

# Les flux d'azote liés aux élevages

Réduire les pertes, rétablir les équilibres



Synthèse de l'expertise scientifique collective  
réalisée par l'INRA à la demande des ministères  
en charge de l'Agriculture et de l'Écologie

### **Responsables scientifiques :**

Jean-Louis Peyraud - INRA, Directeur de recherche, unité mixte de recherche 1348 PEGASE, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage

Pierre Cellier - INRA, Directeur de recherche, unité mixte de recherche 1091 EGC, Environnement et Grandes Cultures

### **Rédaction et coordination éditoriale :**

Catherine Donnars et Olivier Réchauchère - INRA, DEPE

### **Contacts :**

Pierre Cellier : pierre.cellier@grignon.inra.fr

Jean-Louis Peyraud : jean-louis.peyraud@rennes.inra.fr

Catherine Donnars : catherine.donnars@paris.inra.fr

### **Directeur de la publication :**

Philippe Chemineau - INRA, Directeur de la délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE)

Le rapport d'expertise, source de cette synthèse, a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. La synthèse a été validée par les auteurs du rapport. Ces documents sont disponibles sur le site web de l'INRA ([www.inra.fr](http://www.inra.fr)).

### **Pour citer ce document :**

J.-L. Peyraud, P. Cellier, C. Donnars, O. Réchauchère (coord.), F. Aarts, F. Béline, C. Bockstaller, M. Bourblanc, P. Cellier, L. Delaby, J.Y. Dourmad, P. Dupraz, P. Durand, P. Faverdin, J.L. Fiorelli, C. Gaigné, P. Kuikman, A. Langlais, P. Le Goffe, P. Lescoat, T. Morvan, C. Nicourt, V. Parnaudeau, J.L. Peyraud, P. Rochette, F. Vertes, P. Veysset, 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres.*, synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, INRA (France), 68 p.

Le présent document constitue la synthèse du rapport d'expertise scientifique sollicitée conjointement par le ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche, et par le ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable, des transports et du logement et financé par le ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche sur le programme 215 fonctionnel 0215-02-03 (étude 10.06 ; signée en 08/2010 pour un montant de 80 000€). Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

# Les flux d'azote liés aux élevages

Réduire les pertes, rétablir les équilibres

Synthèse de l'expertise scientifique collective  
réalisée par l'INRA à la demande des ministères  
en charge de l'Agriculture et de l'Écologie

Janvier 2012

# TABLE DES MATIÈRES

<b>Introduction</b>	<b>3</b>
L'élevage, grand consommateur et émetteur d'azote réactif .....	3
Les questions posées aux experts scientifiques .....	5
Principes et méthode d'expertise .....	5
Analyse du corpus bibliographique .....	6
<b>Chapitre 1</b>	
<b>La contribution de l'élevage à la cascade de l'azote et les conséquences pour les territoires</b>	<b>9</b>
1.1. Contribution de l'élevage à la cascade de l'azote .....	9
1.2. Pression des flux d'azote sur les territoires et part de l'élevage .....	13
<b>Chapitre 2</b>	
<b>L'élevage et l'azote dans le débat économique et social</b>	<b>20</b>
2.1. L'azote, fertilisant ou polluant : genèse d'un débat de société .....	20
2.2. Un encadrement juridique complexe qui n'a pas permis d'atteindre les objectifs .....	21
2.3. La concentration spatiale des productions amplifie les impacts des pollutions azotées .....	24
<b>Chapitre 3</b>	
<b>Origine, quantités et devenir des flux d'azote associés aux productions animales</b>	<b>27</b>
3.1. Efficience de l'azote à l'échelle de l'animal .....	27
3.2. Devenir et gestion des flux d'azote liés aux effluents d'élevage .....	29
3.3. Flux d'azote selon les systèmes fourragers et de cultures associés à l'élevage .....	35
3.4. Les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation .....	38
3.5. La gestion des flux d'azote à l'échelle territoriale .....	43
3.6. Conclusion .....	44
<b>Chapitre 4</b>	
<b>Outils d'évaluation et de régulations de la pression azotée issue des élevages</b>	<b>46</b>
4.1. Un nombre croissant d'indicateurs depuis 20 ans .....	46
4.2. Les instruments économiques ou réglementaires de régulation de la pression azotée .....	51
<b>Chapitre 5</b>	
<b>Options pour utiliser moins et mieux l'azote en élevage</b>	<b>54</b>
5.1. Objectifs visés .....	54
5.2. Cadre de réflexion et outils d'analyse adaptés aux objectifs .....	55
5.3. Accroître l'efficience de l'azote au sein des systèmes de production animale .....	56
5.4. Gérer l'azote à l'échelle des territoires sensibles .....	58
5.5. Effets indirects des mesures prises pour améliorer l'efficience de l'azote sur les autres performances de l'exploitation .....	59
5.6. Pistes pour l'action publique .....	60
5.7. Des éléments qui peuvent affecter la gestion de l'azote au sein des systèmes de production .....	52
<b>Conclusions</b>	<b>63</b>

## INTRODUCTION

Les ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie ont sollicité l'INRA, au printemps 2010, pour réaliser une expertise scientifique collective sur les bilans et flux d'azote liés aux élevages. La présente synthèse rend compte des principaux résultats présentés dans le rapport d'expertise. L'introduction précise son objet, le contexte, la conduite de l'expertise et ses sources d'information. Les experts mobilisés sont cités en dernière page du document.

### L'azote, un fertilisant indispensable à la production agricole

L'azote est un des quatre éléments chimiques principaux constitutifs de la matière vivante, avec l'hydrogène, l'oxygène et le carbone. Il se singularise par son abondance et par la multiplicité de ses formes : depuis la molécule de diazote ( $N_2$ ) qui constitue 78% de l'atmosphère terrestre et 99% de l'azote présent à l'échelle du globe, jusqu'à l'atome d'azote (N) qui entre dans la composition des protéines et de l'ADN, en passant par des formes dites réactives (réagissant en présence d'éléments environnants) qui peuvent être sous formes oxydées ( $NO_x$ ,  $N_2O$ , nitrate) ou réduites ( $NH_3$ ,  $NH_4^+$ ) et encore d'autres formes organiques comme l'urée. Ce sont ces formes réactives qui sont au cœur de l'expertise car d'une part les plantes ne peuvent utiliser l'azote que sous ses formes réactives (mises à part les légumineuses qui fixent le diazote par le biais d'une symbiose microbienne) et d'autre part, l'augmentation de fertilisants azotés industriels pour la production agricole s'est accompagnée de fuites depuis les agro-systèmes, qui sont à l'origine d'impacts multiples sur l'environnement et la santé. Ces nombreuses transformations et transferts ont incité à représenter les cycles, pertes dans l'environnement et impacts sous la forme d'une « cascade de l'azote » qui rend davantage visible les pertes, les transferts entre milieux et les impacts que ne le faisait la notion de cycle de l'azote vue d'un point de vue agronomique.

Si la problématique de l'azote en France s'est souvent réduite aux pollutions de l'eau potable et des écosystèmes aquatiques par le nitrate, ce n'est pas la seule forme d'azote à poser des problèmes environnementaux. Les émissions gazeuses de composés azotés participent, par différentes voies, à la dégradation de la qualité de l'air, à l'acidification, à l'eutrophisation et aux pertes de biodiversité des milieux naturels, à la destruction de la couche d'ozone stratosphérique et au changement climatique. Une récente expertise scientifique européenne (*European Nitrogen Assessment*, 2011) met ainsi au premier rang des coûts pour la société les impacts négatifs de l'azote réactif atmosphérique sur la santé humaine, et seulement en second les impacts sur les écosystèmes par le biais de la pollution des eaux.

### L'élevage, grand consommateur et émetteur d'azote réactif

Plusieurs raisons invitent à regarder plus particulièrement le rôle de l'élevage dans la cascade de l'azote. En élevage, l'essentiel de l'azote provient des grains, de tourteaux et des fourrages, eux-mêmes produits en partie avec des engrais minéraux azotés. Cette part pourrait encore progresser en lien avec la demande mondiale croissante en produits alimentaires animaux, ce qui induit un besoin croissant de quantités d'azote disponibles. Ensuite, la transformation de l'azote des végétaux en produits animaux est un processus peu efficace : moins (voire beaucoup moins) de la moitié de l'azote apporté se retrouve dans le lait, les œufs ou la viande sous forme de protéines. Le reste repart dans l'environnement pour y être recyclé, transformé, stocké ou bien transféré vers l'air, l'eau et le sol et peut alors être source de pollution. Cette faible efficacité biotechnique est associée à une faible efficacité financière et énergétique de la ressource azotée. Elle est aujourd'hui interrogée quant à sa durabilité.

Enfin, l'expertise intervient alors que plusieurs rapports internationaux, dont ceux publiés par la FAO (2006) et par l'*European Nitrogen Assessment* (ENA, 2011), ont dressé un bilan critique du rôle de l'élevage dans les déséquilibres environnementaux et les risques sanitaires, tout en notant ses externalités positives dans le domaine de la biodiversité et de la valorisation de territoires. Ces rapports posent des questions sur le développement de l'élevage et suscitent un débat d'autant plus tendu que la majorité des secteurs d'élevage traversent une situation économique difficile, voire de crise.

### Le cadre réglementaire

Les pollutions azotées font l'objet de politiques en Europe et en Amérique du Nord, tant pour ce qui concerne la pollution des eaux que celle de l'atmosphère. La directive « Nitrates » du 12 décembre 1991 vise à protéger la qualité des eaux et de nombreuses mesures ciblent la gestion de l'azote dans les élevages (effluents, épandage, fertilisation, culture piège à nitrate). La transposition française de la directive a nourri de nombreux débats largement analysés par la littérature scientifique et fait l'objet de tensions avec la Commission européenne. Celle-ci a engagé en 2009 à l'encontre de la France un pré-contentieux portant sur la transposition de la directive « Nitrates » au niveau national. Les griefs concernent en particulier les valeurs de références de rejets d'azote excrété par les animaux, la prise en compte de la volatilisation d'ammoniac et les périodes d'interdiction d'épandages. La Commission avait auparavant contesté l'application de la directive 75/440 sur la qualité des eaux superficielles destinées à l'eau potable : ce contentieux concernant la Bretagne s'est éteint en 2010. La Commission vient par ailleurs de faire une demande d'information sur la mise en œuvre du Plan Algues vertes (2011). Les réglementations sur l'atmosphère s'inscrivent dans le cadre de la convention de Genève et du protocole de Göteborg, au travers, en particulier, de la directive européenne « NEC » (*National Emission Ceilings*, directive fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques, 2001). Des plafonds d'émissions et des pénalités pour dépassement des seuils autorisés devraient durcir l'encadrement juridique dans un futur proche (révision de la Directive NEC en cours). En 2010 la France respectait son plafond d'émission de  $NH_3$  mais, ce plafond devrait baisser de 20 à 30%. Le plan national santé-environnement (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Plan-National-Sante-Environnement,20693.html>) et le Plan « Particules » citent les émissions d'ammoniac auxquelles l'élevage contribue majoritairement.

## ÉVÈNEMENTS SCIENTIFIQUES, POLITIQUES ET SOCIÉTAUX AUTOUR DE L'AZOTE

Ce tableau -non exhaustif- montre que la problématique « azote » a fait l'objet de politiques et protocoles internationaux qui ont progressivement pris en compte l'ensemble des compartiments environnementaux, de même que l'approche scientifique de la question devient, depuis peu, plus systémique.

F : France, I : international ; UE : Union européenne ; USA : Etats-Unis d'Amérique

Années	Conventions politiques et réglementations	Événements scientifiques	Quelques faits marquants en France
XVII <sup>e</sup> siècle 1675		(1675) John Evelyn écrit dans le Philosophical Discourse of the Earth que l'eau de pluie est imprégnée de nitre (KNO <sub>3</sub> ).	
XVIII <sup>e</sup> siècle		(1789) C.L. Berthollet, chimiste français, découvre l'ammoniac. (1790) Le terme nitrogène est arrêté par le chimiste français Jean-Antoine-Claude Chaptal.	
XIX <sup>e</sup> siècle		(1895) L'ammoniac est produit à partir de carbonate en laboratoire.	
1900-1970	(F 1810) 1 <sup>er</sup> décret relatif aux « manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre et incommode »	(1913) Réaction d'Haber-Bosch : Fritz Haber met au point un procédé chimique pour extraire du diazote atmosphérique sous forme d'ammoniac liquide ; Carl Bosch permet son développement industriel pour produire des engrais azotés synthétiques (urée et nitrate d'ammonium). Aujourd'hui un tiers de la production agricole mondiale dépend d'engrais de synthèse.	
1970-1980	(USA) Premiers "Clean Air Act" (régulièrement actualisés). (UE 1975) 1 <sup>ère</sup> Directive européenne sur les eaux superficielles fixant la norme de 50 mg/l.	Travaux au Royaume-Uni sur l'accroissement du nitrate dans les eaux superficielles et lien de cause à effet avec les problèmes environnementaux dans les régions d'agriculture intensives.	(1980) Rapport « Henin » : premier rapport interInspection critique envers les politiques de lutte contre les pollutions des eaux par le nitrate d'origine agricole. (1984) : création du Corpen
Années 1990	(UE 1991) Directive «Nitrates» sur contrôle de la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. (UE 1996) La Directive «Integrated Pollution Prevention and Control» pour prévenir et réduire les pollutions chroniques émises par les installations estimées les plus polluantes : chimie, métallurgie, papeterie, verrerie, élevages industriels. (UE 1996) Directive sur la qualité d'air dans l'Union pour mieux protéger santé humaine et environnement. Elle vise 12 polluants ou familles de polluants dont SO <sub>2</sub> , les particules en suspension, et NO <sub>2</sub> . (F. 1996) Loi sur air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Laure), qui a lancé la surveillance de la qualité de l'air à l'échelle nationale et des actions concrètes pour réduire les niveaux de pollution. (I 1997) Protocole de Kyoto engageant 38 pays à réduire les émissions de six gaz à effet de serre: CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, HFC, PFC, SF <sub>6</sub> . (USA 1998) Première convention sur le péril des blooms d'algues portant sur la recherche et le contrôle. (I 1999) Protocole de Göteborg engageant 26 pays européens à réduire les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé et l'environnement. Sont concernées les émissions de SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> et NH <sub>3</sub> , responsables de l'acidification et de l'eutrophisation, et les émissions de composés organiques volatiles, qui, avec les NO <sub>x</sub> , donnent naissance à l'ozone.	(1995 ) James Galloway publie un article fondateur sur la cascade de l'azote et ses conséquences environnementales à l'échelle mondiale. (1998) Lancement d'une initiative internationale sur l'azote ( <a href="http://initrogen.org/">http://initrogen.org/</a> ) lors de la First International Nitrogen Conference aux Pays-Bas.	(1993) Eau et Rivières de Bretagne informe la Commission européenne « de l'absence de programme de reconquête de la qualité de l'eau sur 4 rivières bretonnes ». (1993) : 1 <sup>er</sup> PMPOA (programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole)
Années 2000	(UE 2000) La Directive-cadre sur l'eau (DCE) visant à prévenir et réduire la pollution des eaux et à promouvoir son utilisation durable. (UE 2001) Directive « National Emission Ceilings » (NEC) qui fixe des plafonds nationaux d'émissions pour 4 polluants atmosphériques : NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , COV et NH <sub>3</sub> . Les États membres doivent respecter ces plafonds à partir de 2010. (F 2006) La Loi sur l'eau visant le bon état écologique des eaux transposant la DCE . (UE 2008) Directive cadre sur les déchets qui introduit la possibilité le statut s'il y a opération de revalorisation. (UE 2008) : Directive qui définit des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant. (F 2009 et 2010), Lois Grenelle I et Grenelle II incluant des schémas régionaux du climat, de l'air et de l'énergie.	(UE 2006-2011) Projet ESF-Nine (Nitrogen in Europe de l'European Nitrogen Foundation).  (UE 2005-2010) Action COST729 « Assessing and managing nitrogen fluxes in the atmosphere-biosphere system in Europe ». (UE 2006-2011) Projet NitroEurope (FP6).  (I 2008) Task Force on Reactive Nitrogen ( <a href="http://www.clrptap-ftrn.org/">http://www.clrptap-ftrn.org/</a> ) dans le cadre de la Convention de Genève sur le Transport de Polluants à longue Distance et groupe-miroir GT-FAR (groupe de travail français sur l'azote réactif) pour la France	(2001) La Cour de Justice Européenne condamne la France pour avoir enfreint la directive européenne de 1975 protégeant les eaux bretonnes vis-à-vis des nitrates (>50 mg/l). (2002) : 2 <sup>ème</sup> PMPOA (2004-2008) 1 <sup>er</sup> Plan santé environnement (2 <sup>e</sup> plan 2009-2013) (2004-2011) Plan climat (réduction émissions liées à la gestion des effluents, réduction des émissions azotées) (2009) Mise en demeure de la France par la CE pour application non conforme de la directive «Nitrates»
Années 2010		(I 2010) Déclaration de Delhi de scientifiques internationaux sur les impacts de la cascade de l'azote (UE 2011) Première expertise européenne sur les impacts de l'azote (European Nitrogen Assessment). (USA 2011) Première expertise nationale sur l'impact de l'azote (2011-2014) projet européen Cantogether (Crops and animals together) sur l'innovation dans les systèmes de polyculture élevage durables (F 2012) Expertise collective scientifique sur les flux d'azote en élevage par les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement	(2010) Plan Algues vertes (8 baies en Bretagne) (2011) Demande d'Information de la Commission européenne sur le Plan Algues vertes français. (2011) Concertation sur un nouveau décret d'application de la directive « Nitrates » (2011) Rapport du CGDD sur le coût des principales pollutions agricoles de l'eau (2011) La CE assigne la France pour manquement aux règles sur la qualité de l'air ambiant (particules)

## Les questions posées aux experts scientifiques

C'est dans ce contexte que les ministères en charge de l'Ecologie et de l'Agriculture ont sollicité l'INRA pour coordonner une expertise scientifique collective sur les bilans et flux d'azote liés aux élevages. Celle-ci doit mettre à disposition des décideurs et des acteurs publics et privés les connaissances scientifiques disponibles sur ces flux et sur leur devenir, et identifier des options permettant de réduire les pressions de l'azote sur l'environnement. L'examen des impacts de l'azote ne fait pas partie du périmètre de l'expertise. Toutefois, il est apparu important de les rappeler (chapitre 1). Enfin, l'expertise doit privilégier, dans la littérature scientifique internationale, les résultats transposables au contexte français.

Il faut noter qu'en se focalisant sur les relations entre azote et élevage, l'expertise ne reflète pas l'impact global de l'élevage sur l'environnement, et ne traite pas non plus de la contribution de l'élevage aux dynamiques des territoires ruraux.

### Les cinq objectifs assignés à l'expertise :

1 - « Réaliser une synthèse actualisée des connaissances permettant de quantifier les flux et identifier les sources d'incertitude dans leur quantification au niveau de l'animal, de l'atelier et de l'exploitation d'élevage, incluant les cultures associées à l'élevage en tant que compartiments intermédiaires de stockage et de régulation des flux. Seront étudiés centralement les flux d'azote et également, lorsqu'ils sont associés à la problématique azote, ceux du phosphore et plus marginalement ceux du carbone, des métaux lourds, voire d'autres éléments chimiques. Les compartiments environnementaux cibles considérés sont l'eau, l'air et le sol en tant qu'écosystèmes récepteurs. L'analyse de la pression environnementale issue des flux d'azote liés à l'élevage (et autres éléments associés) n'inclut pas a priori l'évaluation des impacts.

2 - Intégrer l'ensemble du cycle de l'azote et éventuellement d'autres éléments associés pour comprendre le rôle du système d'élevage à l'échelle de l'exploitation agricole qui est l'unité de référence pour les politiques agricoles et environnementales. Comme les ressources scientifiques portent souvent sur un niveau infra : l'atelier d'élevage, l'animal, la parcelle, le bâtiment, la zone de stockage, ou sur un niveau supra : le bassin versant, le paysage, il s'agira de rechercher les correspondances, combinaisons et interactions entre échelles pour approcher au mieux l'exploitation. Différents types d'élevage seront pris en considération : bovins, volailles, porcs et à la marge petits ruminants ; ainsi que différentes types d'exploitations afin d'appréhender différents systèmes et modes de production (intensif, extensif, bas intrants, bio...) ainsi que la variabilité intra liée aux pratiques.

3 - Réaliser une analyse comparée des flux d'azote pour différents types d'élevage dans le contexte français et de quelques pays pris à titre d'exemples dans et hors de l'Union européenne.

4 - Faire ressortir de cette synthèse pluridisciplinaire une analyse critique des méthodes d'évaluation (bilans, cycles de vie, coût/bénéfice...) et des indicateurs de pression environnementale.

5 - Identifier différents leviers (structurels, organisationnels, technologiques, territoriaux) disponibles pour réduire la pression des émissions azotées et autres rejets associés à l'élevage et aux différents systèmes d'exploitation. Cette analyse soulignera les déterminants des choix des exploitants, la vulnérabilité des options choisies et les conséquences notamment économiques de ces choix. »

## Principes et méthode d'expertise

La réalisation d'une expertise scientifique consiste en un état des lieux critique des connaissances scientifiques disponibles et publiées. L'objectif est de dégager les acquis sur lesquels peut s'appuyer la décision publique, et aussi de pointer les controverses, incertitudes et lacunes du savoir scientifique. L'expertise ne comporte ni avis ni recommandations mais les experts s'attachent à éclairer les différentes options d'action. Le périmètre est strictement délimité pour assurer la faisabilité de l'exercice. La conduite du travail s'appuie sur une Charte de l'expertise scientifique dont les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. Ces principes reposent notamment sur la norme AFNOR NF X 50-110.

**La compétence des experts.** L'expertise est conduite par un collectif d'experts dans les disciplines requises par les besoins de l'expertise. Dans le cas présent, la problématique de l'expertise entre complètement dans le champ de compétence de l'INRA qui dispose de beaucoup d'équipes travaillant sur le sujet. Les experts mobilisés sont reconnus dans leur communauté disciplinaire (qualification par analyse exploratoire de la bibliographie).

**La pluralité des approches et domaines d'expertise.** La pluralité des experts garantit que la diversité des arguments scientifiques sera bien prise en compte. Un tiers des experts vient d'autres institutions de recherche, dont trois étrangers (Pays-Bas et Canada). Par ailleurs, les pollutions azotées concernant essentiellement l'ouest de la France, une importante littérature porte sur les données régionales. Pour autant, près de la moitié des experts travaillent dans d'autres régions. Enfin, les sciences humaines et sociales représentent un quart de l'effectif d'experts, la zootechnie et l'approche systémique des

systèmes d'élevage représentent 40%, les compétences sur les cycles biogéochimiques, l'environnement et l'agronomie au sens large représentent un tiers.

**Le risque de partialité et de conflits d'intérêt.** L'INRA s'engage à garantir l'impartialité de son expertise vis-à-vis de tous les intérêts publics et privés. D'une part, les missions respectives dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires) et à la maîtrise d'œuvre (INRA) sont explicitées par une convention. D'autre part, les experts remplissent une déclaration d'intérêts. Aucun cas n'a été jugé source de conflit pour l'expertise. Mais surtout, l'expertise s'attache à reposer sur la littérature scientifique internationale et non sur des dires d'experts.

**La transparence de la démarche.** La Délégation à l'expertise scientifique, à la prospective et aux études (DEPE) s'est dotée de procédures qui sont disponibles à la demande. Durant l'expertise, jusqu'à la remise du rapport final, les experts travaillent en comité autonome. Les pilotes de l'expertise rendent compte de l'avancée et des difficultés du travail aux commanditaires, lesquels se sont adjoints un comité de suivi (Apcv, Coop de France, Acta, Citepa, Cemagref et autres directions des ministères). Les résultats sont restitués lors d'un colloque public et font l'objet d'un rapport et d'une synthèse (en français et en anglais) diffusés sur le site de l'INRA et publiés aux Editions Quae.

