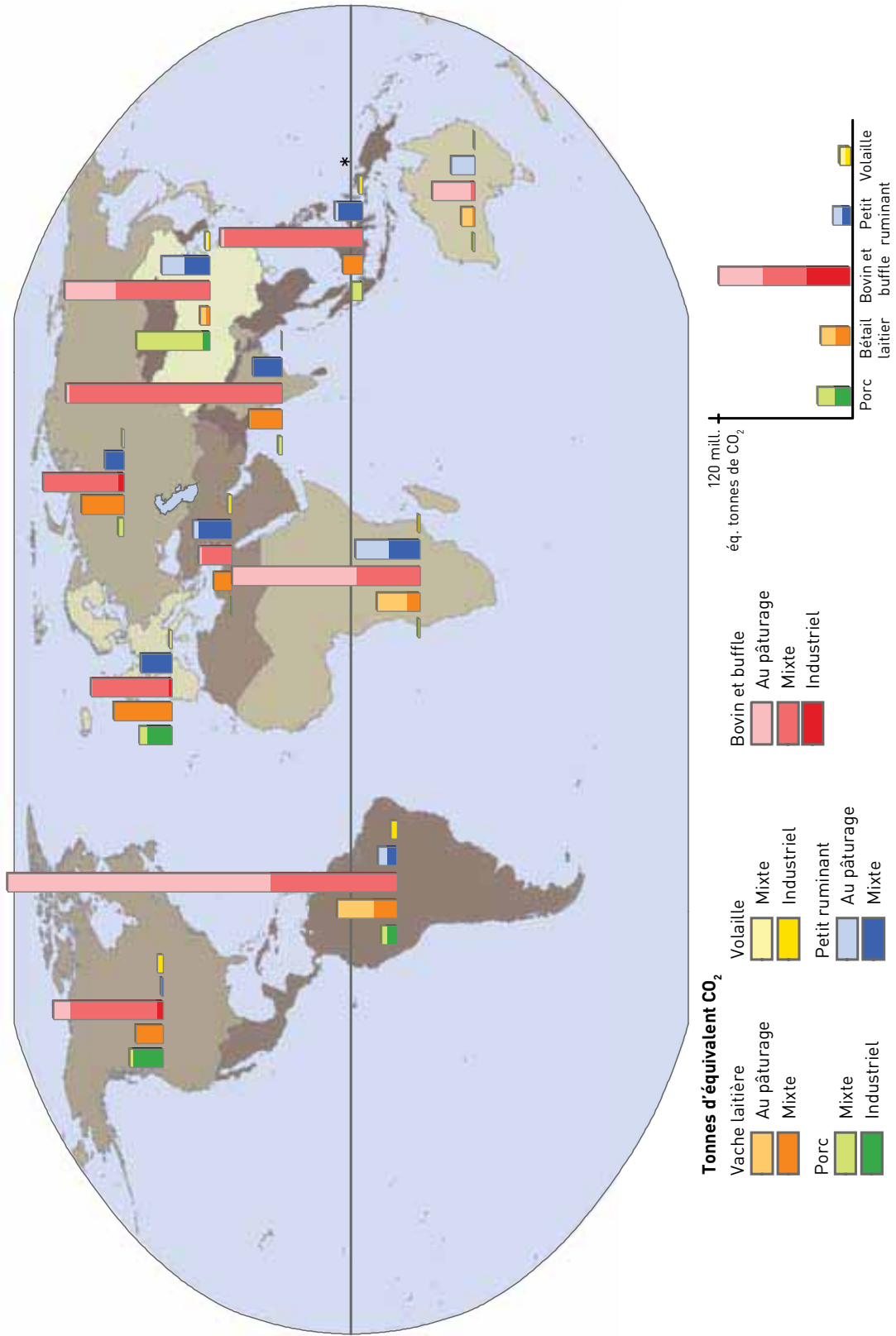
Carte 31 Emissions totales de méthane issues de la fermentation entérique et du fumier par espèce et principaux systèmes de production



Source: LEAD. Basé sur les estimations des populations dans les régions et les systèmes de production spécifiques (Groenewold, 2005) et sur les facteurs d'émission (voir Chapitre 3, encadré 3.4 et annexes 3.1 et 3.2).

\* Asie du Sud et de l'Est, excepté la Chine et l'Inde.

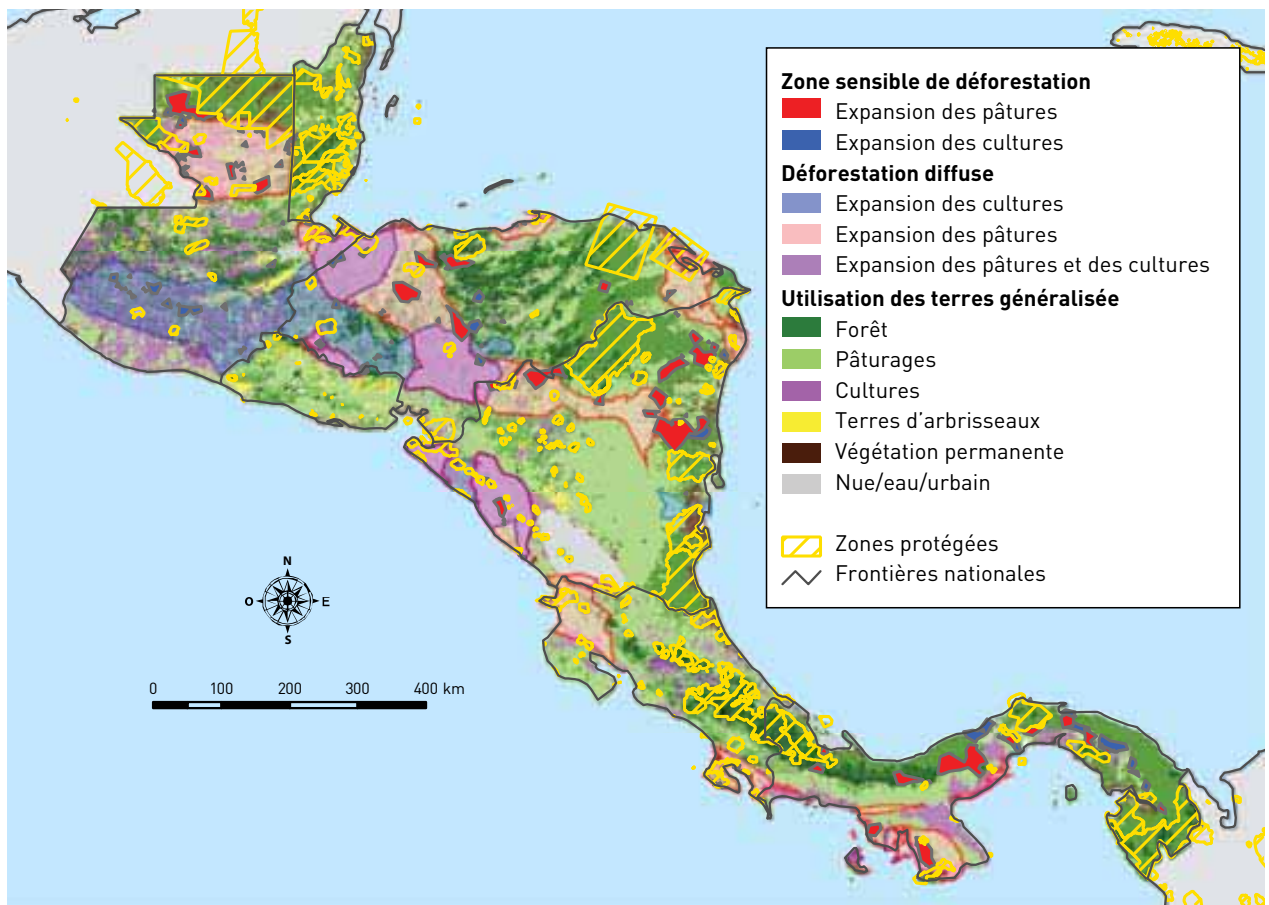
Carte 32 Emissions totales d'oxyde nitreux issues du fumier par espèce et principaux systèmes de production



Source: LEAD. Basé sur les estimations des populations dans les régions et les systèmes de production spécifiques (Groenewold, 2005) et sur les facteurs d'émission (voir Chapitre 3, encadré 3.4).

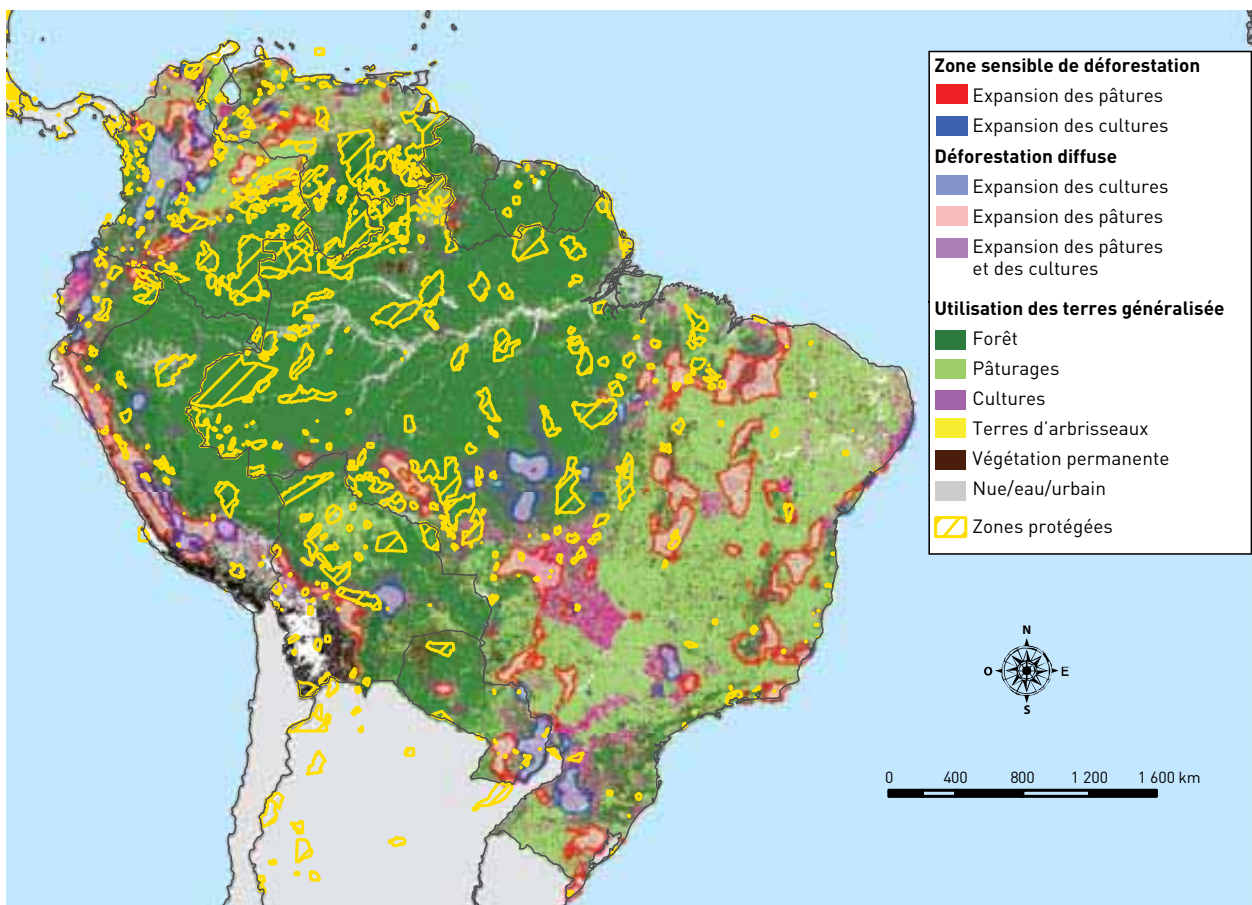
\* Asie du Sud et de l'Est, excepté la Chine et l'Inde.

**Carte 33A** Prédiction de l'expansion des cultures et des pâtures dans les forêts néotropicales entre 2000 et 2010



Source: Wassenaar *et al.* (2006).

**Carte 33B** Prédiction de l'expansion des cultures et des pâtures dans les forêts néotropicales entre 2000 et 2010



Source: Wassenaar *et al.* (2006).



Annexe 2

# Tableaux



---

## Annexe 2

# Tableaux

<u>Cuadro 1</u>	Tendances régionales pour trois indices d'intensification de l'utilisation des terres entre 1961 et 2001	400
<u>Cuadro 2</u>	Apport total de calories, de protéines et de lipides et contribution des aliments d'origine animale dans une sélection de régions et de pays	400
<u>Cuadro 3</u>	Surface de prairies et part des prairies dans le total des terres pour une sélection de régions et de pays	401
<u>Cuadro 4</u>	Estimation de la productivité primaire nette dans les zones où les pâturages dominant	401
<u>Cuadro 5</u>	Principales utilisations actuelles des terres dans les zones propices aux pâtures mais actuellement non utilisées comme pâture	402
<u>Cuadro 6</u>	Population de volaille, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays	402
<u>Cuadro 7</u>	Population de porcs, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays	403
<u>Cuadro 8</u>	Population bovine, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays	403
<u>Cuadro 9</u>	Population de petits ruminants, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays	404
<u>Cuadro 10</u>	Marché du maïs au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années	405
<u>Cuadro 11</u>	Marché du soja au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années	406
<u>Cuadro 12</u>	Marché de la farine de soja au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années	407
<u>Cuadro 13</u>	Marché de la viande bovine au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années	408
<u>Cuadro 14</u>	Marché de la viande de volaille au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années	409
<u>Cuadro 15</u>	Principaux flux commerciaux de viande pour la période 2001-2003, leur volume et leur émission de CO2 liée au transport par la mer	410
<u>Cuadro 16</u>	Contribution possible de l'élevage à l'extinction des espèces par la perte et la dégradation de leur habitat	411

Tableau 1

Tendances régionales pour trois indices d'intensification de l'utilisation des terres entre 1961 et 2001

Région	Utilisation de tracteurs			Utilisation d'engrais minéraux			Zone irriguée		
	Taux de croissance annuel (%)		Surface cultivée <sup>1</sup> par tracteur en 2001 (ha)	Taux de croissance annuel (%)		Engrais minéraux utilisés par ha cultivé <sup>1</sup> en 2001 (kg)	Taux de croissance annuel (%)		Part des champs labourés et permanents en 2001 (%)
	1961-1991	1991-2001		1961-1991	1991-2001		1961-1991	1991-2001	
Asie	11,1	1,7	77,3	9,0	1,5	134,7	1,9	1,4	33,5
Océanie	-0,8	-0,9	139,7	0,7	5,6	59,0	2,6	1,8	4,9
Pays baltes et CEI	n.d.	n.d.	67,1	n.d.	n.d.	30,2	n.d.	n.d.	49,5
Europe de l'Est	7,1	0,2	19,4	1,4	1,2	80,7	3,8	-1,4	10,2
Europe de l'Ouest	3,1	-0,2	12,0	2,0	-1,5	180,7	1,9	0,9	15,3
Afrique du Nord	4,4	1,3	91,8	4,6	2,1	69,5	1,0	1,6	21,7
Afrique subsaharienne	0,9	-2,8	773,8	5,0	-1,0	11,1	1,9	0,9	3,7
Amérique du Nord	0,1	0,4	41,5	3,2	1,0	96,3	1,4	0,7	10,2
Amérique latine et Caraïbes	3,9	-0,2	95,7	6,0	4,2	75,9	2,5	0,8	11,0
Pays développés	2,3	-0,1	33,2	3,0	-2,2	79,1	2,0	0,2	10,6
Pays en développement	6,6	1,8	125,3	9,5	1,8	97,1	2,0	1,3	23,2
Monde	2,5	-0,1	58,0	4,6	0,1	89,6	2,0	1,0	17,9

<sup>1</sup> Comprend les champs labourés et permanents.

Note: n.d. – données non disponibles.

Source: FAO (2006b).

Tableau 2

Apport total de calories, de protéines et de lipides et contribution des aliments d'origine animale dans une sélection de régions et de pays

Région/Pays	Total			Pourcentage issu des produits d'origine animale		
	Calories/hab/jour (nombre)	Protéines/hab/jour (g)	Lipides/hab/jour (g)	Calories/hab/jour	Protéines/hab/jour	Lipides/hab/jour
Communauté des Etats indépendants	2 793	81	73	21	45	56
Afrique du Nord	3 203	88	65	8	21	28
Amérique du Nord	3 588	105	125	22	51	43
Afrique subsaharienne et Afrique du Sud	2 248	55	46	7	21	22
Asie de l'Est et du Sud-Est	2 686	65	55	9	29	31
Europe de l'Est	3 180	93	107	26	49	59
Amérique latine et Caraïbes	2 852	77	81	20	48	48
Proche-Orient	2 897	80	69	11	25	32
Océanie	2 971	94	115	29	63	54
Asie du Sud	2 394	56	50	9	20	28
Europe de l'Ouest	3 519	108	150	31	60	55
Australie	3 096	104	135	33	67	53
Brésil	3 006	81	92	22	52	50
Chine	2 942	82	86	20	37	58
Inde	2 423	56	52	8	19	25
<b>Pays développés</b>	<b>3 304</b>	<b>100</b>	<b>122</b>	<b>26</b>	<b>56</b>	<b>51</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>2 651</b>	<b>68</b>	<b>65</b>	<b>13</b>	<b>31</b>	<b>41</b>
<b>Monde</b>	<b>2 792</b>	<b>75</b>	<b>77</b>	<b>17</b>	<b>38</b>	<b>45</b>

Note: moyennes sur 2000-2002.

Source: FAO (2006b).

**Tableau 3**  
**Surface de prairies et part des prairies dans le total des terres pour une sélection de régions et de pays**

Région/Pays	Surface totale de prairies (km <sup>2</sup> )	Pourcentage de la surface totale constitué par des pâtures
Amérique du Nord	7 970 811	41,1
Amérique latine et Caraïbes	7 011 738	34,2
Europe de l'Ouest	1 216 683	32,5
Europe de l'Est	293 178	25,2
Communauté des Etats indépendants	6 816 769	31,1
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	1 643 563	13,6
Afrique subsaharienne et Afrique du Sud	7 731 638	31,5
Asie du Sud	661 613	14,9
Asie de l'Est et du Sud-Est	5 286 989	32,9
Océanie	5 187 147	58,1
Australie	4 906 962	63,6
Chine	3 504 907	37,3
Inde	371 556	11,7
Brésil	2 179 466	25,6
<b>Pays développés</b>	<b>19 803 555</b>	<b>35,4</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>18 369 118</b>	<b>24,0</b>
<b>Monde</b>	<b>38 172 673</b>	<b>28,8</b>

Source: calculs personnels.

**Tableau 4**  
**Estimation de la productivité primaire nette dans les zones où les pâturages dominent**

Région/Pays	Productivité primaire moyenne nette	Surface inférieure à 1200 (gr carbone par m <sup>2</sup> et par an)		Surface supérieure à 1200 (gr carbone par m <sup>2</sup> et par an)	
		km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Communauté des Etats indépendants	726,5	3 057 780	96,7	105 498	3,3
Amérique latine et Caraïbes	1254,6	2 297 740	47,4	2 548 350	52,6
Europe de l'Ouest	948,8	766 276	72,4	291 848	27,6
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	637,0	1 800 730	92,7	142 480	7,3
Afrique subsaharienne et Afrique du Sud	1226,1	5 066 060	42,8	6 777 050	57,2
Asie du Sud	708,2	224 012	79,0	59 504	21,0
Asie de l'Est et du Sud-Est	1158,1	652 412	43,0	863 624	57,0
Amérique du Nord	718,5	4 090 920	90,9	411 074	9,1
Europe de l'Est	1080,4	152 280	72,0	59 261	28,0
Océanie	1 189,3	143 905	58,3	102 736	41,7
Australie	1 065,6	3 895 680	69,4	1 721 570	30,6
Brésil	1 637,7	37 424	1,3	2 893 640	98,7
Inde	385,9	131 927	93,8	8 682	6,2
Chine	774,5	2 644 020	86,8	402 534	13,2
<b>Pays développés</b>	<b>871,0</b>	<b>12 473 500</b>	<b>79,8</b>	<b>3 153 290</b>	<b>20,2</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>1 153,1</b>	<b>12 486 800</b>	<b>48,5</b>	<b>13 233 500</b>	<b>51,5</b>
<b>Monde</b>	<b>1 046,5</b>	<b>24 960 300</b>	<b>60,4</b>	<b>16 386 790</b>	<b>39,6</b>

Note: résumé de la carte 4, Annexe 1.

Source: calculs personnels.

Tableau 5

Principales utilisations actuelles des terres dans les zones propices aux pâtures mais actuellement non utilisées comme pâture

Région/Pays	Bosques		Terre cultivée		Urbain	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Communauté des Etats indépendants	3 381 180	65,6	1 608 240	31,2	166 923	3,2
Amérique latine et Caraïbes	3 375 720	87,3	432 466	11,2	60 685	1,6
Europe de l'Ouest	825 342	46,5	747 410	42,1	201 770	11,4
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	40 782	21,4	134 138	70,3	15 933	8,3
Afrique subsaharienne et Afrique du Sud	3 642 730	87,9	442 489	10,7	58 440	1,4
Asie du Sud	51 925	19,1	205 745	75,9	13 486	5,0
Asie de l'Est et du Sud-Est	2 167 580	64,1	1 124 630	33,2	91 498	2,7
Amérique du Nord	2 515 240	51,4	2 172 750	44,4	203 408	4,2
Europe de l'Est	334 619	36,5	517 651	56,5	64 671	7,1
Océanie	362 790	95,9	13 080	3,5	2 294	0,6
Australie	390 805	79,5	88 358	18,0	12 467	2,5
Brésil	4 766 500	95,3	126 222	2,5	107 969	2,2
Inde	186 840	22,9	595 042	72,9	34 553	4,2
Chine	873 628	42,4	1 047 920	50,9	138 976	6,7
<b>Pays développés</b>	<b>7 748 680</b>	<b>57,0</b>	<b>5 205 720</b>	<b>38,3</b>	<b>650 239</b>	<b>4,8</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>15 161 600</b>	<b>76,8</b>	<b>4 044 780</b>	<b>20,5</b>	<b>523 734</b>	<b>2,7</b>
<b>Monde</b>	<b>22 910 280</b>	<b>68,7</b>	<b>9 250 500</b>	<b>27,8</b>	<b>1 173 973</b>	<b>3,5</b>

Note: résumé de la carte 12, Annexe 1.

Source: calculs personnels.

Tableau 6

Population de volaille, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays

Région/Pays	Nb d'animaux	Nb d'animaux par surface agricole	Nb d'animaux par personne
	(milliers de têtes)	(têtes/ha)	(têtes/hab)
Amérique latine et Caraïbes	2 058 729	4,3	6,7
Europe de l'Ouest	2 255 899	2,2	4,5
Europe de l'Est	1 097 990	7,5	2,8
Communauté des Etats indépendants	231 172	3,6	1,9
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	558 194	1,0	2,0
Afrique subsaharienne	1 263 426	2,8	3,3
Asie du Sud	862 304	0,9	1,4
Asie de l'Est et du Sud-Est	700 772	1,7	0,5
Océanie	5 994 579	4,4	3,1
Océania	111 857	0,1	3,7
Australie	86 968	0,2	4,7
Chine	3 830 469	6,9	3,1
Inde	377 000	2,1	0,4
Brésil	877 884	3,3	5,3
<b>Pays développés</b>	<b>4 518 867</b>	<b>2,5</b>	<b>3,5</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>10 627 741</b>	<b>3,3</b>	<b>2,3</b>
<b>Monde</b>	<b>15 146 608</b>	<b>3,0</b>	<b>2,6</b>

Source: calculs personnels.

Tableau 7

Population de porcs, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays

Région/Pays	Nb d'animaux <i>(milliers de têtes)</i>	Nb d'animaux par surface agricole <i>(têtes/ha)</i>	Nb d'animaux par personne <i>(têtes/hab)</i>
Amérique du Nord	73 017	0,15	0,24
Amérique latine et Caraïbes	76 793	0,10	0,15
Europe de l'Ouest	124 617	0,85	0,32
Europe de l'Est	40 177	0,62	0,33
Communauté des Etats indépendants	31 160	0,06	0,11
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	665	0,00	0,00
Afrique subsaharienne	20 480	0,02	0,03
Asie du Sud	14 890	0,07	0,01
Asie de l'Est et du Sud-Est	528 673	0,66	0,27
Océanie	5 509	0,01	0,18
Australie	2 733	0,01	0,15
Chine	452 215	0,82	0,36
Inde	13 867	0,08	0,01
Brésil	32 060	0,12	0,19
<b>Pays développés</b>	<b>285 215</b>	<b>0,16</b>	<b>0,22</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>632 420</b>	<b>0,20</b>	<b>0,14</b>
<b>Monde</b>	<b>917 635</b>	<b>0,18</b>	<b>0,16</b>

Source: calculs personnels.

Tableau 8

Population de bovins, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays

Région/Pays	Nb d'animaux <i>(milliers de têtes)</i>	Nb d'animaux par surface agricole <i>(têtes/ha)</i>	Nb d'animaux par personne <i>(têtes/hab)</i>
Amérique du Nord	110 924	0,23	0,36
Amérique latine et Caraïbes	357 712	0,46	0,71
Europe de l'Ouest	84 466	0,58	0,21
Europe de l'Est	16 042	0,25	0,13
Communauté des Etats indépendants	58 395	0,10	0,21
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	31 759	0,07	0,08
Afrique subsaharienne	213 269	0,21	0,35
Asie du Sud	246 235	1,09	0,19
Asie de l'Est et du Sud-Est	152 578	0,19	0,08
Océanie	37 796	0,08	1,26
Australie	27 726	0,06	1,49
Chine	103 908	0,19	0,08
Inde	191 218	1,06	0,20
Brésil	177 204	0,67	1,07
<b>Pays développés</b>	<b>326 830</b>	<b>0,18</b>	<b>0,25</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>983 781</b>	<b>0,31</b>	<b>0,22</b>
<b>Monde</b>	<b>1 310 611</b>	<b>0,26</b>	<b>0,22</b>

Source: calculs personnels.

Tableau 9

Population de petits ruminants, densité sur les terres agricoles et rapport à la population humaine dans une sélection de régions et de pays

Région/Pays	Nb d'animaux <i>(milliers de têtes)</i>	Nb d'animaux <i>(têtes/ha)</i>	Nb d'animaux par personne <i>(têtes/hab)</i>
Amérique du Nord	9 132	0,02	0,03
Amérique latine et Caraïbes	115 514	0,15	0,23
Europe de l'Ouest	121 574	0,83	0,31
Europe de l'Est	20 902	0,32	0,17
Communauté des Etats indépendants	59 649	0,11	0,21
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	227 378	0,50	0,59
Afrique subsaharienne	370 078	0,37	0,60
Asie du Sud	298 822	1,33	0,23
Asie de l'Est et du Sud-Est	345 716	0,43	0,18
Océanie	153 302	0,32	5,11
Australie	112 202	0,25	6,03
Chine	289 129	0,52	0,23
Inde	181 300	1,00	0,19
Brésil	24 008	0,09	0,14
<b>Pays développés</b>	<b>400 136</b>	<b>0,22</b>	<b>0,31</b>
<b>Pays en développement</b>	<b>1 322 038</b>	<b>0,42</b>	<b>0,29</b>
<b>Monde</b>	<b>1 722 175</b>	<b>0,34</b>	<b>0,29</b>

Source: calculs personnels.



Tableau 10

Marché du maïs au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années

De Vers	Asie		Afrique subsaharienne		Afrique du Nord		UE-15		Europe de l'Est	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	11 669	853,1	193,6	207,3	0,6	-	8,8	-92,0	293,3	82,9
Afrique subsaharienne	220,5	574,3	759,6	94,7	0,1	-	26,5	-54,6	6,7	-14,1
Afrique du Nord	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	806,5	257,6
Reste de l'Europe de l'Ouest	0	-100,0	0,1	-	0,8	-	20,4	-87,6	38,6	-38,3
Europe de l'Est	0,5	-98,7	0,3	-	0	-	64,1	32,2	892,9	237,2
Pays baltes et CEI	6,7	-99,4	0,2	-	0	-	6	-88,0	130	-69,1
Amérique du Nord	0,3	-	0,2	-	0	-	0,7	-56,3	2,5	733,3
Amérique du Sud	0,2	-100,0	0,6	-90,3	0	-	0,3	-76,9	0	-
Amérique centrale et Caraïbes	16,7	53,2	1,7	-	0	-	0,1	-99,8	0	-100,0
Océanie	2,6	-99,8	0	-	0	-	0	-100,0	0	-
De Vers	Pays baltes et CEI		Amérique du Nord		Amérique du Sud		Amérique centrale et Caraïbes		Océanie	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	79,1	n.a.	24 120	13,0	6 631,8	362,8	0	-	23,6	-51,3
Afrique subsaharienne	0,3	n.a.	404,9	180,4	525,8	879,1	7,3	-	3	-
Afrique du Nord	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
Reste de l'Europe de l'Ouest	0,5	n.a.	45,7	182,1	164,3	466,6	6,7	-	0	-
Europe de l'Est	n.a.	10,7	-98,1	201	104,3	0	-	0	-	-
Pays baltes et CEI	261	n.a.	43,8	-99,2	7,8	-99,0	0	-	0	-
Amérique du Nord	n.a.	3 799,9	998,2	56,7	18,6	37	469,2	0	-	-
Amérique du Sud	14,8	n.a.	2 815,9	138,8	2 745,9	431,1	4,3	-	0,2	-
Amérique centrale et Caraïbes	10,2	n.a.	9 162,2	147,4	131	-75,0	19,4	-	0	-
Océanie	0	n.a.	22,2	404,5	0	-	0	-	23,1	50,0

Note: n.d. – données non disponibles pour la période 1986-1988.

