

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-

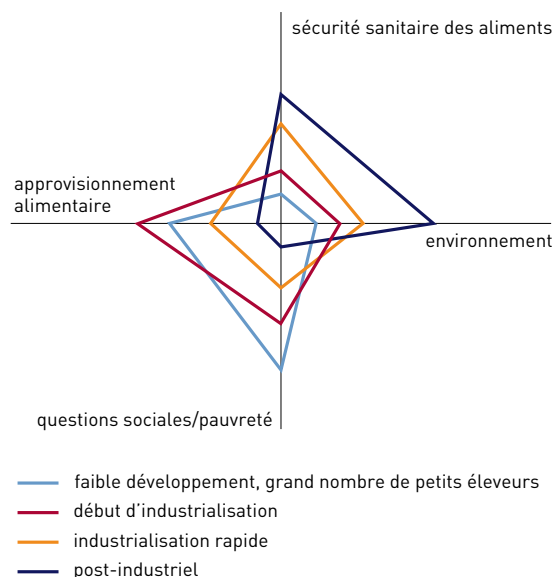
plées. La consolidation du secteur agroalimentaire qui s'ensuit réduit le nombre de producteurs et autres agents présents sur le marché.

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

Figure 6.1 Changement des objectifs des politiques d'élevage en relation avec le développement économique



Source: les auteurs.

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^e 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

© FAO/21424/J. SPAULL

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. Etant 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 Etats-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'Etat 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.

Evaluation 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 biaiserait la production et le commerce»). De manière de plus en plus évidente, les subventions de la catégorie ambre 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 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 rétribue les services environnementaux tels que l'amélioration des pâturages et des systèmes sylvo-pastoraux 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 agro-environnementales 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_2 , NO_x , NH_3 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 volaille¹; 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-

¹ 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;



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 enregistrés².

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 stabulation³. 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

² La liste des projets enregistrés peut être consultée à l'adresse suivante: <http://cdm.unfccc.int/Projects/registered.html>.

³ 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 défrichement 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 CO₂ 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 CO₂ 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. Elle 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-

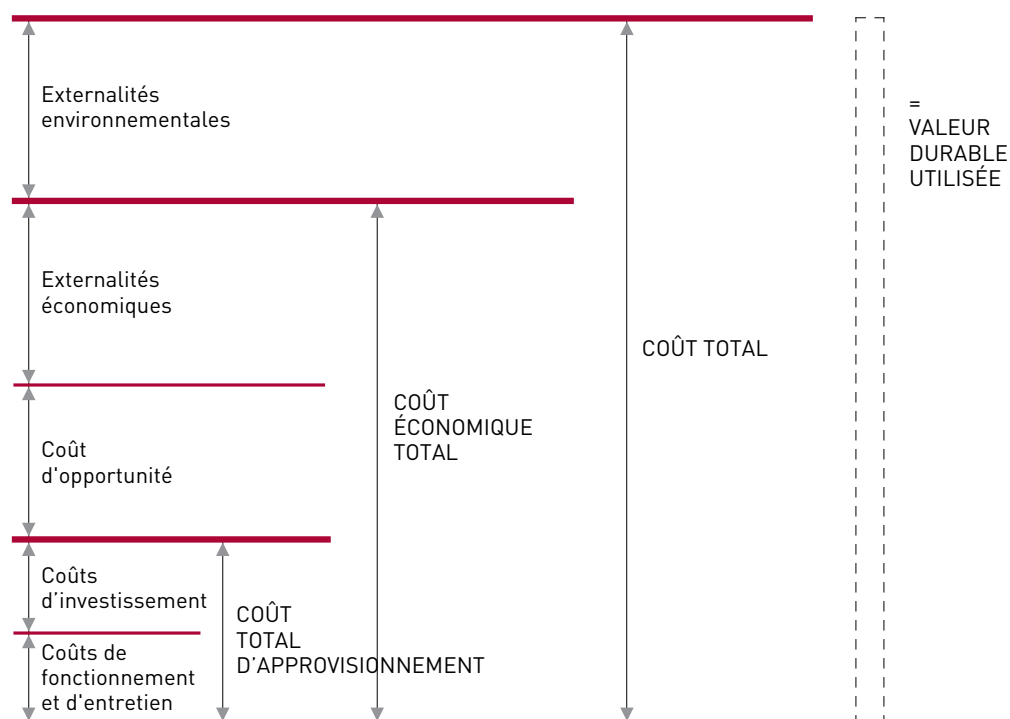
ment des coûts. L'évaluation des prix basée sur la surface, lorsque les exploitants paient un prix fixe par unité de surface irriguée, est la méthode la plus commune d'estimation du prix de l'eau d'irrigation (Bosworth *et al.*, 2002).

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 (Johansson, 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 sylvopastorale 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 sylvopastoraux, 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 transaction¹.

- 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.

¹ Voir également FAO (2006e) [disponible à l'adresse 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/19428/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.