## Analyse du corpus bibliographique

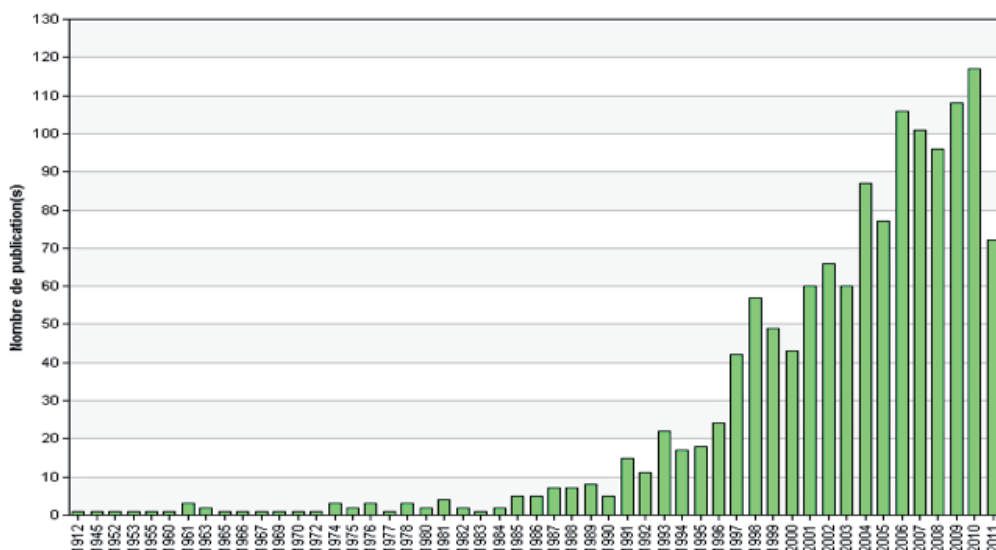
### Constitution du corpus documentaire

Une exploration bibliographique a été faite dans les bases de données Web of Sciences, CAB Abstracts et pour la partie sciences humaines et sociales : Econlit, Francis, Cairn, Repec et des catalogues de bibliothèques (Worldcat...). Un travail d'itération continu entre les documentalistes et les experts a été nécessaire afin de sélectionner les documents pertinents et d'identifier les lacunes à combler. Le corpus final comprend 1330 références (2 912 auteurs) N'ont été retenues que des références correspondant ou transposables au cadre géographique de l'étude en privilégiant la période récente.

### Principales caractéristiques

Quatre cinquième des références couvre la période 1998-2011. Les références scientifiques relatives aux flux de nitrate étaient majoritaires dans les années 1990-2000.

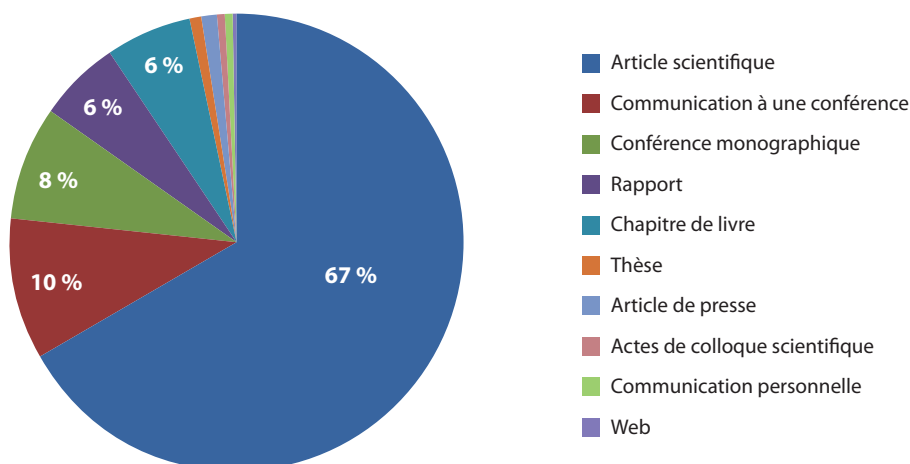
#### F1 - COUVERTURE TEMPORELLE DES SOURCES



Le corpus est constitué de 67% d'articles scientifiques primaires. En incluant les conférences principales dans des congrès internationaux, les productions scientifiques représentent les trois quarts des sources. Le dernier quart est constitué d'ouvrages et chapitres d'ouvrages scientifiques et techniques, et dans une moindre mesure de rapports issus d'organismes étatiques, de collectivités et d'instituts techniques, de thèse, d'articles de presse et de pages web.

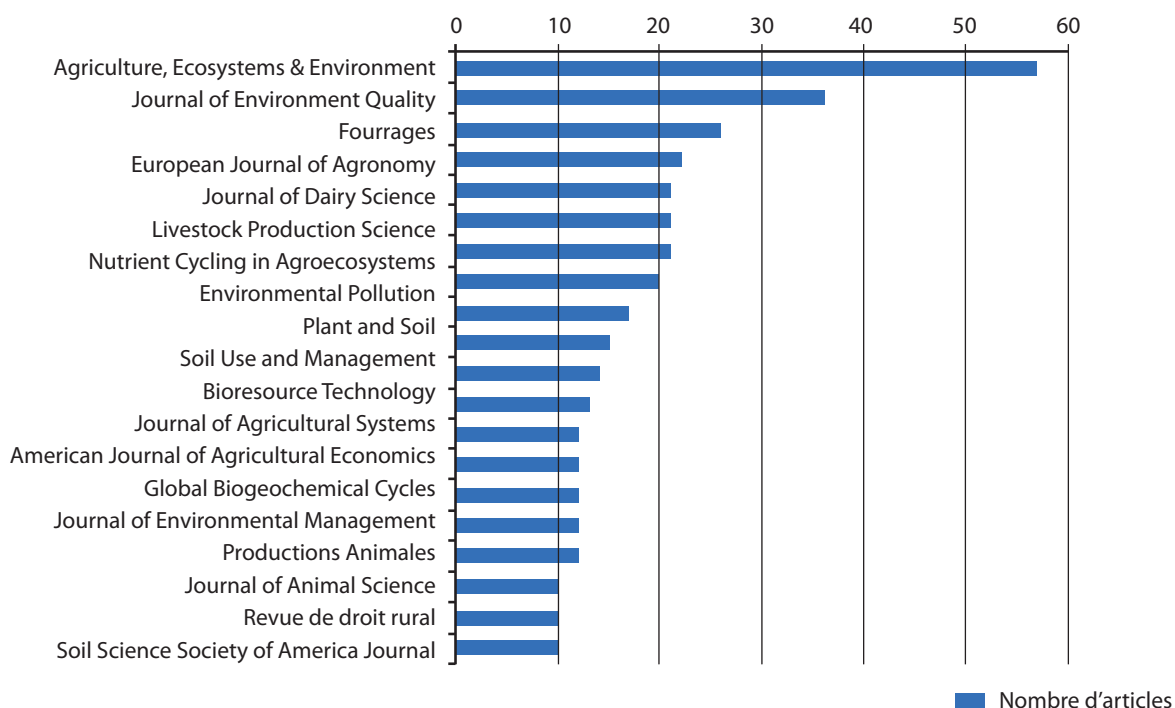


## F2 - RÉPARTITION DES SOURCES PAR CATÉGORIE DE DOCUMENTS



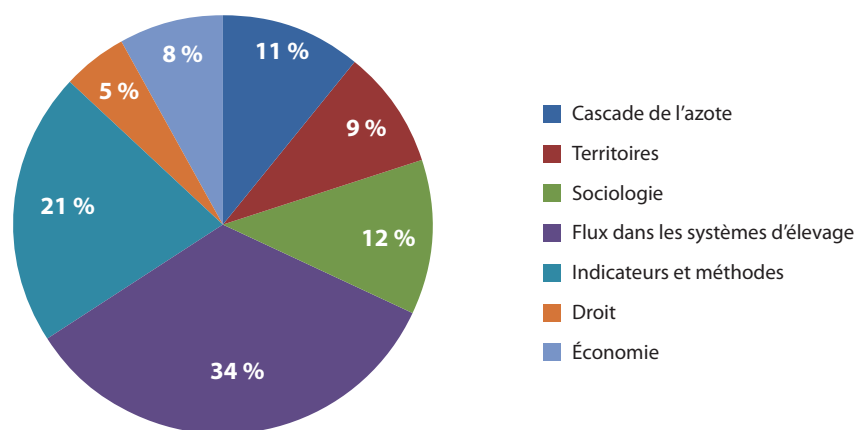
Les 20 premières revues citées ci-dessous représentent 42% des articles référencés dans le rapport. On dénombre globalement dans le corpus 272 revues scientifiques.

## F3 - LES 20 REVUES SCIENTIFIQUES LES PLUS CITÉES



La répartition des références par grandes thématiques place les aspects biotechniques au premier rang : ils représentent 75% des références dont la moitié traite de la description et de la quantification des flux d'azote dans les systèmes de production animale. Très peu d'articles ont considéré simultanément la problématique des flux d'azote et celle d'autres flux ayant des impacts environnementaux. La littérature relative aux indicateurs et méthodes est importante : plus d'un cinquième du corpus. Un quart des références relève des sciences sociales (droit, économie, sociologie) dont la moitié pour la sociologie ; ces références concernent essentiellement le volet « nitrate » en France.

#### F4 - RÉPARTITION DES RÉFÉRENCES PAR GRANDES THÉMATIQUES



### Présentation du document de synthèse

La synthèse du rapport d'expertise se décline en cinq chapitres. Le premier présente le rôle de de l'élevage dans la cascade de l'azote et les conséquences de la pression azotée à différentes échelles géographiques. Le chapitre 2 met en relief les facteurs socioéconomiques ayant conduit à la situation actuelle, et notamment à la concentration des problèmes dans des territoires présentant de fortes densités animales. Le chapitre 3 renseigne quantitativement et qualitativement les flux dans différents systèmes de production animale, faisant le point sur les connaissances sur l'animal, sur le devenir des effluents, sur le bilan à l'échelle de l'exploitation et du territoire. Le quatrième chapitre dresse un panorama critique des méthodes et indicateurs de suivi des flux d'azote réactif et des moyens réglementaires ou économiques pouvant orienter la gestion de l'azote agricole. Enfin, le dernier chapitre récapitule les principales options d'actions pour réduire les pertes d'azote dans l'élevage.

#### Précisions concernant le vocabulaire

**Azote** : dans cette synthèse sont privilégiées les appellations et écritures usuelles des différentes formes de l'azote. Ainsi, on emploie la formule chimique  $N_2$  plutôt que diazote,  $N_2O$  plutôt que protoxyde d'azote,  $NO_x$  pour les oxydes d'azote ( $NO+NO_2$ ) ; on utilise indifféremment  $NH_3$  ou ammoniac, et plus souvent nitrate que  $NO_3^-$ . L'usage du pluriel « nitrates » est en revanche exclu, car il s'agit d'un abus de langage. L'écriture N pour azote est utilisée dans les unités : par exemple  $kg\ N-NO_3/ha$  pour kilo d'azote sous forme de nitrate par hectare.

**Charge azotée ou pression azotée** sont employées indifféremment pour exprimer la quantité d'azote apportée sur un territoire (engrais, dépôts atmosphériques, fixation symbiotique).

**Solde ou surplus du bilan d'azote** : les deux termes expriment le résultat d'un bilan : la différence entre les entrées et les sorties d'azote par unité de référence (hectare, animal, atelier de production exploitation, région...). Les postes d'entrées et de sorties considérés par les bilans peuvent varier en fonction de l'objet du calcul (sol, exploitation...) et de choix de l'évaluateur (la fixation symbiotique et les dépôts atmosphériques ne sont, notamment, pas systématiquement considérés). Les sorties représentent tout ou partie des exportations : protéines animales et végétales produites. Le solde ou surplus, représente la quantité totale d'azote perdue (par volatilisation, lixiviation, émissions diverses...) ou stockée dans l'ensemble du système considéré.

**Engrais minéral, engrais organique** : l'expression « engrais minéral » renvoie ici aux engrais de synthèse d'origine industrielle, tandis que les engrais organiques sont constitués des effluents d'élevage qui peuvent être sous forme de lisiers, fumiers ou compost, employés comme amendement et fertilisant. Ces effluents contiennent de l'azote organique mais parfois très facilement minéralisable (cas de l'urée, par exemple) et de nombreux éléments minéraux, dont le phosphore et le potassium.

**Efficience azotée** : le terme traduit ici le rapport (%) entre les entrées d'azote et les sorties d'azote valorisées (dans les produits animaux, les engrais organiques exportés...).

# Chapitre 1

## LA CONTRIBUTION DE L'ÉLEVAGE À LA CASCADE DE L'AZOTE ET LES CONSÉQUENCES POUR LES TERRITOIRES

### 1.1. Contribution de l'élevage à la cascade de l'azote

L'azote est un élément constitutif de tout être vivant, indispensable à la vie. Il est très abondant à la surface du globe sous forme de diazote ( $N_2$ ), inutilisable par les êtres vivants sauf par certains microorganismes, dont les Rhizobium impliqués dans la fixation symbiotique d'azote par les plantes de la famille des légumineuses. Toutes les formes d'azote chimiquement et biologiquement actives constituent l'azote dit réactif. Il peut subir toute une série de transformations dans l'air, l'eau et le sol ainsi qu'au sein des êtres vivants, allant jusqu'au retour à sa forme diazote par la dénitrification.

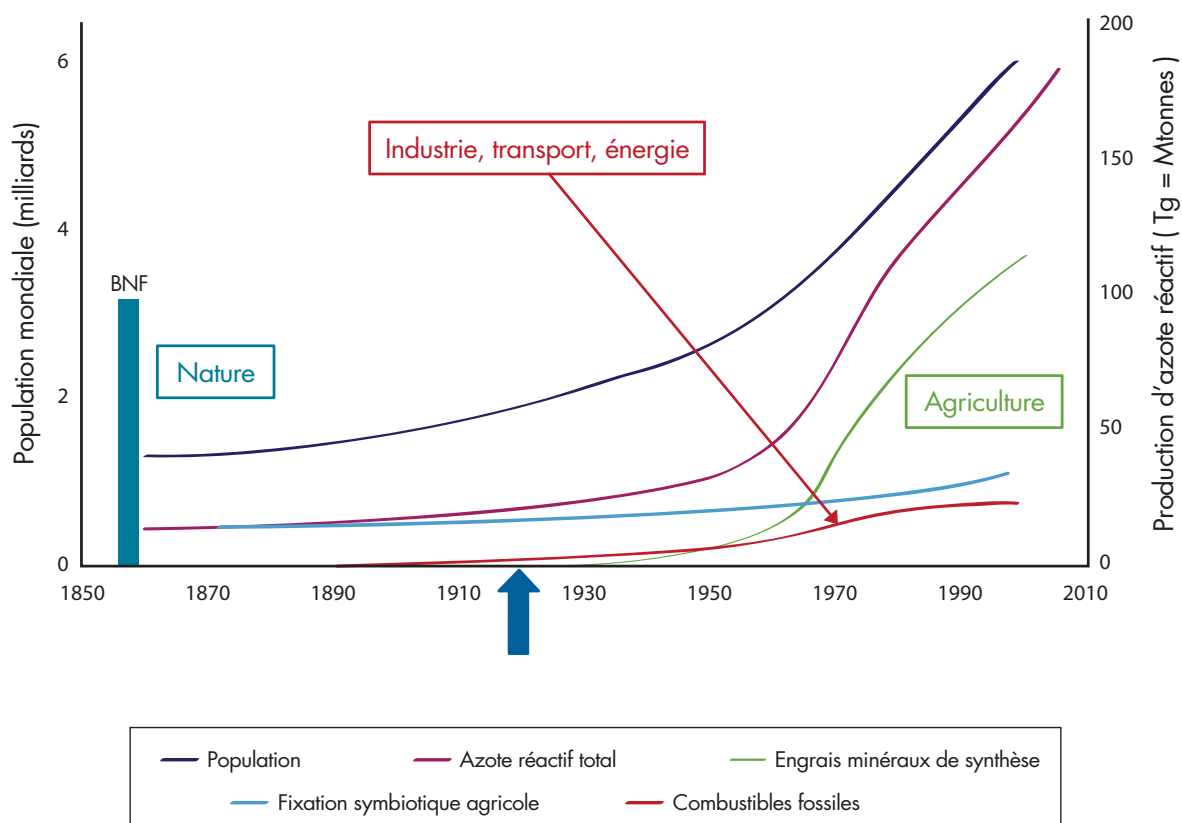
Jusqu'au début du 20e siècle, la fixation symbiotique a été la principale source primaire d'azote pour les cultures, l'autre voie, reposait sur le recyclage de l'azote grâce à l'association étroite entre cultures et élevage : les déjections animales fournissaient l'amendement organique nécessaire au maintien de la fertilité des sols. L'élevage a d'ailleurs longtemps servi - et sert toujours dans de nombreux pays - à convertir l'azote d'origine symbiotique des prairies en azote facilement disponible pour les cultures. La mise au point du procédé Haber-Bosch au début du 20e siècle a permis la synthèse industrielle d'ammoniac à partir de diazote et de gaz naturel ( $CH_4$ ) et rendu possible la fertilisation des sols sans association avec l'élevage. La généralisation de l'emploi des fertilisants chimiques à partir des années 1950 (cf. Figure 1.1) explique pour beaucoup la croissance très rapide de la production agricole mondiale, ce qui fait d'ailleurs dire à certains scientifiques que la fertilisation chimique azotée est devenue l'un des facteurs permettant la croissance démographique mondiale. Dans les années 2000, la fixation industrielle d'azote (environ 100 Mt d'azote réactif produits/an dans le monde) correspond à plus du triple de la fixation par les légumineuses cultivées. En 2009, plus de deux millions de tonnes d'azote sous forme d'engrais industriels étaient utilisées en France.

**F1-1 - ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION D'AZOTE RÉACTIF SELON SON ORIGINE ET DE LA POPULATION MONDIALE DEPUIS LE MILIEU DU 19e SIÈCLE**

La colonne N-BNF correspond à la fixation symbiotique de l'azote par les écosystèmes naturels.

(Figure adaptée de (Galloway, Aber et al. 2003)).

La flèche bleue indique le début de la mise en œuvre du procédé Haber-Bosch.

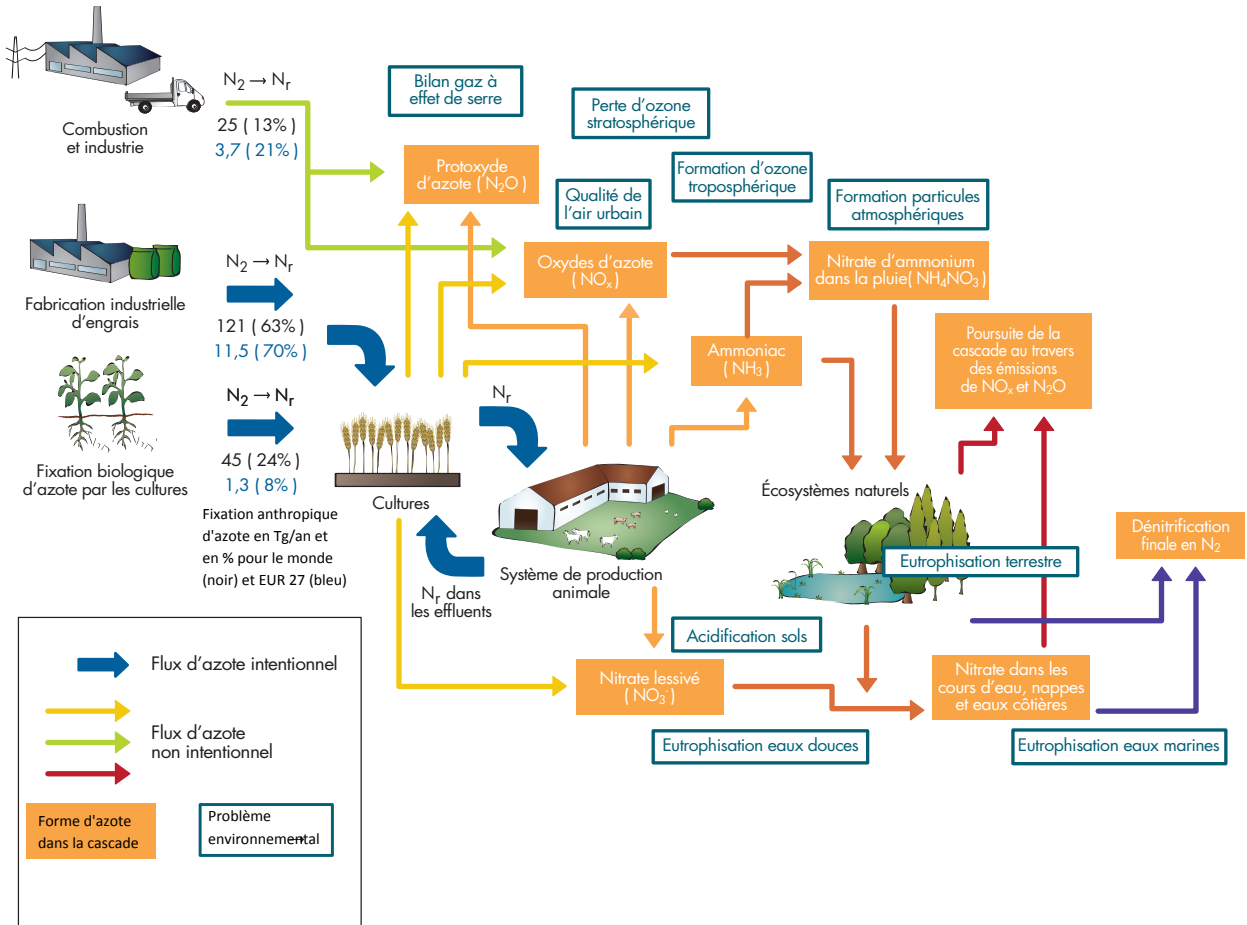


### 1.1.1. Les transformations de l'azote dans la biosphère, la notion de cascade de l'azote

Ainsi, d'une situation où l'azote réactif était « limitant » par rapport aux besoins alimentaires de la population, on est passé à une situation où l'azote est devenu facilement disponible et bon marché pour la production agricole. Un usage excessif de l'azote réactif, joint à une profonde modification des systèmes de culture incluant des spécialisations régionales et une couverture partielle des sols en hiver, ne permet pas aux cultures de valoriser tout l'azote et favorise des pertes vers l'environnement sous la forme de nitrate ou d'azote organique dissous vers les eaux de surfaces ou souterraines et d'émissions de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  ou  $\text{N}_2$  dans l'atmosphère. L'ensemble de ces transferts et transformations de l'azote réactif dans les écosystèmes constitue la « cascade de l'azote ». Cette notion de « cascade » traduit la production d'excédents d'azote réactif, conséquence de la diminution de l'efficacité de la conversion d'azote dans les systèmes, qui entraînent des fuites importantes vers l'environnement et le transfert séquentiel de l'azote réactif dans les systèmes environnementaux avec ses conséquences en termes d'impacts en cascade. Le schéma suivant (Figure 1.2) illustre la cascade de l'azote en mettant en évidence la multiplicité des transferts, transformations et impacts dans les différents milieux (écosystèmes, atmosphère, hydrosphère) et sur l'homme. A titre d'exemple, lorsqu'une molécule d'azote atmosphérique ( $\text{N}_2$ ) est convertie en ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) par le processus Haber-Bosch pour produire de l'engrais industriel, la moitié de cet azote apporté aux cultures se retrouve dans les récoltes utilisées comme aliment pour l'homme ou le bétail ; l'autre moitié s'échappe vers l'atmosphère ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ) ou vers l'eau ( $\text{NO}_3^-$ , azote organique dissous) ou est stockée dans le sol sous forme de matières organiques plus ou moins labiles. L'ammoniac émis à cette occasion peut participer à la pollution atmosphérique en intervenant dans la formation de particules fines dommageables pour la santé, ou être déposé par la pluie sur un écosystème naturel qu'il va contribuer à acidifier et/ou à eutrophiser. Le sol de cet écosystème enrichi en azote, tout comme celui de la parcelle agricole initiale, peut aussi émettre du  $\text{NO}$  vers l'atmosphère où celui-ci contribue à la formation d'ozone troposphérique, perturbant la santé humaine et l'équilibre des écosystèmes. Les micro-organismes présents dans le sol peuvent aussi transformer l'azote déposé en nitrate qui peut migrer vers les eaux et les écosystèmes aquatiques, produisant là encore des désordres trophiques ou des toxicités. Ce nitrate peut aussi être dénitrifié en  $\text{N}_2\text{O}$  (qui contribue alors au réchauffement global et à la dégradation de la couche d'ozone stratosphérique) ou en  $\text{N}_2$  (dénitrification complète), bouclant ainsi le cycle. La cascade de l'azote est donc une vision dynamique qui suit l'azote et permet de traduire la complexité de son devenir et des impacts qu'il occasionne dans les compartiments de l'environnement.