-: volume échangé négligeable pour la moyenne entre 2001 et 2003.

Source: FAO (2006b).

Tableau 11

Marché du soja au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années

De	Etats-Unis d'Amérique		Brésil		Argentine			
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)		
Production totale	73 424,7	49,1	43 829,5	172,1	30 614,7	287,5		
Exportations totales	29 128,8	44,2	17 178,7	655,5	7 412,6	266,6		
<b>Destination par région</b>								
Asie	16 935,3	127,0	6 305,8	1 813,7	6 207,1	7 342,6		
Afrique subsaharienne	6,2	-71,9	0	-100,0	19,5	-		
Afrique du Nord	336,3	294,7	111,9	-	193,8	-		
UE-15	5 587,9	-38,5	9 852,7	498,6	745,4	-37,4		
Reste de l'Europe de l'Ouest	19,1	-90,2	404	859,6	0,3	-99,1		
Europe de l'Est	45,4	-91,2	106,8	87,0	5,4	-93,1		
Pays baltes et CEI	65,6	-92,0	17,7	5 800,0	0	-100,0		
Amérique du Nord	640,7	311,2	2,2	-	12,7	-		
Amérique du Sud	213,5	-62,8	248,8	82 833,3	198,7	-		
Amérique centrale et Caraïbes	4 563,4	279,1	128,7	4 190,0	29,8	33,6		
Océanie	18,6	-41,9	0	-100,0	0	-		
De	Paraguay		Canada		Inde		Chine	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Production totale	3 671,9	212,3	2 079,7	84,5	5 773,6	419,1	15 768,3	33,5
Exportations totales	2 019,1	103,1	671,8	233,9	83,3	-	263,9	-82,6
<b>Destination par région</b>								
Asie	14,3	-	344,7	353,0	83,1	3 362,5	253,9	-52,7
Afrique subsaharienne	0,1	-	0,3	200,0	0	-	0	-
Afrique du Nord	0	-100,0	5,6	51,4	0	-	0	-
UE-15	62,5	-75,5	200,7	208,3	0	-	7,8	13,0
Reste de l'Europe de l'Ouest	208,6	104,5	0	-100,0	0	-	0	-
Europe de l'Est	0	-	1,1	-	0	-	0,1	-99,3
Pays baltes et CEI	1,7	-	0,1	-99,5	0	-	0,3	-99,9
Amérique du Nord	0	-100,0	112,5	224,2	0,1	-	0,9	-
Amérique du Sud	1 383,8	1 176,6	0	-	0	-	0,6	-92,7
Amérique centrale et Caraïbes	348,1	234,7	6,3	-	0	-	0	-
Océanie	0	-	0,4	-	0	-	0,4	-

Note: - : volume échangé négligeable pour la moyenne entre 2001 et 2003.

Source: FAO (2006b).

Tableau 12

Marché de la farine de soja au niveau régional : moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années

De Vers	Asie		Afrique subsaharienne		Afrique du Nord		UE-15		Europe de l'Est	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	<b>2 890,3</b>	<b>177,1</b>	0,1	-	0	-	30,7	-72,3	0	-
Afrique subsaharienne	10,5	218,2	<b>6,8</b>	<b>-50,0</b>	8,8	-	13,5	-2,9	0	-
Afrique du Nord	41,3	3,8	0,2	-	<b>0</b>	-	27,5	-69,3	0	-
UE-15	7,7	-96,8	0,2	-	0	-	<b>4 417,9</b>	<b>38,2</b>	1,5	-
Reste de l'Europe de l'Ouest	0,1	-99,7	0	-	0	-	143,1	530,4	<b>0</b>	-
Europe de l'Est	1,5	-99,6	0	-	0	-	1 617,6	1 202,4	40,3	-
Pays baltes et CEI	3,7	-93,5	0	-	0	-	217,4	-14,6	3,4	-
Amérique du Nord	0,2	-96,8	0	-	0	-	0,7	250,0	0	-
Amérique du Sud	0,5	-	0,1	-	0	-	0,4	-50,0	0	-
Amérique centrale et Caraïbes	0	-100,0	0	-	0	-	0,3	-91,4	0	-
Océanie	3,7	208,3	0	-	0	-	27,4	6750,0	0	-
De Vers	Pays baltes et CEI		Amérique du Nord		Amérique du Sud		Amérique centrale et Caraïbes		Océanie	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	0	n.a.	2 122,9	196,9	6 361,9	-	0	-	0	-
Afrique subsaharienne	0	n.a.	4,8	-94,5	532,8	366,1	0	-	0	-
Afrique du Nord	0	n.a.	421	10,0	1 298,7	714,2	0	-	0	-
UE-15	0	n.a.	345,7	-85,0	18 875,8	223,1	10,9	-	0	-
Reste de l'Europe de l'Ouest	0	n.a.	2,2	450,0	36,1	163,5	0	-	0	-
Europe de l'Est	0	n.a.	13,4	-93,2	851,9	-49,3	0	-	0	-
Pays baltes et CEI	<b>14</b>	<b>n.a.</b>	106	-77,2	9,8	-99,3	0	-	0	-
Amérique du Nord	1	n.a.	<b>764,4</b>	<b>3,5</b>	46,1	-	1,1	-57,7	0	-
Amérique du Sud	2	n.a.	324	-54,9	<b>1 912,8</b>	-	14,8	-	0	-
Amérique centrale et Caraïbes	0	n.a.	1 509,8	256,4	82,6	-54,6	<b>30,2</b>	<b>174,5</b>	0	-
Océanie	0	n.a.	322,8	701,0	190,3	-	0	-	<b>0,2</b>	<b>-75,0</b>

Note: n.d. – données non disponibles pour la période 1986-1988.

--: volume échangé négligeable pour la moyenne entre 2001 et 2003.

Source: FAO (2006b).

Tableau 13

Marché de la viande bovine au niveau régional : moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années

De Vers	Asie		Afrique subsaharienne		Afrique du Nord		UE-15		Europe de l'Est	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	271,1	330,3	1,9	533,3	0,4	-	132,5	-45,8	0,3	-97,3
Afrique subsaharienne	42,3	-	48,7	-	0,0	-	42,0	-79,5	0,0	-100,0
Afrique du Nord	9,7	-	1,3	-	0,0	-	2,4	-98,3	0,0	-100,0
UE-15	8,8	-	14,5	29,5	0,1	-	1 514,4	6,7	23,3	-57,2
Reste de l'Europe de l'Ouest	0,9	-	2,0	-	0,0	-	9,4	-30,4	0,2	-89,5
Europe de l'Est	0,6	-	0,0	-	0,0	-	24,3	-68,6	40,0	273,8
Pays baltes et CEI	31,7	-11,9	0,0	-	0,0	-	351,5	343,3	23,0	-63,5
Amérique du Nord	2,5	-	0,0	-	0,0	-	1,7	-98,1	0,1	-99,3
Amérique du Sud	0,2	-	0,0	-	0,0	-	0,6	-99,5	0,0	-100,0
Amérique centrale et Caraïbes	0,1	-90,0	0,0	-	0,0	-	1,2	-90,3	0,0	-100,0
Océanie	0,4	-	0,0	-	0,0	-	0,2	-98,2	0,1	0,0
De Vers	Pays baltes et CEI		Amérique du Nord		Amérique du Sud		Amérique centrale et Caraïbes		Océanie	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	0,2	n.a.	680,5	260,6	270,1	108,6	1,0	-60,0	686,5	173,3
Afrique subsaharienne	0,0	n.a.	0,3	0,0	21,9	-28,9	0,0	-	3,6	-
Afrique du Nord	0,0	n.a.	8,2	-	132,9	-	0,0	-	4,5	-
UE-15	0,8	n.a.	3,5	-65,0	390,5	84,1	0,0	-	11,1	-31,9
Reste de l'Europe de l'Ouest	0,0	n.a.	1,4	75,0	9,0	-13,5	0,0	-	2,5	177,8
Europe de l'Est	0,0	n.a.	0,4	-	52,3	-	0,0	-	2,2	-
Pays baltes et CEI	236,3	n.a.	5,4	-	53,1	-	0,0	-	6,9	-
Amérique du Nord	0,0	n.a.	520,8	416,7	161,3	86,5	42,5	-14,8	903,7	14,3
Amérique du Sud	0,0	n.a.	3,4	-87,7	208,9	139,3	2,0	-	0,1	-
Amérique centrale et Caraïbes	0,0	n.a.	333,8	2 110,6	16,3	3,2	29,1	627,5	19,8	219,4
Océanie	0,0	n.a.	1,4	75,0	0,6	500,0	0,0	-	40,6	50,4

Note: n.d. – données non disponibles pour la période 1986-1988.

-: volume échangé négligeable pour la moyenne entre 2001 et 2003.

Source: FAO (2006b).

Tableau 14

Marché de la viande de volaille au niveau régional: moyenne pour 2001-2003 et augmentation au cours des 15 dernières années

De Vers	Asie		Afrique subsaharienne		Afrique du Nord		UE-15		Europe de l'Est	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	915,9	526,5	1,6	-	0,6	500,0	291	48,4	6,7	-53,5
Afrique subsaharienne	7,6	-	10,9	-	0,1	-	215,9	149,3	0,4	-60,0
Afrique du Nord	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
Reste de l'Europe de l'Ouest	9	718,2	0	-	0	-	25,5	9,9	8,6	-18,9
Europe de l'Est	19,9	-	0	-	0	-	123,3	-	47,8	414,0
Pays baltes et CEI	28,8	-	0	-	0	-	304,5	-	26,8	-82,5
Amérique du Nord	2,9	314,3	0,1	-	0	-	1,7	54,5	0	-100,0
Amérique du Sud	2,6	-	0,2	-	0	-	0,8	-87,5	0	-100,0
Amérique centrale et Caraïbes	1,1	-	0	-	0	-	20	-6,5	0	-100,0
Océanie	0,8	-38,5	0	-	0	-	4,8	6,7	0,2	100,0
De Vers	Pays baltes et CEI		Amérique du Nord		Amérique du Sud		Amérique centrale et Caraïbes		Océanie	
	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)	Milliers de tonnes	Augmentation (%)
Asie	0,1	n.a.	94,6	382,9	927	378,1	1,1	-	9,7	781,8
Afrique subsaharienne	0	n.a.	104,9	-	115,9	-	0	-	9,9	-
Afrique du Nord	0	n.a.	1,9	-90,9	2,8	27,3	0	-	0	-
UE-15	0,1	n.a.	48,9	304,1	375,4	-	0	-	0	-
Reste de l'Europe de l'Ouest	0	n.a.	2,6	420,0	3	-57,7	0	-	0	-
Europe de l'Est	0,3	n.a.	122,2	-	30,5	-	0	-	0	-
Pays baltes et CEI	34,2	n.a.	1022,5	-	225,2	-	0	-	0,2	-
Amérique du Nord	0,1	n.a.	164,1	374,3	2,5	-	3,8	-	0	-
Amérique du Sud	0	n.a.	43,5	-	31,6	212,9	0,4	-	0	-
Amérique centrale et Caraïbes	0	n.a.	502,6	570,1	43,5	559,1	5,2	-	0	-
Océanie	0	n.a.	25,2	334,5	1,5	-	0	-	5,7	159,1

Note: n.d. – données non disponibles pour la période 1986-1988.

-: volume échangé négligeable pour la moyenne entre 2001 et 2003.

Source: FAO (2006b).

Tableau 15

Principaux flux commerciaux de viande pour la période 2001-2003, leur volume et leur émission de CO<sub>2</sub> liée au transport par la mer

Pays d'origine	Pays destinataires	Quantité commercialisée (10 <sup>3</sup> tonnes)	Emission de CO <sub>2</sub> issue de combustible fossile (10 <sup>3</sup> tonnes)
<b>Viande bovine</b>			
Etats-Unis d'Amérique	Canada, Japon, RAS de Hong-Kong (Chine), Rép. pop. dém. de Corée, Mexique	1 000	34
Australie	Etats-Unis d'Amérique, Canada, Japon, Rép. de Corée	1 055	61
Brésil	RAS de Hong-Kong (Chine), UE, Arabie saoudite, Etats-Unis d'Amérique, Egypte	390	28
Canada	Etats-Unis d'Amérique, Mexique	497	7
Nouvelle-Zélande	Etats-Unis d'Amérique, Canada	418	20
<b>Part du commerce mondial:</b>		<b>60%</b>	<b>150</b>
<b>Viande de volaille</b>			
Etats-Unis d'Amérique	Chine, RAS de Hong-Kong (Chine), Japon, Rép. de Corée, Fédération de Russie, Mexique, Canada	2 093	137
Brésil	Japon, RAS de Hong-Kong (Chine), Fédération de Russie, Arabie saoudite, UE	921	82
Union européenne	Fédération de Russie, Arabie saoudite	342	9
Chine	Japon	364	4
Thaïlande	UE, Japon	381	20
RAS de Hong-Kong (Chine)	Chine	660	5
<b>Part du commerce mondial:</b>		<b>63%</b>	<b>257</b>
<b>Viande de porc</b>			
Canada	Japon, Etats-Unis d'Amérique	543	14
Union européenne	Japon, Fédération de Russie	473	34
Etats-Unis d'Amérique	Japon, Mexique	400	12
Brésil	RAS de Hong-Kong (Chine), Fédération de Russie	247	23
Chine	RAS de Hong-Kong (Chine), Fédération de Russie	133	1
<b>Part du commerce mondial:</b>		<b>53%</b>	<b>85</b>

Source: Données sur les flux commerciaux de viande – FAO (2006b).

Tableau 16

## Contribution possible de l'élevage à l'extinction des espèces par la perte et la dégradation d'habitat

Espèce	Description
<b>ANIMAUX</b>	<b>Amphibiens</b>
<i>Atelopus longirostris</i>	Endémique au versant nord-ouest des Andes de l'Equateur, dans les provinces d'Esmeralda, Imbabura, Cotopaxi, et Pichincha à 500-2 500 m au-dessus du niveau de la mer. C'était une espèce terrestre vivant dans les basses terres et les forêts humides tropicales de montagne. Le déclin de la population est inexplicable, il est peut-être dû à la chytridiomycose. Bien qu'il soit peu probable qu'ils expliquent l'importance du déclin observé, les autres facteurs possibles sont le changement climatique, la pollution et la perte d'habitat.
<i>Atelopus vogli</i>	Endémique au Pozo del Diablo dans la rivière Güey, sur le versant sud de la cordillère de la Costa, au Venezuela. L'habitat originel (forêt humide) dans son milieu type a été considérablement modifié par le défrichage et l'écobuage répétés. Un environnement de type savane persiste. On suppose que la zone abritait une forêt semi-déciduale. On pense que l'espèce s'est éteinte suite à une modification drastique de l'habitat pour une utilisation agricole.
<i>Eleutherodactylus chrysozetetes</i>	Cette espèce était endémique à la Quebrada de Oro dans le Rio Viejo, au Honduras, à 880-1 130 m au-dessus du niveau de la mer. Elle était observée le long des courants dans les forêts humides prémontagneuses. Elle fut probablement incapable de survivre à la grave dégradation de son habitat. Les menaces sont la déforestation résultant de l'empiètement de l'agriculture et de l'élevage, les installations humaines, l'exploitation forestière, les incendies et les glissements de terrain. La chytridiomycose a peut-être aussi contribué à son extinction.
<i>Eleutherodactylus milesi</i>	Endémique à la forêt humide prémontagneuse et à la forêt humide de basse altitude des montagnes de l'ouest et du nord-ouest du Honduras, à 1 050-1 720 m au-dessus du niveau de la mer. Il a clairement pâti de la destruction de l'habitat due à l'agriculture de subsistance et de la chytridiomycose.
<i>Rheobatrachus silus</i>	Espèce endémique australienne qui vivait dans la forêt humide, la forêt sclérophylle humide et la forêt ouverte riveraine, uniquement à des altitudes comprises entre 350 et 800 m, dans les chaînes de Blackall et Conondale au sud-est du Queensland. La ou les raison(s) de la disparition de cette espèce restent méconnues. Son habitat est actuellement menacé par les porcs sauvages, l'invasion par les mauvaises herbes (en particulier la jouvence <i>Ageratina riparia</i> ) et la modification du courant et de la qualité de l'eau due aux perturbations en amont, et peut-être aussi à cause de la chytridiomycose.
<i>Rheobatrachus vitellinus</i>	Une espèce endémique australienne rencontrée uniquement dans la forêt humide intacte du parc national de Eungella, dans le Middle East du Queensland, à des altitudes comprises entre 400 et 1 000 m (Covacevich et McDonald, 1993). L'espèce s'étendait sur moins de 500 km <sup>2</sup> . Les causes de son extinction restent inconnues. Les raisons éventuelles sont la destruction de l'habitat par les incendies saisonniers, le morcellement, les mauvaises herbes, le prélèvement de l'eau de surface et la chytridiomycose.
	<b>Oiseaux</b>
<i>Cabalus modestus</i>	Endémique aux îles de Chatham, Mangere et Pitt, en Nouvelle-Zélande. Son extinction est probablement due à sa prédation par les rats et les chats, la destruction de l'habitat en vue de fournir des pâturages aux moutons (qui ont détruit toutes les broussailles et les graminées cespitueuses vers 1900), et le pâturage par les chèvres et les lapins.
<i>Caracara lutosa</i>	Cette espèce était endémique à l'île de Guadalupe, au Mexique. Dans le passé, l'île était couverte d'une épaisse végétation, mais le pâturage par les chèvres l'a presque entièrement dépouillée. La principale cause du déclin de l'espèce fut la décimation directe par les colons.
<i>Coturnix novaezelandiae</i>	Endémique aux habitats ouverts, en particulier les plaines herbeuses sur les îles du nord, les îles du sud et les îles Great Barrier, en Nouvelle-Zélande. Elle était considérée comme relativement répandue jusqu'au milieu du XIX <sup>e</sup> siècle, mais a décliné rapidement jusqu'à son extinction vers 1875. Cette dernière résulta d'un écobuage à large échelle, de sa prédation par les chiens, les chats et les rats, du pâturage par les moutons, et de maladies répandues par l'introduction de gibier à plumes.

*(suite)*

Tableau 16 (suite)

### Contribution possible de l'élevage à l'extinction des espèces par la perte et la dégradation d'habitat

Espèce	Description
Drepanis funerea	Endémique au sous-étage forestier sur Molokai, à Hawaï, aux Etats-Unis d'Amérique. Son extinction fut probablement largement causée par la destruction de son habitat de sous-étage par l'introduction de bovins et de cerfs, et par sa prédation par les rats et les mangoustes.
Moho bishopi	Endémique à la forêt des îles de Hawaï (Etats-Unis d'Amérique). La perte d'habitat due à la conversion des terres pour l'agriculture et le pâturage par les mammifères féraux a inévitablement marqué le début du déclin de l'espèce, l'introduction du rat noir <i>Rattus rattus</i> et la diffusion de maladies transmises par les moustiques introduits ayant contribué à l'extinction de la population.
Myadestes myadestinus	Endémique à Kaua'i dans les îles hawaïennes (Etats-Unis d'Amérique), où il se limite probablement à la forêt de montagne dense. C'était le plus commun des oiseaux des forêts. Les maladies transmises par l'introduction des moustiques et la destruction et la dégradation des forêts sont susceptibles d'avoir été les principales causes de son extinction. L'avancée des porcs sauvages dans les forêts d'altitude originelles ont dégradé l'habitat et favorisé la diffusion des moustiques. La compétition avec les oiseaux introduits peut avoir aggravé les problèmes rencontrés par cette espèce.
Sceloglaux albifacies	Endémique à la Nouvelle-Zélande, avec la race du même nom, sur les îles du sud et les îles Stewart. L'espèce se perchait et nichait dans les rochers dans les paysages ouverts et à la lisière des forêts. Les causes de l'extinction de l'espèce sont obscures, éventuellement une modification de l'habitat due au pâturage et à l'écobuage, ou la prédation par les rats introduits.
Psephotus pulcherrimus	Observé dans les régions boisées de savane ouverte et les prairies arbustives dans le centre et le sud (et probablement dans le nord) du Queensland et dans le nord de la Nouvelle Galles du Sud, en Australie. Son déclin fut probablement causé par une réduction de l'approvisionnement en nourriture (des graines de plantes herbacées originelles), elle-même due la sécheresse, le surpâturage, les incendies fréquents et la diffusion du figuier de Barbarie, de même que par les maladies, les pièges, la récolte des œufs, la prédation des nids par des espèces d'origine ou introduites, et la destruction des eucalyptus par annélation.
<b>PLANTES</b>	<b>Magnoliopsida</b>
Nesiota elliptica	Endémique à l'île de Sainte-Hélène. Un petit arbre pollénisé par une mouche endémique de la famille des syrphides qui visite aussi d'autres arbres endémiques. Cette espèce a été menacée par la perte d'habitat due à l'abattage pour le bois de construction et l'accès aux plantations. L'homme a exploité les ressources de l'île pendant plus de 450 ans, détruisant la majorité de la végétation d'origine par la déforestation, pour le bois de construction, l'agriculture et le pâturage des chèvres introduites.
Cyanea marksii	Un petit arbre de type palmier recensé dans la forêt humide du district de Kona à Hawaï. Les forêts et les rares plantes du sud de Kona sont menacées par le pâturage des bovins, l'exploitation forestière, les porcs sauvages et les plantes exotiques. Les plantes sont aussi menacées naturellement par les courants de lave provenant de Mauna Loa.
Melicope haleakalae	Un petit arbre ou arbuste observé pour la dernière fois en 1919 à Ukuele, sur Maui. Il fut observé dans les forêts humides à 1 220 m. Connu uniquement dans le flanc nord-ouest de Haleakala, Maui. Le statut de cette espèce n'est pas très clair; il se peut qu'elle soit plus répandue qu'on ne le pense actuellement. Menacé par les porcs sauvages, les chèvres et les plantes exotiques.
Melicope paniculata	Endémique à Endemic Lihue Ditch Trail à 875 m et à Waihiawa Bog à 580 m. Menacé par les porcs sauvages, les chèvres et les plantes exotiques.
Oldenlandia adscensionis	Observée sur la montagne Verte sur les versants nord et ouest entre 356 et 680 m d'altitude. Cette espèce était très sensible aux mammifères au pâturage. Les plantes introduites ont complètement remplacé la végétation d'origine et, historiquement, le bétail (moutons et ânes présents actuellement) et les chèvres furent tenus pour responsables de son déclin.

(suite)



Tableau 16 (suite)

## Contribution possible de l'élevage à l'extinction des espèces par la perte et la dégradation d'habitat

Espèce	Description
Wikstroemia skottsbergiana	Il semblerait que l'espèce puisse avoir disparu de ses seules localisations dans les vallées de Hanalei et Kauhao. Les quelques plantes originelles de la vallée de Hanalei et des montagnes de Wahiawa sont menacées par les porcs sauvages et les plantes exotiques.
Wikstroemia villosa	Connu sur le côté sous le vent de Hakeakala, sur Maui Est, et sur deux ensembles de crêtes dans la vallée de Wailuku, sur Maui Ouest. Une espèce de forêt humide montagnaise. Une partie de son étendue a été convertie en pâture. Les principales menaces sont les porcs sauvages et les plantes exotiques. L'espèce était aussi éventuellement menacée par les cerfs, les bovins et les chèvres sauvages.
<b>Liliopsida</b>	
Sporobolus durus	L'introduction d'espèces telles que Melinis minutiflora (espèce herbacée pionnière largement utilisée pour le pâturage) est probablement responsable de son déclin. M minutiflora, facilement implantée (par ensemencement) et herbe productive avec une bonne valeur nutritive: utilisée aussi pour la conservation des sols sur les fortes pentes avec des sols pauvres. Résistante à la sécheresse mais pas aux incendies ou à l'engorgement des sols. Continue à pousser toute l'année avec quelques pluies. Doit être bien implantée avant d'être pâturée. Agréable au goût pour les bovins une fois qu'ils sont habitués à son odeur.

Source: élaboré à partir de données de l'UICN, de NatureServe, de BirdLife International et d'ARKive.



Annexe 3

# **Méthodologie de quantification et d'analyse**



---

## Annexe 3

# Méthodologie de quantification et d'analyse

### 3.1 Evolution de l'utilisation des terres destinées à l'élevage

#### Méthodologie développée pour évaluer l'utilisation des terres cultivables destinées à l'élevage

Issu de l'article «Water footprints of nations», de Chapagain et Hoekstra, 2004.

Catégories de champs cultivés prises en compte dans l'analyse:

- céréales: blé, maïs, orge, sarrasin, sorgho, seigle, millet, avoine, grains mélangées, riz paddy;
- graines et fruits oléagineux: soja, tournesol, carthame, colza, lin, arachide, coton, moutarde, chanvre, noix de coco, noix de palme, kapok;
- racines et légumes: manioc, ignames, pommes de terres, patate douce, choux, citrouille, canne à sucre, lupin, vesces, caroube, banane plantain;
- légumes secs: pastèques, pommes, bananes, dattes, agrumes.

Le calcul différencie les cultures directement destinées (sous leur forme primaire) au bétail de celles qui sont d'abord transformées et pour lesquelles seuls les sous-produits sont distribués aux animaux. Les résidus des récoltes n'ont pas été inclus par manque de données.

a) Les produits alimentaires directs comprennent les récoltes primaires issues directement de la terre et qui ne subissent aucun traitement réel. La surface agricole correspond au rapport entre la quantité d'un aliment donné et la somme des quantités d'aliments disponibles/utilisés, multiplié par la superficie totale de la zone moissonnée.

b) Les produits alimentaires dérivés et les sous-produits comprennent:

- les tourteaux issus du traitement des graines et des fruits oléagineux;
- le son, la farine (de maïs et de blé), le gluten (de maïs et de blé) et les germes (de maïs et de blé) issus du traitement des céréales;
- la pulpe d'agrumes;
- les mélasses issues du traitement de la canne à sucre et de la betterave à sucre.

La quantité de récoltes transformées est d'abord obtenue à partir des bases de données statistiques.

La surface agricole correspondant à la quantité de la récolte transformée est alors calculée en utilisant la même technique que celle décrite ci-dessus pour calculer la quantité d'aliments uniquement destinés à l'alimentation du bétail.

L'étape suivante consiste à calculer la part de cette terre qui peut être attribuée à la production de sous-produits pour l'alimentation du bétail. Pour ce faire, nous multiplions de nouveau la surface de la terre arable utilisée pour produire les produits transformés par la valeur du rapport suivant: rapport entre la valeur des sous-produits utilisés par l'élevage et la valeur totale des produits transformés. Le résultat est la surface dédiée au sous-produit.

Les sources suivantes ont été utilisées:

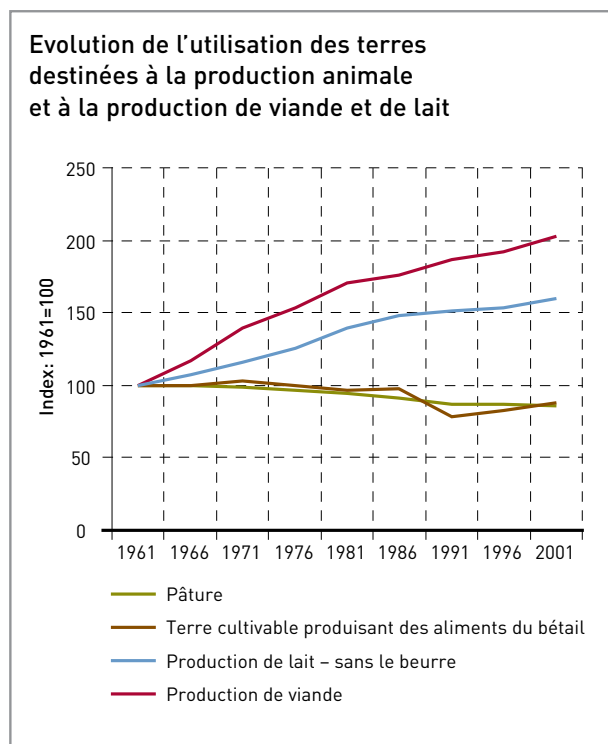
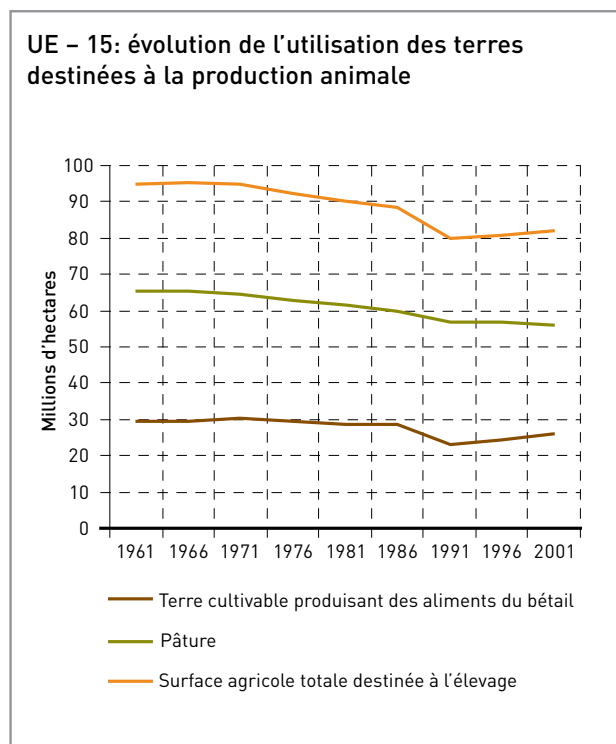
- Les bilans disponibilité/utilisation de la FAO: ces bilans fournissent une analyse détaillée de la quantité des récoltes et de la part utilisée pour les différents secteurs tels que l'alimentation, les aliments du bétail, Ils pré-

cisent aussi la zone récoltée, le rendement, la production et la zone semée (FAO, 2006b). Prix internationaux pour les produits de base et les produits dérivés: Chapagain et Hoekstra (2004) et prix internationaux des produits enregistrés par la FAO.

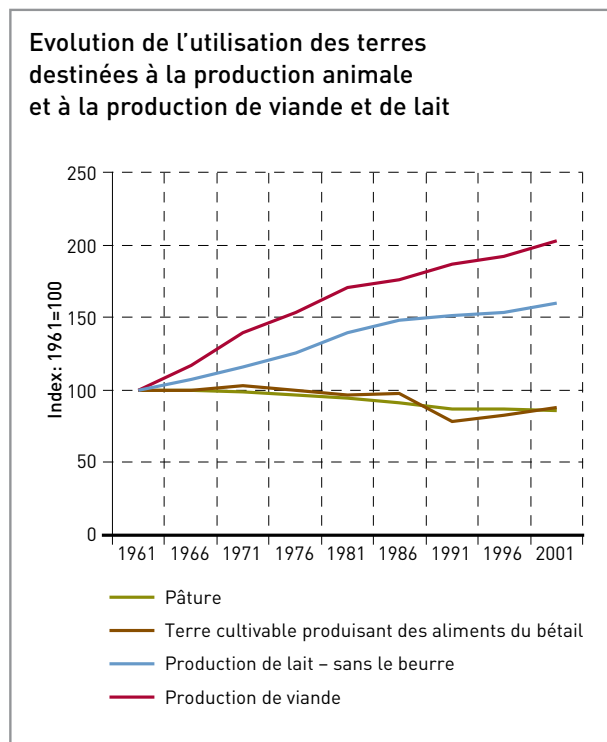
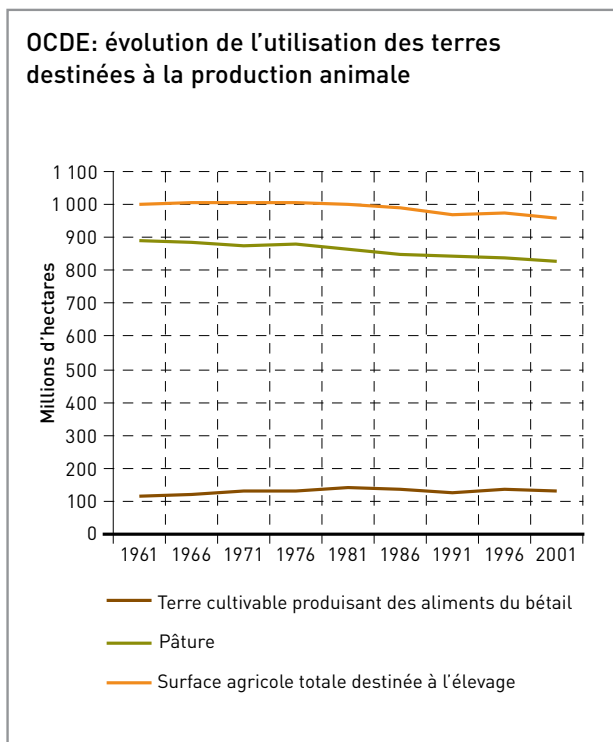
- Arbres à produits/marchandises: ceux-ci fournissent les taux d'extraction/fractions de produits, c'est-à-dire la quantité (en terme de pourcentage) de produit transformé obtenue à partir de la transformation du produit initial (arbres à produits de la FAO; Chapagain et Hoekstra, 2004).

## Quelques résultats

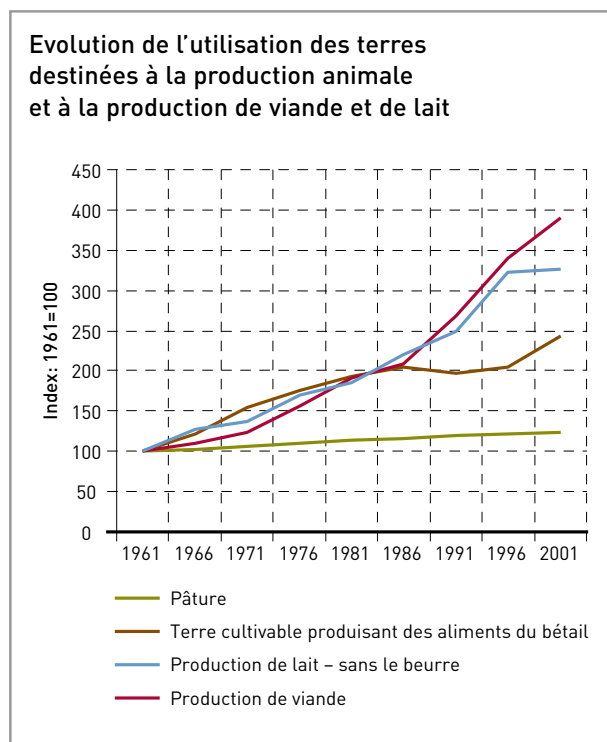
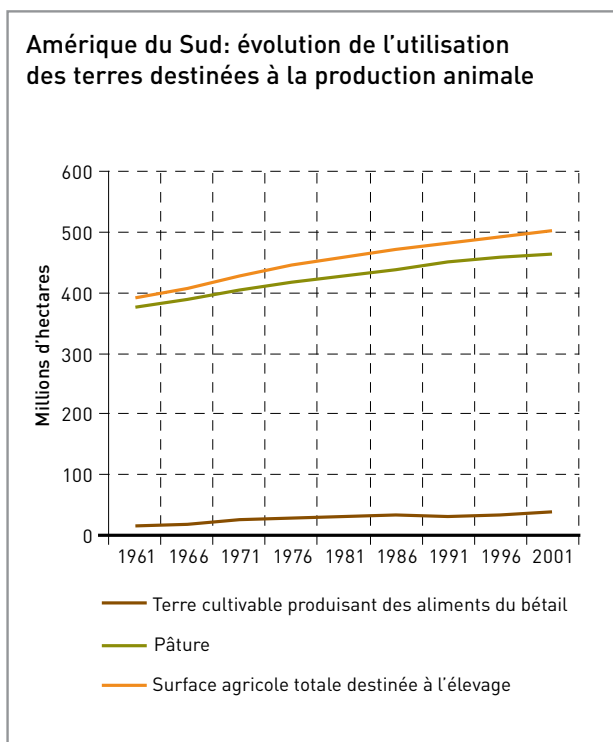
### UE – 15



OCDE

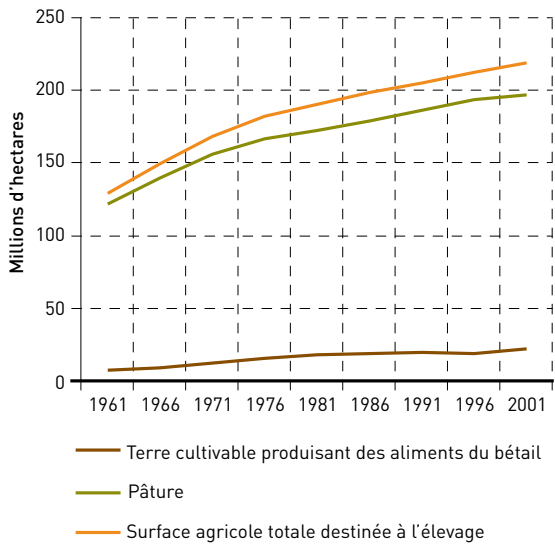


AMÉRIQUE DU SUD

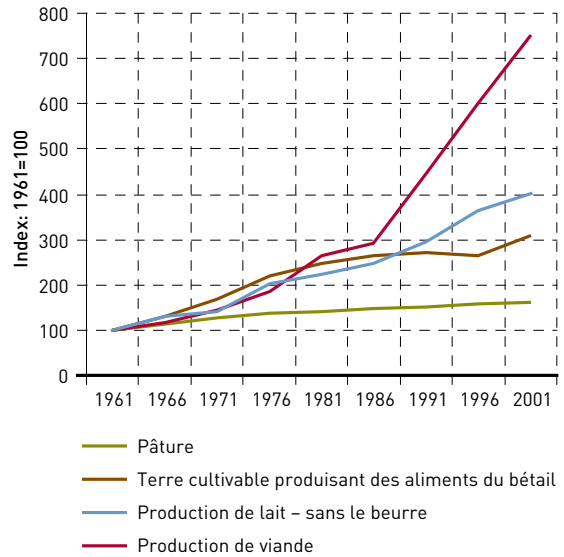


## BRÉSIL

Brésil: évolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale

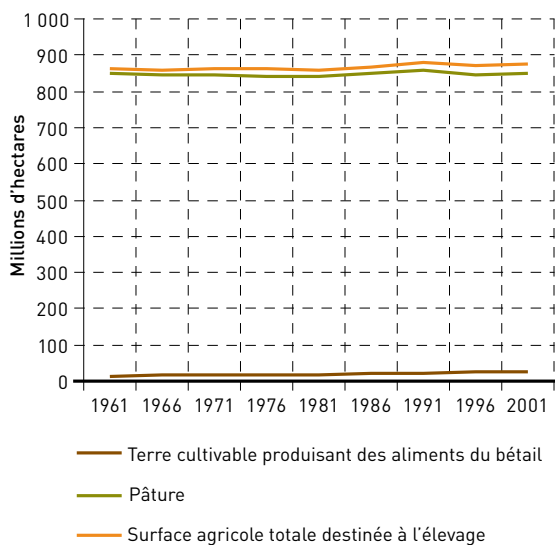


Evolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale et à la production de viande et de lait

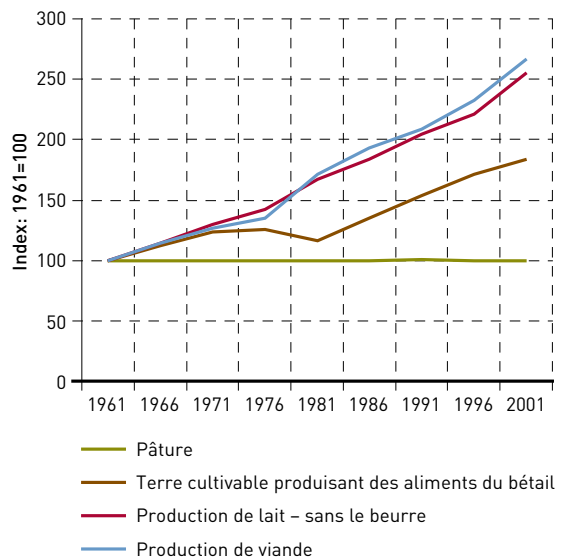


## AFRIQUE SUBSAHARIENNE

Afrique subsaharienne: évolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale

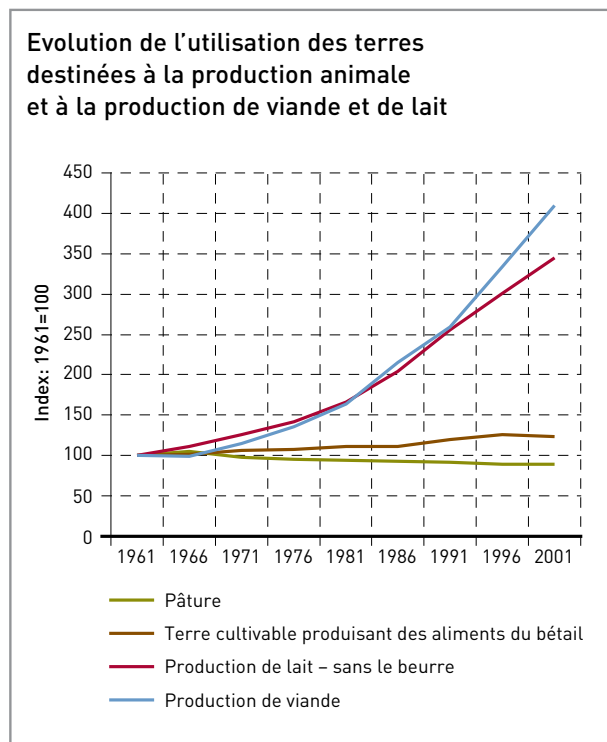
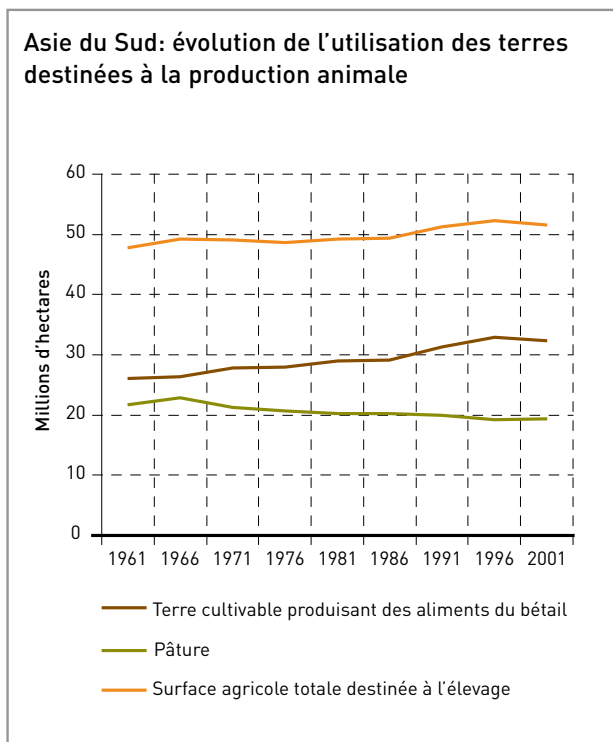


Evolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale et à la production de viande et de lait

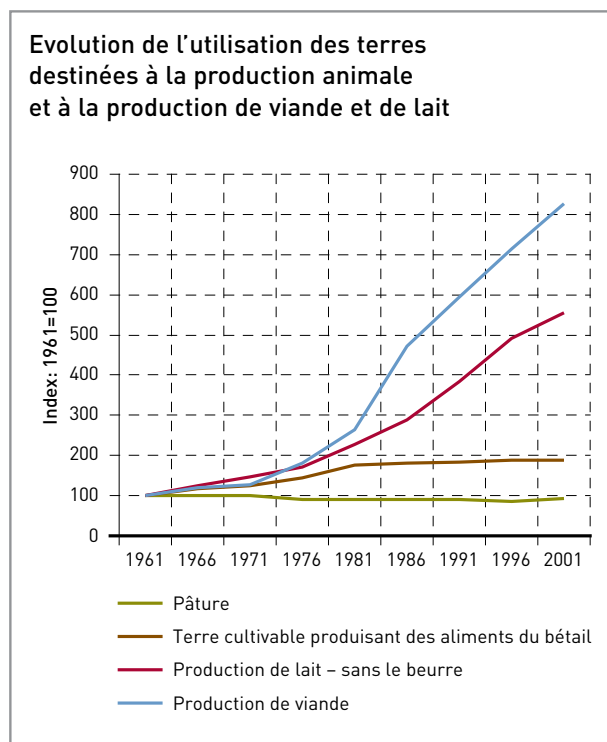
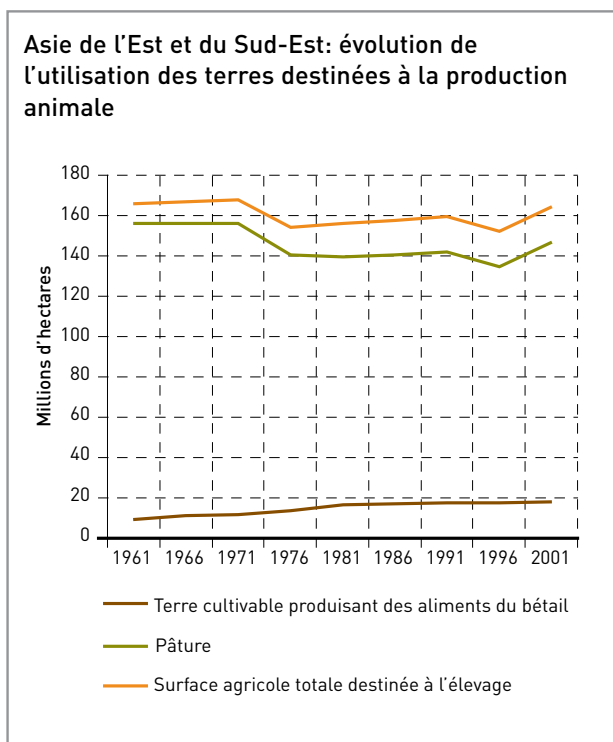




## ASIE DU SUD

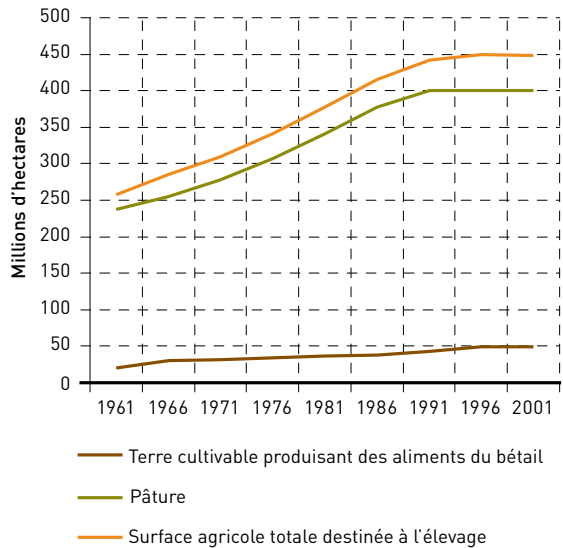


## ASIE DE L'EST ET DU SUD-EST

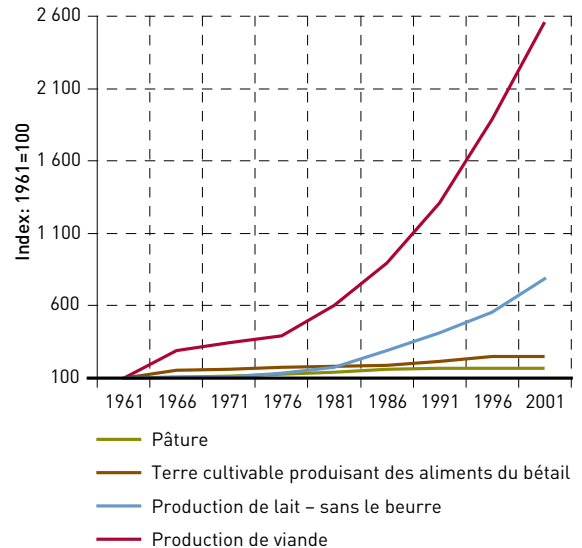


## CHINE

Chine: évolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale

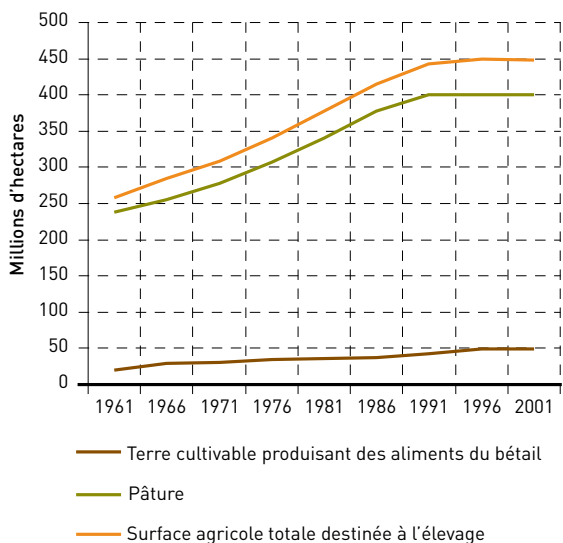


Evolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale et à la production de viande et de lait

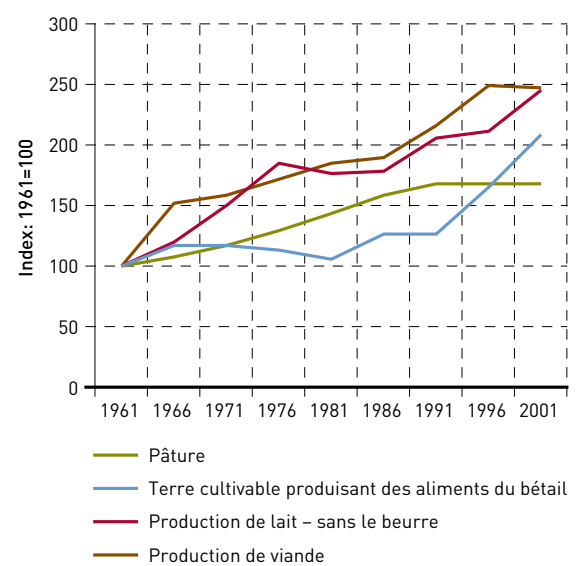


## OCÉANIE

Océanie: évolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale



Evolution de l'utilisation des terres destinées à la production animale et à la production de viande et de lait



### 3.2 Emissions actuelles de méthane dues à la fermentation entérique par système de production, espèce et région

La majorité des informations utilisées par le GIEC pour établir les facteurs régionaux par défaut d'émission de méthane ont été publiées il y a 20 ans. Comme cela a été décrit dans le Chapitre 2, dans de nombreuses régions les caractéristiques du secteur de la production animale ont considérablement évolué depuis. Une estimation a été faite pour ce rapport afin d'évaluer ces écarts. La méthode de niveau 2 du GIEC a été utilisée pour calculer les facteurs d'émission issus de la fermentation entérique pour les types d'animaux les plus importants, laitiers et autres (Houghton *et al.*, 1997).

Les données suivantes étaient nécessaires pour calculer l'apport moyen quotidien d'énergie par animal, alors couplé avec un facteur de conversion du méthane pour les différents types d'aliments du bétail:

- poids vif;
- gain de poids moyen quotidien (non applicable pour les vaches laitières);

- type d'alimentation (en stabulation, sur un bon pâturage, pâturage extensif);
- production laitière par jour;
- travail fourni par jour (animaux de labour, inapplicable pour les vaches laitières);
- proportion annuelle des vaches qui mettent bas;
- digestibilité alimentaire.

Pour chaque région et chaque système d'élevage, la production laitière moyenne pour les vaches laitières et le poids moyen des animaux pour les autres bovins ont été tirés de la base de données de la FAO. Les autres données nécessaires proviennent du manuel de référence des directives du GIEC (Houghton *et al.*, 1997, tableau A3.1), adapté pour chaque région du monde. La digestibilité alimentaire et les taux de conversion du méthane ont été issus de l'ouvrage de Houghton *et al.* (1997) et du modèle d'analyse du bétail de l'Agence fédérale de protection de l'environnement des Etats-Unis d'Amérique (EPA).

Pour tous les autres types d'animaux, l'approche de niveau 1 a été utilisée, les données d'acti-

TABLEAU A3.1

Facteurs d'émission (FE) de la fermentation entérique pour les bovins (kilogramme de CH<sub>4</sub> par tête par an), par système de production et par région du monde. Estimations des facteurs d'émission suivant la méthode de niveau 2, comparées au calcul d'après la méthode de niveau 1

Région	Bovins laitiers				Autres bovins				
	Au pâturage	Mixte	FE pondéré	FE niveau 1	Au pâturage	Mixte	Industrial	FE pondéré	FE niveau 1
Afrique subsaharienne	79	39	60	36	44	27	-	36	32
Asie sans la Chine et l'Inde	79	53	54	56	66	38	-	38	44
Inde	70	45	45	46	41	17	-	18	25
Chine	102	63	84	56	85	38	-	49	44
Amérique centrale et du Sud	93	62	78	57	58	33	23	47	49
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	91	60	61	36	49	31	-	32	32
Amérique du Nord	115	100	100	118	50	33	26	35	47
OCDE sans l'Amérique du Nord	102	97	98	100	45	27	26	32	48
Europe de l'Est et CEI	-	59	59	81	-	45	24	41	56
Autres pays développés	96	129	99	36	45	27	28	45	32

Source: calculs personnels.

tivité plus détaillées n'étant pas disponibles et les sources d'émission étant relativement limitées comparées à celles des bovins.

Ainsi, les facteurs d'émission par défaut présentés dans le tableau 4-3 du manuel du GIEC ont été utilisés pour les buffles, les moutons, les chèvres et les porcs, tandis que les données des «pays développés» ont été employées en cas de besoin pour les «systèmes industrialisés» (par exemple, pour les porcs élevés de façon intensive dans les pays en développement).

Le tableau A3.1 nous permet de comparer les résultats avec les facteurs d'émission de niveau 1 du GIEC utilisés actuellement. Par comparaison, voici quelles ont été les principales conséquences de l'utilisation de la méthode de niveau 2 du GIEC, pour calculer les facteurs d'émission de méthane issue de la fermentation entérique des bovins:

- une augmentation du facteur d'émission moyen mesuré pour les vaches laitières dans les régions les plus développées (par la part relative d'animaux dans chaque système d'élevage);
- une diminution pour les autres bovins au sein de l'OCDE et dans les régions en transition.

Ces écarts s'expliquent principalement par une meilleure différenciation de la digestibilité alimentaire et des facteurs de conversion du méthane associée aux différents types d'aliments selon le système de production. Pour les bovins laitiers, les données par défaut du niveau 1 du GIEC suppose une digestibilité alimentaire de 60 pour cent pour toutes les régions, excepté pour l'Amérique du Nord (65 pour cent) et l'Inde (55 pour cent), et un facteur de conversion du méthane de 6 pour cent pour toutes les régions.

Pour la démarche de niveau 2, la digestibilité alimentaire et les facteurs de conversion du méthane ont été estimés pour les différents systèmes de production et régions du monde selon les recommandations de l'EPA (EPA, ruminants). En appliquant celles-ci, la digestibilité alimentaire courante pour les bovins est comprise entre 50 et 60 pour cent pour les sous-produits des cultures et les prairies; entre 60 et 70 pour

cent pour les bons pâturages, les fourrages bien conservés et les régimes supplémentés en céréales; et entre 75 et 85 pour cent pour les régimes à base de céréales en stabulation de haute qualité. Le facteur de conversion du méthane pour «des aliments de bonne qualité» est de 6 pour cent, alors que celui des «aliments de mauvaise qualité», qui pourrait être retenu pour décrire les systèmes pastoraux de la plupart des pays en développement, est de 7 pour cent. Par conséquent, l'association d'une faible digestibilité alimentaire et d'un facteur de conversion du méthane élevé dans les systèmes pastoraux des pays en développement a conduit à des facteurs d'émission supérieurs, selon la méthode de niveau 2, à ceux obtenus avec celle de niveau 1. De plus, il existait des différences entre les rendements laitiers par défaut utilisés pour obtenir les valeurs du niveau 1 et ceux issus des dernières statistiques de la FAO, utilisés dans les calculs de niveau 2. Visiblement, des améliorations importantes pourraient être faites dans l'estimation des facteurs d'émission si l'on détenait davantage de données sur la nutrition et la production.

### **3.3 Emissions actuelles de méthane issues du fumier par système de production, espèce et région**

Comme pour les facteurs d'émission de la fermentation entérique, les données par défaut du GIEC sur les facteurs d'émission de méthane par le fumier ont été établis il y a un certain temps et peuvent ne pas être représentatifs de la situation actuelle. Les changements structurels du secteur de l'élevage peuvent avoir un impact important sur les émissions de méthane globales issues du fumier.

Dans ce cas également, une estimation a été faite pour ce rapport afin d'évaluer les écarts entre les données par défaut du GIEC et les valeurs actuelles des facteurs d'émission: une approche de niveau 2 du GIEC a été utilisée pour calculer les facteurs d'émission de méthane issus du fumier dans le cas des bovins laitiers,

des autres bovins et des porcs (Houghton *et al.*, 1997). Le facteur d'émission par tête a été obtenu à partir de la quantité de matières solides volatiles présentes dans le fumier pour chaque type d'animal, ainsi que d'une estimation du potentiel de production de méthane par le fumier (valeur Bo) et d'un facteur de conversion du méthane, en fonction du système de gestion du fumier.