F1-2 - SCHÉMA SIMPLIFIÉ DE LA CASCADE DE L'AZOTE

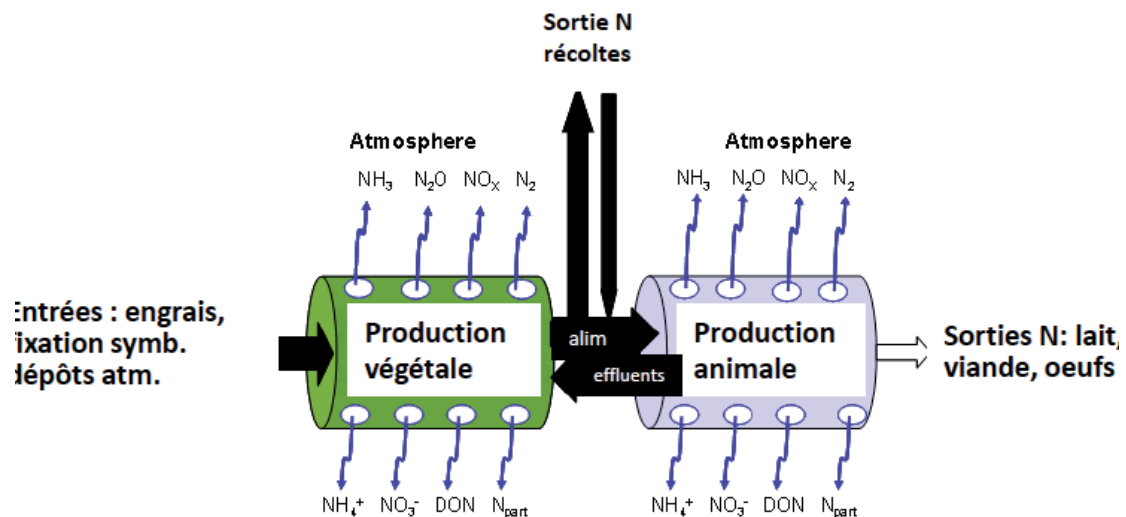
mettant en évidence la fabrication d'azote réactif (procédé Haber-Bosch), les principales formes d'azote réactif utilisées ou produites dans l'environnement et les impacts environnementaux. Les flèches bleues représentent les flux intentionnels et celles d'autres couleurs, les flux non intentionnels (ENA 2011, synthèse pour les décideurs)



### 1.1.2. Spécificité de l'agriculture et de l'élevage vis-à-vis de la cascade de l'azote

Aujourd'hui, quelque 80 millions de tonnes d'azote sont consommées par an par l'agriculture mondiale (culture et élevage), mais à peine 50% de cette quantité se retrouve dans les parties récoltées des cultures, le solde restant sur la parcelle ou se dispersant dans l'environnement. De même, moins de la moitié de la quantité d'azote excrétée par le bétail est réutilisée par les cultures, le reste se retrouvant dans l'environnement (Figure 1.3).

F1-3 - CIRCULATION DE L'AZOTE DANS LE SYSTÈME DE PRODUCTION AGRICOLE  
(d'après Onéma, 2009)



L'agriculture est un contributeur majeur de l'enrichissement de l'air, des sols et des eaux par des composés azotés.

Les émissions d'azote issues de l'élevage se produisent dans les bâtiments d'élevage, les zones de stockage des effluents, lors du pâturage des animaux, lors des applications d'engrais minéraux ou de l'épandage des effluents animaux au champ. Les risques de lixiviation de nitrate et d'émissions de  $NH_3$ ,  $N_2$ ,  $N_2O$  et  $NO$  au champ sont liés aux quantités apportées, au potentiel d'utilisation de l'azote présent par les plantes, aux propriétés du sol et aux conditions météorologiques. Selon les procédures d'évaluation proposées dans le cadre du protocole de Göteborg, l'agriculture française ou européenne serait responsable de plus de 95% des émissions de  $NH_3$ , de plus de 80% des émissions de  $N_2O$  et de 5-10% des émissions de  $NO$ . A cela s'ajoutent plus de 60% des pertes de d'azote vers les eaux, selon l'Agence européenne de l'environnement et l'*European Nitrogen Assessment*.

Les simulations du modèle Miterra-Europe élaboré par une équipe de recherche néerlandaise montrent que l'azote des effluents représente approximativement 80% des émissions totales de  $NH_3$  de l'EU-27 et 50% des émissions de  $N_2O$ . Ces données sont concordantes avec d'autres méta-analyses, notamment les estimations nationales et celles de l'ENA.

Le tableau 1.1 synthétise les données et estimations pour l'agriculture française, il met en relief la part de l'élevage dans les émissions selon les différentes formes d'azote. On voit qu'il est à l'origine d'une part importante des émissions de nitrate, mais que sa contribution aux émissions vers l'atmosphère ( $NH_3$  et  $N_2O$ ) est plus importante encore. L'élevage est particulièrement concerné par les émissions d'ammoniac, puisqu'on estime qu'il est responsable de plus de 80% des émissions d'origine agricole dans l'Union européenne, voire sans doute plus de 90% si on considère les émissions des cultures servant à l'alimentation du bétail (voir Tableau 1.1). Suivant le même mode d'estimation, il est à l'origine de presque les  $\frac{3}{4}$  des émissions de protoxyde d'azote. Le secteur bovin est le plus concerné par les émissions de  $NH_3$  puisqu'il représente presque la moitié du total des émissions européennes, les porcins en représentant 25%. En France, les chiffres sont de 46%, 12% et 15% pour les bovins, porcins et volailles, respectivement selon le Citepa. Plus précisément, les émissions de  $NH_3$  sont très liées aux excréments d'urée ou d'acide urique (surtout volaille) par les animaux, au type de logement et au mode de stockage des effluents. Environ la moitié de l'azote excrété est perdue dans le bâtiment et lors des phases de stockage, cette valeur étant évidemment très variable en fonction des conditions de logement et de stockage. Sur les 30% de pertes qui se produisent en bâtiments, environ 19% sont liés à la volatilisation, 7% à la dénitrification et nitrification et 4% à la lixiviation. Une autre fraction de l'azote (environ 20% en moyenne) sera ensuite perdue sous forme de  $NH_3$  au moment de l'épandage. Ces valeurs seront détaillées dans le chapitre 3. Bien que très globales, ces valeurs soulignent l'importance des pertes que pourrait entraîner une faible valorisation de l'azote des effluents.

### T1-1 - CONTRIBUTION DES CULTURES ET DE L'ÉLEVAGE AUX ÉMISSIONS D'AZOTE RÉACTIF

Les trois premières colonnes de chiffres correspondent au total cultures+élevage, les deux dernières uniquement à l'élevage.

Dans la colonne « Contribution de l'élevage » les chiffres en vert ont été évalués en prenant en compte la part de l'azote utilisé pour l'élevage et en rouge les proportions relatives entre les quantités d'azote dans les effluents et dans les engrais minéraux (Synthèse de l'ESCo à partir des données publiées dans la littérature)

Composé	Activité	Total émis par an (en kt N)	Contribution de l'agriculture (incluant l'élevage) aux émissions nationales (%)		Contribution de l'élevage aux émissions nationales	
			Total	Par poste		
NH <sub>3</sub>	Engrais minéraux	598	97,5 %	16 %	12 %	> 90%
	Effluents d'élevage au champ			37 %	37 %	
	Pâturage			9 %	9 %	
	Bâtiments d'élevage			38 %	37 %	
	Stockage des effluents					
N <sub>2</sub> O	Fertilisation des cultures	108	85 %	35 %	25 %	70 - 75%
	Pâturage, parcelle			12 %	12 %	
	Bâtiment/stockage Lisier			< 1 %	< 1 %	
	Bâtiment/stockage Fumier			10 %	10 %	
	Emissions indirectes			28 %	24 %	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Fertilisation minérale et organique	1178	> 60 %	> 55 %	> 50 %	> 50 %
NO <sub>x</sub>	Fertilisation minérale et organique	49	14 %	5 %	< 5 %	< 5 %
	Combustion (engin, feux)			9 %	?	?

#### 1.1.3. Impacts environnementaux de l'enrichissement des milieux en azote réactif

Dans la cascade de transferts et de transformations de l'azote, les impacts environnementaux sont essentiellement la conséquence de fuites d'azote réactif vers les compartiments environnementaux que sont l'atmosphère, l'hydrosphère et les écosystèmes. Les travaux pionniers coordonnés par Galloway (2003) puis l'expertise européenne « *European Nitrogen Assessment* » (2011) ont dressé un panorama exhaustif des nuisances potentiellement causées par la présence en quantités excessives d'azote réactif dans l'environnement qu'il soit d'origine agricole ou non par rapport à ce que les milieux peuvent capter, valoriser ou épurer. Ces impacts sont caractérisés par une grande diversité d'échelles spatiales, du très local au global, et temporelles ainsi que par le fait qu'un même atome d'azote peut, par le biais de ses transformations et transferts, contribuer à plusieurs impacts. De plus, le même composé azoté peut contribuer à plusieurs impacts. C'est ainsi que l'ammoniac a tout d'abord été étudié pour son rôle dans l'acidification et l'eutrophisation des milieux dans le cadre de la pollution de l'air par des transferts à longue distance, et l'attention se focalise maintenant fortement sur son rôle dans la formation de particules atmosphériques. Le protoxyde d'azote, produit majoritairement par les sols et dans une moindre mesure par les litières, est quant à lui un puissant gaz à effet de serre et participe aussi à la destruction de l'ozone stratosphérique, tandis que le nitrate dégrade la qualité des eaux, notamment en concourant à leur eutrophisation et est à l'origine d'une partie des émissions de N<sub>2</sub>O.

Il est difficile de faire une évaluation des coûts et bénéfices de l'azote réactif, en raison de la multiplicité des impacts, de leurs caractères parfois contradictoires (par exemple, les particules ont un effet négatif sur la santé mais positif sur l'effet de serre) et de la difficulté de comptabiliser certains coûts directs et indirects. L'estimation récente réalisée dans le cadre de l'*European Nitrogen Assessment* (ENA) montre que les coûts les plus importants portent sur la santé humaine, avec une contribution principalement liée à la dégradation de la qualité de l'air (ozone et particules). Les coûts liés à l'impact sur le climat seraient très inférieurs, notamment en raison des compensations entre les effets positifs et négatifs. Cette évaluation permet de hiérarchiser les priorités pour la société, notamment dans la perspective d'orienter les politiques publiques, mais elle est marquée par de fortes incertitudes.

Concernant la gestion de ces multiples flux, on peut distinguer les situations selon que les relations spatiales entre émissions polluantes et dommages sont fortes ou faibles. Cette distinction est souvent reprise par les économistes dans leurs réflexions sur les moyens d'encadrer les nuisances environnementales :

- l'émission protoxyde d'azote, gaz à effet de serre pour lequel la distribution géographique des dommages est indépendante de la localisation de la source d'émission ;
- l'émission d'ammoniac dont les dommages sont reliés à la localisation de la source d'émission, avec des impacts à la fois de proximité (nuisances olfactives, dépôts secs et biodiversité) et plus lointains à une échelle régionale à continentale (pollution transfrontière) ;
- l'émission de nitrate pour lequel les dommages sont dépendants de la localisation de la source d'émission et qui sont géographiquement distribués en fonction des processus de transfert dans chaque bassin versant.

Cette diversité de relations spatiales entre flux d'azote et impacts territoriaux soulignent que les mesures prises pour limiter les dommages de l'enrichissement des milieux en azote réactif peuvent difficilement reposer sur les mêmes ressorts selon que l'on s'intéresse à l'une ou l'autre de ses formes. De plus, les mesures prises pour réduire les impacts qui concernent un compartiment environnemental ou une forme d'azote réactif peuvent aller à l'encontre d'un autre objectif : par exemple, le contrôle des émissions d'ammoniac peut contrecarrer des mesures relatives à la lutte contre la lixiviation du nitrate ou le changement climatique (émission de  $N_2O$ ). De même, promouvoir la dénitrification (jusqu'à  $N_2$ ) pour diminuer la lixiviation de nitrate (principe des systèmes de traitement biologique) peut être problématique si la dénitrification n'est pas complète et dégage du  $N_2O$  et, dans tous les cas, conduit à « perdre » de l'azote réactif que l'on a préalablement produit en consommant de l'énergie.

## 1.2. Pression des flux d'azote sur les territoires et part de l'élevage

Les travaux visant à quantifier des flux d'azote à l'échelle de territoires sont apparus au début des années 1980, en liaison avec la problématique des « pluies acides » (effets acidifiants des retombées atmosphériques de composés soufrés ou azotés) et de la pollution des milieux aquatiques par le nitrate. Des groupes de travail internationaux ont été constitués, en appui aux politiques publiques, pour évaluer les transferts et les impacts et réactualiser en permanence ces connaissances, plus particulièrement dans le cadre des transferts de pollution de l'air à grande distance. Que cela concerne la qualité des eaux ou celle de l'air, les travaux à ces échelles cherchent à mettre en relief la vulnérabilité des écosystèmes récepteurs en reliant des impacts à une charge azotée évaluée quantitativement et qualitativement. La majorité des études ont porté sur l'Europe occidentale et l'Amérique du Nord, les pays du Sud et de l'Est de l'Europe étant très peu représentés. Les données sources proviennent des statistiques agricoles, des réseaux d'observations *in situ* ou satellitaires et de modélisations. Les résultats sont hétérogènes et leur interprétation délicate : la comparaison entre études n'est pas souvent effectuée, ni souvent possible.

Le nombre de facteurs explicatifs et d'indicateurs pris en compte est restreint, ce qui pourrait fausser les résultats : par exemple l'azote organique dissous a longtemps été négligé alors que les rares mesures faites montrent qu'il peut être important. Malgré ces limites, les cartographies permettent d'appréhender les grandeurs et la variabilité spatiale, soit de la pression ou charge azotée polluante, c'est-à-dire la quantité d'azote apporté dans le territoire, soit du solde ou surplus d'azote, c'est-à-dire le bilan entre importations et exportations d'azote à une échelle donnée. Les cartes confirment la distinction entre les régions d'élevage selon qu'elles concentrent une forte densité animale ou non, ce qui explique, en France, la place tout à fait singulière de l'Ouest, et de la Bretagne en particulier, plus semblable à celle des Pays-Bas ou du Danemark qu'aux autres régions d'élevage françaises.

### 1.2.1. D'importants transferts à l'échelle mondiale l'Europe aujourd'hui globalement importatrice en azote

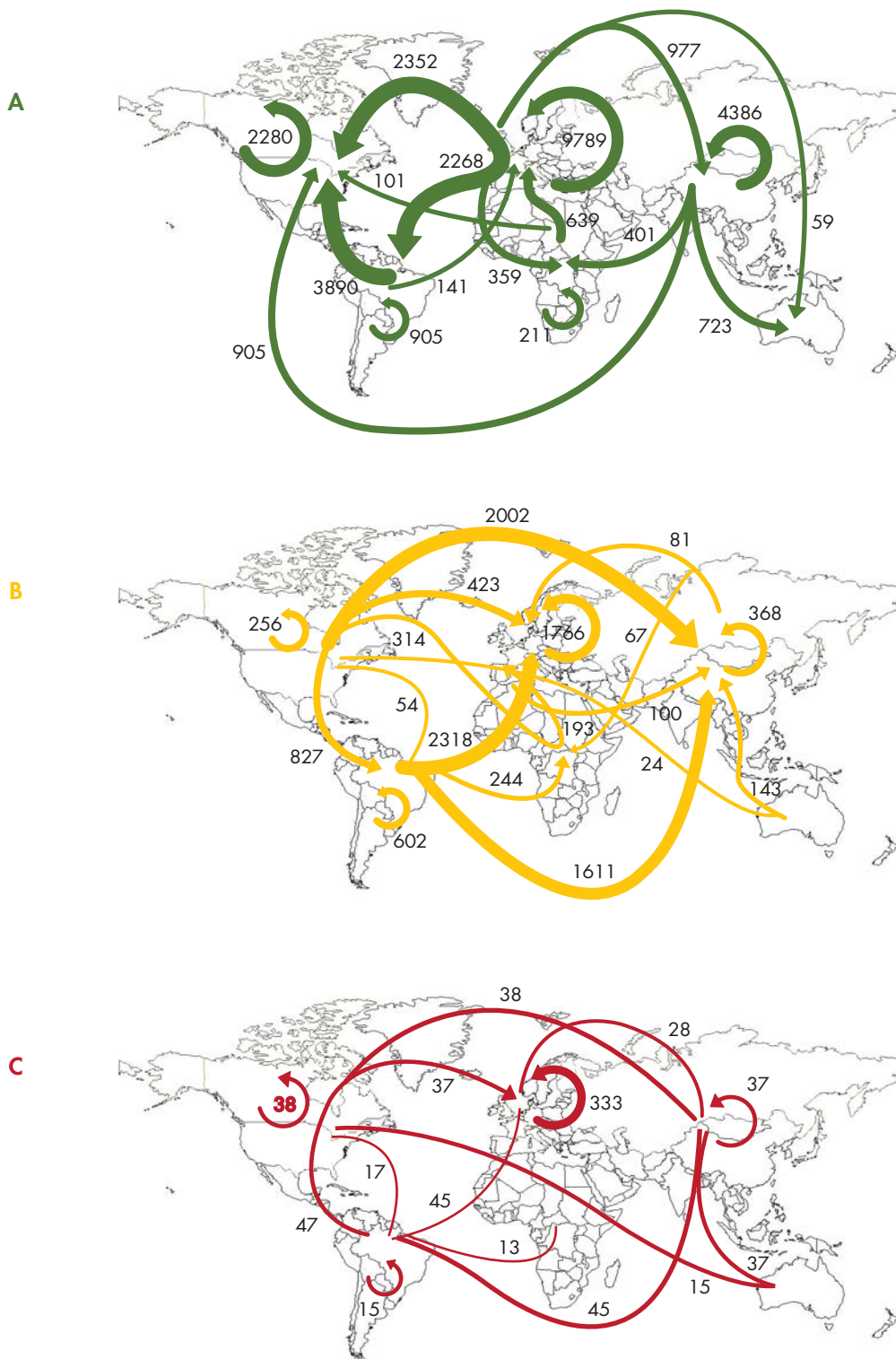
La redistribution de l'azote à l'échelle de la planète provient principalement des transferts atmosphériques (100 Mt à la fin du 20e siècle et possiblement 200 Mt au milieu du 21e siècle). Mais le commerce international suscite aussi des flux importants (Figure 1.4), l'Europe est ainsi fortement importatrice de grains et de tourteaux de soja pour l'alimentation de son bétail. Elle reste importatrice nette d'azote malgré l'exportation de produits agricoles et les exportations d'engrais. Les échanges d'azote posent la question de l'affectation des coûts des dommages entre les zones de production et les consommateurs finaux. Une étude a ainsi souligné que dans les années 1990, les Pays-Bas utilisaient 400 kt d'azote sous forme d'engrais pour produire des biens alimentaires équivalant au double des besoins de leur population ; si une part de la production est exportée (export de protéines), la totalité des pertes d'azote et des impacts sur l'environnement restent alloués au pays producteur.

Il en est de même pour de grandes régions d'Amérique du Sud qui supportent le coût environnemental de la conversion des terres pour la production de soja pour nourrir les animaux en Europe et en Asie. On retrouve également ceci pour l'allocation des pertes et des impacts entre régions d'un pays ou même entre acteurs d'une filière.

La dimension globale de la cascade de l'azote et sa variabilité géographique selon les climats, sols, structures paysagères et forces motrices agricoles ont suscité le besoin d'initiatives scientifiques internationales qui posent les enjeux de la cascade de l'azote à différentes échelles (par exemple *International Nitrogen Initiative*; <http://initrogen.org/>).

### F1-4 - ÉCHANGES INTERNATIONAUX D'AZOTE RÉACTIF

Quantité d'azote (en kt) dans les échanges internationaux d'engrais ( A; 31 Mt ),  
de grains ( B; 12 Mt ) et de viande ( C; 0,8 Mt) pour l'année 2004  
(d'après Galloway, mai 2008, Science n°320, p.889)





## 1.2.2. Répartition de la pression azotée en Europe

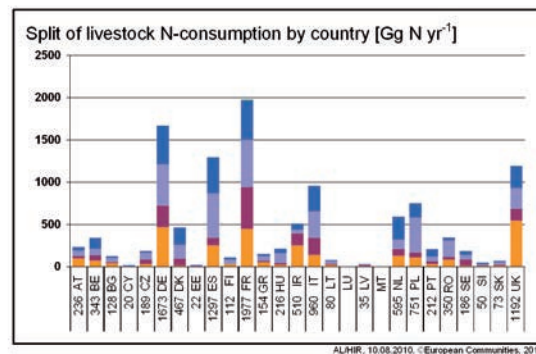
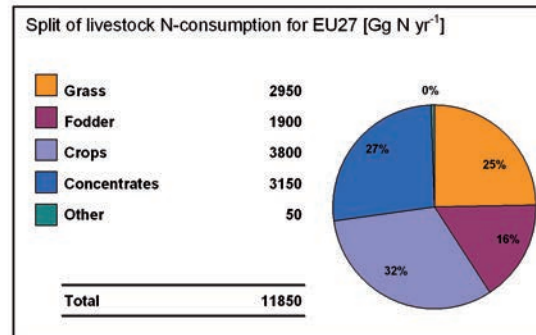
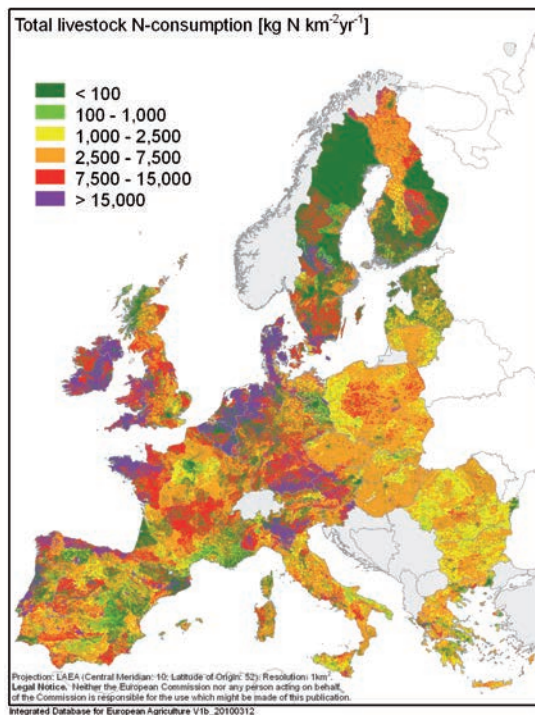
La consommation d'engrais azotés s'est considérablement accrue parmi les 27 états membres de l'Union européenne, passant d'environ 4 millions de tonnes d'azote au début des années 1960 à plus de 12 Mt à la fin des années 1980, pour redescendre vers 10,5 Mt en 2002 (statistiques de la FAO). Dans le même temps, les quantités totales d'azote excrété par les troupeaux dans l'EU-27, qui étaient d'environ 7-8 Mt au début des années 1960, se sont accrues pour atteindre 11 Mt à la fin des années 80 pour diminuer à 10,3 Mt dans les années 2000. Ces données illustrent le fort accroissement de la charge azotée exercée sur les territoires agricoles européens depuis 50 ans. Il convient aussi d'ajouter les autres entrées d'azote par la fixation symbiotique (environ 2,2 Mt), par les dépôts atmosphériques (environ 4 Mt) et par les importations d'aliments (3,5 Mt). De son côté, la modélisation Miterra-Europe montre qu'en moyenne dans l'EU-27 (données année 2000), les apports d'azote au sol se partagent quasi équitablement entre engrais azotés de synthèse (66 kg N/ha) et effluents d'élevage (61 kg N/ha) ; la fixation symbiotique a une part assez mineure (5 kg N/ha) et inférieure à celle des dépôts atmosphériques (12 kg N/ha). Les cultures n'exportent que 62 kg N/ha, soit 43% des apports totaux.

La répartition des pertes azotées selon les formes d'azote est, quant-à-elle, loin d'être une information stabilisée. Les différences résultent d'hypothèses divergentes dans les modèles d'estimation des pertes. La hiérarchie des pertes à laquelle aboutit le projet Miterra-Europe place en premier celles relatives au nitrate (45%) et au N<sub>2</sub> (36%), suivies par le NH<sub>3</sub> (13%) et le N<sub>2</sub>O (3%). Dans l'estimation de l'ENA, la dénitrification (N<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O) est de très loin la voie principale de perte d'azote (44 kg N/ha SAU), suivie par la volatilisation de NH<sub>3</sub> (17 kg/ha SAU), la lixiviation (16 kg/ha SAU) et les émissions de NO<sub>x</sub> (2 kg/ha).

Par ailleurs d'importantes différences régionales apparaissent, les soldes des bilans d'azote par unité de surface étant beaucoup plus élevés dans les régions agricoles intensives (Europe du Nord-Ouest principalement) que dans les régions avec des systèmes plus extensifs (montagnes, Europe du Sud). Les ordres de grandeur des estimations résultant des modélisations européennes concordent avec les données des bases internationales de l'OCDE (1997) et Eurostat (2000), avec cependant des valeurs parfois différentes selon les sources (par ex. pour la France : estimation de 90 kg/ha/an d'excès d'azote selon Miterra-Europe et 50 kg N/ha/an dans les bases de données françaises). Ces écarts s'expliquent par des différences liées aux bases de données mobilisées ainsi qu'aux méthodes de calculs retenues.

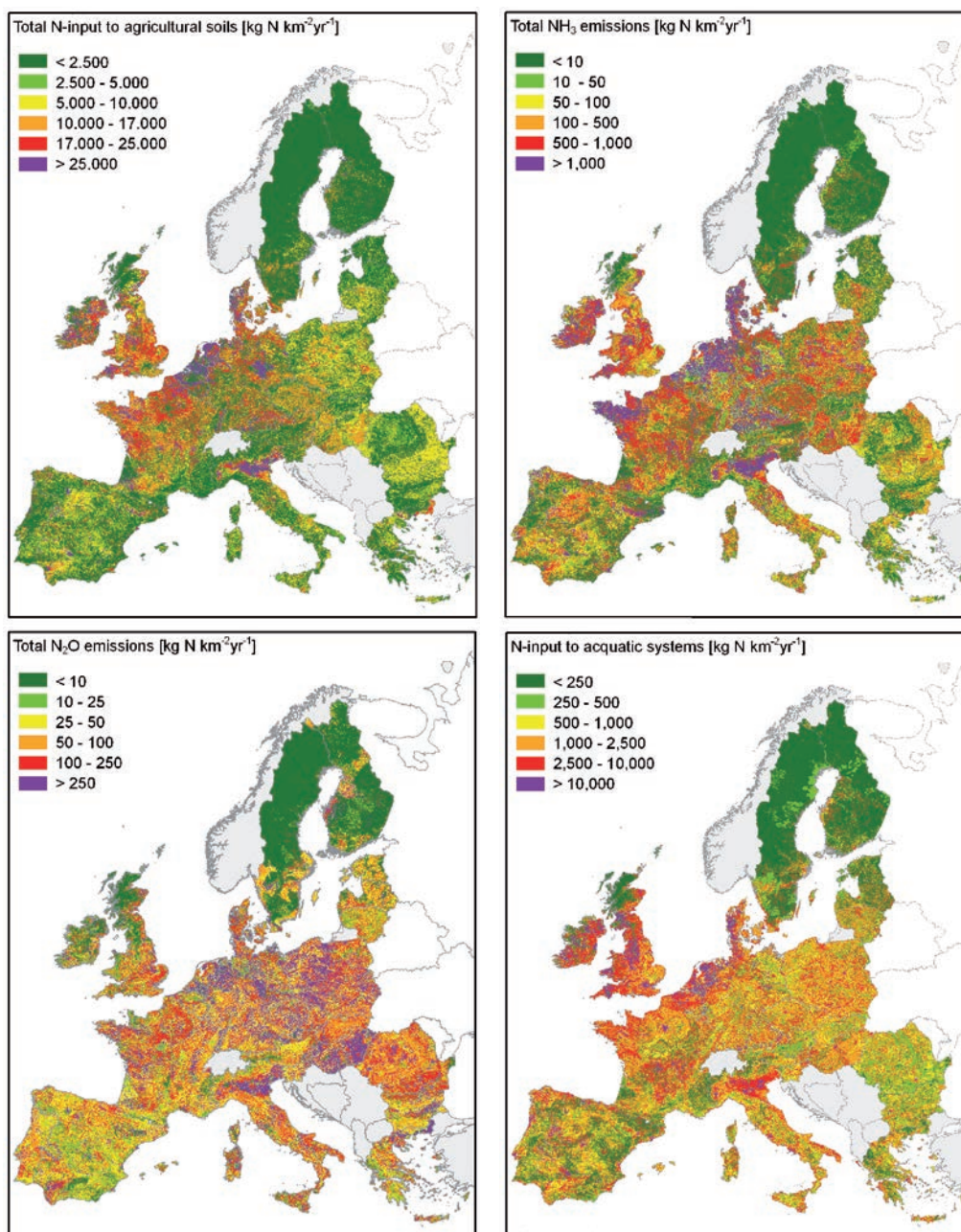
### F1-5 - CONSOMMATION TOTALE D'AZOTE PAR L'ÉLEVAGE EN EUROPE POUR L'ANNÉE 2002

La carte montre la consommation. Le diagramme circulaire donne la répartition entre les sources : herbe (pâturage et fâche), aliments bruts provenant des terres cultivées (maïs, betterave et autres), grains (céréales, protéagineux et oléagineux), concentrés (concentrés riches en énergie et/ou protéines, tourteaux, ...) et autres (paille, produits animaux). Les histogrammes donnent la répartition par pays.  
(Source : Leip et al (2011) ENA chapter 16 d'après les chiffres de Indicator Database for European Agriculture V1, 2009)



La comparaison des figures 1.5 et 1.6 souligne la correspondance entre la pression azotée et les zones de forte concentration en élevages, à savoir l'Irlande, l'ouest de la Grande Bretagne, l'ouest de la France, l'ensemble constitué de la Belgique, des Pays-Bas, du Danemark et de l'ouest de l'Allemagne, et enfin le sud de l'Allemagne et la Plaine du Pô en Italie. Toutefois, il est difficile d'aller plus loin dans l'analyse. En particulier, on pourrait s'attendre à ce que des structures spatiales se dégagent quant à la répartition du devenir des surplus azotés entre lixiviation et émissions gazeuses, la répartition entre les formes d'azotes dépendant du climat et des systèmes de production présents sur un territoire. Or rien de net n'apparaît, ni à l'échelle française ni à l'échelle européenne. Ces résultats issus de modèles devraient donc être validés par des réseaux de mesures couvrant des situations agro-pédo-climatiques contrastées avant de pouvoir être exploités plus en détail.

**F1-6 - DISTRIBUTION DES APPORTS D'AZOTE SUR LES TERRES AGRICOLES ET DES ÉMISSIONS D'AZOTE RÉACTIF VERS L'AIR SOUS FORME DE NH<sub>3</sub> ET N<sub>2</sub>O ET VERS LES SYSTÈMES AQUATIQUES**  
incluant le nitrate (d'après Leip et al., 2011)



À l'échelle de grands bassins hydrographiques européens (Seine, Moselle, Escaut, Danube...), des travaux de modélisations montrent que l'on peut compartimenter les bilans en cohérence avec les pertes et stockages hydrologiques en partie observés. Ils concluent qu'en moyenne 20% du surplus d'azote arrive à la mer, 40% est perdu par dénitrification sur les versants et en bordure de cours d'eau, et/ou stockés dans les nappes profondes, et 40% est éliminé par le réseau hydrographique. Cette « rétention apparente d'azote » donne une idée des capacités d'épuration des paysages constitutifs des territoires. Cette notion est complémentaire de celle d'efficacité de l'utilisation de l'azote (*NUE, Nitrogen use efficiency*) c'est-à-dire le rapport entre exportations d'azote « utiles » / entrées totales d'azote, qui s'applique aux unités de production.

On voit dans tous les cas précédents, que les chiffres produits par différentes estimations à ces échelles peuvent différer très sensiblement, tant sur les quantités globales que sur leur répartition entre les différentes formes d'azote en raison de l'utilisation de bases de données (statistiques agricoles, sols, usage du sol, ...) et de modèles différents, mais les grandes masses restent semblables.

Notons que le corpus bibliographique relatif aux travaux à l'échelle européenne contenait peu d'études détaillées à des échelles inférieures à 100 km<sup>2</sup> permettant une caractérisation précise des systèmes agricoles et une description spatialisée de la cascade de l'azote. Pourtant, cela permettrait de savoir si l'on peut définir des situations types en termes de systèmes d'élevage, de densité, de répartition dans le territoire, de contexte pédoclimatique, en fonction de leur sensibilité aux impacts des émissions azotées sur les ressources naturelles (eau, air, biodiversité...).

Le rôle des structures paysagères a été investigué pour évaluer le potentiel de recapture des émissions atmosphériques par les couverts boisés, voire pour aménager l'espace autour des sources ponctuelles (bâtiments d'élevage) ou pour protéger des zones sensibles (zones Natura 2000 par exemple). De rares études combinant transferts aériens, approche paysagère et parfois pertes hydrologiques mettent l'accent sur les transferts vers les zones semi-naturelles et sur le rôle positif des zones humides longeant les cours d'eau sur la rétention d'azote (ce taux de rétention pourrait avoisiner 30%). Le couplage de modèles simulant les différents types de transfert à cette échelle a mis en évidence les interactions entre les différents types de transfert et l'importance de les prendre en compte pour mieux comprendre les dynamiques de l'azote à l'échelle du paysage. Notons que l'extrapolation des études faites à des échelles locales est sujette à caution du fait de la grande variabilité des situations et des résultats.

### **1.2.3. Répartition territoriale des pertes en fonction des orientations de production agricole et des pratiques**

Toutes les études scientifiques s'accordent pour relier les émissions de NH<sub>3</sub> directement à la densité animale. C'est aussi ce que conclut l'Agence européenne de l'Environnement et ce que montrent les figures 1.5 et 1.6,

Les fuites de nitrate sont, elles, surtout liées à la proportion de terres agricoles dans le paysage, aux types de systèmes de culture présents et au contexte pédoclimatique. Les concentrations observées dans les rivières et les nappes confirment que, si les zones d'élevages intensifs ont en général une qualité des eaux dégradée, elles ne sont pas les seules, car les zones de grandes cultures sont également fortement émettrices de nitrate du fait des quantités d'engrais minéraux épanchées. Les données françaises du ministère de l'Ecologie (2010) soulignent notamment que les eaux de surfaces des zones d'élevage de l'Ouest ont les teneurs en nitrate les plus élevées, mais que celles des zones de grandes cultures augmentent actuellement plus vite.

Les émissions de N<sub>2</sub>O sont surtout corrélées aux apports d'engrais minéraux et organiques et aux propriétés des sols (récurrence des états d'anoxie). Les émissions en bâtiment et lors de la gestion des déjections sont bien inférieures, selon les procédures de calcul du GIEC, implémentées en France par le Citepa.

Par ailleurs, la quantification des émissions et/ou pertes d'azote à l'échelle des exploitations agricoles est disponible, en France comme en Europe, principalement pour les fermes situées dans les zones vulnérables à la pollution par le nitrate. Ces zones se trouvent principalement dans l'arc Atlantique nord européen, territoire à forte densité laitière, souvent associée à une production porcine ou avicole hors sol et pour la France, dans l'ouest et le nord qui sont des régions d'élevage intensif ainsi que de grandes cultures. Très peu de littérature scientifique sur les pollutions azotées agricoles concerne les zones d'élevage extensif et les régions du sud et de l'est de l'Europe. Toutefois les connaissances acquises permettent de simuler de nombreux systèmes d'élevage (voir par ex Figure 3.5).

Certaines études de cas identifient des pratiques d'élevage comme sources ponctuelles de pertes azotées : aires d'exercices, zones d'abreuvement ou d'affouragement, pâturage sur pentes fortes ou sols imperméables, retournements de prairies mal gérés... Elles permettent aussi de quantifier les gains possibles par la mise en place de « bonnes pratiques » (ajustements de la fertilisation, introduction de cultures intermédiaires...).

### **1.2.4. Des situations contrastées en France**

En France, comme pour la moyenne européenne, les apports d'azote pour fertiliser les sols proviennent pour un peu plus de la moitié des engrais de synthèse (2110 kt), pour le reste des effluents d'élevage (1820 kt) et des boues de stations d'épuration et de composts (21 kt) (statistiques du Citepa pour 2009). Les apports d'azote par la fixation symbiotique représenteraient un peu plus de 500 kt, dont environ 80% proviendrait des légumineuses des prairies permanentes, 10% des cultures de luzerne et le reste des légumineuses à graines.

Si l'on regarde l'orientation agricole des cantons français, les plus forts excès de bilan d'azote (avant traitement des lisiers de porc) se situent dans le grand Ouest (Tableau 1.2).

## T1-2 - CHARGES EN AZOTE DE DIFFÉRENTES RÉGIONS

selon l'orientation agricole (le Gall, 2005)

Le surplus du bilan azoté « sol-culture » (cf chapitre 4.1.3) est calculé avant traitement des lisiers

	Charge N (kg/ha SAU)	N minéral (% entrées)	N organique ruminants (% entrées)	N organique granivores (% entrées)	Surplus du bilan (kg N/ha)
Bretagne Lait et porcs	221	33	36	31	84
Bretagne Lait intensif	179	43	44	13	54
Nord - Pays de la Loire	161	45	45	10	37
Zones grandes cultures	123	85	13	2	25
Zones herbagères plaine et montagne	98	31	67	2	9

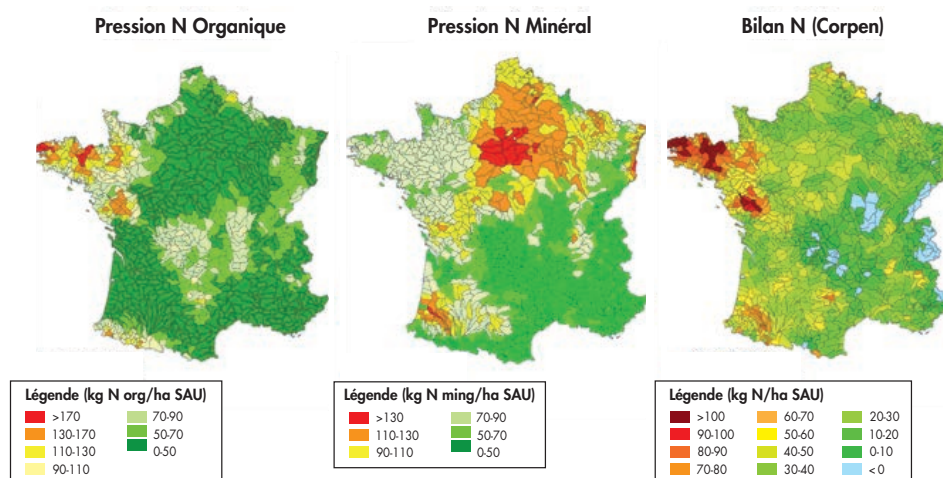
L'Institut de l'Élevage a dressé en 2007 un état des lieux pour l'agriculture à partir des données du recensement agricole 2000, d'enquêtes « structure » et « pratiques culturales », du Service statistique du ministère de l'Agriculture, des données de l'industrie des engrais et enfin du Réseau national des données sur l'eau (2001). Il en ressort que la pression d'azote organique et minéral varie fortement selon les régions (Figure 1.7). C'est logiquement dans l'Ouest que les apports sous forme organique sont de très loin les plus élevés : ils dépassent 130 kg N/ha de SAU dans plusieurs secteurs qui combinent production laitière et élevage de monogastriques (Finistère, Côtes d'Armor, Morbihan) ou production de viande bovine et de volailles (sud des Pays de la Loire) ou encore sont spécialisés en production laitière (sud Manche, nord Mayenne, Ille et Vilaine), alors que la moyenne nationale s'établit à 50 kg/ha. La pression en azote minéral se concentre, au contraire, principalement sur le bassin parisien et le Sud-Ouest, qui correspondent aux zones de grandes cultures.

Dans ce travail, les surplus azotés des bilans sol-végétation (voir 4.1.3. pour la méthode de calcul) sont de 79 kg N/ha/an en moyenne en Bretagne, alors que la moyenne nationale est de 29 kg N/ha/an et que plusieurs régions spécialisées en élevage (Grand Massif Central, Jura, Alpes) ont des bilans inférieurs à 15 kg N/ha/an. La France de l'élevage est donc très loin d'être homogène en termes de bilan azoté et de risques de fuites d'azote. Une grande majorité de régions françaises d'élevage ne connaissent pas d'excédents d'azote préjudiciables à la qualité des eaux. Seule une partie du Grand Ouest (dont la Bretagne et une partie des Pays de la Loire) peut être comparée aux territoires d'élevage intensifs nord européens. Il faut noter d'une part que depuis les données du recensement de 2000, l'évolution des pratiques dans l'Ouest a réduit sensiblement les excès de bilans (les niveaux de solde de bilan estimés dans le cadre des plans d'action pour les bassins à algues vertes avoisinent 50-55 kg N/ha) et, d'autre part, que, bien que moins souvent citées, certaines zones des Pays-de-la-Loire et du Poitou-Charentes ont des niveaux d'excès d'azote également élevés.

## F1-7 - CHARGES EN N ORGANIQUE ET MINÉRAL

bilan azoté des territoires français (en kg N /ha SAU)

(Source Institut de l'Élevage, données 2000, recensement agricole)



<sup>1</sup> À la date de publication de cette expertise collective, les données du recensement de 2010 sur les flux et les bilans d'azote ne sont pas disponibles.

### La Bretagne particulièrement concernée.

Première région française pour la production de lait, de porc, de volailles et d'œufs, la Bretagne compte un nombre très important d'animaux (selon les chiffres 2010 de Agreste : 20% du cheptel national en vaches laitières, 54% pour les truies, 56% pour les porcs charcutiers, 41% pour les poules pondeuses auxquels s'ajoutent 74 900 ovins et 30 900 caprins...) pour 6% de la SAU nationale. Pour nourrir l'ensemble du troupeau, la région importe des céréales, du tourteau de soja et des engrais azotés en quantités importantes. Les estimations de ces quantités d'azote varient selon les sources et les années. Selon le Conseil économique de Bretagne (source DRAAF), l'apport au sol en azote issu des effluents d'élevage serait d'environ 206 000 t/an (2006-2008) dont la moitié proviendrait des bovins, environ 28% des porcs et 16% du secteur avicole ; s'ajoute une charge en engrais azotés industriels d'environ 100 000 t/an. Les flux d'azote à la mer sont évalués à 75 000 t/an (variant de 20 à 160 000 t selon les années) soit un ordre de grandeur correspondant au quart des apports d'azote sur les sols. La résorption de l'azote des lisiers de porc par traitements représente une dizaine de milliers de tonnes par an.

### 1.2.5. Sensibilité des milieux récepteurs

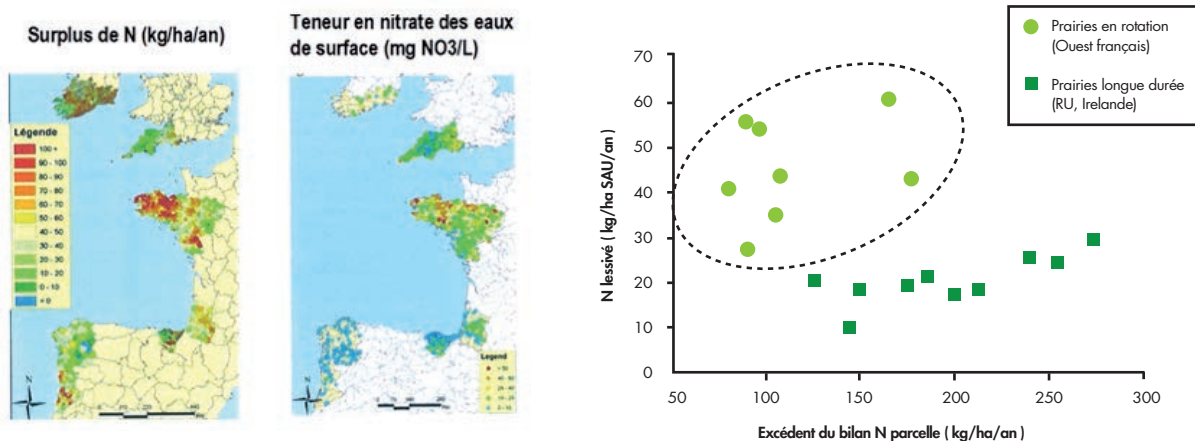
Un même bilan azoté peut conduire à des impacts différents selon la sensibilité du milieu. La dénitrification et la lixiviation varient ainsi fortement en fonction de la pluviométrie et de la température : plus le climat est chaud et sec, moins les pertes sont importantes. La composition des sols joue aussi : les pertes par dénitrification sont très importantes dans les sols tourbeux, moyennes dans les sols limoneux et argileux et minimales dans les sols sableux. A l'inverse, le risque de lixiviation est plus grand dans les sols sableux et dans les systèmes n'assurant pas une couverture permanente du sol ou conduisant à retourner fréquemment les prairies. La figure 1.8 illustre que les teneurs en nitrate des eaux ne dépendent pas uniquement du niveau de surplus du bilan azoté « sol-culture » mais aussi de la sensibilité des territoires. Outre le fait que dénitrification et lixiviation ne sont pas toujours en phase, cet exemple ouvre sur d'autres sources de variations rarement quantifiées : stockage d'azote dans le sol, autres pertes gazeuses, inhibition de la nitrification, allongement des temps de résidence dans les aquifères... L'ensemble de ces facteurs peut expliquer des niveaux moyens de lixiviation plus élevés en Bretagne qu'en Irlande ou au Royaume Uni pour un même niveau de surplus de bilan (Figure 1.8).

#### F1-8 - RELATION ENTRE LES EXCÉDENTS D'AZOTE ET LA TENEUR DES EAUX SUPERFICIELLES

(Projet Greendairy, Pflimlin et al., 2006)

À gauche, cartographie des bilans et teneurs en nitrate des eaux de la région Greendairy.

À droite comparaison des fuites de nitrate entre l'Ouest français et l'Irlande et le Royaume uni en fonction du surplus du bilan azoté.



Les marées vertes sont une des conséquences les plus visibles de cette sensibilité des milieux. Les résultats publiés par la communauté scientifique mettent en effet clairement en évidence le rôle de l'azote comme facteur déterminant du contrôle de la prolifération des algues vertes en milieu marin, que ce soit en Bretagne ou dans d'autres sites de marées vertes dans le monde. Pour les bassins versants à algues vertes développant des plans d'action (Lieue de Grève, baie de Saint-Brieuc, Bassin de Concarneau, Douarnenez), la part d'azote provenant de l'agriculture représente la quasi-totalité des flux azotés arrivant à la mer alors que l'assainissement ne représente que 5% environ car les stations d'épuration ont pour la plupart déjà généralisé les traitements dénitrifiants. Soulignons que, dans ces bassins versants, la norme de 50 mg NO<sub>3</sub>-/L pour la potabilité des eaux est très supérieure aux valeurs qu'il faudrait atteindre pour limiter le phénomène d'eutrophisation : les simulations réalisées par l'Ifremer montrent qu'en année hydrologique moyenne, il faut descendre en dessous de 15 voire 10 mg/l de nitrate dans les rivières pour réduire les marées vertes significativement dans les baies peu profondes et fermées particulièrement favorables à la prolifération des algues vertes (les concentrations moyennes en Bretagne sont de l'ordre de 30mg NO<sub>3</sub>-/L mais varient fortement selon les bassins versants).. La biomasse d'algues produite par les marées vertes en Bretagne est estimée en moyenne à 200 000 tonnes par an, mais une partie seulement s'échoue sur les côtes (109 sites répertoriés) et cette fraction est très variable. Il s'agit de la quasi-totalité de la biomasse produite dans les Côtes d'Armor, alors que plus de 95% de cette biomasse n'atteint pas les côtes dans le Finistère Sud où le phénomène d'échouage des algues vertes est donc peu visible.

## Chapitre 2

### L'ÉLEVAGE ET L'AZOTE DANS LE DÉBAT ÉCONOMIQUE ET SOCIAL

Ce chapitre analyse les évolutions sociales et économiques qui ont conduit à la situation française actuelle. L'ambivalence de l'azote à la fois matière première indispensable au développement des activités agricoles (entre autres) et source de nuisances traverse l'histoire sociale de l'élevage et alimente un diagnostic scientifique partagé sur la conflictualité du sujet, l'efficacité environnementale modérée des politiques et la concentration spatiale des problèmes. Les sources bibliographiques mobilisées en sciences sociales sont focalisées sur la question du nitrate, en lien avec la mise en œuvre de la directive « Nitrates ». Très peu de travaux socioéconomiques ont abordé les autres formes d'azote réactif. La littérature technique utilisée relève principalement des rapports produits par la puissance publique et de la jurisprudence.