Pour calculer la quantité de matières solides volatiles, il a fallu obtenir des données sur l'apport énergétique alimentaire, la digestibilité et la teneur en cendres du fumier. Pour les bovins laitiers, nous avons utilisé l'apport énergétique alimentaire tel qu'il avait été calculé dans les facteurs d'émission de la fermentation entérique, ainsi que les valeurs par défaut du GIEC pour la digestibilité et les cendres. Pour les autres bovins et les porcs, nous avons utilisé les valeurs par défaut du GIEC pour ces mêmes paramètres. Pour les élevages porcins industriels des pays en développement, nous avons utilisé les données appliquées par ailleurs aux pays développés. Les facteurs d'émission ont été calculés en s'appuyant sur les hypothèses suivantes pour les différents systèmes de gestion du fumier:

- Pour les bovins (laitiers et autres) dans un système de production de pâturage, il a été supposé que toute la gestion du fumier s'effectuait dans le cadre de la gestion des pâtures/prairies (soit 100 pour cent dans cette catégorie).
- Pour les «autres bovins» dans un système «industriel», il a été supposé que toute la gestion du fumier s'effectuait dans le cadre de la gestion des élevages en stabulation (soit 100 pour cent dans cette catégorie).
- Nous avons supposé que les catégories restantes de systèmes de gestion du fumier issu des élevages de bovins (voir Houghton *et al.*, 1997) étaient associées aux systèmes de production mixtes, et présumé que 15 pour cent de la gestion du fumier s'effectuait dans le cadre des systèmes d'élevage en pâtures/prairies pour les systèmes laitiers mixtes et

20 pour cent pour les systèmes de production de viande mixtes.

- Pour les porcs, les réponses aux questionnaires d'enquête ont été étudiées en se fondant sur l'hypothèse selon laquelle, dans les pays développés, la gestion du fumier dans les systèmes industriels s'effectuerait essentiellement par l'utilisation de fosses à lisier/lagons dans lesquels le fumier resterait entreposé pendant plus d'un mois.
- Pour les autres espèces de bétail, les valeurs par défaut (Houghton *et al.*, 1997) ont été utilisées pour les systèmes correspondants («développé» = «industriel») et pour les régions présentant les mêmes caractéristiques thermiques. Une nouvelle fois, l'approche de niveau 1 a été utilisée en raison du nombre moins important de données sur les activités relatives à ces espèces de bétail et du fait que ces dernières représentent des sources d'émission moins importantes.

Pour les facteurs d'émission du méthane issu des différents systèmes de gestion du fumier, la méthode de niveau 2 du GIEC a une fois de plus donné des estimations souvent supérieures à celles des données par défaut du niveau 1 (tableau A3.2), fournissant des valeurs particulièrement élevées pour les systèmes industriels. Cet écart s'explique en grande partie par l'utilisation des facteurs de conversion du méthane révisés pour les différents systèmes de conservation du lisier fournis par le GIEC en 2000. Ceux-ci ont augmenté, passant respectivement de 10, 35 et 65 pour cent pour les climats froids, tempérés et chauds (valeurs sur lesquelles se fondent les valeurs par défaut de niveau 1) à 39, 45 et 72 pour cent. De plus, les caractéristiques de digestibilité alimentaire, comme cela a été décrit ci-dessus, ont influencé le calcul de la libération de matières solides volatiles par animal, sur lequel repose le facteur d'émission de méthane issu des différents systèmes de gestion du fumier. L'impact de cet écart dépend bien sûr de l'importance relative des populations animales correspondantes, et

Tableau A3.2

Facteurs d'émission (FE) de méthane dans la gestion du fumier pour les bovins (kilogramme de CH<sub>4</sub> par tête et par an), par système de production et par région du monde. Estimations des facteurs d'émission suivant la méthode de niveau 2, comparées au calcul d'après la méthode de niveau 1

Région	Bovins laitiers		Autre bovins		Porcs	
	*FE pondéré	*FE niveau 1	*FE pondéré	*FE niveau 1	*FE pondéré	*FE niveau 1
Afrique subsaharienne	2,5	1	1,5	1	1,6	2
Asie sans la Chine et l'Inde	18,6	16	0,8	1	7,4	4-7
Inde	5,3	6	1,5	2	12,4	6
Chine	12,9	16	1,0	1	7,6	4-7
Amérique centrale et du Sud	2,4	2	1,0	1	9,6	2
Asie de l'Ouest et Afrique du Nord	3,8	2	2,4	1	1,7	6
Amérique du Nord	51,0	54	9,5	2	22,7	14
OCDE sans l'Amérique du Nord	41,8	40	10,9	20	11,1	10
Europe de l'Est et CEI	13,7	6	9,1	4	2,8	4
Autres pays développés	12,8	1	1,9	1	21,7	6

Source: calculs personnels

si les facteurs de niveau 1 sont utilisés (pays non compris dans l'Annexe 1, par exemple pays en développement). A cet égard, il est important de noter l'augmentation du facteur d'émission estimé selon le calcul de niveau 1 pour les bovins en Afrique et dans la CEI. De même, les différences dans les facteurs d'émission issus des élevages de porcs dans les régions en développement s'industrialisant rapidement, telles que l'Asie (la Chine en particulier) et l'Amérique latine, induiront des écarts entre nos calculs et ceux existant.

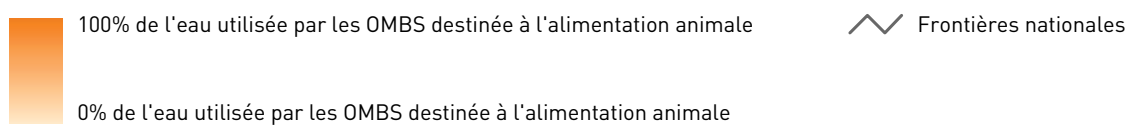
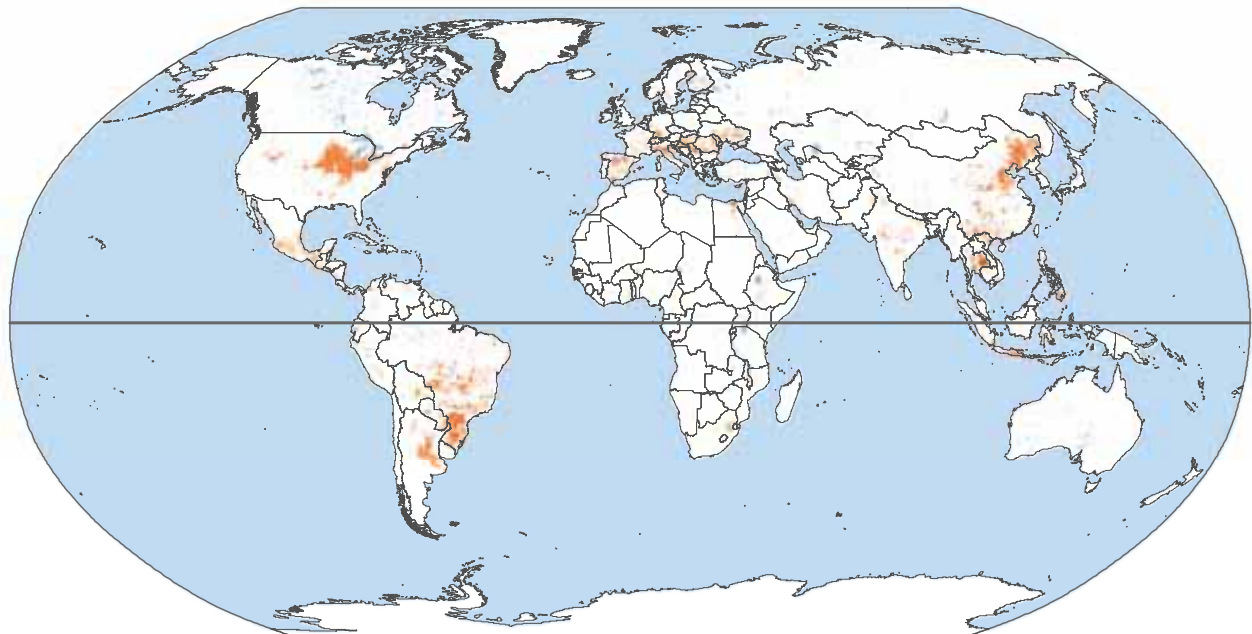
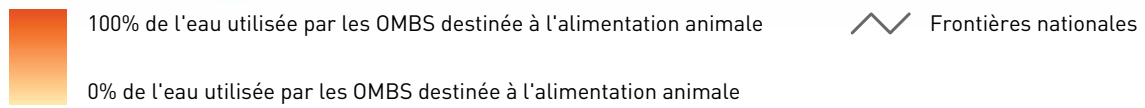
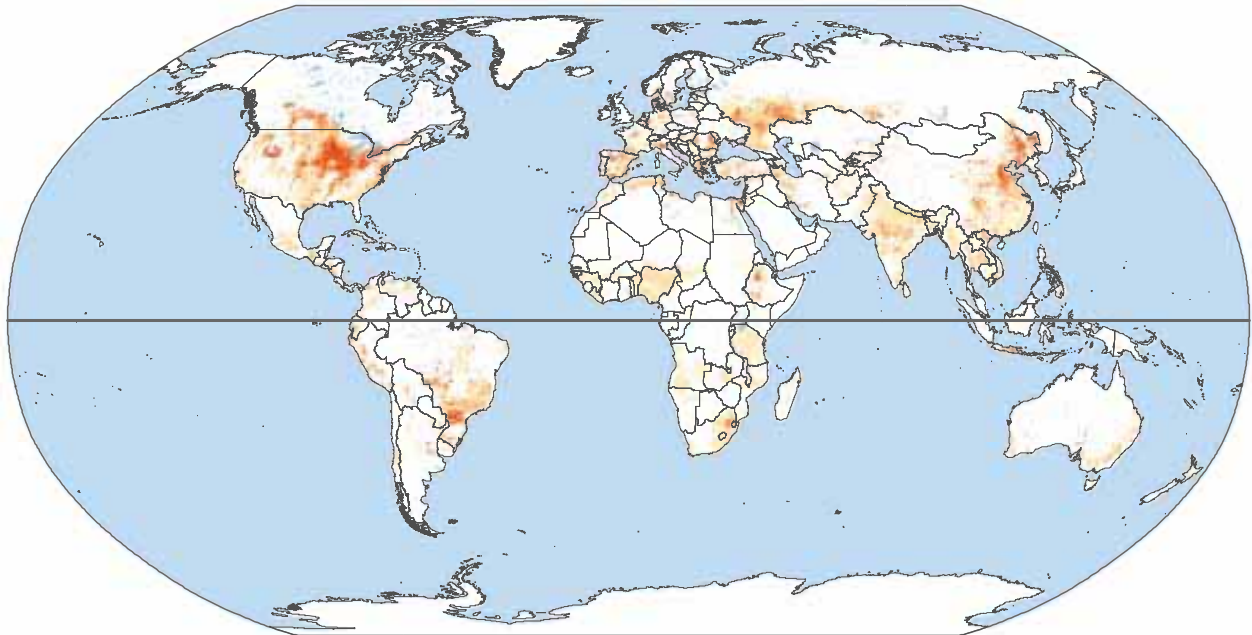
### 3.4 Estimation de la consommation d'eau dans la production d'aliments du bétail

Généralement, l'estimation de la quantité d'eau consommée par une culture donnée est faite de façon mécanique, en utilisant une démarche de modélisation plus ou moins sophistiquée. Aux niveaux régional et mondial, ces démarches sont en général simples et donc sujettes à de fortes suppositions. Ainsi, pour évaluer les empreintes écologiques sur les ressources en eau des nations, Chapagain et Hoekstra (2004) fondent

leur estimation des quantités d'eau utilisées pour les cultures sur la méthode développée dans l'ouvrage de Allen *et al.* (1998), en multipliant le taux de référence d'évapotranspiration des récoltes par un coefficient de culture. Si Allen et ses collègues tiennent compte de la variété des cultures et du climat, Chapagain et Hoekstra (2004) n'utilisent pas de données climatiques dans leur approche. Ils supposent que les ressources en eau souterraine adéquates sont préservées par les précipitations et/ou l'irrigation afin qu'elles ne limitent pas la croissance végétale et le rendement des cultures. Ceci conduit à des surévaluations considérables dans les régions chaudes et plus sèches, que les auteurs pensent compenser en négligeant les pertes dues à l'irrigation, mais il est maintenant largement admis que la portion d'eau d'irrigation inutilisée au niveau local n'est pas du tout perdue (Molden et de Fraiture, 2004).

Pour ce rapport, nous contournons ces problèmes en adoptant une démarche plus déductive: les informations spatiales détaillées sur les terres cultivables en général, et sur les principales cultures d'aliments du bétail en particulier, sont

Carte 1 Consommation d'eau pour la production d'aliments du bétail: orge, maïs, blé et soja



Source: LEAD. Les zones de production d'aliments du bétail (toute la zone qui n'est pas en blanc) et les fractions d'eau utilisée pour les cultures d'OMBS destinées à l'alimentation du bétail résultent de la démarche d'intégration régionale des aliments du bétail (carte du haut) et de la démarche de concentration spatiale des aliments du bétail (carte du bas).

disponibles depuis peu au niveau mondial. Ces informations ont été combinées avec le bilan hydrique détaillé et calibré au niveau spatial et les estimations des ressources en eau utilisées pour l'irrigation (FAO, 2003a, encadré 4.3). Le calcul du bilan hydrique prend en compte les précipitations locales, l'évapotranspiration de référence, les propriétés de conservation de l'humidité du sol, l'étendue des zones irriguées en général et les zones irriguées pour toutes les principales cultures en particulier. La consommation des ressources en eau pour l'irrigation (dans les zones équipées) est calculée comme étant la quantité d'eau nécessaire en plus de l'eau de précipitation (y compris le ruissellement issu des zones en amont) pour une croissance végétale optimale pendant la période de végétation.

Cette information n'utilise pas les statistiques sur l'utilisation ou le prélèvement des ressources en eau, car elles impliqueraient de prendre en considération l'efficacité de l'irrigation et ceci est un exercice très difficile. En même temps, l'information détaillée sur la distribution spatiale des cultures des principaux aliments du bétail évite d'avoir à combiner les informations précédentes sur la consommation des ressources en eau avec les statistiques sur le rendement au niveau national, qui auraient été incompatibles avec les hypothèses de calcul du bilan hydrique.

Une difficulté importante persiste cependant: avant de superposer les cartes mondiales des cultures et les cartes de consommation des ressources en eau dans les zones irriguées et non irriguées, il faut déterminer dans quelles zones les cultures sont destinées à l'alimentation du bétail. Ces informations n'existent pas au niveau mondial. Cependant, nous pouvons évaluer la situation en utilisant deux hypothèses extrêmes:

**Hypothèse 1: concentration spatiale des aliments du bétail.** Certaines zones sont entièrement consacrées à la production d'aliments du bétail et, en faisant la correspondance entre leur production et les statistiques nationales de production d'aliments du bétail, on suppose que partout ailleurs la production d'aliments n'est pas significative.

**Hypothèse 2: intégration régionale des aliments du bétail.** En supposant une distribution uniforme de l'ensemble des cultures consacrées à l'alimentation du bétail et à l'alimentation humaine, on émet l'hypothèse que quelle que soit la zone où l'aliment considéré est cultivé, la part de cette production correspond à la part moyenne de la production destinée à l'alimentation du bétail au niveau national.

Afin d'avoir une idée de la précision avec laquelle la consommation d'eau pour les aliments du bétail peut être estimée, nous avons utilisé les deux démarches. Une grande différence entre les deux résultats aurait suggéré une grande incertitude. Les résultats exacts (donnés au Chapitre 4) montrent que les deux approches donnent des résultats similaires, ce qui indique un certain degré de confiance dans ces résultats. Malheureusement, les cartes mondiales détaillées des cultures sont disponibles seulement pour un nombre limité de cultures d'aliments du bétail. Les cultures considérées dans cette étude sont l'orge, le maïs, le blé et le soja (appelées ci-après OMBS).

La zone correspondant à l'hypothèse 1 est estimée de la façon suivante: la production d'OMBS domine l'ensemble de la production locale. De plus, la production combinée d'orge, de maïs et de soja dans cette zone est bien plus importante que celle de blé (dont, en général, une proportion bien inférieure est utilisée pour l'alimentation animale). Ce dernier critère a été utilisé comme un paramètre variable pour calibrer la taille de la zone en ce qui concerne les statistiques nationales sur la zone totale d'orge, de maïs et de soja récoltée. Les zones où la production d'OMBS domine ont été définies comme celles où la production combinée (en utilisant une carte détaillée récente sur la répartition des zones de culture) dépasse 100 tonnes par kilomètre carré. Dans les zones identifiées, un «indice agrégé» de la production d'aliments du bétail spécifiques aux pays est utilisée pour attribuer la consommation d'eau dans une zone à la production d'aliments pour



animaux. Cette indice agrégé est calculé comme étant la moyenne pondérée, établie à partir de la production d'orge, de maïs, et de soja dans la zone et de leurs indices moyens nationaux d'utilisation comme aliments du bétail (FAO, 2006b). Dans le cas particulier du soja, nous avons utilisé un indice fixe de 66 pour cent, correspondant à l'indice établi pour la farine de soja (Chapagain et Hoekstra, 2004).

Avec l'hypothèse 2, on considère que toute la zone de culture d'OMBS (comme le montrent les différentes cartes de production des cultures) produit des aliments du bétail, mais seulement dans la limite de la production nationale d'aliments du bétail (selon les bilans d'utilisation des apports établis par la FAO). De façon identique, la valeur de 66 pour cent a été utilisée pour le soja. Diviser la production totale d'OMBS destinés à l'alimentation du bétail par la production totale d'OMBS donne une carte des indices locaux d'utilisation de la production d'OMBS par le secteur de l'élevage. La dernière étape pour déterminer cet indice de consommation d'eau par l'alimentation du bétail consiste à multiplier les indices d'utilisation de la production d'OMBS par l'élevage par les indices de production d'OMBS dans la zone (par rapport aux autres cultures). Ces indices établis par zone sont définis comme étant la somme des zones de culture individuelles (estimées en divisant les cartes de production par les productions moyennes nationales) divisée par le total de la zone cultivée.

Les cartes situées à la fin de cette annexe présentent la répartition géographique de la production d'aliments du bétail pour les deux

approches. Cette répartition s'avère très différente selon chacune d'entre elles. Le contraste apparent dans la consommation d'eau correspondante est moins net qu'il n'y paraît, car différentes parts de consommation d'eau sont attribuées localement à la production d'aliments dans les deux hypothèses. Ces parts sont en général plus importantes avec l'hypothèse 1 qu'avec l'hypothèse 2.

La consommation d'eau pour la production d'OMBS dédiée à l'alimentation animale qui résulte de cette étude (tableau 4.7) ne représente pas la totalité de la consommation d'eau pour la production d'aliments du bétail. Les figures 2.6 et 2.7 (Chapitre 2) ont montré que ces quatre cultures réunies constituent environ les trois quarts des concentrés alimentaires destinés aux porcs et aux poulets, c'est-à-dire que la consommation mondiale d'eau pour les aliments du bétail doit correspondre grossièrement à 1,3 fois celle des aliments OMBS. Enfin, il est important de souligner que ces estimations n'incluent pas l'eau consommée pour la production d'herbe naturelle pâturée et pour les fourrages cultivés. Les estimations de la consommation d'eau pour les aliments du bétail changeraient fondamentalement si on incluait cette eau, en particulier en ce qui concerne la consommation d'eau de pluie. Cependant, la majorité de la consommation d'herbe pâturée n'a pas de coût d'opportunité contrairement aux zones cultivées. Si elle avait été possible, la prise en compte de cette consommation d'eau, aurait donc réduit la pertinence du résultat d'un point de vue environnemental.



# Tabella analytique



---

# Tabella analytique

## Abattoirs

- gestion des déchets: **170**
- industrie agroalimentaire: **148-149**
- localisation, 294: périurbaine, 64-65, 66, 170; transport 67
- pollution de l'eau: 170-171
- *voir aussi* Pollution des ressources en eau

## Acidification 264

- de la pluie: 91
- des écosystèmes, *voir* Ecosystèmes
- des ressources en eau douce: 235
- du sol: 80, 131
- *voir aussi* N2O

## Agriculture biologique, 10, 285, 298

## Agriculture intensive, *voir* Intensification

## Agroforesterie

rétenion du carbone: 133, 290

## Agro-industrie, 252

- sous-produits industriels utilisés dans l'alimentation du bétail: 46
- subventions: 261

## Alimentation du bétail

- amélioration de la composition de la ration du bétail, 192-194: alimentation plus équilibrée, **192-194**; excès de nutriments et eutrophisation, 154-155; le bilan protéique améliore l'absorption, 193; meilleur taux de conversion alimentaire 11, 137; apport et excrétion des nutriments par espèce, 154; réduction des émissions de CH<sub>4</sub>, 135-136, 421; substituts de protéine, 46
- augmentation de la demande en: farine de poisson, 230-231; pâturages et fourrages, 33; tourteau de soja, 46
- avec des céréales, 36, 41-42, 49-50, 53: additifs pour améliorer l'absorption de minéraux, 192; concurrence pour la recherche de biomasse fourragère, 53-54; demande et production de blé, 41; demande et production de maïs, 43, 370; données statistiques, 68; introduction récente, 33; production d'orge, 41, 368, 370; production de soja, 371; prévisions, 53, utilisation de soja OGM, 55

- conversion alimentaire, 194: alimentation échelonnée, 49; amélioration du taux de conversion des aliments, 11, 192, 296; aquaculture, 49, 53; augmentation par le biais de l'amélioration génétique des animaux d'élevage, 49, 192; la plus élevée chez les volailles, 11, 12, 16, 41, 49, 311; la production animale se dirige plus vers les espèces monogastriques en raison de la meilleure conversion des aliments, 11, 16, 32, 34, 49-50, 84; réduction du stress, 192, 194; utilisation d'hormones pour améliorer le taux de conversion, 160
- impact sur l'environnement: augmentation des terres utilisées pour les cultures, 242, 311; utilisation de combustible fossile, 307
- interdiction de l'utilisation des farines animales, 47: dans l'UE 54, le risque de l'ESB a contribué à accroître l'utilisation de protéines végétales dans l'alimentation du bétail, 47;
- recyclage: complémentarité entre la production pour l'alimentation des humains et du bétail, **53-54**, 230; déchets ménagers, 48; résidus de récolte, 16, 40; sous-produits alimentaires au Japon, 48; sous-produits de l'agro-industrie, 46, 48; sous-produits d'origine animale, 148
- *voir aussi* Cultures fourragères, Fermentation entérique

## Alimentation humaine

- modes, 5, 10, 306, 312: chaînes alimentaires sophistiquées, 46, population et croissance de la demande, 5, 6, varient en fonction du revenu et des préférences alimentaires, 35
- produits d'origine animale: apport en protéines animales par région, 36; viande, 8, 53, 67, 252, 303; tabous alimentaires, 303
- recyclage: complémentarité entre la production pour l'alimentation humaine et animale, 53-54, 231; sous-produits alimentaires pour l'alimentation du bétail, 44, 48, 54, 148
- résidus dans les aliments d'origine animale: agents pathogènes, 16; médicaments, 154, 160-161, 236, 276; produits chimiques et pesticides, 2, 16, 176, 298

- sécurité et principe de précaution, 54, 55
  - *voir aussi* Produits alimentaires, Produits d'origine animale, Protéines, Transition nutritionnelle
- ### Aliments du bétail
- concentrés: **11**, 12, 21
  - impact sur l'environnement, 305, 312: déchets issus des engrais, 175, 237; dégradation des terres, 307; émissions de carbone, **95-98**; pesticides, **176-179**; pollution des ressources en eau, 160, **172-176**;
  - production, 11, 41, **152-153**, 381, 382: Argentine, 15; croissance de la demande, 41, 44, 49 intensive, 315; la Chine domine les importations, 68-69; nécessité d'accroître la productivité, 52, 314; pour la production animale intensive, 45; superficie terrestre destinée à la production, 49; type d'énergie utilisée, 99; utilisation d'eau pour leur production, 151-152, **426-429**; utilise la moitié de la consommation d'énergie du secteur de l'élevage, 98
  - taux de conversion, 12, 41, 148: alimentation plus équilibrée, **192-194**; changement vers les espèces monogastriques, 49; grâce à l'amélioration génétique, 49, 192; utilisation d'hormones pour les améliorer, 160
  - utilisation de céréales et de légumineuses: 41, 46
  - utilisation de la farine de poisson comme composant protéique: 46
  - utilisation des résidus de récolte: 44
  - *voir aussi* Alimentation du bétail
- ### Amazonie
- culture de soja: 73
  - déforestation: conversion en pâturage, 30, 71, 288; élevage extensif, 305; expansion agricole, 130;
  - difficultés pour appliquer la réglementation: 288
  - services environnementaux: couloirs pour la biodiversité, 212; rétention de carbone, 290
- ### Ammoniac, *voir* NH<sub>3</sub>
- ### Anoxie
- zones côtières «mortes»: 156
- ### Antibiotiques, *voir* Médicaments, Santé animale
- ### Aquaculture
- conversion des écosystèmes côtiers: 208
  - demande pour la farine de poisson: 46, 231
  - impact de la pollution et de l'épuisement des ressources en eau: 153, 156
  - recyclage du fumier: 77
  - taux de conversion supérieur des aliments pour animaux, 49, 53:
  - taux de conversion supérieur des aliments pour animaux, 49, 53: concurrence les monogastriques, 49-50, 53, 310; en compétition pour la biomasse fourragère, 53; pourrait jouer le rôle que les élevages de volailles jouaient dans le passé, 49
  - *voir aussi* Ressources halieutiques
- ### Aquifères
- pollution: 30
  - reconstitution: 76, 144, 147
  - tarissement: 142, 191
- ### Atmosphère, *voir* GES, Pollution atmosphérique
- ### Atténuation, **190-198, 242-245**
- émissions: **129-139**
  - les politiques se concentrent plus sur l'atténuation et la restauration que sur la prévention et la protection: 2, 89, **128-129** *voir aussi* Changement climatique, Pollution atmosphérique, Pollution des ressources en eau
- ### Avoine
- en tant que fourrage 45
- ### Azote (N)
- consommation agricole mondiale: 80, **173-174**
  - cycle de l'azote, **113-126**: cascade de l'azote, 115, 118; dénitrification progressive, 119; disponible par le biais d'organismes fixateurs, 113; impact de l'élevage **114-116**; processus de fixation, 114; production d'azote digestible, 118
  - dépôts issus de la fertilisation organique: cultures fourragères, 116; épandage mondial d'engrais, 165; naturels, 80; réduits par l'utilisation d'une alimentation du bétail plus équilibrée, 193; terres agricoles fertilisées par du fumier, 166
  - dépôts issus de la fertilisation chimique: chimique 80; 128, 166, 175, 177: épandage au niveau mondial, 165; érosion 125; eutrophisation des ressources en eau, 156; par infiltration des nitrates, 80, 92, 112, 125, 126, 139, 155, 156, 163, 165-166; nitrification des sols, 92
  - émissions: déchets, 80, **119-120**; dépôt au niveau mondial, 129; dépôt dans les sources d'eau, 118; directes, 117; fertilisation des cultures fourragères, **116-117**; fumier épandu, **122-126**; gestion intensive des pâturages, 123; sources d'eau polluées par les

- engrais chimiques, 118-119; stockage des effluents d'élevage, **120-122**, 156, 294; volatilisation, 138
  - fixation biologique de l'azote (FBN): 117
  - options d'atténuation: **138-139**
  - pollution des systèmes hydriques: déchets, 157; déchets de porc, 157; perte d'azote, 119-120; production d'aliments du bétail et de fourrages, 175; sources d'eau contaminées, 118-119
  - procédé Haber-Bosch: 113-115
  - urée: 80, 116, 120-121, 264
- Bassin versant
- bilan hydrique: 186, 191, 207
  - gestion, 279, 317: des PSE, 278, 283, 284; participative, 251, 280, 290
  - impact de la production animale: 155, 183, 198, 199, 283, 287
  - protection: 29, 251, 283, 317
  - stress hydrique: 147
- Bétail, *voir* Bovins, Caprins, Ovins, Ruminants
- Bicarbonate d'ammonium, *voir* NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>
- Bioamplification, *voir* Chaîne alimentaire
- Biocarburants
- augmentation de l'utilisation: 28
  - demande en oléagineux: 47, 54, 131
- Bioconcentration, *voir* Chaîne alimentaire, Pesticides
- Biodiversité
- augmentation de la résilience des écosystèmes: 203, 206, 216, 234
  - crise actuelle: classification des menaces selon les systèmes de production animale, 243. évaluation 204; extinction naturelle des espèces, 209; perte d'espèces, 204, 218; réponse inadaptée de la société, 280; utilisation intensive de l'environnement, 3, 56; zones sensibles, 211, 241, 391
  - définition, 203, 205: composantes (gènes, espèces et écosystèmes), 207; diversité des écosystèmes, 206-207; diversité génétique, 233-234; diversité interspécifique, 205-206; diversité intra spécifique, 206, 209; espèces décrites et total du nombre d'espèces possibles dans le monde, 205
  - hétérogénéité spatiale: 218; importance, 204
  - impacts dus: à la déforestation et fragmentation des forêts, 210 -211; à la désertification des prairies, 215-216; à la pollution, 204, **234-240**; à la production animale, **240-242**, 391; à la surexploitation, 4, 204, **225-234**; à la surpêche, 230-231; à la transformation et destruction des habitats, 204, 209, **210-212**; à l'érosion de la biodiversité, 30, 55, 71, 73, 76, 77, 207, 209, 216, 220, 241, 302; à l'intensification de l'utilisation des terres agricoles, **213-215**; à l'invasion des espèces ligneuses, **215-217**; au bétail, 203-205, 207-210, **210-239**; au changement climatique, 204, **218-220**; aux animaux d'élevage considérés comme des espèces exotiques envahissantes, 221-223; aux cultures fourragères, 225; aux espèces exotiques envahissantes, 204, 208, 210, 213, **220-221**, 223, 224, 226, 242, 308
  - interaction avec le bétail: intégration des zones protégées et de la gestion de l'élevage, 286, politiques et options par région, **284-286**; un facteur dans la perte des espèces, 308
  - marine: 233
  - options d'atténuation en faveur de sa conservation, **242-245**, 280; amélioration dans les systèmes extensifs, 244; gestion de la propriété et du coût de la terre, 281, 288; gestion de l'élevage et du paysage, 217, **282-285**; gestion des forêts, 25, 28; gestion des parcours, 37 39; gestion des zones humides, 143-144; inverser le processus de dégradation, 205; maintien de la résilience des écosystèmes, 282; pâturages orientés vers la production de services environnementaux, 287; PSE, 280-281, 289, 316
  - perte d'espèces, 217: diversité intraspécifique, 213; du fait de la modification de l'habitat, 218, **411-413**; en raison de l'impact du bétail, 308; en tant que processus naturel, 209;
  - problématiques relatives à la réglementation, **280-287**: coûts d'opportunité, 83, 229, 281, 282; droits écologiques, 281; droits d'usage négociables, 282; écart important entre la science et les politiques, 280; protection par la gestion des droits fonciers, 280
  - Biogaz
  - atténuation des émissions de CH<sub>4</sub>: 135-136, 294, 313
  - atténuation des émissions de N<sub>2</sub>O: 136-137
  - gestion des effluents d'élevage: 194
  - production d'énergie: 136, 315

- subventions et compétitivité: 136

### Biomasse

- accroissement de la demande: 28, 40
- animaux terrestres, 105-106, 284, 308; biomasse du cheptel en augmentation au cours des dernières décennies, 106
- ligneuse: 217
- oxydation et libération de carbone: 73-74, 100, 103-105, 115, 138, 196
- récoltes destinées à l'élevage et pâturages: 36, 50, 53-54, 58, 131, 216-217
- résiduelle: 74, 85, 291

traitement, 195, 315: biocarburants, 131; produits agricoles, 13

### Biomes

- classification dans cinq biomes principaux: 207
- menacés: 40, 207, 219, 234, 241
- résultat de l'interaction entre l'environnement physique, les conditions biologiques et l'intervention humaine: 207

Biote, 23, 78, 223

### Blé

- émissions de CO<sub>2</sub>, 102: énergie utilisée aux Etats-Unis, 99, 112; prédominant en Europe et au Canada, 42, utilisation de l'eau, 151-152
- production d'aliments du bétail, 178, 367, 368, 415 demande par région, 43-44
- productivité: diminution dans les plaines asiatiques par dégradation des sols, 27
- *voir aussi* Céréales

### Bois

- émission et rétention de carbone: 100, 269
- extraction: 4, 25, 29, 73, 244

Boisement, *voir* Reboisement

### Bovins

- alimentation: bilan protéique et excrétion d'azote, 193; excédents de nutriments et eutrophisation, 154-155; pas de supplément de phosphore nécessaire, 192-193, pâturages rotatifs, 199; utilisation de céréales pour l'alimentation du bétail 41; taux de conversion alimentaire, 12; utilisation de métaux lourds, 162; utilisation d'hormones pour améliorer la conversion, 160; *voir aussi* Cultures fourragères
- concentration géographique: Brésil, 19, 66, comme aspect de la transition de l'élevage, 294; cheptel et

production animale dans différentes zones agro-écologiques, 61; distribution mondiale, 59, 61, 380, 382, mode de distribution, 61, 66;

- impact sur l'environnement: émission d'azote et du phosphore dans les réseaux d'alimentation en eau, 157; dégradation des prairies, 308; dégradation et destruction des habitats naturels, 210-213, 411-412; émissions, 106-107, 112, 423-425; gestion des effluents d'élevage, 167, 424; les animaux d'élevage en tant qu'espèces exotiques envahissantes, **221-223**; pression sur les sols égale à celle d'un tracteur, 184; résidus de métaux lourds, 167
- maladies, 228: ESB, 16; contribution de l'ESB à l'utilisation accrue de protéines végétales dans les aliments du bétail, 46; parasitoses, 159
- production: amélioration génétique 12, 227, 233-234, 243; augmentation de la production laitière, 15, 19, 62; augmentation de l'efficacité, 136; besoins en eau, 145-148; Chine, 15; consommation d'énergie et émissions, 97-99, 112; densités, 61; races, 206; systèmes mixtes, 309-310
- *voir aussi* Ruminants

### Brûlage

- aspects climatiques: 104, 214
- émissions de GES: 104
- érosion des sols: 40
- habitats naturels concernés: 213, 411-412
- perte de carbone organique: 100
- savane tropicale: 104-105

### Cadres réglementaires

- atténuation de l'impact de la production animale, 248-249: indemnisation pour les groupes vulnérables, 318; émissions, 137
- coordination institutionnelle, 279: développement institutionnel, 266; gestion participative, 280, 320
- gestion de l'eau, 271, 275-277: coordination institutionnelle et gouvernance participative, 279-280
- nécessité: contrôler leur mise en œuvre, 252, 284; à élaborer, 249; intervention du Gouvernement, 249-250
- *voir aussi* Politique d'élevage

### Caprins, 225

- impact sur le sol équivalent à celui d'un tracteur: 184



- production, 16: besoins en eau, 145-146; généralement extensive 309; peaux, 149
- *voir aussi* Ruminants
- Carbone ( C )
- carbone organique du sol, **131-133**: inversion des pertes, **133-134**; pertes, 94, 102, 105, 133-134
- carbone organique total: **158**, 170
- cycle du carbone, **92-95**: accélération de sa décomposition dans le sol par le réchauffement planétaire, 105; atmosphérique, 94; caractérisé par d'importants réservoirs, 113; cycle géologique et cycle biologique, 93; déchets organiques 157; flux, 94; géologique, 94; impact de l'élevage, 93, 94; les écosystèmes fixent le carbone et le libèrent dans l'atmosphère, 94; photosynthèse, 94; secteur de l'élevage et bilan du carbone, 91
- émissions provenant du secteur de l'élevage, **92-113**: changements dans l'utilisation des terres, 95; élevage, **106-110**; le transport est le dernier élément de la chaîne alimentaire, **112**; libération du sol, 105; libération indirecte, 94; libération nette, 94-95; production d'aliments du bétail, **95-105** production d'engrais azotés, 96-97; traitement et transport des produits d'origine animale, **111-112**; utilisation de carburants fossiles, 98, 126
- fixation, 29, **129-134**: agroforesterie, 133, 290; incitations économiques, 134, 269; paiements, 289; promotion de la rétention dans le sol, **268-271**; restitution du carbone organique dans les sols cultivés, 130-131; rétention potentielle grâce à une meilleure gestion, 132, retrait des terres, 130, 134, 217, 281-282; taxes, 269;
- puits de carbone, **92-94**, 170, 267: distorsion des prix, 257; forêts, 90; options techniques, 129; principaux, 93; projets, 267
- Céréales
- culture non irriguée: 373
- fourrages, *voir* Cultures fourragères
- prix: 69, 89, 261
- production d'aliments du bétail, **11-12**, 33-34, **41-44**, 40-50, 53, 68, 193, 311, 314, 381: Asie, 41; Canada, 41; demande stable, 41; diminution de l'impact sur l'environnement, **296-298**, 307, 315; diminution à mesure que la conversion en produits d'origine animale s'améliore 41, 42; États Unis 42, estimation de l'excédent / déficit au niveau mondial, 383, Europe, 29; augmentation, 151, 256, 311; espèces monogastriques, 41, 294; incidence des subventions, 41; contribution des risques de l'ESB à l'augmentation de l'utilisation de protéines végétales dans l'alimentation du bétail, 46; utilisation des résidus des récoltes, 53
- production pour l'alimentation humaine, 6, 53, 239: Afrique, 27; augmentation de la superficie récoltée, **26-28**; céréales secondaires, 151, 191; données statistiques mélangées avec celles destinées à l'alimentation du bétail, 68; élargissement de l'offre et des prix, 11, 13, 41; extension plutôt qu'intensification, 26-27, 82, 265, 310; irrigation, 151
- sécurité alimentaire: **304-305**
- utilisation de l'eau: 142-143, 151, 190-191, 275
- utilisation des engrais: **95-98**
- *voir aussi* Blé, Maïs, Orge, Soja
- CH<sub>4</sub> (méthane)
- émissions provenant du secteur de l'élevage, 3, 103, 106, **126-127**, 306: de la culture de riz, 103-104, 108, de la déforestation, 101; de la digestion des monogastriques, 91, 135; de la digestion entérique des ruminants, **106-108**, 393; de la gestion du fumier, **108-112**, 121; du brûlage, 104; du traitement des eaux usées, 91; du transport au sein du secteur de l'élevage, **307**; globales issues des effluents d'élevage, 110, 393; méthode pour quantifier et analyser les émissions provenant de la fermentation entérique et de la gestion du fumier, **421-424**
- GES: 88, 90-91, 94
- réduction des émissions en tant qu'option d'atténuation, 266: amélioration de l'alimentation du bétail, **133-135**; amélioration de la gestion des effluents d'élevage et des biogaz, **135-136**, **195-198**, 295
- *voir aussi* Effluents d'élevage
- Chaîne alimentaire
- bioconcentration et bioamplification des pesticides, 177, 198
- effet cumulatif: 14, 46, 86-87, 177
- émissions de CO<sub>2</sub>, 95: estimation, 96-97, 129; transport de viande, 112
- segmentation spatiale basée sur la disponibilité des ressources, 188
- *voir aussi* Commerce

### Champs biogéographiques, 241

- impact global de la production animale et distribution, 241-242
- menacés: 391
- *voir aussi* Biomes

### Changement climatique

- atténuation, 53, 128-129, 144: incitations pour la conservation des forêts, **129**, 305, par l'intensification de l'agriculture, 129; piéger du carbone organique dans les sols cultivés, 130-131
- causé par des activités anthropiques, 2-3, **87-92**, 129, 307: carbone dans le sol et l'effet en retour du changement climatique 103, complexité? 250, domestiques bien vérifiées 88
- effet de serre, 89: mécanisme fondamental pour la régulation de la température moyenne de la surface terrestre, 88
- GES, 88: impact direct des émissions anthropiques, 89, 307; prévisions, 88; potentiel du N<sub>2</sub>O par rapport au CO<sub>2</sub>, 81, 115
- impact sur la biodiversité: 204, 208, **218-220**, 234, 242, 308, 311-312
- impact sur l'agriculture: 89
- impact sur le secteur de l'élevage: 89, **52-53**
- impact sur l'environnement, 88: déplacement des zones climatiques, 89; effet de serre, 88, 89, élévation du niveau de la mer, 88;
- potentiel de réchauffement de la planète: 81, 91
- problématiques politiques: **266-271**
- réchauffement de la planète, 4: accélération de la décomposition du carbone dans le sol, 105; augmentation du niveau de la mer, 88-89; changement des modèles climatiques, 88; répartition climatique des espèces, 218
- rôle du secteur agricole, 71, 87, **126**, 210, 248, 265, 307, 318: brûlage, 104; contribution au changement climatique et aux mesures d'atténuation, 37, 128-129, 265; dégradation des pâturages, 51-52, 75; dégradation des terres, 30; émissions de gaz supérieures à celles causées par les transports, **307**; gestion des déchets, 76; intensification 83; oxydation de la matière organique dans les sols, 76, 80, produits d'origine animale et leur contribution, 294
- tendances et perspectives, **88-92**: scénarios prévus, 219-220, 301-302

- *voir aussi* GES, Pollution atmosphérique

### Changements technologiques

- augmentation de la productivité dans le secteur de l'élevage: 2, **10-14**, 21
- pour accélérer l'obtention d'une plus grande productivité, **313-314**: évolution de la technologie et de la gestion en tant qu'outil politique pour le secteur de l'élevage, **255-256**; incitations économiques, 268; soutien à la recherche et l'extension des technologies de pointe, 264-265, 298; subventions qui constituent un obstacle, 260

### Cheptel

- augmentation de la biomasse: 106
- de ruminants: 59, 120, 403, 405
- émissions par écosystème: 108
- porcine: 61, 65, 375, 403
- volailles: 63, 376

### CO<sub>2</sub> (dioxyde de carbone, gaz carbonique)

- atténuation des émissions, 129-130, 270: inversion des pertes de carbone dans les pâturages dégradés, 132-134; réduction de la déforestation par l'intensification de l'agriculture, 130; rétablissement du carbone organique dans les sols cultivés, 130-132, 268-270
- émissions provenant du secteur de l'élevage, 93, **126-127**, 128, 306: brûlage, 101, 104; changements dans l'utilisation des terres, **100-102**, 128; carburants fossiles utilisés dans la production de bétail, **98-100**, 110, 126; cultures fourragères, **102-103**; déforestation pour les cultures, 101; désertification des pâturages causée par le bétail, **103-105**, élaboration et transport des produit d'origine animale, **111-113**, 410; production d'engrais, 95-97; respiration des animaux, 105-106; utilisation d'engrais azotés, 95, 97, 138; zones sensibles aux Etats-Unis, 111
- GES, 3, 55, 88, 126, 127: contribution importante au réchauffement de la planète, 80, 91-92; *potentiel* de réchauffement planétaire (PRP), 81
- *voir aussi* GES, Pollution atmosphérique,

### Cochons, *voir* Porc

### Combustibles fossiles

- émissions et changement climatique: 3, 73, 92, 131
- utilisation dans la fabrication des engrais et émissions: **95-97**
- utilisation pour la production animale et émissions: 94, 95, 97, **98-100**, 110, 126, 266, 296, 307, 309

Commerce

- catégorie ambre de la conférence de Doha: 261-262
- commerce de détail: 14, 20, 48, 111, 304
- intégration verticale, 14, 17, 18, **19-21**, 56: expansion des supermarchés, 19-20
- libération, 6: impact sur la biodiversité 221-223; impact sur l'environnement, 260, **262-263**, 297-298, 319
- produits d'origine animale, 221: alimentation du bétail 68-69; croissance dans le Sud et stagnation dans le Nord, 14-17; croissance du commerce mondial, 67, **69-70**, 405-410; distance géographique entre l'offre et la demande, 29; fonction de facilitation du GATT, 17, 69; impact sur la consommation d'«eau virtuelle», **189-190**; intensification et exportation, 26-28; prédominance du commerce national, 67; production mondiale d'animaux vivants, **69-70**; transports, **66-68**, 112, 189
- voir aussi Chaîne alimentaire, Produits d'origine animale, Post-récolte, Transport

Compactage du sol, voir Sol

Concentration géographique, 20, **63-70**, 76, 163

- culture de soja: 47
- générée par l'imposition de quotas de production: 261
- gestion des déchets: 257, 310
- populations de porcs et de volailles: 63
- urbanisation des animaux d'élevage: 257, 310
- voir aussi Transition géographique

Conflit social

- conséquence de la dégradation de l'environnement: 4, 51, 278
- conséquence de l'utilisation des ressources naturelles: alimentation du bétail 68-69; accès aux zones protégées, 212, 229, 286, augmentation des cultures en Afrique sub-saharienne, 25; rareté de l'eau, 142-143, 153, 277, 278; réintroduction de la faune sauvage, 228
- résolution par le biais de la coordination et la gestion participative: 279
- résultat de l'augmentation de la superficie des terres destinées au pâturage, 26, 38, 230: Kenya, Mauritanie et Sénégal, 25

Conservation des sols, voir Sol

Consommation d'énergie

- fabrication d'engrais et émissions: 94

- la moitié de l'énergie consommée par la production animale correspond à la production d'aliments du bétail: 97

- production animale et émissions: 97, 136

Consommation mondiale

- de protéines, voir Protéines
- de viandes, voir Viande
- d'eau, voir Eau, Utilisation des ressources en eau

Conversion alimentaire, voir Aliments

Corail, voir Récifs coralliens

Couche d'ozone

- ozone stratosphérique: 104
- réduction 114, 264
- trou d'ozone: 87
- voir aussi Pollution atmosphérique

Courbe de Kuznets, 248

Cours d'eau

- détérioration des berges: 183-186
- pollution: atténuation, 183, 198, 200-201; eaux usées, 142, 170; effluents d'élevage, 163, 171, 237, 307, 313, 318; pesticide, 182; rejet d'azote et de phosphore, 76, 156-157, 166, 175, 235, 257
- sédimentation: 164, 178-182

Coûts

- composantes, 28, 50, **272-273**, 251: d'exploitation 63, 259, 274; de production, 16, 18, 65, 67, 85, 261; d'opportunité, 19, **28-29**, 66, 83, 191, 229, 281, 316; de transaction et de suivi, 18, 255, 270, 274, 279, énergétiques 290, 111, 137; externalités, 10, 28, 32, 55, 83, 130, 139, 176, 180, 249-250, 255, 259, 263, 272, 314, 316, 319, transport, 50, 65, 66, 67, 69, 76, 85
- environnementaux, 55, 78, **85**, 128, 182, 294: biodiversité, 281, 293; commerce, 262; gestion des déchets, 194-196, 296-297; paiement, 85; perçus par le public, 252; problème social, 4, 252, 257; ressources en eau, **189-190**, 272, 275-276, 293; rétention de carbone, 268, 316; terre, 52, 281-282, 316; transport, 67, 262
- réduction: économies d'échelle, 17-18, 20, 69; emplacement périurbain, 76, 84; intégration verticale, 18; recyclage 77, 198
- voir aussi Externalités environnementales, Services environnementaux

Crédit

- accès: **18, 265, 281, 290**

### – pour réduire la pollution des ressources en eau: 275

– réduction des GES: 90, 134, 268, 269

Croissance démographique

– concurrence pour l'eau: 142

– demande pour les aliments transformés: 5-6, 16, 34

– intensification de la production agricole: 27, 55, 173, 287

– taxes: 5, 16, 34

Croissance économique

– accroissement de la demande pour les services environnementaux: 311

– forte en Chine: 7

– impact sur l'environnement: 5, 29, 32, 94-95, 204

– transformation de la production et de la demande en produits alimentaires, 5, 6, 19, 34, 63, 302, 306: influence sur la baisse des prix, 9-10; stimulation de la production de produits d'origine animale, 6-8, 14, 36, 49, 64

Cultures agricoles

– déchets: une ressource inexploitée: 44-45

– expansion: 85, 226, 311

– pertes d'azote: 125

– pour l'alimentation du bétail: 172, 215

Cultures de couverture

– amélioration de la rétention d'azote: 156

– amélioration de la rétention de carbone: 130

Cultures fourragères

– agriculture intensive, 10, 40, 78-84, 96, 265: concentrées dans les zones disposant d'infrastructures de transport, 65, 83; conséquences biologiques au niveau de l'écosystème, 78; diminution de la pollution, 296-297, diversification des cultures, 45-46; dynamisée par la production et les exportations de bétail, 84; érosion des sols, 71, 82, 214; expansion de la production et tendances par région, 11, 17, 41-44, 49; spécialisation avec des monocultures, 78, 214;

– atténuation de l'impact: 296-297; réduction de l'utilisation d'intrants, 297

– concurrence dans la recherche de biomasse fourragère: 53-54

– graines oléagineuses, 102: culture intensive et utilisation de l'eau, 190

– impact sur l'environnement, 3, 82: accroissement de la demande en terres au détriment des écosystèmes

naturels, 71-73, 101, 186, 211, 306; affecte le bilan du carbone, 91, 100, 102-103, 106, 126; conversion des forêts, 50, 101, 186, 281; émissions de GES, 102; engrais chimiques et émissions d'azote, 95-96, 107, 116-117, 119, 172-176; érosion 78, 172; expansion de la superficie cultivée en Afrique subsaharienne, 11; expansion des zones cultivées en Amérique latine, 11, 27; irrigation, 150, 152, 153, 258, 424; menaces à la biodiversité, 225, 282; monocultures, 78, 81, 214, 260; pollution des ressources en eau et évapotranspiration 150-151, 172-176, 190

– pesticides utilisés: 176-178, 179, 188

– prix, 49: moins chers, 13, 47; rentables pour l'alimentation du bétail dans les pays en développement, 11

– voir aussi Céréales, Intensification, Légumes, Racines

Cycle de l'azote, voir Azote

Cycle de l'eau, voir Eau

Cycle du carbone, voir Carbone

DBO (demande biologique en oxygène)

DBO (demande biologique en oxygène)

– pollution organique des ressources en eau, 158, 172, 196, 295: augmentation par le carbone organique, 170; indicateur, 157; prolifération d'algues, 157; variations selon le type de déchets et de produits d'origine animale, 158

DCO (demande chimique en oxygène), 172, 196

Déchets issus de l'élevage

– augmentation: 33

– gestion: Asie, 79, Belgique, 297; carence, 294; obtenir une meilleure gestion afin de prévenir la pollution des ressources en eau, 192-198, réduction des bénéfices en répondant aux normes environnementales, 296

– impact 76: émissions d'azote 119-122; émissions de GES, 307; sur la biodiversité, 234-240; sur les environnements périurbains, 77; sur les ressources en eau, 153-154, 157, 199, 205, 236-237, 276, 308; positif selon la densité de bétail, 33; toxicité, 236-237

– organiques et DBO: 157

– recyclage 120: en Belgique et aux Pays-Bas, 297; engrais, 163; interdiction de leur utilisation dans l'alimentation du bétail, 47, 54; production

- énergétique, 53: utilisation accrue de protéines végétales dans l'alimentation du bétail en raison du risque de l'ESB, 47
- Déforestation
- affecte le cycle de l'eau, 71, 143, contribution au ruissellement, 71, 102, 186
  - augmentation: 362
  - causée par l'élevage, **73-76**, 101, 236, 305, 309-310: expansion des pâturages, 12, 126-127, 130, 227, 256; favorise l'érosion, 289; pâturage extensif, 241-242
  - CO<sub>2</sub>, 94, 100-101: atténuation par le biais de l'intensification de l'agriculture, **130**, 258; changements climatiques, 30
  - forêts primaires: 207
  - fragmentation de la forêt: **210-213**, 241
  - impact sur la biodiversité: 210, 212-213, 285, 288, 410
  - incitations économiques pour l'éviter: 130, 259, 288
  - reprise du processus: 130
  - taxes: 288
  - *voir aussi* Forêt, Transition des forêts
- Dégradation
- de l'environnement et des conflits sociaux: 4
  - des berges des cours d'eau: 4, 74, 180, 183-186, 198-200
  - des écosystèmes: 151, 204, 234, 243, 251, 257, 282-285, 302, 317
  - des pâturages, *voir* Pâturages
  - des récifs coralliens, *voir* Récifs coralliens
  - des sols, *voir* sols
  - des terres, *voir* terres
- Désertification
- dégradation des terres dans les zones arides et semi arides, 31, 210, 241, 242: atténuation, 133, 243-244; invasion d'espèces ligneuses, 215-217; prévention, 37
- diminution du carbone du sol: 132
- pâturages: changements dans la végétation, 73-76, 275; émissions de CO<sub>2</sub>, 103-106, 127, 133
- voir aussi* Zones arides et semi-arides
- Dioxines
- présence dans les résidus ou les aliments: 16, 54
- Dioxyde de carbone, *voir* CO<sub>2</sub>
- Droits
- d'accès à la terre: 38-39, 259
  - d'exploitation et d'utilisation: 39, 255, 282, 283
  - de pollution: 276
  - fonciers: 38, 258, 279, 281-282
  - négociables sur les ressources naturelles: 277, 281, 285, 291, 297
  - sur les ressources en eau, *voir* Utilisation de l'eau
  - *voir aussi* Services environnementaux
- Eau
- appauvrissement, 4, 30, 71, 73, 76, 80, 82, 142, 146, 150, 189, 190, 208, 224, 271, 298, 307, 311: compromet la production de denrées alimentaires, 143; génère des conflits, 153; par secteur, 142; raréfaction, **142-143**; rôle de l'élevage, 148, 150, 151, 187-190, 199, 307-308
  - atténuation de l'appauvrissement des ressources, **190-201**: améliorer la productivité, 191-192; efficacité de l'utilisation, 191; fixation des prix comme instrument de politiques d'élevage, 259, 271-273; incitations économiques pour la conservation, 259, 27; inverser la tendance, 144, 190; méthodes de fixation des prix, 272-273; paiement pour les services environnementaux, 278-279;
  - consommation du secteur de l'élevage, **144-153**, 307-308: augmentation en fonction du rendement de l'agriculture, 80; évaluation par le biais de la notion d'«eau virtuelle», 189-190; près d'un millier de litres pour produire un litre de lait, 189; ressource clé dans la production de bétail, 293; utilisation pour la production animale supérieure à celle pour les humains, 187
  - consommation mondiale: 306
  - cycle de l'eau: rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes, 143; impact de l'élevage, 76, 306; impact des engrais, 118-119; impact de l'utilisation des sols par l'élevage, **183-190**, rareté de cette ressource de base, 141
  - écoulement: **183-186**, 289, 309
  - gestion participative des bassins versants: 280
  - potable, 141: dangers associés aux taux élevés de nitrates, 156; nécessaire pour le bétail, 145-147; utilisation par région et type de bétail, 146, 147, 148
  - problématiques politiques: conception d'un cadre réglementaire pour leur gestion, 275-276; coûts d'opportunité, 150-151, 191, 273, définition des droits

de propriété, 277; développement des droits et des marchés, 277-278; principes, méthodes et difficultés en matière de prix, 255, 259, **271-274**, 298, 312; subvention par le biais de prix bas, 257, 271, 275, 281; réglementations pour lutter contre la pollution, 275

– rendement: **187**, 281

– *voir aussi* Eaux usées, Pollution des ressources en eau, Ressources en eau, Utilisation de l'eau

Eau de ruissellement, 183, 186, 428

– atténuation, 197-198, 200, 217, 249, 289, 313: augmentation du taux de carbone dans le sol, 132

– causes: déforestation, 71, 186; érosion, 82, 114, 164, 180 pâturage, 184-186, 217, réduction de l'infiltration, 74, 82, 143, 180, 183

– impact: charriage de médicaments, 236; charriage de nutriments, 80, 156, 157, 163, 164, 166, 170, 175; charriage de pesticides, 176; pollution de l'eau de mer, 79; pollution des ressources en eau, 76, 154, 158, 159, 161, 162, 163, 170, 197, 236-237

– *voir aussi* Infiltration

Eaux usées

– boues: 196, 197

– domestiques: 76, 142, 157, 158, 167, 170

– issues de la production animale, 154, 235: abattoirs, **170-171**; caractéristiques physiques et chimiques, 171; de plus en plus importantes et sont une source de pollution, 142, 240; préparation de la viande, 149, 170; tanneries, **171-172**

– taxes: 276-277

– *voir aussi* Pollution de l'eau, Utilisation de l'eau

Economies d'échelle

– coût social: 315, 319

– élevées pour la volaille: 69, 234

– élevées pour le soja: 47

– faibles pour le lait: 18, 309

– intégration verticale: 19-20

– répartition géographique: 294-295

– revenus de la production animale industrielle: 77

– *voir aussi* Unités de production

Ecoregions

– définition et classification du WWF: 206, 241

– menacées par la production animale: 211, 213, 241, 388

– *voir aussi* Ecosystème

Ecosystèmes

– agro-écosystèmes, 59, 74, 285: agriculture intensive 78, dégradation des pâturages, 37, **73-76**, 225

– aquatiques, 141, 179, 182, 183, 197, 208, 210, 237, 240: modification des cours d'eau et des berges, **183-187**; pollution des ressources en eau, **154-157**, 171, 189, 234-235; réduction de la pression sur les écosystèmes naturels par l'intensification mais augmentation de la pollution des écosystèmes aquatiques, 30, 76, 80, 142, 318

– forêt 207: extension des pâturages, 33, 73, 224

– impact et transformation, 5, 143, 176, 184, 236, 243, 301: acidification par nitrification, 80, 92, 119, **122-123**, 166, 175; animaux d'élevage en tant qu'espèces exotiques envahissantes, **221-223**; cycle de l'azote, **113-116**; cycle du carbone, 93-94, 100; destruction en raison de l'expansion des terres pour les cultures fourragères, 52, **71-73**, 211, 214, 305; externalités, 249; fragmentation, 81, 89, 214, 218, 293; menaces à la biodiversité, 85, 133, 203-204, 207, 209, 280, 293, 308; perte des services environnementaux, 28-29, 85, 144, 210, 281, 287, pour les espèces envahissantes, 220; processus analysé sur le gradient urbain-rural, 282; scénarios basés sur les changements climatiques, 89, 105-106, 219-220

– naturels: contrôle de l'expansion, **280-290**; diversité, **206-207**; exclusion de l'élevage, 199-200; l'eau en tant que rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes, 143; principaux, 208; récupération, 51, 133; surexploitation, 204, 216

– résilience, 32, 199, 282, 305: face à l'action des bovins, 199; meilleure dans les écosystèmes biodiversifiés 206