#### 2.1. L'azote, fertilisant ou polluant : genèse d'un débat de société

##### 2.1.1. Les nuisances olfactives de l'élevage à l'origine du cadre juridique fondant au 19e siècle les relations entre activités économiques et environnement

En France, la question des odeurs émises depuis les bâtiments d'élevage, lors du stockage ou de l'épandage des fumiers ou lisiers, est le point d'entrée de l'histoire sociale de l'azote même si ces odeurs ne sont pas que le fait des composés azotés, mais plus généralement des déjections animales. Ces nuisances olfactives sont à l'origine du droit sur les pollutions et risques industriels. Dès le 19e siècle, les mauvaises odeurs renvoient à la théorie des miasmes alors associée à l'étiologie des épidémies.

Le décret impérial du 15 octobre 1810 « *relatif aux manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre ou incommode* » est à l'origine du cadre juridique qui régit les relations entre les activités économiques et leur environnement. Ce décret fait figurer les porcheries dans la classe des établissements « *pour la création desquels il sera nécessaire de se pourvoir de l'autorisation du Ministre de l'Intérieur* ». Il stipule que la cohabitation des intérêts passe par des prescriptions d'éloignement selon trois classes de nuisances (les porcheries étant dans la première, les « vacheries » dans la deuxième, la troisième classe n'impliquant pas de nuisance aux habitations, mais devant « *rester soumise à la surveillance de la police* »).

##### 2.1.2. L'azote, facteur d'essor de la productivité agricole au 20e siècle

Au 20e siècle avec l'essor de la chimie industrielle, la fertilisation chimique devient progressivement indispensable et un signe de modernité après 1950. Le plan Marshall soutient alors la fabrication d'engrais industriels afin d'accroître la production agricole. Pour la génération d'éleveurs qui s'installe, la spécialisation des systèmes de production agricole permet de tourner la page d'une agriculture où l'on faisait « un peu de tout » pour devenir des « professionnels ».

L'élevage « hors-sol » devient l'expression emblématique d'une nouvelle manière d'exercer le métier d'éleveur avec un rapport distancié à la terre : le travail se fait dans les bâtiments et surtout il est intégré dans une filière agro-industrielle, en même temps qu'il s'affranchit des solidarités familiales et locales liées au travail au champ. Ce modèle de développement a conduit à des gains de productivité considérables et a contribué à ce qui a été communément appelé le « miracle économique breton » : désenclavement de la région, expansion de la production agricole devenue première richesse économique et premier employeur régional, émergence de puissants groupements de producteurs ...

La réglementation vise alors d'abord l'amélioration sanitaire des cheptels et ce n'est que plus tardivement que cette forme d'élevage sera au cœur du débat environnemental.

##### 2.1.3. L'action associative et la dynamique du débat social

Plusieurs travaux de sociologie datent le « tournant environnemental » aux années 1970. Relayée par les médias, une critique des pratiques agricoles et de leur impact sur les eaux se développe alors sous la pression conjointe des habitants du milieu rural, notamment les riverains des élevages, et des associations de protection de l'environnement. En Bretagne, où ce débat social est très actif, les associations de défense de l'environnement se recomposent autour de la qualité des eaux. Tandis que les professionnels agricoles insistent sur des disponibilités foncières limitées par rapport au nombre d'actifs agricoles, les associations soulignent la concentration des élevages.

Parmi les toutes premières dans ce domaine, l'association Eau et Rivières de Bretagne dénonce d'abord un laxisme de l'encadrement du développement des élevages puis opte pour une stratégie juridique qui aboutit au dépôt d'une plainte, en 1992, auprès des instances européennes pour non-respect des obligations de la directive sur la qualité de l'eau (sa potabilité). Plainte qui débouchera sur une condamnation du gouvernement français en 2001 puis en 2007, provoquant une forte pression de l'Union européenne sur l'Etat français. En même temps, l'impact du nitrate sur la santé humaine, mise un temps sur le devant de la scène médiatique, redevient l'objet d'une controverse scientifique.

L'action des associations bretonnes est relayée par les instances associatives nationales : WWF, France Nature Environnement... Cette action a montré la capacité de celles-ci à mettre en cause des décisions publiques et à proposer des alternatives. Plusieurs travaux scientifiques analysent le rôle des associations dans les changements à l'œuvre et l'évolution de leur positionnement suite à leur institutionnalisation dans les jeux politiques locaux.

## 2.1.4. Gestion contestée de l'azote et représentation du métier d'éleveur

Par ailleurs, de nombreux travaux de sociologie et de géographie analysent les relations entre les populations urbaines et l'agriculture avec le développement de la fonction résidentielle des espaces ruraux à partir des années 1970 - la ruralisation. D'un côté, les nouveaux résidents découvrent une agriculture « industrialisée ». De l'autre, les éleveurs (et plus largement les agriculteurs) sont confrontés aux attentes de ces nouveaux usagers et à une nouvelle occupation de l'espace qui oblige à réorganiser le parcellaire et son usage. Le respect d'une distance avec les habitations modifie notamment l'aptitude à l'épandage. La question des odeurs des effluents redevient d'actualité, et les populations riveraines associent désormais nuisances olfactives et pollutions des eaux.

Un article note ainsi qu'au début des années 2000, les conflits liés à l'usage des effluents s'accroissent significativement. Il souligne aussi que les enquêtes publiques qui précèdent l'installation ou l'extension d'élevages n'apaisent pas toujours les débats lorsque ceux-ci ont lieu. En effet, l'arrêté préfectoral d'autorisation qui les conclut n'éteint pas forcément les conflits car les opposants jugent les normes réglementaires insuffisantes, tandis que les éleveurs constatent que le respect des normes ne résout alors pas nécessairement leur problème de relation avec le voisinage. Pour les agriculteurs, les critiques de leur travail sont des épreuves. C'est donc aussi en termes de remise en question de leur travail que l'on peut considérer les problèmes de gestion de l'azote. La littérature montre aussi que le malaise est amplifié par les crises cycliques qui touchent les divers secteurs de l'élevage, accentuant la concurrence entre pairs, et conduisant parfois des éleveurs à un isolement social et à un désengagement des collectifs socioprofessionnels.

Pourtant, plusieurs travaux sociologiques pointent que les critiques ou la cohabitation sociale peuvent autant rendre le métier éprouvant que le « remettre en société ». Quand les odeurs provoquent la critique, c'est à l'aune de pratiques d'épandage qu'il met en œuvre qu'est jugée l'attitude de l'éleveur : enfouir rapidement, avertir des dates d'épandages, modifier ses horaires ou parcours... : montrer que l'on fait au mieux face aux différentes contraintes, sont des signes de prise en compte des attentes des riverains. Bref, anticiper les utilisations d'un espace partagé est une marque de précaution qui réinsère le travail de l'éleveur dans le jeu social.

## 2.2. Un encadrement juridique complexe qui n'a pas permis d'atteindre les objectifs

En France, la directive « Nitrates » (12 décembre 1991) est au centre de la juridiction associée à l'azote telle qu'appréhendée par les acteurs. Cette directive vise à répondre à des objectifs à la fois agronomique et environnementaux en considérant « *que l'utilisation d'engrais et de fumiers contenant de l'azote est nécessaire à l'agriculture de la Communauté, mais que l'utilisation excessive d'engrais constitue un danger pour l'environnement ; qu'il est nécessaire de prendre des mesures communes pour résoudre les problèmes découlant de l'élevage intensif de bétail et que la politique agricole doit prendre davantage en considération la politique en matière d'environnement* ».

L'ambivalence du statut de l'azote, ressource ou polluant, oblige le droit à trouver un équilibre permanent entre le potentiel agronomique des effluents par rapport aux parcelles qui les reçoivent d'une part, et d'autre part, les impacts potentiels qu'ils font peser sur l'environnement. En d'autres termes, le droit ne condamne pas les qualités fertilisantes des effluents d'élevage mais vise à encadrer leurs possibles effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine. Cette alternative est toujours actuelle comme le souligne le titre d'un colloque récent de l'Académie d'Agriculture de France : « Les effluents : menace ou richesse ? ». Depuis 2000 l'ensemble du corpus juridique lié à la qualité des eaux est désormais abrité sous la directive cadre sur l'eau (DCE, directive 2000/60/CE), dont la directive « Nitrates » est partie intégrante.

Cependant, les émissions azotées issues de l'agriculture sont aussi encadrées par d'autres protocoles et directives touchant à la qualité de l'air, au changement climatique ou à la qualité des milieux, comme l'illustre le schéma ci-dessous. La Directive « Nitrates » intervient à plusieurs niveaux mais pas de manière aussi prégnante que pourrait le laisser penser l'analyse de la littérature socioéconomique française.

### 2.2.1. Une multiplicité de zonages plus ou moins contraignants

La directive « Nitrates » repose sur la **délimitation de zones vulnérables** qui sont les « *zones où les eaux sont atteintes par la pollution et celles qui sont susceptibles de l'être. Pour les eaux douces superficielles, une concentration maximale admissible de 50 mg par litre de nitrates dans les eaux destinées à la production d'eau alimentaire est fixée. Pour les eaux souterraines, ce même seuil de nuisance caractérise la vulnérabilité de la zone. Pour les autres masses d'eaux douces ainsi que les estuaires et les eaux côtières et marines, c'est l'eutrophisation ou le risque d'eutrophisation qui est retenu comme critère de définition pertinent* ». Le décret n° 93-1038 a fixé l'inventaire des zones vulnérables en France. Cette désignation spatiale fait l'objet d'un contentieux communautaire : la France a été condamnée en 2002 (CJCE 27 juin 2002) pour mauvaise identification des eaux eutrophisées et a été à nouveau interrogée sur ce zonage en 2011.

Dans le cadre des obligations au titre de la directive « Nitrates », les Etats membres doivent se doter d'un programme d'action. En France, celui-ci fixe un plafond d'épandage des effluents à 170 kg d'azote/ha de surface épandable/an (articles R-211-80 et s. du code de l'environnement) . La fertilisation minérale n'est pas, en soi, plafonnée ce qui laisse imprécise la fertilisation azotée totale apportée au sol, même si le plan se place dans le cadre d'une fertilisation équilibrée. Depuis 2009, deux nouvelles obligations liées au respect de la directive cadre sur l'eau concernent le maintien d'une bande enherbée ou boisée d'une largeur minimale de 5 mètres le long des cours d'eau et la couverture des sols durant la période de risque de lixiviation du nitrate. Le programme d'action sur la période 2009-2013 a fait l'objet d'un contentieux avec la Commission européenne.

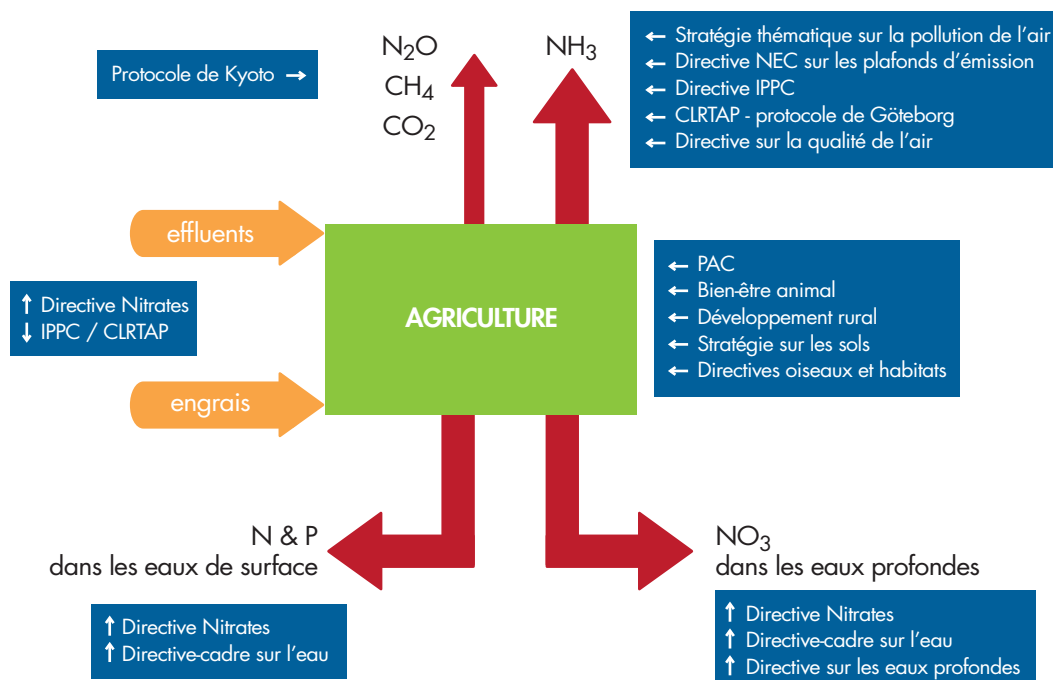
Par ailleurs, des zones d'excédent structurel (ZES) ont été définies lorsque « la quantité totale d'effluents d'élevage produite annuellement conduirait, si elle était épandue en totalité sur les surfaces épandables du canton, à un apport annuel d'azote supérieur à 170 kg par hectare de cette surface épandable » (article R. 211-82 du code de l'environnement). Dans les « cantons ZES », le préfet peut interdire d'augmenter la quantité d'azote totale produite par les animaux « tant que la résorption de l'excédent structurel d'azote aux élevages dans le canton n'est pas réalisé ». Les jeunes agriculteurs et les petites exploitations peuvent toutefois y déroger. Dans les faits, ces règles ont surtout eu pour effet de répartir l'accès au foncier « épandable », suscitant d'ailleurs un marché des surfaces d'épandage (voir chapitre 4).

La directive «Nitrates» a également prévu des **zones d'action complémentaires (ZAC)** pour les bassins d'alimentation en eau potable lorsqu'ils présentent des teneurs en nitrate supérieures à 50mg/L. Alors que les ZES ne s'intéressent qu'aux apports d'azote organique, les ZAC doivent considérer les apports d'azote totaux et l'Etat peut y imposer de « bonnes pratiques agricoles liées à la gestion des ressources en eau ». C'est pourtant par un autre zonage que l'Etat a exécuté l'arrêt du 8 mars 2001 de la Cour de Justice des Communautés européennes visant le dépassement de la norme de 50 mg/L dans trois départements bretons. (Décret n° 2007-1281) : il se réfère à la loi du 30 juillet 2003 dite « loi Bachelot » qui délimite, entre autres, des aires d'alimentation des captages faisant l'objet de d'obligations particulières.

Plus récemment, la **loi Grenelle 2** (n° 2010-788) a délimité de nouvelles zones correspondant d'une part à des aires d'alimentation de captage d'eau potable et d'autre part à des bassins versants connaissant d'importantes marées vertes. Dans le premier cas, l'autorité administrative peut limiter l'usage agricole des terres à une implantation de prairies permanentes extensives ou de cultures ne recevant pas ou peu d'engrais minéral, avec en contrepartie une possibilité de compensation des agriculteurs. Le second cas de figure oblige, dans les bassins côtiers à marées vertes, tout utilisateur ou producteur d'azote (exploitants agricoles, gestionnaires ou utilisateurs publics et privés d'effluents, de déchets, d'engrais ou d'amendements azotés) à déclarer les quantités d'azote produites et les lieux d'épandage. Il impose aussi un plafond de 210 kg N total/ha de SAU. La loi Grenelle 2 prévoit ainsi que des mesures obligatoires peuvent être prises hors zones vulnérables, même si les normes de potabilité ne sont pas dépassées.

Ces différents zonages partagent certes, en tout ou partie, leurs objectifs sanitaires et/ou environnementaux, mais chacun correspond à des prescriptions juridiques particulières, la logique voulant que chaque directive ait un objet et des moyens qui lui sont propres. Pourtant, la finalité visée et l'origine de la pression azotée sur les différentes masses d'eau sont souvent communes. Il en résulte une architecture juridique complexe, voire confuse.

**F2-1 - REPRÉSENTATION DES DIFFÉRENTES POLITIQUES SELON LEURS LIENS AVEC L'AGRICULTURE ET LES ÉMISSIONS D'AZOTE**  
(d'après Kuikman, Alterra, 2008)





### 2.2.2. La législation sur les installations classées

Le système juridique encadrant l'azote ne s'adosse pas seulement à la protection des milieux aquatiques contre le nitrate, mais relève aussi de la législation relative à l'activité productive via les « Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) ». Ici, seule la charge polluante (définie en 1.2) d'une activité d'élevage détermine la nature des exigences, pas la zone dans laquelle l'exploitation s'insère.

Directement héritée du décret de 1810, la législation sur les Installations classées régit les activités présentant le plus de risques de pollutions et nuisances. Selon leur taille, les activités d'élevage peuvent être soumises à déclaration, enregistrement ou autorisation. Cette dernière oblige l'éleveur à réaliser une étude préalable d'impact incluant la gestion des effluents et en particulier leur épandage. L'étude d'impact est soumise à enquête publique (rayon d'affichage de 1 à 3 km autour de l'exploitation), puis présentée en Conseil départemental de l'Environnement et des risques sanitaires et technologiques et finalement sanctionnée par arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter (ou de rejet de la demande). Lors des enquêtes publiques et à l'appui des requêtes de plus en plus fréquentes contre les arrêtés préfectoraux, le plan d'épandage est souvent dénoncé comme étant « largement théorique » surtout s'il intègre des terres mises à disposition par d'autres agriculteurs. En effet, ces « prêts de terre » dépendent du consentement non définitif, du(des) contractant(s) et attribuent à l'éleveur (donneur d'effluent) des obligations qu'il n'assume de fait pas lui-même. Certains auteurs remarquent que cette faille juridique a peu été mise en lumière et l'expliquent par le fait que le « prêt de terres » renvoie à l'image positive de l'entraide entre agriculteurs. Plus récemment, un décret du 17 janvier 2011 (loi de modernisation de l'agriculture et de la pêche du 27 juillet 2010) permet de déroger à l'obligation de fournir une étude d'impact lorsqu'il y a regroupement ou modernisation des installations classées, si le projet n'entraîne pas « une modification substantielle de l'installation », ni une augmentation « sensible » des effectifs animaux. Cet amendement, controversé, est trop récent pour que ses effets aient été analysés.

### 2.2.3. Les programmes d'incitation

La troisième voie explorée par les politiques est celle des démarches volontaires. Dans le cadre de la directive « Nitrates », la profession agricole a négocié d'abord le programme Ferti-Mieux (1991) puis le Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA, 1993). Plusieurs travaux décrivent ces dispositifs qui s'inscrivent dans les politiques sectorielles de « cogestion » et reprennent l'expérience des contrats de branche industriels qui, au nom du pragmatisme, instituent des arrangements réglementaires.

Ferti-Mieux est né des travaux du CORPEN (dispositif réunissant scientifiques, professionnels et pouvoir publics entre 1995 et 2009) chiffrant les bilans azotés à l'échelle des exploitations. Ferti-Mieux propose aux agriculteurs de « raisonner » leurs pratiques agricoles en contrepartie d'une reconnaissance de leur souci de préserver la qualité de l'eau. La contractualisation ne repose cependant pas sur une évaluation des résultats (teneur des eaux en nitrate) mais sur une « obligation de moyens » (les pratiques de production) au motif que trop d'inconnues hydrologiques ne permettent pas d'établir un lien direct entre les pratiques agricoles et les teneurs en nitrate des eaux (pollution diffuse). L'efficacité du dispositif en pâtit, même si certaines opérations se singularisent en cherchant à aller au-delà de l'obligation de moyens par un suivi de la qualité des eaux.

Les PMPOA (1 puis 2 - de 1993 à 2007) ont ciblé explicitement la mise aux normes des exploitations d'élevage tandis que Ferti-Mieux a concerné surtout les grandes cultures. Signé entre les organisations professionnelles agricoles majoritaires, les ministères en charge de l'Agriculture et de l'Environnement, les PMPOA proposaient une participation publique aux coûts (à hauteur de 20 à 25%) de mise aux normes. Au final, 90 000 éleveurs en ont bénéficié (dont 70 000 éleveurs de bovins) et les capacités de stockage des effluents ont quasiment été doublées. En revanche, le PMPOA a considéré les éleveurs contractants en instance de régularisation vis-à-vis de la réglementation, à laquelle ils échappaient donc temporairement. L'évaluation du deuxième programme réalisée par l'Institut de l'élevage relie l'effort des éleveurs à la réduction des teneurs en nitrate dans les eaux bretonnes depuis les années 2000, sans qu'il soit pour autant toujours possible de faire précisément la part de ce qui revient au PMPOA2 et à la diminution concomitante des effectifs de volailles (- 30% en Bretagne).

### 2.2.4. Des évaluations sévères

Bien que relevant d'une littérature institutionnelle, il faut remarquer qu'une longue série de rapports des services de l'Etat a évalué les politiques publiques mises en place pour réduire la pollution des eaux par le nitrate, notamment dans le Grand Ouest. Le premier rapport, celui de S. Hénin (1980), recommande notamment que la réglementation garantisse les conséquences réelles sur l'environnement plutôt qu'un respect formel de la procédure. L'évaluation de Cahart (1999) sur le PMPOA constate que « les pouvoirs publics paient pour que des normes - obligatoires par définition - soient appliquées ». Le plus récent rapport de la Cour des Comptes dénonce « une insuffisante volonté de l'Etat de remettre en cause des pratiques agricoles durablement marquées par l'encouragement au productivisme et le choix d'une agriculture intensive » et s'inquiète du risque de perte de crédibilité de l'Etat d'atteindre les objectifs de la directive-cadre sur l'eau.

<sup>2</sup> La surface épandable déduit de la SAU les superficies en légumineuses, celles gelées sauf jachères industrielles et celles exclues pour prescriptions particulières (distances réglementaires par rapport aux cours d'eau, activités conchylicoles, captages...). Cette surface représente en général de 70% à 90% de la SAU

Plusieurs travaux scientifiques corroborent ces évaluations administratives. Ils mettent en relief certaines caractéristiques comme facteurs ayant pesé défavorablement : 1) le caractère diffus des pollutions agricoles qui a justifié en France une approche collective des excédents d'azote ne responsabilisant pas individuellement les éleveurs, contrairement par exemple au dispositif néerlandais qui privilégie une approche réglementaire exploitation par exploitation ; 2) l'intégration des préoccupations économiques et sociales dans les politiques environnementales liées à l'agriculture, avec des politiques qui adaptent leurs objectifs (ex : la protection des eaux) au développement de l'activité agricole et non l'inverse ; 3) l'application hexagonale de la directive « Nitrates » qui place entre les mains des acteurs du développement agricole (chambres d'agriculture, coopératives, groupements) le suivi des objectifs environnementaux réglementaires, ce qui, d'une part peut mettre en porte-à-faux l'identité professionnelle de ces acteurs et d'autre part transforme l'injonction environnementale réglementaire en incitation politique en faveur d'un changement professionnel positionné sur le moyen terme (stratégie de développement).

Enfin, les politiques de maîtrise de la pollution des eaux concernent souvent des échelles administratives (exploitation, commune, cantons...) peu pertinentes pour le réseau hydrographique. Une étude montre ainsi que les collectivités publiques, si elles cofinancent la mise aux normes des exploitations ou rétribuent des services environnementaux liés à de « bonnes pratiques agricoles », sont conscientes que ce financement a une efficacité limitée du fait de l'inadéquation entre l'échelle du problème - le bassin versant - et celle du service environnemental rendu au niveau d'une exploitation agricole.

### **2.2.5. La notion de charge critique pour appréhender les pollutions atmosphériques**

Si dans un passé récent, la littérature scientifique s'est souvent focalisée sur la question du nitrate en France, les droits international, communautaire et national se sont saisis du caractère polluant des émissions atmosphériques, en particulier ammoniacales depuis longtemps. La convention de Genève de 1979 a été la première entente internationale à reconnaître les problèmes environnementaux et de santé causés par le transfert transfrontalier des polluants atmosphériques. Dans son sillage, une coopération politique et scientifique a initié une surveillance des milieux susceptibles d'être contaminés par ces polluants ainsi que de leurs effets sur la santé humaine. Huit protocoles en découlent dont le dernier, le protocole de Göteborg du 1er décembre 1999, cible l'acidification et l'eutrophisation des milieux et l'ozone troposphérique. La Commission européenne s'est engagée, entre autres, à réduire d'ici 2020 de presque de moitié les excès de dépôts acides des zones où les écosystèmes sont soumis à l'eutrophisation. Concrètement, cela impliquerait de réduire les émissions d'ammoniac de 27%. Pour y parvenir, la Commission s'appuie sur la directive relative aux émissions industrielles (n° 2010/75/UE, reprenant l'ex-directive IPPC) qui doit être transposée en droits nationaux au plus tard le 7 janvier 2014 et sur la directive sur les plafonds d'émissions nationaux (directive NEC).