Effluents d'élevage

– émissions d'azote: stockage, **120-122**; épandage, **123-125**

– émissions de CH<sub>4</sub>: émissions globales, 110, 391; gestion du CH<sub>4</sub>, 108-109; atténuation, 136-138

– gestion, **194-198**: biogaz, **136-138**, 194, 196; du traitement et de l'utilisation, 194-196; épandage, 77, **122-123**, 166; épandage direct, 77, **123-125**; Pays-Bas, 297; température de stockage, 136; une bonne gestion est moins coûteuse que le traitement des effluents, 164

– impacts sur l'environnement: pollution des ressources en eau, 197; émissions de GES, 392;

- options pour contrôler la pollution, 296; principales formes de pollution due à l'élevage liées à leur gestion, 294
- utilisation du fumier: aquaculture, 77, 197; compostage 196; engrais, 197; incitations économiques, 198; production d'énergie, 197; taux d'absorption en tant qu'engrais, 118; utilisation du fumier solide, 137, 196; volailles 77;
- Elevage, *voir aussi* Production animale
- Eleveurs pastoraux
- conflit avec les prédateurs et zones protégées: **226-228**, 230, 240-241
  - conflits avec les agriculteurs: 50, 229
  - extension vs productivité: 292
  - gestion participative du zonage: 288
  - impact sur le sol de la diminution de la mobilité: 228, 229-230, 293
  - nomades et accès aux pâturages: 32, 38-39, 251, 282, 286, 291
  - PSE: 286, 291-292
  - rôle dans la rétention du carbone: 134, 316-317
- Emissions
- commerce: **90**
  - d'azote *voir* Azote
  - de carbone, *voir* Carbone
  - de CH<sub>4</sub>, *voir* CH<sub>4</sub>
  - de CO<sub>2</sub>, *voir* CO<sub>2</sub>
  - de GES *voir* GES
  - émissions provenant du secteur de l'élevage: 126, 128
  - réduction certifiée (RCE): 266-267, 270-271
  - réduction: effets des crédits carbone négociables, 268; grâce à la réhabilitation des terres et la gestion durable des forêts, 269; régulation grâce à des règlements, 263-264
- Empreinte écologique, 72, 85
- Energies renouvelables, 266, 267, 268
- Engrais
- azoté, 96, 165: effet sur les émissions de carbone, 95, 97; utilisation dans la production d'aliments du bétail, 96, 173-175, 227; utilisation d'engrais organiques et pollution des ressources en eau, 197-198; volatilisation, 120
  - émissions directes, 117: pollution des ressources en eau, 172-173
  - émissions indirectes, 118: fabrication
    - impact sur la production agricole: accroissement de l'offre en aliments du bétail, 11, 27, 96
    - minéral, 23, 96, 165, 168, 400 absorption limitée, 80; consommation mondiale, 97, 173-175; émissions, 117, 169; limitation de son utilisation, 285, 297-298; procédé de Haber-Bosch, **113-114**; rejet d'azote et de phosphore, 92, 128, **154-157**, 175, 235; taux d'absorption plus élevés par rapport au fumier animal, 117; utilisation accrue, 27, 30, 40, 95, 163, 173;
    - organique, 103, 165, 197, 198, 237, 284: plus d'émissions que les engrais minéraux, 103, 118, 123
    - responsable des émissions de carbone, 95-96: en provenance de sources d'eau contaminées, 118
    - *voir aussi* Effluents d'élevage
- Epuisement
- de la couche d'ozone, *voir* Couche d'ozone
  - des ressources en carburants fossiles: 53
  - des ressources en eau, *voir* Eau
  - des sols, *voir* Utilisation des terres
- Erosion
- de la biodiversité, *voir* Biodiversité
  - de la diversité génétique des animaux d'élevage, *voir* Production animale
  - de la génétique des cultures de base: 225
  - des ressources en eau, 31, 32, 81, **178-183**, 188, 236, 240, 279, 280: atténuation en Nouvelle-Zélande, 260; dégradation des cours d'eau, 184, 185, 200
  - du sol, 30, **82**, 164, 180, 227, 260, 269: atténuation, 80, 131, 134, 197, 198, 199, 279, 280; baisse de rendement, 31; causée par l'action du bétail, 74, 82, **178-179**, 180, 241; culture de conservation, 131; États Unis, 81, 102, 308; générant des pertes d'azote, 118, 125, 175; générant des pertes de carbone, 103, 105; générant des pertes de phosphore, 157, 175, 176; par la dégradation des pâturages, 74; par la substitution des habitats naturels par des monocultures de fourrage, 53, 78, 214, 218, 307; par le brûlage, 40; par le pâturage du bétail, 216; terres cultivées, 81, 94, 188
  - éolienne: 31, 32
- ESB (encéphalopathie spongiforme bovine)
- contribution à l'utilisation accrue de protéines végétales dans les aliments du bétail: 46
  - craintes pour la sécurité alimentaire: 16, 54-55
  - mauvais recyclage des sous-produits agricoles: 54

- production intensive: 77
- *voir aussi* Bovins
- Eutrophisation
  - causée par la production agricole, 76, 212, 240: excès de nutriments, d'azote et de phosphore, 92, 128, **154-157**, 237; gestion des effluents d'élevage, 76, 294
  - des eaux usées: 80
  - des écosystèmes: 80, 92, 155, 182, 208, 235, 237, 239, 240
  - des sources d'eau: 76, 78, 155, 235
  - impact sur l'environnement: DBO comme un indicateur environnemental, 158; modification de la faune aquatique, 155; prolifération d'algues, 155, 157, 237
  - *voir aussi* Algues, Pollution des ressources en eau,
- Evaluation de l'impact global
  - de l'élevage: 4, 126, 220, **241-245**
  - *voir* Impact sur l'environnement
- Externalités environnementales
  - à prendre en considération, **312-313**: indifférence, 257; 284
  - besoin d'institutions pour le suivi: 266
  - fixation des prix: 249, 272
  - internalisation, 85, 263, 272: peuvent entraîner des rejets nocifs si pas internalisés, 190
  - négatives: 249
  - paiement des coûts environnementaux: 85
  - positives: 249
  - *voir aussi* Coûts, Externalités économiques, Services environnementaux
- Farine de poisson
  - demande: alimentation des volailles, 231; alimentation du bétail **230-233**; aquaculture, 46-47, 231; déclin dans le secteur avicole, 231; pour les aliments concentrés, 11, 46, 231; pression sur la biodiversité en raison de la surpêche, 230-231, 315; source de protéines dans les aliments pour animaux, 11, 46;
  - production: en utilisant les résidus issus de la transformation du poisson pour l'alimentation de l'homme, 231; impact écologique, 72; stable à la suite de contrôles sur la pêche, 232-233
  - utilisation d'acides aminés synthétiques comme substitut: 315
- *voir aussi* Pêche
- Fast food, *voir* Transition nutritionnelle
- Faune sauvage
  - conservation, 207, 286: couloirs de passage, 285; diminution de la pression par la production animale, 244; diversité génétique intra-espèces, 206; élevage de gibier, 245; intégration avec l'élevage, 285, 286, 293; PSE, 316;
  - maladies: détermination de la consommation, 244; perçue comme une menace pour le bétail, 228
  - menacée, 208: concurrence avec le secteur agricole, 209, 225-230, 244-245, 282; concurrence pour le pâturage, 226-227; extinction des prédateurs, 226-228; les monocultures offrent peu de nourriture et d'abris, 81; l'interaction avec bétail et maladies, 159, 230, 236, 409, 410; pesticides, 78, 177
  - *voir aussi* Habitats naturels
- FBA (Fixation biologique de l'azote), *voir* Azote
- Fermentation entérique
  - émissions de CH<sub>4</sub>, 126-127: émissions de GES, 127, 394; fermentation entérique, 106-108, 425; gestion des effluents d'élevage, **108-110**, 424-425
  - réduction des émissions de CH<sub>4</sub> grâce à l'amélioration du régime alimentaire, 134; alimentation du bétail plus équilibrée, 192-193
  - réduction des émissions de CH<sub>4</sub> par l'amélioration de la gestion du fumier, **136-138**: production de biogaz, 136, 194, 296, 315
  - *voir aussi* Aliments du bétail, Biogaz
- Flore sylvestre
  - conservation de la diversité génétique intra-espèces, 206
  - menacée par les pesticides: 78, 177, 209
- Foin, 41, 69, 200
- Foresterie, 126, 127
  - consommation d'eau: 147
  - durabilité: 318
  - expansion: 25, 66
  - *voir aussi* Forêts, Utilisation des terres
- Forêts
  - biome, 25, 36, 212: abritent le plus grand nombre d'espèces menacées, 209-210; avec une plus grande diversité d'espèces, 205-206, 207; forêts permanentes et fragmentation des forêts, 213
  - changement climatique: 88-89, 129



- déforestation, 210-211, 227, 241, 242, 258, 259, 285, 364: Amérique latine, 101, 308; augmentation de la surface cultivée aux dépens des forêts, 12, 24, 29, 50, 71, 91, 100, 101, 127, 129, 186, 208, 211, 241, 289, 296, 308; changement de la composition de la végétation et rendement d'eau, 186-187; effet des subventions, 259-260; extraction de la biomasse forestière, 186; flux de carbone, 100-101, 131; incitations économiques pour l'éviter, 132; menaces à la biodiversité, 243-245, 308; pâturages, 73, 309; prévisions sur l'évolution des forêts néotropicales qui seront remplacées par des terres cultivées, 73, 395-396; source d'émission de gaz, 3, 73, 91, 100, 307;
- effets des dépôts d'azote: 91
- fonctions des forêts: conservation de la biodiversité, 25, conservation des ressources en eau, 28, 186, 210, 285, conservation des terres, 29, 364; tendances actuelles, 25
- label écologique: 318
- services environnementaux, 28, 268: atténuation du changement climatique, 129; puits de carbone, 90, 131, 269; valeur environnementale des zones forestières reboisées inférieure à celle des forêts tropicales, 305
- typologies: permanente, 213; fragmentée, 210-211, 213, 241, 242-243; primaire, 25, 207, secondaire 73, 207, 290
- valeur économique: 28
- *voir aussi* Déforestation, Reboisement et Transition des forêts

#### Fourrages

- biomasse fourragère, 53-54: concurrence, 53; complémentarités, 54; prévision de la FAO, 53; secteur énergétique, 54; superficie de terres couvertes, 37, 305
- classification: 37
- impact sur la biodiversité: **225**, 228
- pollution des ressources en eau: 173-175, 188
- production, 32-33, **37-41**, 57, 309: consommation d'eau, 258, 429, coût de transport en termes de volume, 66; expansion, 85; intensive, 41, 163, 215; pertes d'azote, 119, 122
- *voir aussi* Céréales, Cultures fourragères

Fumier, *voir* Effluents d'élevage

#### Géographie

- de la demande en produits d'origine animale, *voir* Géographique transition
- de la situation de l'élevage en tant qu'élément clé pour analyser leurs interactions avec l'environnement: 32, 34, 35, 85

#### GES (gaz à effet de serre)

- causés par la déforestation: 90, 243
- causés par la dégradation des pâturages: 116-117
- causés par la production animale, 55, 85, 91, **126-127**, 240, 263, 301: concentration du bétail, 295; déchets et effluents d'élevage, 120, 126, **392**; plus élevés que ceux provenant des transports, **307**; respiration, **105**; transport de produits d'origine animale, **113**
- concentrations: actuellement 91, préindustrielles 91; prévisions, 88
- effet des pluies acides: 92
- émissions, **266-268**: augmentation, **311**; principaux gaz, 88, **91**, **126-128**
- réduction: agroforesterie, 134-135; atténuation dans le secteur de l'élevage, 135-136, 265, 291-292; crédits, **90**, 134, émissions 296; les consommateurs peuvent amener un changement vers la durabilité, **311-312**;
- *voir aussi* Changements climatiques, Pollution atmosphérique de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, Protocole de Kyoto

Graines oléagineuses, *voir* Cultures fourragères, Semences

#### Habitats naturels

- transformation, dégradation et destruction, **210-213**: acidification, 80; brûlage, 213; conversion en pâturages, 24, **71-73**, 83, 131, 207, 208, 211, 291, 311; détérioration, 80-81, 211; disparition d'espèces, 218, 242, **411-413**; écorégions menacées, 213; fragmentation et déforestation, 3, 207, 210, 213-214, 224, 240; perte de la biodiversité, 30, 73, 76, 82, 204, 221; pollution causée par les activités d'élevage, 237; zones côtières, 237-238
- *voir aussi* Biodiversité, Faune sauvage, Flore sauvage, Zones côtières, Zones humides, Zones naturelles, Zones sauvages,

Hormones, *voir* Médicaments, Santé animale

Huile de palme, 47, 210

Impact du bétail

- en tant qu'espèces exotiques envahissantes, 221-223: exclusion du bétail pour récupérer et protéger les écosystèmes, 199; réduction du nombre de subventions, 292
- sur la biodiversité, *voir* Biodiversité
- sur le changement climatique, *voir* Changement climatique
- sur le cycle de l'azote, *voir* Azote
- sur le cycle du carbone, *voir* Carbone
- sur le sol, *voir* Erosion
- sur les pâturages: 74, 163, 215-216, 224
- sur les ressources en eau: 163, 184, **187-189**
- variation selon les espèces, les produits et systèmes de production, 35, **126-128**, 308-310: le pâturage, 40, 50, 139, 168, 211, 216, 422
- *voir aussi* Carbone, Azote

Impact sur l'environnement

- activités d'élevage, **1-4**, 20-21, 61, 85, 128, 150, 164, 167, 177, 195, 221, 236, 242-243, 262, 294, 302, 305, 310, 315, 318, 320: atténuation et PSA, **190-198**, 201, 245, 257, 259, 295, 271; contribution à la crise de la biodiversité, **204-205**, 218, 220, 225, 228, 235, 237, 241, 242, 308-310, 410-413; contribution au changement climatique, à son atténuation et à ses conséquences, 89, 91, 98-99, **128-129**, 447 190, 220; culture de soja, 112; déforestation, 73, 101, 130; dégradation et érosion des sols, 70-71, 172, 180, 188, 240; développement durable, 311-312; émissions de GES, 72, 87, **95-97**, 101, 103, 108, 110, 117, 124-128, 311; engrais azotés, **95-97**, **113-116**, 119, 174-175, 296; épuisement et pollution des ressources en eau, **144-150**, 163, 172, 176, **183-186**, **187-189**, 237, 307-308; plus grand émetteur de gaz que les transports routiers, **111-113**, 307; potentiel de rétention du carbone, 130, 267-268; principal utilisateur de terres agricoles, 83; surexploitation de la biodiversité **225-234**; surexploitation des ressources marines, 231-233, 242; utilisation de médicaments, 160-162; utilisation de pesticides, 177-178
- atténuation: 256, 262, 263, 296
- évaluation: 33, 249, 308-309

– subventions et leurs effets: 259, 260

– *voir aussi* Evaluation de l'impact mondial

Incendies

- contrôle: 104
- dégradation des pâturages: 37
- émissions de GES: 104
- invasion de plantes ligneuses: 74, 217
- menace pour les écosystèmes: 208, 213, 219, 283, 411
- perte de productivité: 219
- *voir aussi* Brûlage

Indice de conversion

– *voir* Alimentation du bétail, Aquaculture

Infiltration, 207, 263, 313

- atténuation: 197-198
  - gestion des effluents d'élevage: 76-77, 294, 165-166
  - impact de l'élevage: 157, 166, 183-184, 198, 200-201
  - perte d'azote: 76-77, 80, 170, 175, 197, 294
  - perte de pesticides: 176
  - perte de phosphore, 165, 170, 175, 260: moins sujet que l'azote, 157
  - réduction: 71, 74, 82, 143, 180, 184, 186, 199
  - *voir aussi* Azote, Phosphore, Pollution de l'eau
- Influenza aviaire hautement pathogène (IAHP)
- maladies émergentes: 17, 228, 304
  - pays endémiques en Afrique et en Asie: 222
  - transmission par les oiseaux sauvages: 222, 223
  - *voir aussi* Oiseaux sauvages

Information

- application des avancées technologiques pour élaborer des situations complexes: 10, 249, **266**, 279, 295, 298, 318, 424, 426
- marchés: 18, 20, 272, 278
- problèmes environnementaux: 107, 134, 151, 201, 220, 241, 266, 281
- Initiative pour l'élevage, l'environnement et le développement (LEAD), 2, 18, 19, 77, 79, 100, 157, 241, 263, 294

Intégration verticale, 14, 17, 18

- expansion des supermarchés: **19-21**
- réduction des coûts: 18
- *voir aussi* Commerce, Unités de production

Intensification

- agricole, 45, 131: atténuation des émissions de CO<sub>2</sub> en évitant la déforestation, 130; baisse de la

- disponibilité en résidus, 45; impact sur la perte de biodiversité, 209, 215, 284; répond à la demande en aliments, 5; titres fonciers comme condition requise, 258
- conversion des espaces naturels: 24, 73, 131, 207, 208
- irrigation, 14, 78: augmentation des ravageurs, 52, 78, 131; coûts environnementaux, 78; dégradation des sols, **52-53**, **82**, 85, 245; durabilité, 320; effets sur la santé animale, 77; épuisement des ressources en eau, **150-153**, 318; impact sur la biodiversité, **80-82**, 209, 213-215, 217, 245, **282-284**, 308; impact sur le bilan en nutriments, 168-169; impact sur les ressources en eau, 198-199; sources ponctuelles de pollution pour les systèmes intensifs de production animale, 162-163;
- production animale: augmentation de la productivité, 17; basée sur des races très productives, 41; effets positifs et négatifs, **30-32**; impact sur le bilan en nutriments en Asie, 168-169; pénuries d'eau comme limite, 150; production d'aliments du bétail, **11-12**, 50-51, **78**; réduction de la déforestation, **130**; réduction du taux d'expansion de l'utilisation des terres pour le secteur de l'élevage, **83-85**, 268, 289; utilisation de terres pour la production d'aliments pour animaux, **33-35**, 37, 41, **213-215**, 400
- tendance, 20, 162: changements technologiques, **10-14**, **264-266**, 313; coûts environnementaux élevés, 252-253, 260; croissance démographique, 27; cultures fourragères, 11, 78; permet de réduire les prix 41; plus efficace, 254; réduction de son impact environnemental et social, 271, 314-315; remplace l'extension de l'utilisation des terres agricoles, **26-27**, 316; se renforcera à long terme, 264, 320; soutien comme outil de politique d'élevage, 264-265; utilisation des terres au niveau régional, 398
- *voir aussi* Utilisation des terres

#### Interactions

- entre l'environnement physique, les conditions biologiques et l'intervention humaine (biomes): 207
- entre la production animale et: la biodiversité, 242; la faune sauvage, 228, 230, 282, 285; l'environnement, 1-2, 247-248, 265; l'Homme, 304

Internalisation, *voir* Externalités environnementales

#### Intrants

- accès et fluctuation des prix: 18, 19-20, 28, 29, 65, 182, 259, 265, 298, 312, 314
- augmentation de leur utilisation: 29
- augmenter la production en réduisant leur utilisation: 192, 296-298, 313
- principes de base du secteur de l'élevage pour l'industrie de l'alimentation du bétail: 302, 304
- systèmes de production animale à faible intensité d'intrants: 12, 56, 96, 164, 291
- systèmes de production animale à forte intensité d'intrants: 18, 27, 67, 82, 151, 163, 172, 261
- tenir compte des externalités: 254-255, 257, 260-261, 291, 312-313, 319-320
- *voir aussi* Azote, Engrais, Pesticides

#### Irrigation

- augmenter la productivité: 27
- coût et gestion: 259, 275, 277
- cultures fourragères: 52, 152-153, 190-191, 258, 424
- impact sur l'environnement, 98: améliorer l'efficacité de l'irrigation, 155, 182, 191-192, 259, 272; contamination des aliments, 160; moins important par rapport à l'eau utilisée pour l'élevage, 147, 258, 280, 291; pollution des ressources en eau, 175
- systèmes: 182, 273, 274, 277, 279

#### Labour de conservation, **130-132**

- réhabilitation et rétention du carbone: 131-132

#### Lait

- consommation, 8-9: Asie, 10; certification de sécurité et de durabilité, 252, 313, 319; commerce, 67; concentration du commerce, 19; demande croissante 2, 66; libéralisation du commerce et impact sur l'environnement 262; limitations, 10; mondiale, 60, 66-67; nutrition, 304; pays de l'OCDE, 14
- production, 10, 12, 14, 35, 58, 60-61, 148, 252, 302, 308: amélioration des races, 12-13, 233, 234; Chine, 15; consommation d'eau, 145, 149, 188, 298; économies d'échelle, 18-19; forte consommation d'énergie, 98, 113, 135; intensive, 40, 41, 66, 83, 151, 289; pâturages et charge en nutriments, 315-316; pollution, 237; pollution des ressources en eau, 161, 170-171; mondiale, 13, 15, 310; tenir compte des externalités, 319; terres utilisées pour la production, 83, 84, 418-422; utilisation des déchets, 48;

- rétention d'azote: 119-120
- secteur laitier: deuxième principal responsable des émissions de CO<sub>2</sub>, 111; émissions, 107-113, 124, 391, 392, 421-422; faible productivité dans les régions tropicales pour les systèmes de production mixte, 60; gestion des déchets, 422-424; meilleure connexion avec la terre, 256, 260, 309; niveaux élevés de subventions, 248, 261; teneur en azote et phosphore dans le fumier, 154; utilisation d'aliments concentrés, 11; utilisation intensive de main d'œuvre, 309
- *voir aussi* Produits d'origine animale
- LEAD, *voir* Initiative pour l'élevage, l'environnement et le développement
- Légumes
  - alimentation du bétail: 45-46, 261, 417
  - alimentation humaine: 9, 36
- Légumineuses
  - cultures fourragères: 41, 46, 117, 125, 127, 285, 307
  - fixation de l'azote: 113-114, 134
- Libéralisation
  - commerciale, 6, 14, 261: impacts environnementaux, **262-263**
  - économique: 29
- Liste rouge des espèces menacées
  - Union internationale pour la conservation de la nature (UICN): 209, 242
- Luzerne, 69, 117, 224, 226
  - utilisation d'azote et de phosphore: 76, 196, 235, 239
  - à l'origine de l'anoxie et potentiellement toxiques: 156, 235
  - de la pampa au chardon, à la luzerne, au soja: 226
  - *voir aussi* Eutrophisation
- Maïs
  - amélioration de l'absorption et de la réduction de l'azote et du phosphore dans les fécès: 192
  - biocarburants: 54
  - commerce: impact limité sur la libéralisation, 262; niveau régional, 68, 405;
  - production d'aliments du bétail, 12, **42-44**, 55, 95-96, 120, 305, 365, 368, 381: augmentation, 49, 52, 151; CO<sub>2</sub>, 98-99, 102; demande par région, 43, 44, 68; énergie utilisée, 99, 112; expansion de la surface cultivée, 96; pollution des ressources en eau, 156, 177; prédominante au Brésil et aux États-Unis, 42, 44, 178; relocalisation des systèmes de production animale à proximité des zones de culture, 65; rotation des cultures avec le soja, 214, 426; systèmes de production animale biologique, 132; surface des terres utilisées pour la culture, 73, 78, 211, 415; utilisation de l'eau, 80, 151-153, 187-188, 191-192; utilisation d'engrais azotés, 96, 125; utilisation d'herbicides, 177, 178-179
  - protection des variétés: 225
  - *voir aussi* Aliments du bétail
- Maladies
  - affectant les animaux, *voir* Santé animale
  - affectant les humains, *voir* Santé publique
- Malnutrition, *voir aussi* Transition nutritionnelle
- Mangroves
  - conversion à l'aquaculture: 208
  - impact de la pollution: 77, 79
  - sensibilité au changement climatique: 219
- Mécanisme pour un développement propre (MDP), 266-268*
  - additionnalité des projets: 268
  - projets d'énergie renouvelable: 267, 268
  - réhabilitation et gestion durable des forêts: 269
  - rétention du carbone dans les sols: **268-271**
  - *voir aussi* Emissions
- Médicaments
  - antibiotiques: résidus, 16; résistance, 161, 236; utilisation non-thérapeutique, 160
  - hormones: bovins, 160; effet des résidus sur la santé humaine, 161; présence dans les effluents d'élevage, 236
  - métaux lourds, **161-162**: alimentation du bétail 161, 315; résidus dans le fumier, 162
  - résidus, 153: pollution des milieux aquatiques, **160-161**, 163, 236, 276
  - *voir aussi* Santé animale
- Mesures d'incitation
  - fiscales: 19, 65, 254-255
  - *voir aussi* Subventions, Taxes,
- Métaux lourds
  - alimentation des animaux, 295: présents dans les aliments du bétail, **161-162**; ration plus équilibrée et diminution dans le fumier, 193

- déposés sur les terres agricoles, 163, 167, 188, 208, 294: bioaccumulation, 198; effluents d'élevage, 153, 315; pollution des ressources en eau et eutrophisation, 212, 235-236, 276, 308

Météo, *voir* Changement climatique

Méthane, *voir* CH<sub>4</sub>

Mondialisation

- facteur de changement: 28
- impact sur la diversité génétique: 209, 227
- motive le commerce: 28

N, *voir* Azote

NH<sub>3</sub> (ammoniac)

- atténuation, 255, 264, 294, 313: l'atténuation repose sur les agriculteurs, 139; options pour éviter la volatilisation, **138-139**
- émissions issues du secteur de l'élevage, 80, 113, 115, **128**, 205: Chine, 80; fertilisation des cultures fourragères, 80, **116-117**, 156; fumier déposé et épandu, 91, **120-126**, 156, 307; pertes et déchets, 116-117, **119-120**; pollution des sources d'eau, **118-119**, 237, 308; production d'engrais, 95-97; tanneries, 171-172;
- impacts sur l'environnement: pluies acides, 92; nitrifié et déposé dans le sol, 92, 115-116, 118; transporté par le vent, 80, 117, 123, 138
- pollution atmosphérique: **92**, 115, 263

NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub> (bicarbonate d'ammonium), 116

- engrais le plus important en Chine: 80, 116

NO (oxyde nitrique), 115-116, 120

NO<sub>x</sub> (oxydes d'azote), 80, 104, 237, 264

N<sub>2</sub>O (oxyde nitreux)

- atténuation : options pour éviter les émissions 136, **138-139**: inhibiteurs de la nitrification, 139; la réduction repose sur les agriculteurs, 139
- émissions provenant du secteur de l'élevage, 119, 127, 129, 156-157: gestion du fumier, 120, **120-126**, 156; issues du fumier selon les espèces et les systèmes de production animale, 392; régies par la température et l'humidité du sol, sol 116, 123
- GES, 81, 88, 91: concentration atmosphérique, 115; dénitrification du sol, 114, 121; diminution de la couche d'ozone, 115; potentiel de réchauffement planétaire (PRP), 81

- impacts sur l'environnement: acidification des sols, 80, 156; nouvelle évaluation des émissions d'oxyde nitreux, 123; transporté par le vent, 80
- utilisation d'engrais azotés, 115-117: effets différents dans les écosystèmes de l'hémisphère nord et des tropiques, 116; production de légumineuses fourragères, 117

Nutriments

- aération: 87, 139, 196
  - anoxie: 156
  - apport et déjection par espèces animales, 121, **154**, 193; amélioration de l'alimentation du bétail: bilan, 193
  - approche budgétaire des nutriments pour atténuer la pollution: **297-298**, 315
  - charge, 235, 237, 309-310: à l'origine de la pollution des ressources en eau et de l'eutrophisation, 92, 144, **154-157**, 163, 182, 188, 235, 238, 257, 307; la plus élevée dans les systèmes de production mixte, 155; plantes de porcs et de volailles, 79, 157, 239; principalement due à la production intensive de pâturage, 40-41, 68, 76-77, 155, 166-167, 294; réduction 27, 198, 255, 259, 265, 276, **294-296**, 314-315
  - dégradation des sols, accumulation et élimination des nutriments: 75-76, 80, **103-105**, 164-166, 168, **173-175**, 194, 208, 308
  - demande biologique en oxygène, *voir* DBO
  - demande chimique en oxygène, *voir* DCO
  - hypoxie: 237-239
  - niveaux excessifs dans l'eau: 156-157, 182, 235, 237-239, 276
  - recyclage des nutriments accumulés dans les déchets: 54, 56, 139, 164, **182-196**, 320
  - *voir aussi* Alimentation du bétail, Fumier, Oxygène (O)
- Nutrition, *voir* Alimentation humaine, Transition nutritionnelle

Obésité, 9, 306

- *voir aussi* Transition nutritionnelle

OGM

- sécurité sanitaire des aliments d'origine animale: 55
- *voir aussi* Alimentation humaine, Transition nutritionnelle

Oiseaux sauvages

- en tant qu'externalité positive: 249

- influenza aviaire: 17, 222-223, 228
- menacés par les activités agricoles à grande échelle, 210
- routes migratoires: 222-223

### Organismes nuisibles

- associés à l'intensification: 52, 78, 131
- associés au changement climatique: 53, 219
- contrôle intégré: 131, **244-245**, 315
- espèces sauvages considérées comme des nuisibles: 284-285
- perte de productivité: 219
- pollution des ressources en eau par les pesticides utilisés pour la lutte contre les nuisibles: 214