Avérée par les travaux de la communauté scientifique internationale de biogéochimie et d'écologie, la vulnérabilité des écosystèmes récepteurs de pollution atmosphérique a été traduite en droit et au cœur du protocole de Göteborg par la notion de « charge critique » (*critical load*). Cet indicateur correspond à « l'estimation quantitative d'une exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle il n'existe aucun effet nuisible notable, dans l'état actuel des connaissances, sur des éléments déterminés et sensibles de l'environnement ». La notion de charge critique repose sur des inventaires et des estimations scientifiques régulièrement actualisés pour estimer la capacité – contextuelle – de l'écosystème à recevoir une charge polluante et pour définir le zonage de la vulnérabilité et le degré des mesures à prendre. En revanche, elle n'établit, pas davantage, plus que les zonages relatifs au nitrate, de lien direct entre la source polluante et l'impact. Enfin et surtout, les connaissances scientifiques sont encore lacunaires quant aux méthodes d'évolution et de suivi de la charge critique et des risques en cas de dépassement.

### **2.3. La concentration spatiale des productions amplifie les impacts des pollutions azotées**

Une partie de la littérature économique s'intéresse aux relations de cause à effet entre la logique économique qui pousse à la concentration de la production et les impacts territoriaux des pollutions azotées au motif qu'une forte densité géographique d'animaux concentre les volumes d'effluents et donc les excès d'azote rejetés dans l'environnement. Cette liaison se vérifie dans le grand Ouest (Bretagne, Pays de Loire, Basse Normandie). La littérature internationale (Etats-Unis d'Amérique en particulier) confirme le poids déterminant de la logique de concentration dans l'élevage.

Cependant, ce n'est pas la seule à l'œuvre. Les politiques communautaires ont notamment pesé sur la répartition géographique des ruminants sur le territoire national. La gestion des quotas laitiers en France a ainsi été un instrument pour figer régionalement l'offre de lait et un frein à la concentration. La Prime au maintien du troupeau de vaches allaitantes (PMTVA), les aides pour le maintien des surfaces en herbe (ex. Prime herbagère agroenvironnementale) et l'ICHN (Indemnité compensatoire aux handicaps naturels,) ont soutenu la présence des productions animales dans les zones difficiles. Les stratégies de production sous signe de qualité ont aussi contribué au développement de ces zones d'élevage. À l'inverse, les viandes de porc et de volaille ont été soutenues indirectement via les Organisations communautaires de marchés relatives aux céréales. De ce fait, ces filières ont évolué au sein d'un cadre plus libéral.

En focalisant l'attention sur la logique de concentration, cette section ne traite donc pas de tous les territoires d'élevage. Par ailleurs, elle ne considère pas non plus toutes les conséquences de la concentration (emploi, valorisation des produits, autres pollutions, interactions avec les autres activités, etc.).

### 2.3.1. La spécialisation à l'origine de la concentration des élevages

La logique économique qui sous-tend la spécialisation agricole est la suivante : l'économie réalisée sur certains facteurs de production lors de l'agrandissement d'un atelier de production est supérieure à celles qui découlent d'une baisse des achats d'intrants (énergie, engrais minéraux) plus faibles dans les systèmes de polyculture-élevage associant productions animales et végétales. Elle a été grandement favorisée par les faibles prix de l'énergie et donc des fertilisants azotés chimiques dans les années 1980 et 1990, lesquels ont été de plus en plus utilisés au détriment de l'azote organique. Cette évolution valorise aussi la spécificité des compétences par production et abaisse les coûts d'organisation internes par rapport à une exploitation qui associe plusieurs compétences. De plus, les grandes exploitations négocient mieux leur approvisionnement en intrants et économisent sur les coûts de transaction et de transport.

En termes économiques, cela signifie que les économies d'échelle (plus on produit, moins cela coûte par unité produite) sont en agriculture généralement supérieures aux économies de gamme (gains résultant de synergies entre facteurs de production). En conséquence, les exploitations se spécialisent et s'agrandissent. Les effectifs des cheptels bovins-viande et de vaches par exploitation ont plus que doublé sur les vingt dernières années en France, ceux des élevages porcins ont été multipliés par 6. De plus, non seulement la taille moyenne des exploitations augmente, mais la production se concentre dans les élevages les plus grands quel que soit le type de cheptel.

**T2-1 - ÉVOLUTION DU POIDS DES PLUS GRANDES EXPLOITATIONS**  
(Source : Agreste, recensements agricoles 1988 et 2000 et enquête structure)

TYPE DE CHEPTEL	TRANCHES D'EFFECTIFS	2000	2007	Effectif en 2007
Vaches laitières	70 têtes et plus	25%	37%	2 893 640
Bovins allaitants	200 têtes et plus	21%	31%	5 789 175
Ovins	900 têtes et plus	15%	19%	1 430 263
Truies mères	200 têtes et plus	36%	43%	444 409
Porcs à l'engraissement	1200 têtes et plus	28%	34%	2 592 571
Volaille	50 milliers de têtes et plus	36%	41%	78 467 268

La combinaison d'économies d'échelle et la réduction des coûts de transport (collecte, distribution des intrants...) expliquent la concentration à une échelle régionale (territoire plus ou moins grand). La proximité géographique offre de plus d'autres bénéfices : elle facilite une circulation rapide d'informations et le développement d'innovations techniques, organisationnelles ou liées aux produits... Le secteur des productions animales et en particulier les productions porcines et avicoles, apparaît plus concentré géographiquement que les autres secteurs agricoles.

**T2-2 - CONCENTRATION SPATIALE DES PRODUCTIONS ANIMALES EN 2007**  
pourcentage d'animaux par région  
(détail du Grands-Ouest français; dispersion des effectifs entre les 21 régions métropolitaines)

	Vaches lait. et allaitantes	Bovins totaux	Truies mères	Porcins totaux	Volailles
<b>Effectifs totaux</b>	7 786 241	18 594 696	1 026 316	13 865 771	189 086 416
Bretagne	11%	10%	55%	56%	39%
Pays de la Loire	12%	14%	13%	12%	21%
Basse-Normandie	8%	9%	4%	4%	2%
Grand Ouest	31%	37%	72%	72%	63%
Nb régions avec 5%<10	4	4	0	0	0
Nb régions avec <5%	15	15	19	19	19

### 2.3.2. Concentration géographique dans le secteur agro-industriel

Les industries en amont et en aval de la production ont accompagné ce mouvement de concentration. Comme pour les exploitations agricoles, l'existence d'économies d'échelle incite à la concentration spatiale des industries. La proximité géographique entre industriels et agriculteurs est source de gain d'efficacité : les producteurs sont incités à se localiser près de leurs clients pour diminuer leurs coûts de transport des marchandises, réduire les délais, etc. Les entreprises appartenant à une même filière s'attirent donc spontanément. De tels mécanismes sont en œuvre dans les filières du porc et du lait. Il faut noter que la proximité géographique de la matière première pour l'alimentation du bétail (blé, orge, maïs et soja) n'apparaît pas être un facteur important dans la localisation de la production (de porcs notamment), en partie à cause de la faiblesse relative des prix du transport maritime. En revanche, la proximité des ports, où est délivré le soja provenant des Amériques, a été un atout dans la concentration de la production animale en Bretagne.

Enfin l'intégration des élevages par l'industrie semble inciter elle aussi à la concentration spatiale des productions. Le secteur de la volaille en France illustre cette tendance : plus de 90% des éleveurs ont des contrats d'intégration et plus de 60% de la production de volaille est concentrée dans les régions Bretagne et Pays de Loire. Quelques études notent par ailleurs que ces deux dernières décennies, les industriels ont renforcé leur contrôle sur les fournisseurs de produits agricoles. Dans cette perspective, réduire le nombre de leurs fournisseurs minimise les coûts de transaction.

L'analyse de la littérature économique internationale confirme ce phénomène d'agglomération (concentration agricole, industrielle et spatiale) dans tous les pays d'Europe et d'Amérique du nord, dans des proportions cependant variables.

**T2-3 - RÉPARTITION RÉGIONALE DES INDUSTRIES D'AVAL ET D'AMONT**  
 Pourcentage d'emplois par région  
 (détail du Grands-Ouest français ; dispersion entre les 21 régions métropolitaines)

	Viande de boucherie	Viande de volaille	Produits à base de viande	Industrie du lait	Fabrications aliments pour bétail
<b>Nombre d'emploi</b>	47 957	28 962	43 253	53 284	11 376
dont Bretagne	24%	11%	21%	7%	34%
dont Pays de la Loire	18%	13%	16%	7%	16%
dont Basse-Normandie	4%	10%	2%	9%	2%
Grand Ouest	46%	34%	39%	23%	52%
Nb régions avec 5<%<10	1	3	3	5	1
Nb régions avec <5%	19	14	16	15	17

### 2.3.3. La logique de concentration est-elle réversible ?

Les régulations environnementales ont-elles freiné la concentration, voire conduit à une distribution plus équilibrée de la production sur le territoire ? Le plafonnement de l'épandage des effluents à un niveau maximum par hectare aurait pu –théoriquement- favoriser la dispersion géographique des productions animales car les coûts liés à l'exportation des effluents vers des terres disponibles pour l'épandage sont élevés. Or, ce n'est pas ce qui s'est passé. Des études consacrées à l'adaptation des élevages aux contraintes de la directive « Nitrates » dans les Côtes d'Armor montrent que les subventions publiques versées aux élevages localisés dans les zones d'excédents structurels pour mettre en place des stations de traitement favorisent les grandes exploitations qui sont en mesure de supporter les charges fixes liées au traitement, au détriment des plus petites exploitations. Le traitement peut même induire un accroissement de la taille des élevages (économie d'échelle sur le volume traité). Le soutien public à ces technologies encourage donc la concentration spatiale. La région Bretagne concentre ainsi 81% des volumes de lisier traités alors qu'elle « ne représente que » la moitié des exploitations porcines (et 56% du cheptel). Des travaux économiques ont montré que la politique de quotas laitiers avait, au contraire, globalement figé l'offre territoriale de lait. La suppression du régime des quotas laitiers prévue à horizon 2015 pourrait déplacer le pouvoir de décision du côté des industriels ce qui favoriserait, au vu des mécanismes économiques développés plus haut, la concentration de la production.

Enfin, des études américaines concluent qu'un niveau de sévérité élevé dans l'application de la politique environnementale est nécessaire pour influencer la localisation des productions animales, mais que les économies d'agglomération liées à la proximité des industriels structurent davantage l'organisation spatiale des productions animales.

## Chapitre 3

### ORIGINE, QUANTITÉS ET DEVENIR DES FLUX D'AZOTE ASSOCIÉS AUX PRODUCTIONS ANIMALES

Ce chapitre va détailler la nature et quantifier les flux d'azote qui circulent au sein des exploitations d'élevage. Ces flux ont trois caractéristiques spécifiques qui les distinguent des flux d'azote en grandes cultures. La première concerne la multiplicité des flux entrants - engrais minéraux et apports atmosphériques, aliments du bétail, litières et fixation symbiotique des légumineuses dans les prairies. La seconde concerne la capacité de recyclage sur place - production d'effluents, stockage, épandage. Enfin, au niveau des flux sortants, les exportations sous forme de produits animaux sont généralement moins élevées à l'hectare que pour les produits végétaux et les pertes vers l'environnement ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NO}$ ) sont dans la plupart des cas plus élevées que pour les cultures (qui ont donc une efficacité d'utilisation de l'azote supérieure). L'importance relative de tous ces flux dépend beaucoup du type d'élevage. Les travaux distinguent nettement les élevages qualifiés de « hors sol » (généralement porcs, volailles) de ceux « attachés à la terre » (généralement ruminants).

L'état des connaissances scientifiques est présenté -classiquement- par niveau d'organisation croissant depuis l'animal (ingestion et excrétion) jusqu'au du « système de production animale » en passant par la gestion des effluents et des fourrages et l'exploitation qui est la principale échelle de décision. L'essentiel des connaissances se situe au niveau de l'animal et des parcelles, pourtant la pertinence d'une gestion des flux porte sur les échelles supérieures, dont une échelle territoriale à l'aune de laquelle s'apprécient les impacts.

Un tableau de synthèse permet de visualiser les principales informations en conclusion de ce chapitre.

#### 3.1. Efficience de l'azote à l'échelle de l'animal

Communément on appelle efficacité azotée d'un animal le ratio entre l'azote contenu dans les produits et celui provenant des apports alimentaires. L'efficacité dépend du stade de croissance, des caractéristiques de l'animal (format, génétique) et de la composition de son alimentation. Pour les animaux en croissance on parle aussi de taux de rétention azotée. Les quantités d'azote excrétées dépendent des quantités d'azote ingérées, estimées à partir de la composition des fourrages et aliments concentrés. En l'absence d'analyses, on peut se référer aux tables de valeurs des aliments développées pour toutes les espèces (INRA-AFZ 2004) et des fourrages (INRA, 2007) qui fournissent également des valeurs de digestibilité apparente de l'azote pour toutes les espèces et permettent *in fine* d'estimer la quantité d'azote excrétée.

##### 3.1.1. Les porcs

Un porc à l'engraissement recevant une ration à base de céréales et de tourteau de soja, retient environ 30 à 35% de l'azote qu'il ingère et excrète environ 60 à 70% dont près des  $\frac{3}{4}$  dans l'urine. Pour les animaux en période de post sevrage, à savoir entre 8 et 30 kg de poids vif, l'efficacité de rétention de l'azote ingéré est supérieure (près de 50%), les protéines des aliments distribués à cette période étant plus digestibles et mieux équilibrées. Le taux de rétention d'azote est plus faible chez la truie (25 à 30%) reproductrice et intermédiaire chez les porcs à l'engraissement (35%). Chez les porcelets allaités, le taux de rétention de l'azote du lait est de 90%.

Améliorer le bilan azoté animal revient à réduire l'excès d'apport en protéines. Deux voies sont envisageables. La première consiste à mieux suivre l'évolution des besoins en fonction du stade de croissance, du potentiel des animaux et de l'objectif de production. Chez la truie, l'excrétion est ainsi réduite de 20 à 25% lorsque des aliments spécifiques sont distribués pendant la gestation et la lactation. Chez le porc en croissance, l'excrétion azotée est réduite d'environ 10% lorsque l'on utilise en phase de finition un régime à teneur réduite en protéines, mieux en accord avec ses besoins. La seconde voie consiste à mieux équilibrer les apports en acides aminés pour se rapprocher du profil idéal des besoins. Chez le porc à l'engrais, une réduction de 35% de l'excrétion d'azote a été mesurée à la suite d'une amélioration de l'équilibre en acides aminés (valeur biologique) du régime, sans que ni l'appétit, ni l'efficacité alimentaire ou la composition corporelle des animaux ne soient affectés. Mais ces stratégies de réduction accroissent le coût de l'aliment, ce qui freine leur adoption.

##### 3.1.2. Les volailles

Les flux d'azote et les ordres de grandeur au sein d'un élevage avicole peuvent être systématisés, au vu de la structuration majoritairement « hors-sol » et standardisée des élevages, même si les modalités de production sur parcours se développent tant en volailles de chair qu'en poudeuses. Les références en vigueur se fondent ainsi sur un travail de 2008 portant sur un élevage de poulets de chair standard dont le cycle de production est de 42 jours : au bout de ce cycle, 67% de l'azote ingéré se retrouve dans les poulets, 26% dans la litière et 13% dans les émissions azotées vers l'air, majoritairement du  $\text{NH}_3$ . Pour les poules poudeuses, un bilan des flux d'azote, réalisé récemment (2011) sur des poules d'un format inférieur à celui des poules françaises, donne l'ordre de grandeur suivant : pour une ingestion moyenne de 3 g d'azote par jour, 2% sont retenus par la poule, 33% sont exportés dans l'œuf et 65% sont excrétés dans les fientes. Une alimentation bien équilibrée permet d'augmenter significativement le taux de rétention des protéines ingérées : plusieurs études montrent une diminution de l'excrétion d'azote pouvant atteindre 40%.

Les valeurs d'excrétion varient cependant fortement selon l'organisation du bâtiment, l'alimentation, l'espèce et les lignées. Les estimations de l'efficacité azotée finale divergent aussi en fonction de l'unité de référence. Ainsi, des analyses de cycle de vie établissent qu'un poulet standard excrète nettement moins d'azote dans les déjections par kg produit que

les poulets labels (16 vs 26 g en moyenne), mais le résultat est inverse au niveau de l'élevage lorsque les données sont exprimées à l'exploitation ou à l'unité de surface. Les élevages de poules pondeuses sont d'ailleurs des producteurs importants de déjections étant données leurs tailles.

### 3.1.3. Les bovins

Chez les ruminants, l'efficacité de l'azote est plus faible en moyenne que chez les monogastriques et varie en moyenne de 0 à 35% selon le type de production. Il est minimum chez l'animal à l'entretien tel que la vache adulte tarie, varie de 8 à 20-22% chez l'animal en croissance et en finition, et est plus élevé chez les vaches laitières en lactation avec un taux qui varie de 20 à 35%. En conséquence, l'essentiel et jusqu'à la totalité de l'azote ingéré est excrété par l'animal et restitué dans les déjections.

**T3-1 - TAUX DE VALORISATION DE L'AZOTE CHEZ LES BOVINS SELON LE TYPE D'ANIMAL**  
(d'après les travaux de Marini et Van Amburgh, 2005 ; Micol et al, 2003; Peyraud et al, 1995 ; Castillo et al, 2000)

	Vache laitière	Vache allaitante	Jeune bovin viande	Génisses laitières
N ingéré (g/j)	460	240	200	180
N fixé (lait ou muscle – g/j)	128	40	38	20
N total excrété (g/j)	332	200	162	160
Valorisation (%)	28	17	19	11

Comme pour les monogastriques, l'azote rejeté varie surtout avec les quantités totales de matière sèche (MS) d'aliments ingérées et donc avec le format de l'animal et le niveau de production, notamment chez les vaches laitières. Les auteurs s'accordent pour souligner qu'une vache très productive rejette moins d'azote par tonne de lait produite, ce qui traduit une amélioration de l'efficacité de l'azote pour les niveaux de production élevés. Les rejets d'azote par tonne de lait diminuent ainsi de 5% en moyenne par tranche de 1000 l de lait.

Cependant à l'échelle de l'exploitation, cette conclusion n'est plus vérifiée car l'accroissement du niveau de production s'accompagne en général d'un taux plus élevé de renouvellement du cheptel et donc d'un nombre de génisses de renouvellement plus élevé ; les pratiques d'alimentation sont aussi plus libérales pour maintenir le niveau élevé de production par vache et intègrent plus d'aliments concentrés, notamment de tourteaux. À l'échelle de la filière, d'autres compensations interviennent : l'augmentation de la production laitière par animal entraîne une réduction du cheptel, donc moins d'animaux de réforme et moins de viande associée ; le cheptel allaitant vient alors compenser cette baisse, or il est moins efficace que le troupeau laitier pour valoriser l'azote.

La teneur en azote de la ration alimentaire des animaux est un autre facteur déterminant de l'efficacité azotée. Chez tous les ruminants, la teneur en azote influence d'autant plus les rejets azotés que l'apport d'azote est supérieur aux besoins des microbes du rumen en azote dégradable et aux besoins en acides aminés des animaux. Ces excès réduisent l'efficacité d'utilisation de l'azote et accroissent les risques d'émissions d'ammoniac. C'est pourquoi de nombreux travaux ont proposé de réduire la part de l'herbe pâturée dans les rations des ruminants au profit d'une alimentation à base de maïs-ensilage (fourrage pauvre en protéines) et d'une supplémentation par des concentrés de soja. D'un point de vue strictement nutritionnel ceci est assez efficace, mais cela l'est moins du point de vue environnemental, le pâturage étant un moyen efficace de recycler et/ou stocker l'azote (voir section 3.3).

La synthèse des nombreux essais réalisés en élevages de vaches laitières montre qu'il est également essentiel de raisonner l'équilibre entre apports protéiques métabolisables et apports d'énergie : un apport de 10% au-dessus de l'optimum des besoins représente un gain de production minime (moins de 0,5 kg lait/j) mais accroît les rejets d'azote de la vache de 13 kg/an (tourteau tanné) à 20 kg/an (non tanné). Le tannage des protéines des tourteaux (principalement soja et colza) est un procédé qui a été développé par l'INRA en collaboration avec quelques industriels au milieu des années 1970 et qui accroît leur valeur protéique métabolisable (+ 70% pour le soja). Il donc permet de réduire la teneur en azote des rations sans affecter les performances des animaux.

Peu d'études concernent les troupeaux bovins allaitants dans la bibliographie internationale. Les animaux allaitants sont moins efficaces que les animaux laitiers spécialisés pour utiliser l'azote des rations, notamment du fait de leur faible niveau de production laitière (Tableau 3.1). Toutefois, cette production qui est principalement située dans le grand bassin allaitant du Massif Central, est généralement beaucoup moins intensive que l'élevage laitier et plus utilisateur d'herbe. Aussi, les excédents de bilans d'azote sont beaucoup plus faibles dans les zones allaitantes que dans les zones plus laitières (voir Figure 1.7).

### 3.2. Devenir et gestion des flux d'azote liés aux effluents d'élevage

L'azote de l'urine est constitué d'une forte proportion d'urée (ou d'acide urique pour les volailles) rapidement transformée en ammoniac et volatilisable. L'azote fécal est sous forme protéique plus complexe et il se minéralise à un rythme plus lent. Hors restitution directe au pâturage, ces deux formes sont mélangées et les transformations de l'azote et les fuites associées aux déjections dépendront des modes de gestion qu'appliquera l'éleveur. Selon les techniques d'élevage (bâtiment notamment) et les espèces animales considérées, les effluents seront sous forme liquide (lisier) ou solide (fumier) ou émis au pâturage. Schématiquement, les lisiers sont générés sur les systèmes de type « caillebotis » ou « raclage » dans lesquels aucune litière n'est utilisée. Il en résulte un produit principalement composé des urines et des fèces des animaux auxquels s'ajoutent des refus d'aliments et des eaux de lavage. Au contraire, pour le fumier, une litière (paille, sciure, copeaux de bois...) vient s'ajouter aux urines et fèces. Pendant les phases de collecte et stockage du lisier, les conditions de transformation vont être majoritairement anaérobies (sauf si un traitement spécifique, telle que l'aération est appliqué), alors que la porosité des fumiers permet un apport d'oxygène entraînant des conditions partiellement aérobies. Les transformations de l'azote vont donc être radicalement différentes pour les deux types d'effluents, mais tous deux finissent, très majoritairement, par être épandus sur les terres agricoles pour amender le sol. A partir de leur épandage sur les terres agricoles pour fertiliser les cultures, les conditions agronomiques deviennent prépondérantes quant à la transformation de l'azote.

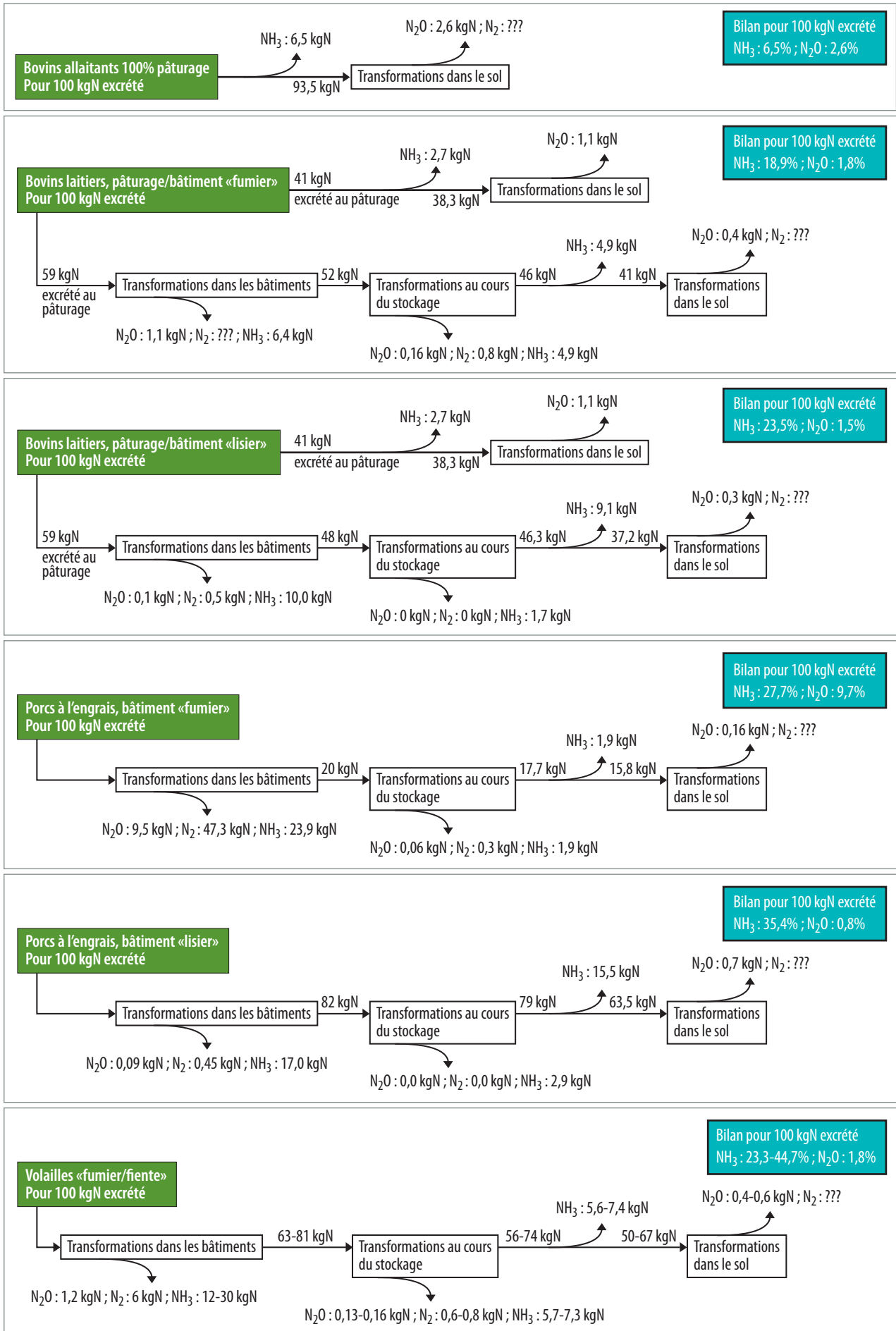
Lisiers et fumiers auront des quantités d'azote fort variables selon les caractéristiques des déjections et les espèces (Tableau 3.2). Pour un même type de déjection et une même espèce, une forte hétérogénéité demeure liée aux pratiques d'élevage (type de bâtiment, gestion de la litière et/ou évacuation des lisiers, alimentation, mode d'abreuvement...).