### Orge

- production pour l'alimentation du bétail: 96, 151, 152, 368, 370, 383, 427
- utilisation de l'eau dans la culture, 151

### Ovins

- impact historique de l'augmentation de la demande en laine: 221
- production, 16: coût d'opportunité de la terre, 29; effets sur le sol, 184, 225; généralement extensive, 309; laine morte, 149; Nouvelle-Zélande, 29, 260
- *voir aussi* Ruminants

Oxyde de phosphore, *voir* P205

Oxyde nitreux, *voir* N2O

P *voir* Phosphore

P205 (anhydride phosphorique, oxyde de phosphore)

P205 (anhydride phosphorique, oxyde de phosphore)  
contribution de l'élevage: 168, 169, 297

P205 (anhydride phosphorique, oxyde de phosphore)  
contribution des engrais minéraux: 174

### Paiements

- conservation de la biodiversité: 280, 289, 316
- pollution: 276
- pour services environnementaux (PSE), *voir* Services environnementaux
- rétention du carbone, *voir* Carbone

### Pampas

- de la pampa au cardon, à la luzerne, et au soja: 226-227
- transformation et espèces envahissantes: 226

### Parcours

- dégradation, 37, 70, **50-52**, **73-76**, 89, **183**, 224, 305: abandon et conversion en pâturage, 52, 217-218, 284; affecte la biodiversité, 208, 241-242, 308; à l'origine de l'érosion du sol, **74**, 81, 91, 307; changements de la végétation suite au surpâturage, 74, 180, 205, 210, 242, 252; critique en Afrique, 31, 70, 183; désertification et émissions de CO<sub>2</sub>, **103-106**, 126; expansion agricole, 37; facteurs, 132, 289; inverser la dégradation, **132-134**, 200, 260, 269; la limiter, **291-294**; pertes d'azote, 125; pollution des ressources en eau, 153, **163-170**, 307; zones précédemment déboisées, 289
  - expansion: conséquences environnementales, 74, 291; conversion des habitats naturels, 24, 66, 71, **211**; déforestation, 74, 100-101, 305, 309; désertification, 73; érosion, 74; superficie des terres couvertes, 26, 37, 399
  - extensifs: dans les zones à fort potentiel, 40; dans les zones marginales, 29, 40; production animale extensive, 309
  - gestion intensive, 83, 244: conséquences pour la biodiversité des prairies, **215-216**; fertilisation chimique, organique et émissions, 96-97, **116-118**, 123, 126, **138-139**, 174, 285, 423; nouvelles formes de gestion, 268, 283, 313
  - marginaux: 29, 37, 153, 298, 305
  - paysages de parcours boisés: 218
  - production, 37: augmentation et limites, 50-51, 219; dans les climats tempérés, 75; productivité primaire, 40, 364, 399
  - résilience: 74
  - services environnementaux: 249, 316, 320
  - surpâturage, 73: production animale extensive, 21; régimes de propriété commune, 291
  - *voir aussi* Pâturage
- ### Pâturage
- atténuation de l'impact, **198-199**, 218, 243, 256, 269, 313, **315-317**: effets positifs du pastoralisme sur la biodiversité, 285-286; incitations économiques, 292, 316; pâturage orienté vers la génération de services, 287-288; production intégrée, 244; traditionnel influe positivement sur la biodiversité des parcours, 215
  - augmentation: 50
  - changements technologiques et diminution des terres: 34

- extensifs: faible productivité, 313; impact, 292, 294; les réorienter vers la prestation de services environnementaux, 244, 284, **315-317**; libération du carbone organique des sols, 269; modification des flux d'eau et augmentation du ruissellement, **183-186**, 217
- impact sur l'environnement, 3, 40, 50, 139, 211, 216, 424: bassins versants et zones riveraines, 198-199; désertification, 74; érosion 184-186; interaction avec la végétation et invasion d'espèces ligneuses, **215-217**; source non ponctuelle de pollution provenant des parcours et des terres arables, 163-170; teneur en azote, 123
- intensive et dégradation des terres, 170
- superficie de terre: 73, 183, 240
- systèmes de, 58-59, 108, 145, 150: accès, 38; classification, 40; diminution aux États-Unis, 34; impact, 50, 139, 168, 211, 216, 422; productivité, 49, 60; taxes, 312; terres de, 33, 37;
- voir aussi Parcours

#### Pâtures

- accès aux pâtures communes: 292
- amélioration de la qualité nutritive: 10, 283
- demande: 33
- expansion, 33: changements dans l'utilisation des sols, 24, 50; conflits pour leur récolte, 25, moins de terres destinées aux cultures et plus de terres destinées au pâturage, 26; expansion dans les forêts néotropicales, 395, 396
- menacées par les mauvaises herbes envahissantes: **225**
- naturelles: 19, 39, 52, 56, 100, 217, 223, 283, 427
- permanents: 37, 208
- production, 37-40, 96: augmentation de la surface dédiée, 50; biomasse récoltée, 37; coûts d'opportunité, 427; croissance de la productivité 10, 29; fertilisation, 96; intensive 40-41; menacées par les espèces envahissantes, 224-225; risque dans les terres arides et froides, 386
- restants 66
- terrain avec du potentiel: destinés aux zones urbanisées, 51; pour d'autres usages, 50, 370; utilisation actuelle prédominante, 400

#### Paysage naturel

- conservation, 217-218: pour la conservation de la biodiversité, 214; réhabilitation, 134

- gestion: intégration de la production animale, 283; pour la conservation de la biodiversité, **282-285**
- hétérogénéité spatiale: 218 452
- rôle dans la rétention de carbone: 214

#### Pêche

- augmentation de la biomasse planctonique et de la mortalité des poissons: 155, 235
- contrôle: éco-étiquetage, 318; stabilisation de la production de farine de poisson par le contrôle de des quotas et des captures, 232-233
- excessive, **230-233**: demande pour la farine de poisson pour l'alimentation du bétail, 21, 72, 230; diminution de la biomasse de poissons prédateurs, 230; espèces cible, 230; pêche au bas de la chaîne alimentaire marine, 230-231; surexploitation en raison de la pression du secteur de l'élevage, 204, 208, 221, 225-226, 230, 233, 240, 242, 315
- productivité de l'eau: 191
- voir aussi Produits de la pêche

#### Pentoxyde de phosphore, voir P2O5

#### Pertes historiques de carbone

- des sols: 130, 133
- inverser le processus: **132-133**
- restitution, **130-132**: à travers l'agroforesterie, **134-136**
- voir aussi Carbone

#### Pesticides

- classes: 176, 177, 237: avec des effets œstrogéniques, 161, 236
- impacts sur l'environnement, 263, 308: bioconcentration et bioamplification dans la chaîne alimentaire, 177; consommation d'énergie et émissions pour la production, 98; effets écotoxicologiques sur la faune sauvage, 78, 177, 209, 212, 214, 237; persistance et contamination des sols, 172, 177, 237, 298; pollution des ressources en eau 176, 182, 188-189, 236, 276; résidus, 16; résistance, 78; taxes sur la pollution, 98; volatilisation, 176
- utilisation, 176: accroître la production en diminuant leur utilisation, 296-297; culture de conservation, 265, 285; dépendance de l'agriculture, 176; production d'aliments du bétail, 78, 163, **176-179**; restrictions à leur commercialisation, 298 454; utilisation croissante dans les économies émergentes et déclin dans les pays développés, 298

### Phosphore

- atténuation: **197-198**
- consommation agricole mondiale: 80, 165, **173-174**
- déchets issus du secteur de l'élevage: dégradation des sols, 75, 182; émissions dues à l'excès de nutriments, 80, **153-154**, 168, 227, 276, 311; fertilisation, 80, 116, 157, 166, 175, 177; fumier, 122-123; infiltration 157, 165-166, 175; ruissellement, pollution et eutrophisation des sources d'eau, **76-77**, 80, **154-156**, **157**, 235, 308; terres agricoles fertilisées avec du fumier, 165, 166, 167

### PIB

- agriculture: 14, **302-303**
- mondial 7, 302
- par habitant, par région: 7
- relation avec la production animale: 173, 253, 302

### Pluies acides, 92, 205, 208, 235, 237, 307

- *voir aussi* Acidification, Pollution atmosphérique

### Politiques d'élevage

- défis, **318-320**: besoins, 2 ; défaillances du marché, 249-250; défaillances politiques, 250; interaction entre l'élevage et l'environnement, 248-249; nouvelles alternatives de soutien à la production, 263; production animale et services environnementaux en concurrence, 310
- formulation, 2, 247, 285, 295, 302, 319: associées aux politiques macro-économiques, 262-263; contexte normatif, 85, 247; coûts et bénéfices, 251; définir les droits et obligations, 255; en relation avec le développement économique, 214, 251, **252**, 283; étapes d'élaboration, **252-254**; exigences environnementales, 2; interaction entre les personnes, le bétail et l'environnement, 255, 318; obstacles, 247-248; subventions, 253-254
- instruments, 256-266: base juridique, 249; contrôler l'expansion vers les écosystèmes naturels, 288-289; corriger la distorsion des prix des ressources naturelles, 257; développement de règlements, 263-264; développement institutionnel, 266; élimination des subventions, 259; fixer un prix raisonnable de l'eau, 258-259; incitations économiques, 313, 315; information, 266; limiter les besoins en terres du secteur de l'élevage, 256-257; promotion de la recherche et vulgarisation dans les technologies de pointe, 264-265, 298; renforcer les titres fonciers, 258; zonage des terres, 289

- mise en œuvre: impact sur l'environnement des réformes en Nouvelle-Zélande, 260
- objectifs, 251, 253: alléger la charge environnementale de l'élevage, 247; nouveaux changements technologiques et de gestion, 255-256, 264-265; selon le degré de développement économique, 252-253
- principes pour leur conception, 249: approche intégrée, 2, 279; combinaison entre les approches réglementaires et les instruments économiques, 254-255; inclusion et participation, 250-251; principe de précaution, 250; principe de subsidiarité, 250
- ressources naturelles: eau, 275-277; biodiversité 280-284
- *voir aussi* Cadres de décision

### Pollution atmosphérique

- appauvrissement de la couche d'ozone: 115
- atténuation, **128-129**, 317: par le biais de réglementations, 263
- causée par des activités anthropiques: 87, 92, 128, 306
- pluie acide: 92
- rôle du secteur de l'élevage, 87, 317, contribution au changement et à son atténuation, 128-129, dépôts d'azote et acidification, de 92, émissions d'azote, 115
- rôle du secteur industriel, 92
- *voir aussi* Changement climatique, Couche d'ozone, GES

### Pollution de l'environnement

- atténuation, 320: difficulté dans l'application des règles, 248; en fonction de la réglementation, 263-264; taux, 248, 276, 313; utilisation des subventions, **259-262**
  - en relation avec la libéralisation du commerce: 262-264
  - impact sur la biodiversité: 204, **234-240**
  - péri-urbaine et dégradation des terres: 48, 70, **76-77**
  - sources non ponctuelles dans les pâturages et les terres cultivables, 163-170
  - sources ponctuelles dans les systèmes de production animale intensifs, 162-163
  - *voir aussi* Impact de l'élevage, Sources de pollution
- ### Pollution des ressources en eau



- atténuation, **190-201**, 302: améliorer la collecte et le traitement du fumier, 194-197; clôtures et zones de conservation, 200; crédits, 276; établissement des normes de qualité, 275; exclusion du bétail, 199; meilleure gestion des déchets, 192-198; PES, **278-279**; placement de points d'eau, 199; réglementations pour contrôler la pollution, 275-276; sanctions, 276; suivi des impacts, 276; taxes, 272; utilisation de fumier comme engrais, 164-165
- augmentation des rejets, 76: densité des animaux et charge de nutriments, 294-295. eaux souterraines 441, 77; érosion induite par le bétail, **178-180**, 182; flux mondiaux de l'eau, 190; infiltration, 76-77, 166, 170, 175-176, 294; production intensive d'aliments du bétail 172-176, 307; réduction de l'oxygène dans l'eau par le COT, **157-158**; rejets d'azote et de phosphore, 157, 177, 239, 310; rejets des effluents d'élevage, 3, 76, 142, 156, 170, 237, 276; résidus de pesticides, 176-177; sédimentation des terres agricoles, 81; utilisation de fumier comme engrais organique, 172, 196-198; utilisation d'engrais minéraux, **172-176**
- biologique, 158: agents pathogènes viraux et bactériens, 158-160; maladies par le biais de vecteurs aquatiques, 4
- causée par la production animale, 144, **153-182**, 236, 307-308: abattoirs, **170-171**; déchets animaux, 85, **153-155**, 170-172, 199, 205; sources d'eau contaminées par l'azote, 118-119; principale source de pollution des ressources en eau, 301; stimulation de l'eutrophisation par un excès de nutriments 76, 154-155, 169, 172-173, 237, 310; tannage, 171-172;
- écosystèmes d'eau douce: 207-208
- écosystèmes marins et côtiers: 205, 208
- perte de biodiversité: 234-236, 308
- voir aussi Eau, Eaux usées, Infiltration,
- Population mondiale
  - apport alimentaire, 36, 209, 306 maladies, 304, 306
  - croissance-5, 316
  - distribution: 363
  - prévision: 5, 34, 143, 320
  - rareté de l'eau: 143
  - rurale: 6
  - urbaine: 6
  - vieillissement: 5
- Porcins
  - alimentation: additifs pour améliorer la digestibilité des céréales et diminution du taux de métaux lourds dans les fèces 160, 193-194; composition de la ration alimentaire, 45: consommation d'aliments concentrés, 11; indice de conversion alimentaire, 13
  - concentration géographique: Brésil, 19, 63; densité de la population mondiale par région par rapport aux terres agricoles et à la population humaine, 403; distribution mondiale, 379, 382; distribution mondiale de la production industrielle, 377; France, 64; Viet Nam, 64
  - déchets: 121, 157, 188
  - facteurs culturels de la consommation: 10
  - gestion des déchets, 121, 188: contribution de l'azote et du phosphore aux systèmes hydriques, **157**
  - modèles de distribution: 61, 62
  - production: amélioration génétique, 12; besoins en eau, 145-146; extensive, 310; impact, 225; mondiale, 60; systèmes industriels, 60, 424
- Post récolte, 14, 98
  - amélioration de la technologie: 10, 14, 34
  - potentiel d'économies d'échelle: 18, 98, 312, 119-120
  - réduction des pertes: 10, 18, 34, 312
- Potentiel de rétention du carbone, voir Carbone
- Prairies, 37
  - bisons: 223
  - écosystèmes menacés, 71, 74, 75, 207, 208, 228: Argentine, 226; dégradation des terres communautaires, 291; désertification et invasion par des espèces ligneuses, **215-217**; impact de l'élevage, 176, 184, 215-216; invasion par des espèces exotiques, **223-224**; pollution, 163;
  - fourniture de services environnementaux, 258, 286: rétention du carbone, 132, 133
  - gestion: amélioration des pâturages, **198-199**, 201; baisse de la pression sur l'environnement, 265; brûlage, 104, 213; conversion à l'agriculture, 208; pâturages permanents, 37
  - Pression environnementale, 261, 288-298
  - voir aussi Stress
- Prix
  - contrôle: 250
  - des aliments en baisse grâce à l'intensification: 41, 49
  - des ressources naturelles, 85, 268: augmentation de l'efficacité, 312, 313, 320; compenser les externalités,

- 263, 265, **312-313**, 319; de la terre, 33, 77, 286; de l'eau, **271-275**, 278, 293, 298; distorsion, **258**, 266, 294; faibles par sous-valorisation, 255, **257**; intrants, 173, 197, 255, 305
- fluctuation: 18
- libéralisation du commerce: 262
- produits d'origine animale: concurrence forte, 20; cycle du bétail, 262; faible pour les volailles, 11; relation avec les coûts de production, 261, sécurité alimentaire, 304-305; soutien, 261; subventions accordées aux petits producteurs, **17-19**, 259, 305
- stabilisation: 263
- Producteurs, 76, 200, 234, 251, 252, 295, 303, 315
- de petite taille: 2, 14, 17-19, 47, 55, 79, 135, 182, 251, 252, 254, 270, 296, 305, 314, 315, 319
- prise de décisions ayant des effets sur l'environnement: 55, 73, 132, 165, 178, 182, 192, 193, 198, 263, 270, 272, 277, 286, 297, 313, 316
- relations avec les consommateurs: 18, 247-248, 252, 305
- *voir aussi* Unités de production
- Production animale
- atténuation, 16, 19: accroître l'efficacité de l'utilisation des ressources, 254, 320; en raison de la demande de produits d'origine animale, 33, 63; la croissance de la production animale augmente la demande en terres et son intensification la diminue, 34-35; réduction de l'impact environnemental et social, **314-315**; zonage et durabilité, 295
- *facteurs qui la façonnent*, **5-14**: i) transition démographique, **5-6**; ii) croissance économique, **6-8**; iii) transition nutritionnelle, **8-10**, iv) changements technologiques, **10-14**
- industrielle, 13-14, 57-58, 60, 191, 256, 265, 282, 373, 423: accélération des changements technologiques, 313-314; besoin en eau, 145, 310; dans les pays en développement, 60; décentralisation, 315; déchets, 170, 192; effet négatif sur le développement rural, 77; émissions de GES, 127, 268, 308, 392; fourniture de viande, 245; pollution des ressources en eau, 156, 239, 308, 309, 310; marges pour augmenter la productivité, 313; méfiance générée par les maladies animales émergentes, 54; protagoniste dans les problèmes environnementaux, 2-3, 189, 239, 276, 295-296, 311, 319; systèmes de production industrielle hors sol, **59-60**; rendement économique, 77, 295;
- intensive, 2, 57-58, 63, 162, 284: besoins d'aliments de qualité, 45; besoins en eau, **144-146**; caractérisée par la séparation entre les zones de production animale et les zones de production d'aliments du bétail, 294; gestion des déchets, 296; le bétail auparavant utilisateur passif de la terre en est devenu un utilisateur actif, 85; revenu par unité de produit, 77; sources de pollution ponctuelles pour les systèmes intensifs de production animale, 79, 80, 128, 162-163, 294; tendance à sa consolidation, pour être durable, 320
- monogastriques, 59, 256, 375: augmentation dans les pays en développement, 16, 41; concentration industrielle 16, 32, 58, 60, 62, 66, 310, 376, 377; déplacement de la production de ruminants, 126; diminution de l'utilisation de la farine de poisson, 231, 232; développement plus rapide et recherche appliquée en nutrition, 62, 231-232; historique des modèles de distribution des différents ruminants, 35; modèle de distribution en Asie, 168, 48; utilisation d'aliments qui nécessitent de grandes quantités d'eau, 151, 189, 190; utilisation de l'électricité, 98; taux de conversion des aliments du bétail, 11, 16, 41, 49, 311; touchés par l'influenza aviaire hautement pathogène (IAHP), 222
- superficie terrestre concernée: 3, **32-35**, 37, 49, 305, 306, 316
- systèmes de production animale: classification selon la FAO, **56-60**; correspondance avec les opportunités agroécologiques, 56; dépendance par rapport au transport, 66-67; distribution mondiale, 373; en fonction de la concentration géographique, 76; localisation en fonction de la relation entre la demande, les ressources, le capital et la technologie, 55-56; population et élevage selon les systèmes de production animale, 58, 59; population et production animale par zones agroécologiques, 61; réinstallation en fonction de la zone de production de fourrage, 65-66; répartition géographique des espèces de bétail par zones agroécologiques, 60; sans terre, 33, 48, 57-58, 63, 65; tendance vers des systèmes intensifs, 66
- *tendances*, **14-21**: i) croissance de la production animale et de la consommation dans le sud et

- stagnation dans le nord, **14-17**, ii) augmentation de la taille des unités de production et marginalisation des petits producteurs, **17-19**; iii) concentration de la croissance de la production, **19**; iv) intégration verticale du commerce, **19-20**; v) résumé des tendances, **20-21**
- *voir aussi* Transition géographique, Utilisation de la terre
- Produits alimentaires
- accroissement et diversification de la demande: 5
  - d’origine animale, *voir* Produits d’origine animale
  - prix 244: augmentation prévue en raison de la dégradation des terres, 32; baisse historique, 9-10, 41;
  - recyclage pour l’alimentation du bétail: 48
  - *voir aussi* Alimentation humaine, Transition nutritionnelle
- Produits d’origine animale
- commerce, 67: augmentation, 17, **69-70**; besoin constant de refroidissement, 19, 304; concentration du commerce, 19-20; importation, 17; marchés de détail, 14, 20, 48, 112, 304; pourcentage par produit, 67;
  - consommation: Asie, 10; Chine, 7; consommation passée et prévue, **9**; facteurs sociaux et culturels, 10, 36
  - développement impact, 65, 148-150, 170-172, 249, 310: absence de recouvrement environnemental et prédominance des incitations, 263; augmentation des prix par inclusion des externalités, **312-313**; consommation d’eau pour la préparation de la viande, 149, 170; consommation d’eau pour le tannage, 149-150, 171; coût de l’énergie utilisée par produit, 111; déchets, 170-172; de plus en plus tributaire des transports, **66-68**; énergie utilisée aux États-Unis, 99, 112; perte de biodiversité, 205; pertes en azote, **119-120**; selon les espèces et les systèmes de production, 308-310; subventions, 248; utilisation de la terre par unité de production, 34
  - émissions de carbone, 91, 103: production, **111-112**; transport, **112-113**
  - géographie de la demande, 14, 24, **35-36**, 311: augmentation de la demande, 5, 15, 20, 36, 190; augmentation des revenus comme stimulant, 6; baisse des prix, 9-10, 245, 457, 254; la Chine au centre de la demande, 33; les produits d’origine animale et les services environnementaux sont deux exigences, 310; production animale intensive en réponse à la demande croissante, 56
  - nutrition, **303-304**: apport en protéines, 303; assimilation d’azote, 119-120; OGM, 55; principe de précaution, 54, 55; sécurité 55, 253; sécurité alimentaire, **304-305**
  - *voir aussi* Viande, Lait
- Produits de la pêche
- alimentés avec des aliments semblables à ceux utilisés pour le bétail: 50
  - écoétiquetage: 318
  - remplacement des produits de l’élevage: 50
  - *voir aussi* Pêche
- Produits forestiers, 29, 208, 269
- Propriété de la terre
- accès: conflits, 24; États-Unis, 39; pâturage, **38**; renforcement de la titularisation comme instrument de politique d’élevage, **258**; servitudes écologiques, 281
  - prix: correction de la distorsion des prix comme outil de politique d’élevage, 257; coûts d’opportunité, 19, 29, 40, 66, 229, 316
  - propriétaires en tant que protecteurs de la biodiversité: **281-282**
  - relation avec les droits à l’eau: 259
- Protéines
- approvisionnement total: le secteur de la viande en comporte le plus grand nombre, 294; d’origine animale, 36, 303, 306; d’origine animale par région, 400; régime végétarien, 239; viande de brousse, 244;
  - consommation: alimentation de l’Homme, 6, 35, 36, 190-191; alimentation des animaux, 11, 46, 47-48, 304, 315, 306
  - efficacité de conversion chez les bovins: 120, 138, 192, 193, 297, 310
  - *voir aussi* Alimentation de l’Homme, Alimentation du bétail
- Protocole de Kyoto*, 65, 89, **90**, 106, 266-267, 270
- *voir aussi* Changement climatique, GES, Mécanisme de développement propre (MDP), Pollution atmosphérique
- PRP (potentiel de réchauffement planétaire), *voir* Changement climatique

PSE, *voir* Services environnementaux

Puits de carbone

- correction de la distorsion des prix: 257
- rétention du carbone atmosphérique: 90, 92-94, 129, 267

Races

- amélioration: **12-13**, 41, 84, 284
- diversité intra-espèces: **206**
- érosion de la diversité génétique: 226, **233-234**

Reboisement

- conversion des terres agricoles abandonnées en forêts: 29, 30, **217-218**, 243
- expériences: Asie, 30; Brésil, 269; Chine, 25; Etats-Unis: 30; Europe 30; Japon, 30; projets liés à l'UTCATF, 267, 268
- rétention du carbone 90, 269
- terres forestières: 25, 29, 269, 305
- une biomasse importante peut appauvrir le sol, 198
- *voir aussi* Forêts, Transition forestière

Récifs de corail

- menacés par la pollution de l'eau: 182, 204, 208, 235, 237, 240
- vulnérables aux changements climatiques: 219

Recyclage, *voir* Agro-industrie, Alimentation du bétail, Effluents d'élevage

Réduction certifiée des émissions (URCE), *voir* Emissions

Réhabilitation

- des prairies, *voir* Prairies
- des terres, *voir* Terres

Rejet

- d'azote: 128, 166, 175, 177
- de métaux lourds: 167
- de phosphore: 166, 175, 177 443
- des eaux usées: 76, 142, 156, 170
- des effluents d'élevage: 157, 164, 180, 199, 205, 236-237, 276
- *voir aussi* Eaux usées, Pollution des ressources en eau

Répartition géographique

- demande en produits alimentaires: 35-36
- espèces d'animaux d'élevage: 60-62, 65
- intégration de la production: 294-295

– maladies: 4

- production animale et de ses systèmes: 33, 35, 55-56
- tendances historiques et modes: 56-63, 296
- terres arables: 26, 83
- *voir aussi* Transition géographique

Reproduction animale

- destruction des habitats de reproduction: 208, 215, 219
- races plus productives: 12, 234
- utilisation de marqueurs d'ADN: 12

Résidus

- aliments d'origine animale: chimiques et pesticides, 2, 16, 176, 298; médicaments, 160, 236, 315; microorganismes pathogènes, 16
- émissions: 109, 118, 119, 243, 315
- gestion de l'alimentation des animaux, 85, 126, 151: agro-industrie, **48**; cultures, 11, 15, 19, 36, 49, 131, 309; domestiques 32, 36, **48**; les cultures, 41, **44-45**, 48, 54, 56, 100, 102, 103, 120, 121, 191-192, 417;
- pollution de l'eau: 153, **160-161**, 163, 172, 199, 276
- production animale: agents pathogènes, 236-237; principale source de pollution par les déchets, 3, 76, 77, 235; produits d'origine animale, 16; réservoir de carbone dans le sol, 131; toxicité, **236-237**
- *voir aussi* Médicaments, Recyclage, Sous-produits

Résilience

- des écosystèmes: 32, 199, 282, 283
- pâturages: 74
- plus importante dans les écosystèmes biodiversifiés: 203, 206, 216, 234
- zones arides et semi-arides: 75, 215-216, 305

Ressources en eau

- impact de l'élevage: **187-190**
- pollution, 37: excès de nutriments et eutrophisation, 155; rejet d'azote et de phosphore provenant des terres agricoles fertilisées par du fumier, 166; rejets provenant du lisier de porc, 157; sécurité alimentaire, 141
- questions politiques, **271-280**: décentralisation de la gestion et de la participation, 279; développement des droits et des marchés, 277-278; fixation de prix correcteurs pour l'eau, 271; PES, 278-279; principes, méthodes et difficultés en matière de tarification, **272-275**

– utilisé par le secteur de l'élevage, **144-153**: augmentation en fonction du rendement des cultures, 39, 80, 143; épuisement, 30, 73, 76-77, 80, 89, 142; pollution, **153-170**; ressources de base et rareté, 136, 141

– *voir aussi* Eau, Utilisation de l'eau

#### Ressources naturelles

– atténuation de l'impact: allouer des prix adaptés et tenir compte des externalités, 85, 257, 259, 265, 312, 313, 319; influence de la consommation alimentaire consciente, 10, 266, 278; grâce à une meilleure interaction, 242, 293, 310; retrait des terres, 263; utilisation efficace et contrôle public, 312, 316-317; zonage, 289, 458

– coût, 294: facteur supplémentaire, 10

– disponibilité, 19, 55: géographie des ressources pour la production animale 24, **36-41**; rareté, 4, 5, 311, 319, 320

– pollution: 5

– sous-estimation, **257**, 279, 287: secteur agricole caractérisé par les droits présumés et l'absence de paiements environnementaux, 263

– surexploitation, 30, **80-82**, 287: effet négatif des subventions, 254-255; perte de la biodiversité, 204, **225-234**

– *voir aussi* Ressources halieutiques, Services environnementaux, *voir aussi* Farine de poisson, Pêche, Produits de la pêche

Rétention du carbone, *voir* Carbone

#### Revenu

– courbe de Kuznets ou la relation inversée entre l'augmentation des revenus et la dégradation de l'environnement: 248

– éleveurs pastoraux en Afrique: 134, 293

– en augmentation, 34, 310, 312: augmentation de la consommation de produits d'origine animale, **7-8**, 9, 14, 19, 305, 310; modèles de demande, **35-36**

– réduction, 248: dégradation des sols, 32, 76, 292

– services environnementaux: 259, 269, 271, 273, 280-281, 286, 289, 293, 316

– *voir aussi* Croissance économique

Révolution de l'élevage, *voir* Transition de l'élevage

#### Riz

– augmentation de la productivité: 27, 28, 113, 151

– émissions issues des cultures: CH<sub>4</sub>, 103, 108, 116,

137; pertes d'azote, 116, 118, 122, 168, N<sub>2</sub>O, 103; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 168, 169

– utilisation des résidus de culture comme fourrage: 45

#### Ruminants

– bison: 223

– digestion entérique, *voir* Fermentation entérique

– petits: densité de la population mondiale par régions en relation avec les terres agricoles et la population humaine, 404; distribution mondiale, 379, 380; indice de conversion des aliments du bétail, 13; modèles de distribution, 61

– production, 16: chaîne de production et pertes d'azote, **119-120**; consommation d'eau, 145; distribution géographique des principales espèces en fonction des zones agro-écologiques, 60, 61; remplacement par des espèces monogastriques, 34, 60

– répartition géographique des principales espèces: 32, 60;

– *voir aussi* Bovins, Caprins, Ovins

#### Santé animale

– contamination biologique de l'eau avec des agents pathogènes bactériens et viraux: 158-160

– le bétail vecteur de maladies, 221: affecte la biodiversité, 205, 411, 412; réservoirs de maladies, 228

– maladies, 19, 33, 65, 66: associées à l'intensification de la production, 77; associées au réchauffement planétaire, 77, 219; associées aux espèces envahissantes, 220; constituent une menace pour la santé humaine, 77, 244, **304**; coûts du contrôle, 67; émergentes, 77, 222, 304; génétique et diversité intra-espèce, 206, 234; l'utilisation de pesticides contamine l'eau et les sols, 214; perte de productivité, 219; stratégies de contrôle, 66, 304, 311; transmission par interaction avec la faune sauvage, 222, 229, 236, 244;

– médicaments: antibiotiques, 160; hormones, 160; progrès, 11, 12, 66

– utilisation non thérapeutique des antibiotiques comme promoteurs de croissance: 160

#### Santé humaine

– maladies animales transmissibles (zoonoses) 222, 244, 311: espèces envahissantes, 220; menacent

- la santé humaine, 77, **304**; réservoir de certaines maladies, 4, 16, 228
- maladies: associées à la consommation permanente de produits d'origine animale, 16, 304; associées à la dégradation de l'environnement et la pauvreté, 4-5, 18; associées à l'alimentation, 9, 16; associées aux espèces envahissantes, 220; associées aux résidus de médicaments utilisés dans l'alimentation du bétail, **160-162**; favorisées par les changements climatiques, 4, 16, 92; paludisme et dengue, 4, 208; préoccupation en tant que facteur de changement, 304
- malnutrition, 306: obésité et rapidité de la transition nutritionnelle, 9
- pollution des ressources en eau, 177: avec des agents pathogènes viraux et bactériens, **158-160**; avec des nitrates, 80, 156; des pesticides, 176
- voir aussi Transition nutritionnelle
- Secteur de la volaille, voir Volaille, Production animale
- Sécurité alimentaire, 30, 32, 53, 89, 142, 244, 248, 302, **304-305**, 306, 319
- ressources en eau: 141
- voir aussi Transition nutritionnelle
- Sédimentation, 182, 183, 208
- biosolides: 196
- érosion des pâturages, 178: atténuation, 249, 263, 279, 289, 292, 313; augmente la turbidité de l'eau, 180;
- zones côtières: 240
- Semences
- dispersion des plantes envahissantes par l'action du bétail, 221, 226
- graines oléagineuses: 11, 36, 44, 46, 48, 52-55, 178, 201
- production: 98, 196, 244, 418
- voir aussi Soja
- Services environnementaux
- demande: attentes élevées des consommateurs, 253, **311-312**; développement d'un marché des services, 278, 310
- paiements pour (PSE), 280, 284, 285, 286, 291-292, 313, 316, 317: Amérique centrale, 290; concurrence entre la demande pour des produits d'origine animale et celle pour des services environnementaux, 310, 317; déduction des impôts lors de changements, 281; des subventions à la production aux PSE, 261, 316; droits usage, 39; eau, **278-279**; facteur de transition géographique, 85; secteur agricole caractérisé par l'absence de coûts environnementaux et la prédominance des incitations, 263
- prix, 278: gratuité, 28; correction des distorsions, 257; coûts de transaction, 278
- programmes de PSE pour: bassins versants, 278, 280: biodiversité, 280, 284, 285; forêts, 28, 263; pâturages, 40, 263, 291-292, **315-316**, 320; prairies difficiles d'accès, 286; rétention de carbone, 280, 284, 286
- tenir compte des externalités: bénéfiques environnementaux, 28, 261; interaction entre les personnes, le bétail et l'environnement caractérisée par le prix peu élevé des ressources naturelles, 255; pollueur-payeur et rétribution des services, 249, 254-255; une plus grande attention, 28
- voir aussi Coûts, Externalités environnementales
- Servitudes écologiques, 281, 282, 285
- Soja
- commerce au niveau mondial par régions: 406
- demande pour l'alimentation du bétail, 46-47, 69: la crise de l'ESB a contribué à accroître la production, 225
- farine de: commerce au niveau régional, 407; demande, 69; estimation de l'excédent / déficit à l'échelle mondiale, 384; sous-produit industriel utilisé dans l'alimentation du bétail, 46
- impact sur l'environnement, 296, 308: à grande échelle au détriment des forêts, 211; appauvrissement des sols, 226-227; production de farine et d'huile, 111-112
- petits producteurs: 47
- production d'aliments du bétail, 11, **46-48**, 68, 242, 369: émissions de CO<sub>2</sub>, 102; énergie utilisé aux États-Unis, 99, 112; estimation de l'aptitude des zones, 374; intensive, 214; «or vert», 227; production mondiale, 47, 69, 114, 117; superficie récoltée, 27; superficie utilisée en Amérique Latine, 73; utilisation de l'eau, 151-152
- tourteau de, 113: demande, **47-48**
- utilisation de soja génétiquement modifié: 55
- Sols
- azote accumulé: bilan, 115; influence de la température et de l'humidité, 116

- conservation, 25, 217: le sol un des habitats les plus riches, 236; une des fonctions de la forêt, 25
- dégradation, 71, 362: accumulation de métaux lourds, 294; compactage par action du bétail, 32; contribution de l'élevage à l'érosion aux Etats Unis, 81; effets de la monoculture, 78; érosion, 82, 180; excès de nutriments, 294; nitrification, 92; perte de matière organique, 75, 80; persistance des pesticides, 176-177; surcharge de nutriments, 77
- rétention du carbone: accumulé et libéré par le réchauffement planétaire, 105, promotion, **268-271**
- *voir aussi* Erosion, Utilisation des terres
- Sorgho
  - comme aliment du bétail: 52, 96, 178, 225
- Sources de pollution
  - non-ponctuelles: 153, 154, 157, **163-170**, 177, 237, 264, 276 446
  - ponctuelles: 153, **162-163**, 170, 177, 237, 255
  - *voir aussi* Azote, Pollution, Rejet
- Sous-produits
  - agroindustriels: 36, 44, **46-48**, 53, 57, 97, 148, 170, 193, 256, 310, 415
  - *voir aussi* Agro-industrie, Recyclage
- Stress
  - environnemental et à écologique, 261, 282, **288**, 301: à l'origine de conflits sociaux, 4
  - hydrique, 387: bassins, 142-143, 191; indication du stress climatique par l'évapotranspiration, 40; rareté des ressources en eau, 80, 147, 190, 191
- Subventions
  - biogaz: 137
  - comme instrument économique de politique agricole, 41, 248, 250, **253-255**, 261, 298: élimination, 259-262, 312, 315; modifier les unités de production et de la chaîne de production, 261; obstacle au changement technologique, 261; réduction de l'impact environnemental, **259-262**, 296; réduire du nombre d'animaux, 292; retrait des terres agricoles, 217, 281-282
  - facteur de distorsion économique, 255, 257, 258, 261, 269: cachés, 18; faibles pour la production de la volaille, 261;
  - favorise la dégradation environnementale, 249, 253, 259, 261, 262, 286: des subventions à la production aux PSE, 261
  - *voir aussi* Politique d'élevage, Ressources naturelles, Services environnementaux
- Superficie agricole
  - cultivée en expansion: 11, 47
  - pour la production animale: 402, 403, 404
  - pour la production fourragère: 27, 73, 258
- Superficie terrestre
  - couverte par des forêts: 25, 212
  - couvertes de pâturages: 37, 49
  - destinée à la production animale: 3, 305, 306, 316
  - destinée à la production d'aliments du bétail: 49
  - protégée: 212
- Surpâturage, *voir* Pâturages
- Systèmes de production animale, *voir* Production animale
- Tannerie
  - consommation d'eau: 149-150
  - pollution des ressources en eau: 171, 237
  - source de pollution: 171-172
- Taxes
  - accès à la terre: 312
  - biaisent la concurrence, 255: exemptions, 260
  - déduction pour les services environnementaux: 281
  - déforestation: 288
  - extraction des ressources naturelles: 272, 279, 280
  - instrument économique de politique d'élevage, 250, **254-255**, 295, 298, 315: incitation pour une utilisation plus productive des terres, 257, 288; secteur agricole caractérisé par l'absence de taxes et la prédominance de mesures d'incitation, 263
  - instruments de politique environnementale: contrôle et émission, 269, 289, 290, 313; production de viande, 294
  - pollution par des pesticides: 298
  - production animale péri-urbaine: 295
  - régime des: 50, 85
  - sur l'eau, 286: extraction, 276; eaux usées, 276
- Technologie, *voir* Changements technologiques
- Température terrestre
  - augmentation et modifications qui s'en suivent: 3, 52-53, 105, 109, 116, 121-123, 136, 155, 219
  - mécanisme de régulation: 88, 145
  - tendances: **88-91**

– voir aussi Changement climatique

Terres

– abandon, 30, 217: effets sur la biodiversité, 284; de pâturage, 291, 316; pâturage 286, 316,

– accès: la croissance de la production animale augmente la demande, 34-35; problème croissant, 18, 24

– arables, 26: disponibilité limitée, 4; effluents d'élevage et rejets d'azote et de phosphore, 166; évolution de la demande, 35; expansion, 52, **71-73**; expansion en Europe de l'Ouest en Amérique du Nord, 28; expansion en Océanie, 25; extension 361; impact du changement climatique, 53; insuffisance au niveau local, 53; libération pour leur conversion en zones naturelles, 30; pollution de source non ponctuelle provenant des prairies et des terres arables, 163-170; rejet de métaux lourds, 167

– arides: 362

– atténuation de l'impact: corriger la distorsion de leurs prix, 257; libération des terres, 134, 217, 263, 281-282, 289; limiter le besoin en terres du secteur de l'élevage, 256-257; propriétaires en tant que protecteurs de la biodiversité, 281; réhabilitation, 32, 134, 269; renforcement des titres de propriété, 258;

– communautaires: 251, 258, 284, 291, 292, 293,

– dégradation, **30-32**: associée à l'intensification, 52; avec des répercussions sur la productivité agricole, 30; chimique, 31; définition, 30; diversité terminologique et variation des études, 31; effets à long terme, 32; physique 31; pour le pâturage, 386; pour une utilisation extensive, 30, 52; réduction du rendement, 31; réversibilité, 32; superficie totale des terres dégradées, 31; zones sensibles, **70-76**

– en tant que système: 23

– forêts: 25, 29, 269, 305

– propriété, voir Propriété foncière

– voir aussi Intensification, Utilisation des terres

Transition de l'élevage

– comme concentration géographique de la production animale, **36-41, 294-295** ; élevage de volaille en Thaïlande, 65 ; expansion maximale des pâturages, 291 ; localisation économique dans les zones périurbaines, 76-77 ; production animale près des zones de production des aliments du bétail, 294 ; « révolution », 15, 34

– interaction entre la production animale et l'environnement, 24: les bovins utilisateurs passifs à actifs de la terre 85; urbanisation et désurbanisation de l'élevage, 35, 256-257

– voir aussi Production animale, Transition géographique Transition démographique

– *en tant que déterminant de la demande en produits alimentaires, 5-6*: facteur de la production animale, 5, 258, la population et la croissance de la population sont les principaux déterminants de la demande en produits alimentaires, 5

– voir aussi Croissance démographique, Croissance économique

Transition forestière, 29, 30, 217-218, 243, 362

– voir aussi Forêts, Reboisement

Transition géographique

– *comme changement dans la répartition spatiale de la production animale* (un des deux facteurs qui la caractérise), 66, **84-85**, 282: concentration géographique de la production animale (*transition de l'élevage*), 19, 24, **63-70, 294-295**; dépendance par rapport au transport 66-67; dimensions spatiales et temporelles, 23; géographie des ressources pour la production animale, **36-41**, 82-83; localisation économique, 55; mondialisation, 28; relation entre la demande, le capital et la technologie, 55; relation avec le transport et la communication, 56; répartition géographique des espèces animales en fonction des zones agro-écologiques, 60

– *comme changement dans l'utilisation des terres, 32-35*: augmentation des terres utilisées pour la culture fourragère, 33; conversion des habitats naturels en prairies et terres arables, 24, 71-73; corrélation entre la répartition des espèces animales et la population humaine, 32, 35, 60, 61; générée par le développement du secteur de l'élevage qui augmente les besoins en terre, 34, 83; intensification de l'utilisation des terres pour la production d'aliments du bétail, 33-34, 52; le secteur de l'élevage est le principal utilisateur des terres agricoles, 83-84; l'extension conduit à l'intensification, 26, 66; reconversion des terres agricoles en forêt (transition forestière), 29, 30, **217-218**, 243, 362; répartition des espèces, 60; tendances historiques et modèles de distribution, 56; voir aussi Utilisation des terres



- *comme géographie de la demande en produits d'origine animale* (transition nutritionnelle), **35-36**: concentration périurbaine, 76, 65, 237, 282; la population et la croissance démographique sont les principaux déterminants de la demande en aliments (transition démographique), **5-6**; suit la distribution des populations, 35
  - *comme intensification de l'utilisation des terres* (l'un des deux facteurs qui la caractérisent), 34, **83-84**: bénéfique par unité de terre, 28; coût d'opportunité de la terre, 28; réduction de l'utilisation de la terre par unité de production, 34; remplacement des ruminants par des espèces monogastriques, 34, 60
  - *facteurs qui la caractérisent*, **82-85**: i) intensification de l'utilisation des terres, **83-84**; *voir aussi* ci-dessous, ii) modification de la distribution spatiale de la production, **84-85**; *voir aussi* ci-dessus
  - *impacts environnementaux liés aux changements d'utilisation des terres*, **23-24**: concentration géographique et santé animale, 311; dégradation des terres, 70-71; émissions de GES, **95-113**; impact global de la production animale et sa distribution, 241-242; paiement des frais environnementaux, 85
  - situation de la production animale comme un élément clé pour analyser leurs interactions avec l'environnement, **33**, 35, 36, 83, 85: en fonction de la localisation géographique des ressources, **36-41**; en fonction des transports, 65, 66; en fonction du contrôle des maladies, 462,66; localisation périurbaine, 76, 237; modification de la localisation en fonction des marchés et des sources de nourriture, 35; processus de changement géographique, 55, 65; redistribution de la demande, 55; urbanisation de la production animale, 35, 63, 256-257
  - *voir aussi* Transition de l'élevage, Transition forestière, Transition nutritionnelle, Utilisation des terres
- Transition nutritionnelle
- *comme géographie de la demande en produits d'origine animale*, **35-36**: changements dans les préférences alimentaire, 8, 9; composantes du processus, **8-10**; consommation de produits d'origine animale en augmentation, 9, 14; diversification de l'alimentation, 8; sensibilisation des consommateurs, 10; suralimentation, 9, revenus plus élevés et baisse des prix, 9-10
  - malnutrition: 32, 143, 306
  - modèles de consommation, 10, 17: convergence alimentaire mondiale, 17; fast food, 17;
  - nutrition: contribution des aliments d'origine animale, 36, 400; déterminant de la santé, 303-304; rapidité de la transition et obésité, 9, 306; suralimentation, 9
  - sous-nutrition: 9, 306
  - *voir aussi* Alimentation des humains, Produits d'origine animale, Sécurité alimentaire
- Transports
- accroissement de la dépendance du secteur de l'élevage: 14, 24, 32, 56, 64, **66-68**, 76
  - émissions de GES provenant du transport du bétail: 55, **112-113**, **307**, 410
  - externalités du transport de bétail: 85
  - réfrigération des produits d'origine animale: 64, 67, 95, **111-112**, 245
  - *voir aussi* Post-récolte, Transition géographique
- Unités de production
- animaux d'élevage, 32: interdiction d'utiliser des farines animales, 53; taux de la population animale, 57
  - augmentation de la taille, 20: concentration géographique et urbanisation de l'élevage, 256-257, 310; contrôle de l'environnement, 12, 313; expansion de l'échelle de production, **17, 19**; réduit le nombre de producteurs, 17-19; subventions, 261
  - élevage intensif, 56, 214: émissions, 92; impact de l'alimentation, 192, 193; pollution des ressources en eau, 163, 237
  - éloignement des centres de consommation: 19, 295, 314-315
  - industrielles, 17, 237: consommation de combustibles fossiles, **98-100**, 107, 126; consommation d'eau, 145; impact environnemental par unité de production, 311
  - intégration verticale: 17, 18, 19-21
  - opportunité d'emploi: 18, 252, 292, 315, 317, 319
  - réinstallation par le biais d'incitations: 315
- Urbanisation
- demande en produits alimentaires, 1, 5, 6, 19, 34, 36, 64: Chine, 6, 7
  - développement de l'élevage et urbanisation humaine: 256-257, 310
  - habitudes de mode de consommation: 9, 10, 35, 36

– impact sur l'environnement: 3, 37, 50, 240

– taxes: 6, 310

Urée, *voir* Azote, 463

UTCATF (utilisation des terres, changement d'utilisation des terres et foresterie), *voir* Utilisation des terres

Utilisation de l'eau

– agriculture: expansion de terres irriguées, 80; l'utilisation inappropriée des terres diminue l'approvisionnement en eau, 143, principal consommateur, 142, 187-188, 272, 307-308

– atténuation, 298: améliorer la productivité de l'eau, 191-192; améliorer l'efficacité de l'utilisation, **190-191**, 271-272, 275; améliorer l'utilisation du fumier, 194-198; conception d'un cadre de décision pour sa gestion, **275-277**; développement des droits et des marchés de l'eau, **277-278**; fixation de prix acceptables, 255; gestion participative, 279; révision de l'ensemble de la chaîne de production, 148

– consommation mondiale: 187-188, 191, 207, 427

– demande: augmentation des coûts, 151; croissance 143-144

– domestique, 142: au niveau mondial, 148; de la pression humaine, 387

– droits sur l'eau: 39, 259, 271, 274-276, **277-278**, 280

– eau potable au niveau mondial, 147: par région et par type de bétail, 147, 148; pour l'élevage, 145; ressources de base et rareté, 141, 142

– «eau virtuelle»: concept pour évaluer l'impact sur l'eau, 189; transfert dans l'espace de produits à la place de l'eau, 190; transfert national et international et l'«eau virtuelle», 189-190

– efficacité de l'eau et type de végétation: 187

– épuisement, 30, 71, 73, 76, 77, 82, 143, 144, 151, 153, 188, 189, 201, 208, 224, 275, 298, 307, 311: baisse du niveau des eaux souterraines, 142, 184, 275; génère des conflits, 153; inverser le processus, 144, 190; la disponibilité est un facteur limitant, 3; production d'aliments, 143; prévisions, 143; raréfaction, 142-143; rôle de l'élevage, 148, 150, 151, 188, 189, 199, 307, 308; utilisation et épuisement par secteur, **142, 150**

– évapotranspiration (ET), 40, 150, 152: épuisement des ressources en eau, 153; évapotranspiration réelle (ETR) indicateur du stress climatique, 40; production d'orge, de maïs, de blé et de soja pour l'alimentation

du bétail, 151-153

– industrie agro-alimentaire, 148-149: préparation de la viande, 149

– loisirs: 155

– prix: difficultés pour les fixer, **274-275**; améliorer l'efficacité de l'utilisation, 255, 277; fondés sur des droits d'usage enregistrés, 259; méthodes de tarification, **272-273**; tarification comme outil de politique agricole, 464, 258-259,

– production animale, **144-153**: abattoirs, 148-149; contribution à l'utilisation et épuisement, **188**; exploitations agricoles, 144-145, 190, 197; industrielle, 145, 146; laine, 149-150, 171-172; production de produits d'origine animale, **148-149**, 190; méthodologie de quantification et analyse de l'estimation de la consommation d'eau pour la production d'aliments du bétail, 150-151, **424-427**; par secteur, 142, 146; production intensive de fourrage, 150-153, 307; son impact n'est pas pris en compte, 144

– *voir aussi* Eaux usées, Pollution des ressources en eau, Ressources en eau

Utilisation des terres

– effets du changement, 82: sur la biodiversité, 204-205; sur les ressources en eau, 30, 187-189

– facteurs déterminants du changement: bénéfique par unité de terre, 28, 29; coût d'opportunité, **28, 29**; disponibilité limitée et utilisation intensive, 4; mondialisation, 28-29; PSE, 289; recherche et vulgarisation, 289;

– gestion: Afrique du Nord, 24; Afrique sub-saharienne, 24, 27; Amérique latine, 24; Asie, 27; Inde, 26; paramètres, 28; production animale, **32-35**; terres arables, 26

– impact sur l'environnement, 23: dans le cycle de l'eau, **183-190**; dégradation par l'agriculture intensive, 45, **78-82**; dépassement de la capacité d'absorption des nutriments, 309; émissions de CO<sub>2</sub>, 95, 100, 101; épuisement, 24, 75, 82, 209, 295, 308; érosion, 82, 180, 208; production intensive d'aliments du bétail, 307

– intensification, 4, 26-27: augmentation de la productivité, 4, 258; augmentation de la superficie et accroissement de la productivité, 52; au niveau régional, 398; facteur de transition géographique, 83; impact sur la biodiversité, 81; 213-215; impact

- sur les ressources en eau, 198-199; taxes comme instrument, 257; terres utilisées par unité de production, 34
- *changements qui résultent de la production animale et leurs impacts sur l'environnement sont des éléments clés de la transition géographique*, **23-24**, 305-307: dimensions spatiales et temporelles, 23; expansion au détriment des écosystèmes naturels, 4, 71-73; le secteur de l'élevage est un protagoniste de la conversion des terres, 186-187; méthodologie de quantification et analyse des tendances et des résultats sélectionnés par région, **417-422**; tendances, **24-28**; transition forestière, 217; transition géographique, 29, 32-35, *voir aussi* Transition géographique
  - pâturage extensif: 184-186, 269, 292, 294, 315-317
  - reconversion des forêts en terres agricoles: 29, 30, **217-218**, 243, *voir aussi* Transition des forêts
  - UTCATF (utilisation des terres, changement d'utilisation des terres et sylviculture): émissions de gaz à effet de serre, 126, 267, évaluation et certification, 266-267
  - utilisation abusive: baisse de l'approvisionnement en eau, 143; fragmentation des pâturages, 37; impact sur le cycle de l'eau, 183-186; modification du bilan hydrique, 186
  - *voir aussi* Intensification, Reboisement, Terres
- Végétation
- changements et impact sur la biodiversité: 207, 210, 214, 221, 283-284, 308, 412
  - changements et rendement de l'eau: 40, 183-184, 186-187, 200
  - dégradation des pâturages: 29, **73-76**, 91, 198, 289, 292
  - partie du système terre: 23, 206, 242
  - pertes, érosion et émissions: 31, 73, 82, 100-101, 180, 216, 284
  - transfert de carbone dans les sols: 102, 104, 106, 133, 290
- Viande
- commerce, 67, 261: augmentation des prix en raison des externalités, 254, 319; commerce de viande bovine au niveau régional, 408; commerce de viande de volaille au niveau régional, 409; concentration 19; la viande de volaille a dépassé la viande bovine, 69; offre totale, 14; principaux flux, volumes et émissions de CO2 durant le transport, 410; transport, 69
  - consommation: augmentation de la demande, 1, 2, **8-10**, 53, 67, 252, 244, 294, 303; augmentation la demande pour des systèmes de production durable, 312, 318; Brésil, 8, 10, 36; Chine, 8, 15, 36; comparaison des paramètres techniques pour la viande bovine au Brésil, 288; coûts les plus élevés en termes de ressources naturelles et de contribution au changement climatique, 98, 107, 110, 111-113, 120, 128, 294; États Unis, 8; faible incidence du régime végétarien, 239; Inde, 8, 14; Japon, 8, 10; maladies associées à la consommation permanente de produits d'origine animale, 16, 304; meilleure acceptation culturelle de la viande de volaille, 16; pays de l'OCDE 14; relation entre le revenu par habitant et la consommation, 8; Fed. de Russie, 8, 10; stagnation dans les pays développés, 35, 53, Thaïlande, 8, 10; viande de brousse, 209, 225, 244-245,
  - production de farine de viande et d'os: **54-55**
  - production, **83-84**, 252, 308, 316: amélioration de la conversion alimentaire, 41, 119-120, 135, 192, 309; demande en céréales, 41; estimation de l'excédent / déficit de viande bovine dans le monde entier, 387; estimation de l'excédent / déficit de la viande de porc dans le monde entier, 386; estimation de l'excédent / déficit de viande de volaille dans le monde entier, 385; intensification, 256, 290, 308; mondiale, 15, 60, 310; paramètres techniques au Brésil, 288; passage à la production de viande de porc et de volaille, 20, 48; pays en développement dépassent les pays développés 36; subventions plus importantes, 248; utilisation de l'eau, **144-153**, 188, 190, 307; viande de bœuf, 58-60; viande de porc, 58-60; viande de volaille de, 58-60
  - résidus: 154, 160, 252
  - traitement: 148-149
- Volaille
- aliments concentrés, 11, 304: composition de la ration alimentaire pour les poulets, 44; indice de conversion alimentaire, 12-13, 309; utilisation de farine de poisson, 230-232

- commerce et consommation: la consommation de cette viande a dépassé celle de la viande bovine, 69; une plus grande acceptation de cette viande dans les différentes cultures, 311 en Asie, 17
- contamination par les dioxines: 54
- gestion des déchets: 48, 79, 121, 155, 170, 237, 239, 310
- modèles de distribution, 60, 62, 376, 380: concentration géographique, 19, 63, 256, 265, 400; concentration périurbaine en Thaïlande, 65; distribution au Viet Nam, 19, distribution mondiale de la population, 374, 380, modes de distribution, 19
- production, 378: amélioration génétique, 12; besoin en eau, 145-146; impact sur l'environnement, 310; maladies qui affectent les oiseaux sauvages, 222-223; peu de subventions, 261; productivité, 13; soumise à des économies d'échelle, 309; soumise à des modifications structurelles, 310; taux de croissance plus élevé et prix plus faibles en raison du fort taux de conversion, 11, 311; tendance à remplacer les ruminants, 34; viande, 63, 67, 69, 149, 385;
- *voir aussi* Production animale, Produits d'origine animale

### Zonage

- un outil pour la durabilité: 250, 289, **295**, 298, 315

### Zones agro-écologiques

- population et production d'espèces de bétail: 60, 61-62

- systèmes de production animale: 58

### Zones arides et semi-arides, 189

- dégradation des terres: 31, 74, 291, 311
- destinées aux pâturages/parcours: 39, 56, 74, 119, 150, 285, 292, 293
- destinées aux pâturages/parcours: 58, 59, 70
- résilience: 75, 215
- *voir aussi* Désertification

### Zones côtières

- eutrophisation: Chine, 239, 240; perte de la biodiversité, 80; zones «mortes» par anoxie, 156, 235
- impact sur l'environnement: 119, 208, 237-238, 294
- systèmes de production animale industriels: 58, 79

### Zones fragiles

- exclusion contrôlée du bétail: 199-201

### Zones humides

- disparition: converties en zones agricoles ou urbaines, 3, 208; drainées pour combattre le paludisme, 208; selon les estimations la moitié aurait disparue au cours du XXe siècle, 208
- fourniture de services environnementaux: 144, 197
- menacées par la pollution: 77, 143, 144, 210, 237
- rétention de phosphore: 155

### Zones naturelles

- *voir aussi* Habitats naturels, Zones protégées, Zones sauvages
- menacées par la pollution: 77, 219
- protection: 212, 266
- reconversion des terres agricoles: 30

### Zones sauvages

- gestion: intégration avec l'utilisation des terres en Rep U. de Tanzanie, 293; intégration des aires protégées et gestion de l'élevage, 217, 286
- impact: conversion en cultures, 24, 73, 132, 207, 208, utilisation des terres pour l'agriculture intensive, 81
- *voir aussi* Habitats naturels, Zones naturelles



Ce rapport a pour objectif d'évaluer l'ensemble des impacts du secteur de l'élevage sur l'environnement, tout en présentant des propositions techniques et politiques propres à les atténuer. Cette évaluation s'appuie sur les informations disponibles les plus récentes et complètes, et prend en compte non seulement les impacts directs mais aussi ceux liés à la production d'aliments du bétail.

Le secteur de l'élevage apparaît comme l'un des principaux responsables des grands problèmes environnementaux, que ce soit au niveau local ou mondial. Selon les résultats de ce rapport, l'élevage devrait être au cœur des politiques mises en place pour faire face aux problèmes de dégradation des sols, de changement climatique, de pollution de l'air, de manque de ressources en eau ou de leur pollution, et de réduction de la biodiversité.

La contribution de l'élevage aux problèmes environnementaux est considérable et son rôle dans leur résolution l'est tout autant. L'impact est d'une ampleur telle qu'il est urgent d'agir. Et il est possible de réduire cet impact de façon significative et à un coût raisonnable.