**T3-2 - CARACTÉRISTIQUES MOYENNES DES DIFFÉRENTES DÉJECTIONS PAR ESPÈCE D'ANIMAUX**  
(d'après Gac, Beline et al. 2007)

		Matières sèches ( kg/tonne )	Matières volatiles ( % MS )	Azote ( kgN/tonne )
<b>Fumier</b>	Bovin	205	76	5
	Porcin	235	81	7,5
	Volaille	550	60	25
<b>Lisier</b>	Bovin	92	71	3,4
	Porcin	56	75	4,7
<b>Fiente</b>	Volaille	250	60	15

Ci-après (Figure 3.1 et sections 3.2.1, 3.2.2 et 3.2.3) les flux moyens d'azote et les pertes gazeuses ont été estimés, pour la France, entre la production des déjections jusqu'à leur destination dans le sol, à partir des résultats d'une étude bibliographique effectuée en 2005-2006 incluant plus de 300 références nationales et internationales.

**F3-1 - DEVENIR DES EFFLUENTS ET PERTES ASSOCIÉES, DANS PLUSIEURS SYSTÈMES DE PRODUCTION ANIMALE**  
(Gac, Beline et al. 2006)





### 3.2.1. Devenir de l'azote des effluents en élevage porcin

À l'échelle française les effluents porcins représentent entre 10 et 12% de l'azote excrété par l'élevage.

La gestion des déjections porcines sous forme de lisiers concerne 80% des exploitations porcines françaises, l'alternative étant le fumier avec mélange de litières de paille ou de sciure. Des différences importantes (contrairement aux bovins) sont observées entre les lisiers et les fumiers, notamment au niveau des émissions de  $N_2O$ . L'incertitude au niveau des flux gazeux est toujours très élevée, avec des coefficients de variation pour les facteurs d'émissions aux différents postes de l'ordre de 100% aussi bien pour le  $N_2O$  que pour le  $NH_3$ .

**Dans le cas du lisier**, les pertes d'azote ont principalement lieu sous la forme d'émissions d'ammoniac. L'Agence européenne de l'environnement (EEA-EMEP/CORINAIR 2007) a établi des références pour le calcul des émissions d'ammoniac qui concordent avec les travaux concernant les porcheries françaises avec caillebotis et lisier. Si l'on exprime ces émissions en fonction de l'azote excrété, l'émission en bâtiment est de 22,4% (25% pour le Corpen), puis de 10,4% au stockage (5% Corpen), ce qui revient à 30,5% de pertes cumulées (28,5% Corpen). La valeur proposée par le GIEC (2006) pour les émissions cumulées est un peu plus faible (25%) avec une plage de variation entre 15 et 30%.

Les émissions de  $N_2O$  sont faibles pour la filière lisier (<1% et principalement lors du retour au sol). Le GIEC ne compte que les pertes qui ont lieu à la surface du caillebotis par nitrification en conditions aérobies. La référence de le GIEC retenue établit une valeur entre 0 et 0,4% de pertes pour les lisiers (par défaut de 0,2%), ce qui semble un peu faible au regard des autres valeurs publiées.

**Dans le cas des litières**, la porosité du substrat et la disponibilité en carbone et en  $O_2$  permettent les réactions de nitrification et de dénitrification entraînant des émissions importantes de  $N_2$  non réactif mais aussi de  $N_2O$ . Les pertes varient ainsi entre 1% (litières accumulées sans brassage) à presque 10% (litières brassées), les émissions se déroulant principalement dans les bâtiments. Les émissions de  $NH_3$  avoisinent 28%. L'importance relative de ces différentes émissions dépend de la température et de l'humidité de la litière et de son aération.

**Estimation des pertes d'azote dans les élevages de porcs en France.** Sur la base de ces informations, il est possible de déterminer le flux d'azote moyen des principales catégories de porcs élevés en France. L'excrétion totale d'un élevage naisseur engraisseur de 100 truies produisant 2290 porcs charcutier par an s'élève à 12 tonnes d'azote dont environ 17%, 11% et 72% proviennent respectivement des truies, des porcelets et des porcs à l'engrais. La prise en compte des différents facteurs d'émissions gazeuses discutés ci-dessus permet alors d'estimer le devenir de l'azote excrété par cet élevage jusqu'à l'épandage selon que les porcs soient élevés sur caillebotis intégral ou sur litière.

Dans le cas d'un logement sur caillebotis, l'émission de N sous forme de  $NH_3$  avant l'épandage représente 26% de l'azote excrété et l'émission sous forme de  $N_2O$  0,4%. Au final environ 70% de l'azote excrété est épandable (hors résorption) et donc potentiellement recyclé. Dans le cas d'un logement sur litière, la part des émissions sous forme de  $N_2O$  (environ 5% du N excrété) et surtout les émissions de  $N_2$  (30%) sont beaucoup plus élevée et au final un peu moins de la moitié de de l'azote excrété est épandable. Les risques de pertes à l'épandage variant en fonction de la fraction minérale des effluents, ceux-ci sont plus forts pour les lisiers que pour les fumiers, ce qui peut tendre à rééquilibrer les pertes entre les deux filières de gestion des déjections. Les modalités d'épandage seront donc particulièrement importantes pour les lisiers (conditions météorologiques, enfouissement).

### 3.2.2. Devenir de l'azote des effluents en élevage avicole

À l'échelle française, la production avicole représente une moindre part des rejets azotés comparativement aux ruminants et aux porcs : 8% de l'azote excrété, selon le Citepa. Cependant, les élevages de poules pondeuses sont localement des émetteurs importants d'azote étant donnée leur taille.

De nombreux facteurs de variation interviennent. La quantité des déjections par unité de produit dépend de l'espèce, de la lignée, si la souche est « à croissance rapide » ou lente. La nature de l'alimentation influence l'état des litières (quantité et nature des matières premières, eau). La nature de la litière joue, elle, sur l'évolution du contenu en azote. L'ambiance au sein du bâtiment (hygrométrie, température, ventilation) affecte principalement les phénomènes de volatilisation d'ammoniac.

Un chiffrage proposé à partir de mesures sur un bâtiment de poulets de chair à croissance rapide donne une valeur d'émission de 5,74 g N/poulet pour l'ensemble de sa croissance sans aucune émission de  $N_2O$ . La volatilisation entraîne non seulement une perte de fertilisant organique mais s'accompagne aussi d'une teneur en ammoniac élevée dans le bâtiment, ce qui est une cause de mal-être pour les oiseaux comme pour les éleveurs.

Enfin, l'utilisation de « facteurs d'abattement » comme des activateurs de litières (microorganismes) peuvent orienter les réactions chimiques et diminuer notamment les émissions d'ammoniac. Le convoyage et séchage des fientes permet, lui aussi, de diminuer considérablement les pertes d'ammoniac, comparé aux fosses profondes avec obtention de lisiers. Une étude note que pour un atelier de 60 000 poules, ce procédé a permis d'abaisser le facteur d'émission de l'ammoniac de 61%. Mais ce convoyage induit des coûts énergétiques.

**Estimation des pertes d'azote dans les élevages de volailles en France.** Les valeurs de référence dans la réglementation (Corpen 2006) pour les pertes et exprimées en pourcentage de l'azote ingéré sont de 17% au bâtiment, 6% au stockage et 3% à l'épandage pour les élevages gérant les effluents sous forme de fumier, et respectivement de 30%, 6% et 5% quand les effluents sont sous forme de lisiers.

### 3.2.3. Devenir de l'azote des effluents en élevage bovin

Les effluents bovins représentent les deux tiers de l'azote excrété par l'élevage français (71%, Citepa, 2009) avec de larges variations entre régions (environ 50% du N organique en Bretagne et 97% en montagnes humides). Ce type d'élevage est donc, de loin, le premier secteur émetteur d'azote dans l'environnement.

À l'échelle de l'année, en combinant les différentes séquences alimentaires, il est possible d'évaluer les rejets azotés d'un troupeau et leur site de restitution (bâtiment, parcelle) selon la part de pâturage dans l'alimentation du troupeau. Dans un élevage laitier, la part de l'azote émise en bâtiment représente entre 50% et 100% du total excrété (selon la part de pâturage). Le bâtiment est donc un lieu stratégique de réduction des pertes azotées. L'émission d'ammoniac en bâtiment a fait l'objet de moins de travaux en élevage bovin que chez les porcs mais les publications sur le sujet sont en forte augmentation. Les mesures expérimentales de ces flux se heurtent à de nombreuses difficultés (bâtiments vastes et ouverts) et comportent encore aujourd'hui beaucoup d'incertitudes. Les facteurs d'émission sont donc tout aussi imprécis que pour les autres élevages.

La plupart des travaux s'accordent à reconnaître que l'alimentation et la température sont les deux facteurs majeurs favorisant l'émission d'ammoniac dans les stabulations bovines (comme dans les porcheries). La quantité d'azote urinaire excrété est le premier facteur d'émissions d'ammoniac avec une amplitude d'émissions de 1 à 5 selon la ration alimentaire, à même niveau d'exportation d'azote dans le lait. Par ailleurs, l'émission sous forme de  $\text{NH}_3$  s'accroît avec une augmentation de la température. Le type de stabulation affecte également les émissions. Quand les animaux sont à l'attache et les fumiers évacués régulièrement (Autriche, Canada, USA), les émissions sont sensiblement plus faibles que celles observées en stabulations libres.

Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  en bâtiment sont encore mal connues. Des premiers résultats indiquent qu'elles seraient de l'ordre de 0,5 - 0,6 g par vache et par jour, résultats qui restent à confirmer.

**Estimation des pertes d'azote dans les élevages bovins en France.** En prenant en compte l'ensemble de la chaîne (cumul des pertes au pâturage, dans les bâtiments, lors du stockage, de l'épandage), les pertes d'azote (exprimées en % de l'azote des effluents) sous forme de  $\text{NH}_3$  sont de l'ordre de 19-23% et de 1,5-1,8% sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$ . En pertes globales, on observe assez peu de différences entre les filières lisiers et fumiers, mais des différences importantes sont observées au niveau des lieux d'émissions : relativement plus de volatilisation en bâtiment pour le lisier, au stockage pour le fumier.

### 3.2.4. Traitements des déjections

Aux différentes étapes conventionnelles de gestion des déjections peuvent s'ajouter des traitements qui affectent les propriétés des effluents et le potentiel de fuites en  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$  directement lors du traitement et indirectement lors de l'utilisation des produits au champ. Ces traitements nécessitent de l'énergie et parfois des intrants supplémentaires. La méthanisation peut couvrir en partie ce besoin d'énergie du système et apparaît alors comme un des éléments du dispositif global de traitement.

**Séparation de phase.** Il existe différents systèmes de séparation de phase pour les lisiers, dont le plus efficace est le décanteur centrifuge. Il permet de retenir en moyenne environ 14% de la masse totale, 60% de la matière sèche, 70% du phosphore et 30% de l'azote. Les émissions gazeuses directes sont négligeables et la consommation énergétique est de l'ordre de 2-5 kWh/m<sup>3</sup>. La séparation de phase permet d'obtenir deux produits qui pourront être gérés différemment (et potentiellement mieux), avec possibilité d'exporter la phase solide comme engrais vers d'autres zones agricoles : une phase solide avec des concentrations en azote total et en phosphore respectivement 2 et 4-5 fois supérieures à celles du produit initial, et une phase liquide (moins de 2% de MS) avec de l'azote essentiellement sous forme ammoniacale (85%).

**Épuration biologique.** L'épuration biologique est un traitement continu des lisiers pendant 30-40 jours dans un réacteur biologique. L'alternance de phases aérobies (apport d'oxygène) et anoxies (absence d'oxygène) couplée avec des apports cycliques de lisier permet de maintenir une flore microbienne assurant le déroulement des processus de nitrification et de dénitrification au sein de ce réacteur biologique. Cette technique appliquée majoritairement au lisier de porcs permet d'éliminer par nitrification-dénitrification environ 60-70% de l'azote entrant dans le système, principalement sous forme de  $\text{N}_2$ . Cette émission n'est pas directement polluante, puisque le diazote n'est pas une forme réactive mais elle constitue une perte d'azote réactif, donc d'énergie. Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  sont faibles si les conditions de traitement sont bien choisies mais elles peuvent devenir élevées (jusqu'à 18% de l'azote entrant dans le système) lorsque les conditions de traitement sont inadaptées. Des travaux soulignent aussi la réduction de 30 à 50% des émissions globales de  $\text{NH}_3$  liées aux déjections lorsque l'on insère une unité d'épuration biologique.

**Compostage.** Le compostage consiste à maîtriser la décomposition des effluents afin d'éliminer la matière organique facilement biodégradable et de transformer la matière organique résiduelle sous forme de molécules stables voisines de celles caractéristiques de la matière organique humide (humus). Le bon déroulement des processus aérobies de décomposition nécessite un apport d'air et engendre une augmentation de température, lesquels activent le séchage du produit et favorisent son assainissement mais entraînent également la perte d'une partie des composés les plus volatils, notamment azotés. Au cours du compostage, la minéralisation de la matière organique entraîne des pertes de carbone organique pouvant atteindre 50-70% et concentrent les éléments minéraux (N, P, K) dans les composts comparativement aux produits initiaux. Le compostage entraîne des pertes d'azote qui sont importantes mais surtout très variables selon la maîtrise des processus : elles sont estimées entre 30 et 60% de l'azote entrant et ont lieu principalement sous forme de  $\text{NH}_3$  (jusqu'à

90% des pertes) mais également sous forme de  $N_2O$  (1-6%) et  $NO$ . Sous le tas, les jus émis sont riches en azote soluble (nitrate, DON) qui peut être lixivié. Si ces pertes sont négligeables sous un compost bien conduit elles peuvent constituer 10-20% des quantités initiales d'azote dans le cas de compostages mal maîtrisés. Les pertes sous forme de  $N_2$  sont essentiellement calculées par différences et apparaissent relativement faibles. Enfin le compost ne produit pas de nuisance olfactive ce qui peut favoriser son transport.

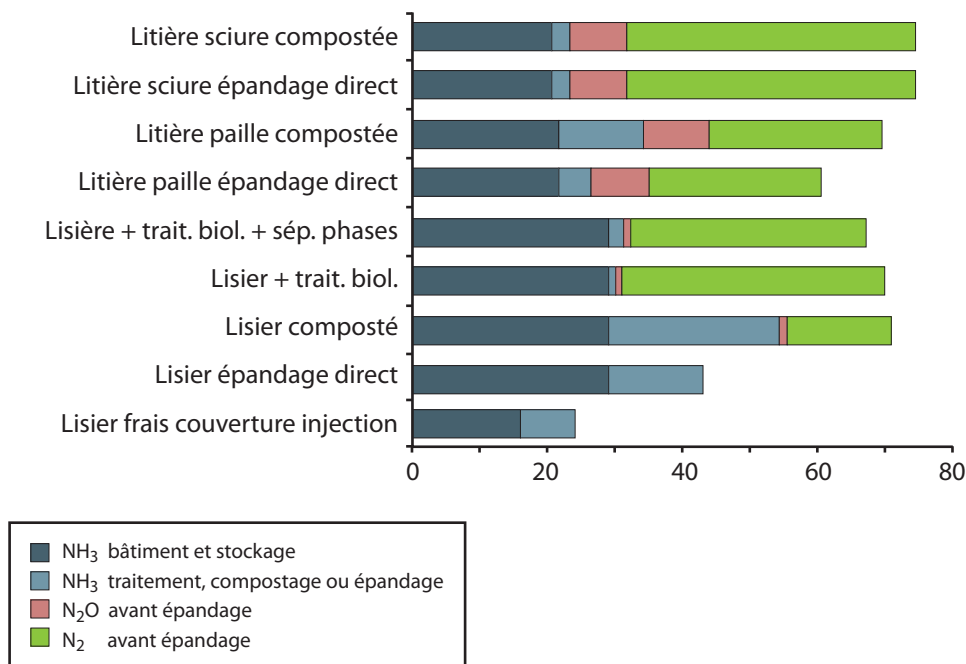
**Digestion anaérobie.** La digestion anaérobie (méthanisation) est un procédé biologique continu de traitement des effluents réalisé dans un digesteur en l'absence d'oxygène. Les conditions anaérobies permettent le développement d'un consortium microbien spécifique assurant le déroulement des processus de dégradation d'une partie de la matière organique en  $CH_4$  (méthane) et  $CO_2$ . Il est alors possible de valoriser le méthane sous forme d'énergie. Ce procédé réduit les émissions de méthane liées à la gestion des déjections puisqu'il peut être récupéré. En revanche, l'impact de la méthanisation vis-à-vis de l'azote est faible, puisque l'azote est quantitativement conservé. Dans tous les cas, les risques d'émissions de  $NH_3$  lors du stockage et de l'épandage des digestats sont élevés du fait d'un pH et d'une concentration en azote ammoniacal plus élevés suite à la méthanisation.

**Utilisation d'inhibiteurs de nitrification pour les lisiers.** La première source d'azote minéral des effluents est le  $NH_4^+$  provenant de la décomposition des fèces et de l'hydrolyse de l'urée excrétée par les animaux d'élevage. Dans les exploitations où les déjections sont gérées sous forme liquide, cet azote se maintient sous la forme ammoniacale par les conditions anaérobies du stockage. La prévention de l'oxydation de cet azote après son apport au sol empêcherait non seulement les émissions de  $N_2O$  associées à sa nitrification mais aussi celles produites par la dénitrification en évitant la production de son substrat ( $NO_3^-$ ). A cette fin, plusieurs inhibiteurs de la nitrification ont été proposés. Leur utilisation lors de l'application des lisiers est encore peu courante en France, en raison de leur coût et d'une courte période active. Certains auteurs font aussi référence à des problèmes de phytotoxicité et d'impacts environnementaux. Ces inhibiteurs sont en revanche très étudiés en Nouvelle-Zélande, où leur potentiel d'utilisation sur les pâturages apparaît important.

**Acidification du lisier.** L'acidification du lisier déplace l'équilibre  $NH_3-NH_4^+$  vers la fraction  $NH_4^+$  et limite le potentiel de volatilisation. Un pH de 6 suffit en général à réduire les émissions de  $NH_3$  d'au moins 50 %. L'acidification est peu utilisée pour des questions de coût et de sécurité.

La figure 3.2 souligne les variations et les formes de pertes selon les modalités de gestion des effluents. On remarque qu'elles varient très fortement selon les modalités de traitement et que le traitement biologique des lisiers produit une grande quantité de diazote certes non réactif et donc non polluant, mais qui du coup limite des possibilités de recyclage agronomique. La part de pertes de  $NH_3$  en bâtiment et stockage est explicitée dans la section 3.2.5.

**3-2 - INFLUENCE DES MODALITÉS DE GESTION DES EFFLUENTS DE L'ÉLEVAGE PORCIN SUR LES PERTES D'AZOTE**  
(en % de l'azote excrété) (Bonneau et al, 2008)



### 3.2.5. Pertes d'azote liées au stockage et à l'application des effluents d'élevage au champ

#### Volatilisation d'ammoniac

Lors du stockage, il n'existe à l'heure actuelle aucune technique éprouvée permettant de réduire les émissions de  $\text{NH}_3$  lors du stockage du fumier des bovins et des porcins. On peut en revanche réduire efficacement les émissions provenant des enceintes de stockage du lisier en diminuant la circulation de l'air à la surface : fosse couverte, couverture flottante de la fosse, en permettant la formation d'une croûte ou en réduisant la surface de l'enceinte de stockage par unité de volume.

Lors de l'épandage au champ, les émissions varient en fonction de la composition du lisier et du fumier, en particulier leur teneur en MS et en azote, du mode d'épandage ainsi que des conditions météorologiques et pédologiques. Deux voies permettent de diminuer la surface de contact entre l'effluent épandu et l'air : les techniques d'application localisées (pendillards) utilisées pour les lisiers réduisent de 25 à 35% les émissions de  $\text{NH}_3$  ; l'enfouissement direct ou rapide après épandage de fumiers et lisiers, ou l'injection dans le sol de lisiers permettent de réduire les émissions de 70 à 90%. L'efficacité de ces mesures dépendant des conditions lors de l'épandage, elle présente une gamme de variation importante. Abaisser les émissions de  $\text{NH}_3$  augmente la quantité d'azote absorbable par les plantes, d'où la nécessité d'ajuster les apports d'engrais azotés minéraux dans le plan de fertilisation. La réduction des pertes, si elle est prise en compte dans le bilan azoté de la culture peut représenter des gains économiques substantiels couvrant une large part, voire la totalité des coûts supplémentaires liés à l'épandage localisé ou à l'enfouissement. Pour optimiser cette voie de recyclage, il est essentiel de gérer la production d'effluents faciles à valoriser et minimisant les pertes et donc éviter la production de fumiers mous (très pauvres en paille) difficiles à épandre et de lisier trop pailleux. Cette bonne gestion repose donc en partie sur le choix même des bâtiments et des conduites d'élevage.

#### Emissions de $\text{N}_2\text{O}$ par les sols agricoles recevant des effluents d'élevage

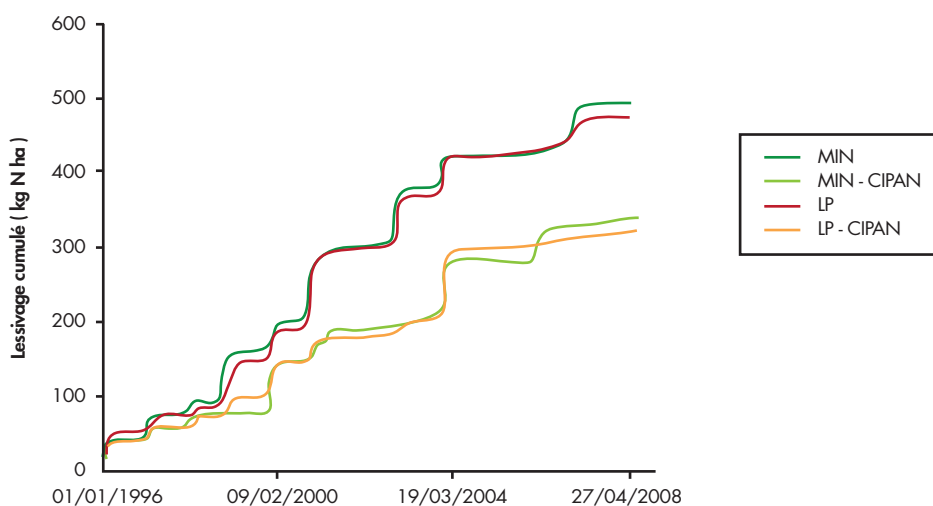
On estime que le  $\text{N}_2\text{O}$  émis par les sols agricoles français représente 85% de toutes les sources agricoles de  $\text{N}_2\text{O}$  (Citepa), la principale source étant la dénitrification biologique. Environ 1/3 de ces émissions est issue des transformations de l'azote suite à l'épandage des effluents d'élevage (2/3 par épandage des engrais minéraux). Ainsi, l'épandage constitue la principale source en  $\text{N}_2\text{O}$ , même si les émissions en amont ne sont pas négligeables. Épandre au sol ou par injection a peu d'impact sur l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  (voire l'augmente) du fait du dépôt ultérieur de l'azote volatilisé qui doit être ajouté au bilan dans le premier cas. Les conditions physiques du sol (température et aération) influencent la production de  $\text{N}_2\text{O}$ , de même que la valorisation de l'azote par les plantes. Les inhibiteurs de nitrification agissant sur les communautés microbiennes peuvent limiter les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ .

#### Pertes par lixiviation

La lixiviation advient chronologiquement après la plupart des pertes gazeuses évoquées. Elle dépend de la quantité d'azote présent sous forme soluble dans le sol pendant la période de drainage, de la lame drainante et de la présence ou non d'un couvert végétal capable d'immobiliser tout ou partie de l'azote disponible. De nombreux travaux, conduits dans les années 1980 et 1990 sur la biodisponibilité de l'azote, ont montré que l'épandage d'effluents d'élevage ne provoque pas de pertes supplémentaires comparativement à des engrais minéraux, à l'échelle d'une quinzaine d'années, à condition que les apports soient raisonnés par rapport aux besoins des plantes (épandages de printemps de manière fractionnée) et en évitant l'épandage d'effluents dont l'azote est très disponible (lisier) en automne, avant la période de drainage (Figure 3.2). Dans les cas de rotations culturales fertilisées avec du lisier, la lixiviation peut être limitée par la présence de cultures absorbant l'azote à cette période ou de CIPAN (Culture intermédiaire piège à nitrate) non fertilisée.

#### F3-3 - CHRONIQUE DES PERTES CUMULÉES PAR LIXIVIATION MESURÉES PAR LYSIMÉTRIE

selon que les cultures sont fertilisées avec engrais minéral (MIN) ou lisier de porc (LP).  
Les 2 courbes du haut représentent le cumul de lixiviation observé sans CIPAN ; les 2 du bas avec CIPAN.  
(Leterme and Morvan 2010)



### 3.2.6. Valorisation agronomique des effluents d'élevage

L'un des points clés pour optimiser l'utilisation de l'azote tient dans la gestion des effluents, de leur production à leur épandage en interaction avec le choix de système de culture, de travail du sol et le climat considéré.

**Efficience de l'azote des effluents à court terme (cycle cultural ou année).** Les nombreux travaux menés en conditions contrôlées de laboratoire ou au champ mettent en évidence une forte variabilité de la valeur fertilisante azotée des effluents sur le court terme (échelle de l'année). La biodisponibilité en azote correspond à l'azote rapidement minéralisé du fait de la biodégradation de la matière organique des effluents. Malgré de nombreux travaux sur la minéralisation des matières organiques, du sol ou des effluents, seuls quelques rares logiciels modélisent les dynamiques de minéralisation de fertilisation : outils d'aide à la fertilisation (ex. Azofert) ou modèles de flux (STICS, TNT2) ou d'évaluation environnementale (ex. Melodie, Syst'N, en cours de finalisation, Agrotransfert Territ'eau). La prévision de la valeur fertilisante en azote reste généralement fondée sur des typologies par « type de produit » (ex. fumier de porc, lisier de porc, fumier de bovins...), avec des valeurs élevées pour la plupart des effluents liquides et pour les fientes et fumiers de volaille, des valeurs faibles pour les effluents compostés, et intermédiaires pour des produits de type fumier bovin et porcin. Bien qu'il existe quelques outils de mesure (Quantofix par ex.) et logiciels fournissant des références, l'agriculteur reste généralement confronté à la variabilité de leur composition en matière organique et formes d'azote plus ou moins dégradables, sans parler des autres éléments majeurs et oligo-éléments (N, P, K, S, Mg, Ca, Na...), micropolluants organiques et biologiques et éléments traces métalliques. L'application d'effluents animaux est limitée par leur rapport N/P (4:1 à 5:1) qui est différent de celui des cultures (6:1 à 8:1), ce qui favorise l'accumulation de phosphore dans les sols où des effluents d'élevage sont appliqués de manière répétée. La même remarque s'applique aux produits compostés, dont le rapport N/P est faible car le compostage élimine de l'azote par voie gazeuse.

**Effets à moyen terme des effluents sur le stockage de carbone et la minéralisation de l'azote.** Les apports de matières organiques par les effluents augmentent le stock de carbone des sols. Des travaux récents reposant sur une synthèse nationale de données ont permis d'affiner l'estimation de la proportion de carbone stable dans les effluents. Il en ressort que le taux de minéralisation de la matière organique résiduelle des effluents décroît rapidement avec le temps. Un article de synthèse mentionne des taux de minéralisation variant de 2 à 18 % en année 2, et de 1 à 7 % en année 3.

## 3.3. Flux d'azote selon les systèmes fourragers et de cultures associés à l'élevage

### 3.3.1. Les prairies recyclent bien l'azote

Le pâturage est une spécificité des systèmes herbivores. La quasi-totalité des élevages de ruminants utilise la prairie même si sa part dans l'alimentation annuelle est variable selon le niveau d'intensification du système et la région d'élevage, ainsi que son statut : permanente ou semée, pâturée ou récoltée.

Les résultats de travaux récents apportent une nouvelle appréciation de l'efficience du pâturage en matière d'azote. Les quantités d'azote restituées par les vaches alimentées au pâturage varient de 150 à 500 kg de N/ha selon le chargement et la durée de la saison de pâturage (elles s'accroissent de 70 kg, dont 80% sur forme d'urine, pour un accroissement de 100 journées de pâturage). Les restitutions d'azote sont épandues directement par l'animal, de manière séparée entre l'urine (pissats) et les fèces (bouses dans le cas des bovins) mais surtout de manière non homogène sur la surface. La quantité d'azote déposée par les bouses est faible (azote peu lixiviable) mais concentrée sur une très faible surface ; la surface affectée par le ruissellement et l'infiltration des pissats nettement plus importante. Par exemple, pour un chargement de 2,5 vaches/ha pendant 200 journées de pâturage, c'est environ 3 à 5% de la surface qui est concerné par les bouses et 20 à 40% par les pissats en admettant pas ou peu de recouvrement.

L'évolution de l'azote urinaire est rapide et dépend de la période d'émission. Les pertes de  $\text{NH}_3$  par volatilisation se produisent essentiellement dans les 48 heures. Malgré une grande variabilité liée au contexte de chaque expérimentation, le devenir de l'azote des pissats se répartit en moyenne annuelle comme suit : 25-30% sous forme organisée dans le sol, 30-35% valorisés par la plante, 25-30% perdus par lixiviation et, pour les pertes gazeuses, 10-15% sous forme ammoniacale et au plus 5% sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{N}_2$ . Le devenir de l'azote des bouses a moins fait l'objet de travaux que pour les pissats. D'après la littérature scientifique, on peut admettre qu'à l'échelle de l'année, la répartition de l'azote fécal émis au pâturage est la suivante : 60-70% intégrés à la matière organique du sol, 10-20% prélevés par les plantes, 5-10% perdus par émissions gazeuses et 10-15% par lixiviation.

On voit donc que, malgré les quantités importantes d'azote apportées localement par les animaux au pâturage, les voies d'utilisation de cet azote sont nombreuses : par le couvert végétal en place et actif puisque les herbivores pâturent durant la période favorable à la croissance des végétaux, sur des prairies bien implantées et par le sol capable d'intégrer sous forme organique une part conséquente de cet azote en excès. De plus, sauf situations particulières, les pertes par voies gazeuses sont limitées comparativement à l'alimentation à l'étable. La comparaison de systèmes d'élevage (optimisés) qui diffèrent par leur part de maïs et d'herbe dans l'alimentation des animaux, met ainsi en évidence des pertes azotées tendanciellement moindres pour les systèmes valorisant plus les prairies. Les exploitations qui utilisent une forte proportion de prairies permanentes minimisent notamment le risque de lixiviation associé aux conduites culturales. Les moindres pertes s'expliquent par un chargement animal souvent plus limité, par une utilisation plus efficace de l'azote sous pâturage et par l'absence de sols nus (Tableau 3.3).

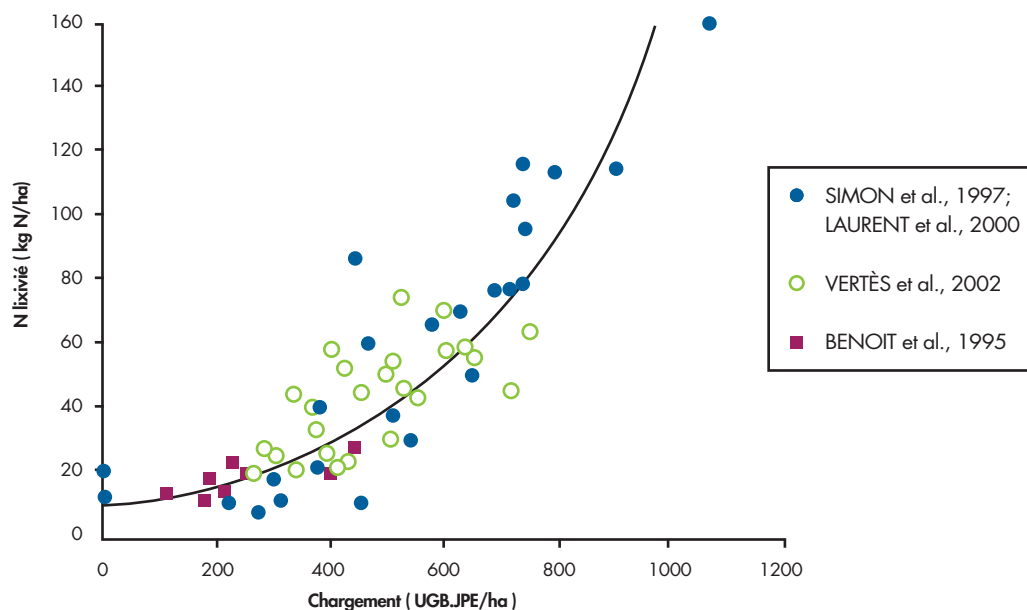
**T3-3 - RÉCAPITULATIF DES PERFORMANCES ENVIRONNEMENTALES DANS DES EXPLOITATIONS LAITIÈRES**  
(types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7000 l/an, à complémentation équivalente)  
(d'après Peyraud, Gall et al. 2009)

Systèmes basés sur	Stocks	Maïs-herbe	Herbe
Maïs dans SFP (%)	50 - 60	20-50	< 20
Stocks / vache (t MS/an)	4 - 5	2.5 - 3.5	2 - 2.5
Chargements (UGB/ha SFP)	1.6 - 2	1.6 - 1.8	1.4 - 1.8
Production l (lait / hectare SFP)	8 - 11 000	7 - 11 000	6 - 9 000
Bilan apparent N exploitation (kg N/ha SAU)	80 - 120	80 - 100	60 - 80
N lixivié (kg N/ha SAU)	50 - 70	40 - 60	30 - 40

De nombreux pays européens (Irlande, Pays Bas, Danemark, Allemagne...) ont pris en considération ce recyclage et ont introduit une dérogation au plafond d'apport azoté organique de 170 kg N/ha/an dans le cadre de la directive « Nitrates », l'augmentant à 230 ou 250 kg N/ha/an pour les surfaces herbagères, à condition qu'elles occupent une proportion importante de la SAU (souvent de 70 à 80%). De tels systèmes sont courants en Europe du Nord et s'accompagnent de fauche pour constituer des stocks et pour affourager les animaux en vert, tout en gérant et recyclant de grandes quantités d'effluents.

**Maîtrise du risque de lixiviation sous prairies.** Ces pertes par lixiviation s'accroissent d'abord lentement puis rapidement au-delà d'une fertilisation supérieure à 250-300 kg /ha/an, mais avec une forte variabilité selon les conditions pédoclimatiques (Figure 3.4). Les prairies temporaires fortement fertilisées présentent donc un risque plus élevé qui s'explique par le fait que la fertilisation augmente à la fois la productivité, donc le nombre de jours de pâturage réalisé par hectare, et aussi la teneur en azote de l'herbe consommée par les animaux. Les restitutions par les animaux s'accroissent alors rapidement avec la fertilisation azotée. Le risque de lixiviation s'avère plus limité pour les prairies pâturées de façon extensive ou modérée ou exploitées de façon mixte en fauche et pâture (Tableau 3.4).

**F3-4 - PERTES D'AZOTE SOUS PRAIRIES**  
en fonction du chargement (a, d'après Simon et al. 1997)  
et dans différents systèmes laitiers européens (b, selon Raison et al., 2008)



Les pertes par lixiviation sont aussi liées au retournement fréquent des prairies temporaires. Des valeurs de référence de pertes ont été établies pour différentes successions culturales, comportant une part variable de prairies exploitées de façon plus ou moins intensive (Tableau 3.4). Les pertes minimales sont observées sous prairies permanentes fauchées (5-10 kg/ha) puis sous prairies de longue durée exploitées de façon modérée (extensive ou en alternance fauche – pâture) : 15-25 kg N lixivié /ha/an, valeurs également atteintes sous des rotations culturales gérées de façon optimale et incluant des cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) efficaces. Les pertes augmentent en rotations prairies –cultures et en fonction chargement animal jusqu'à des valeurs atteignant 45-60 kg N/ha/an. Des valeurs plus élevées encore sont obtenues pour des situations qui ne relèvent plus de bonnes pratiques : chargement animal élevé, voire parcelles « parking » pour les prairies, sur-fertilisation et sols quasi nus pour les cultures (CIPAN tardives, céréales d'hiver). Ces références servent pour une évaluation des risques de lixiviation à l'échelle de bassins-versants.

#### T3-4 - EXEMPLES DE NIVEAUX DE PERTES STANDARDISÉES POUR DES SUCCESSIONS CULTURALES COURANTES

Contexte de l'ouest de la Bretagne, pluvieux, lame drainante hivernale > 400 mm  
([http://agro-transfert-bretagne.unit-rennes1.fr/Territ\\_eau/](http://agro-transfert-bretagne.unit-rennes1.fr/Territ_eau/))

Successions culturales	Lixiviation (kg/ha/an)	Durée de la succession
Prairie de fauche	5-15	-
Prairie permanente extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an)	15	-
Prairie 9 ans extensive (< 300 UGB.JPP/ha/an) / céréales	30	10 ans
Prairie permanente pâturée (300 - 500 UGB.JPP/ha/an)	35	-
Maïs fourrage (Mf) + cipan précoce* / Mf / céréale + cipan	38	3 ans
Maïs fourrage / céréale + cipan	40	4 ans
Maïs fourrage / céréale / colza / céréale + cipan	42	2 ans
Prairie 5-6 ans mixte** (300-500UGB.JPP/ha/an) / Mf + cipan / Mf / céréale	40-50	9 ans
Prairie 5-6 ans pâturée (500-800 UGB.JPP/ha/an) / Mf + cipan / Mf / céréale	60-80	9 ans
Prairie permanente à très fort chargement animal (proche stabulation)	100	-
Prairie à très fort chargement animal refaite tous les 6 ans	100	6 ans

\* cipan implantée sous couvert, ou après récolte du maïs avant le 1er octobre

\*\* mixte = fauchée + pâturée

La question de la productivité comparée entre prairies temporaires, prairies permanentes et surfaces en maïs reste posée, les systèmes intensifs supportant mal une baisse (même sur un temps court) de la production d'herbe. D'assez nombreuses initiatives ont exploré, y compris dans l'Ouest « intensif », des systèmes fourragers augmentant la part des prairies de longue durée ou permanentes en les associant à une réduction d'intrants. La pérennité et la productivité des prairies temporaires sont aujourd'hui des enjeux de recherche, particulièrement en zones sensibles pour la qualité de l'eau.

**Autres atouts de la prairie :** Enfin, la prairie présente d'autres intérêts environnementaux, dont la limitation des risques d'érosion du fait de son système racinaire développé et de la couverture permanente du sol, la réduction de la charge phytosanitaire globale et le stockage de carbone et azote dans les sols. Des systèmes fourragers reposant sur les prairies permettent donc de réduire l'empreinte carbone de la viande et du lait produit. Enfin, la prairie s'inscrit généralement dans des paysages associés à des haies, talus, fossés qui sont des habitats ou des lieux d'alimentation pour de nombreuses espèces d'animaux visitant les couverts herbacés. Ces effets environnementaux sont bien décrits pour les prairies de longue durée et conduites à faibles intrants mais sont moins qualifiés pour les prairies de plaines incluses dans des rotations. Malgré ces atouts, les surfaces en prairies ont diminué de plus de 3 millions d'hectares depuis les années 1970 (source Eurostat, 2009) notamment parce qu'elle a été moins soutenue par la PAC que le maïs, qu'elle est souvent moins productive et que beaucoup d'éleveurs jugent sa gestion compliquée et lui associent une image de système passiste.

### 3.3.2. Rôle des légumineuses fixatrices d'azote

L'atout principal des légumineuses tient à leur aptitude à fixer l'azote atmosphérique et à produire des graines et fourrages riches en protéines favorisant ainsi l'autonomie protéique de l'exploitation d'élevage. Dans les années 1990, l'utilisation des légumineuses a été proposée pour le développement de systèmes plus durables.

Les études sur les flux d'azote et la lixiviation de nitrate sous légumineuses ont surtout été consacrées aux prairies d'association à base de graminées et de trèfle blanc. Plusieurs résultats démontrent que les pertes d'azote par lixiviation sont plus faibles sous prairies d'associations que sous graminées fertilisées, ce qui s'explique essentiellement parce que les prairies d'associations ne permettent pas des chargements aussi élevés que les prairies de graminées fertilisées, et dans une moindre mesure grâce à la régulation biologique de la fixation par l'azote du sol. L'introduction d'une luzernière pendant 3 ans au sein d'une succession blé-betterave permet ainsi de réduire sensiblement la lixiviation du nitrate.

Les émissions de N<sub>2</sub>O mesurées sur les prairies d'associations semblent plus faibles que celles mesurées sur les prairies de graminées (0,2 vs. 1,3% N) mais les références restent encore peu nombreuses et il convient de consolider ces résultats. Le GIEC recommande de ne pas comptabiliser d'émissions de protoxyde d'azote lors de la fixation symbiotique.

Par ailleurs, l'introduction de légumineuses permet de réduire la consommation d'énergie non renouvelable en élevage puisqu'elles valorisent l'azote de l'air alors qu'il faut 55 MJ pour produire, transporter et épandre 1 kg d'azote minéral. Les estimations réalisées dans les conditions françaises montrent qu'il faut ainsi 1,2 MJ pour produire 1 UFL avec du ray-grass fertilisé à 150 kg N/ha mais seulement 0,4 MJ avec une association ray-grass et trèfle blanc et 0,9 MJ pour de l'ensilage de maïs implanté après du blé. Les légumineuses sont aussi d'excellentes têtes de rotation en contribuant à réduire les occurrences de maladies et en améliorant la fertilité des sols.

**Limites au développement des légumineuses.** Les performances de production des légumineuses font l'objet de controverses. La productivité des légumineuses à l'hectare est souvent jugée faible face aux céréales ou à la betterave, et c'est la principale cause de leur régression notamment dans les fermes de grande culture. En production de fourrages, les prairies d'associations sont souvent moins productives que les graminées fortement fertilisées. Toutefois, des données récentes issues de projets conduits à travers l'Europe laissent apparaître que le mélange de quelques espèces bien adaptées (2 légumineuses et 2 graminées) permettrait de lever ce frein. En second lieu, si le trèfle blanc jouit d'une valeur alimentaire élevée et surtout constante au cours de la saison, les valeurs énergétiques du trèfle violet et de la luzerne sont faibles, surtout lorsque ces fourrages sont ensilés ou fanés.

### 3.3.3. Rotations et cultures intermédiaires dans la gestion de l'azote

Le retournement d'une prairie ou d'une culture de légumineuses engendre une minéralisation d'azote élevée et/ou des reliquats d'azote importants qui risquent d'être lessivés s'ils ne sont pas valorisés. C'est un point crucial pour les rotations prairies – cultures. Dans les itinéraires culturaux actuels, la destruction des prairies au printemps (cas le plus fréquent dans les systèmes fourragers maïs – herbe) permet des productions élevées des cultures suivantes de printemps (maïs ou betterave), avec des rendements observés en maïs supérieurs à ceux des maïs implantés au sein de rotation culturale avec des céréales.

Le rôle des CIPAN est avéré depuis longtemps ce qui a motivé l'intégration réglementaire de cette pratique dans les bassins versants en contentieux et dans les zones vulnérables. Leur effet à long terme a fait l'objet de travaux récents dont les conclusions convergent : les CIPAN contribuent à réduire les pertes hivernales d'azote et augmentent le stock de matière organique des sols. Une synthèse sur ce sujet est en cours à l'INRA. L'intérêt des CIPAN est particulièrement sensible pour réduire la lixiviation entre le retournement d'une prairie et la culture de maïs qui la suit, et aussi dans toutes les rotations laissant le sol nu en période de drainage. Les crucifères ont une bonne aptitude à valoriser l'azote. La moutarde en inter-culture peut ainsi absorber plus de 80 kg N/ha en 2 à 3 mois et réduire la teneur en nitrate des eaux de drainage de 20 à 50% à l'échelle de la parcelle. Le maïs étant récolté tardivement dans l'Ouest, le bon développement d'une CIPAN est plus aléatoire qu'après une céréale. Des auteurs ont également souligné l'intérêt environnemental de la betterave fourragère, capable de prélever plus de 400 kg N/ha disponible après destruction de la prairie grâce à sa longue période de croissance.

Les systèmes de « culture permanente » sont une piste intéressante qui commence à être explorée mais qui s'avère difficile à pratiquer. Le développement de céréales sur des couverts permanents de légumineuses, apportant à la fois de l'azote et une protection contre la lixiviation, est encore mal maîtrisé. Les tentatives pour planter des céréales après prairies sans destruction sont jusqu'ici peu concluantes, les couverts herbacés ayant une aptitude à la compétition qui ne permet pas un développement satisfaisant de la céréale.

Enfin, il n'existe à ce jour que peu d'outils permettant de prédire des risques de pertes sous rotation : le logiciel STICS (INRA), l'outil Syst'N (INRA, en test) ou encore 'Territ 'eau' (Agrotransfert) dont un module calcule les risques liés à des successions culturales (Tableau 3.5).

## 3.4. Les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation

### 3.4.1. Evaluer l'ensemble de la chaîne des pertes

En matière d'environnement, les conclusions tirées à partir de l'étude d'un seul maillon d'un système (ex : alimentation animale vs gestion des effluents) sont souvent remises en cause par un maillon suivant, voire globalement à l'échelle de l'exploitation (où les possibilités de recyclage de l'azote s'accroissent). Ainsi la hiérarchie de l'efficacité d'utilisation de l'azote selon les types d'animaux d'élevage (section 3.1 : volailles > porcs > bovins) change lorsque l'on passe à l'échelle de l'exploitation et de la filière car l'élevage de ruminants recycle l'azote avec le système fourrager.

Les risques associés à des conclusions trop hâtives sont illustrés ci-après par quelques exemples en élevage laitier. De nombreux travaux ont été conduits afin d'améliorer le taux d'efficacité de l'azote alimentaire par l'animal. Deux hypothèses d'amélioration ressortent de ces travaux : 1) augmenter le potentiel laitier des animaux pour réduire l'effectif nécessaire pour un même volume de lait produit, 2) supprimer ou pour le moins limiter les situations de surnutrition en azote par rapport aux besoins des animaux. Concernant la première hypothèse, dans un marché contingenté (quota), l'augmentation de la production laitière par animal a entraîné certes une réduction du cheptel laitier total mais celle-ci a été compensée



par un développement du cheptel allaitant pour satisfaire la demande en viande bovine (car la viande issue des vaches laitières de réforme était en diminution). Or le troupeau allaitant est moins efficace du point de vue de l'azote. Ainsi, l'accroissement du potentiel laitier s'est en fait traduit par un accroissement de la charge azotée. Concernant la seconde hypothèse, il est clairement démontré qu'augmenter la part d'ensilage de maïs dans les rations réduit l'azote excrété par animal et par kg de lait, par comparaison au pâturage car l'ensilage de maïs permet d'élaborer des rations moins riches en azote. Mais à l'échelle de l'exploitation, le recours accru au maïs conduit à augmenter les entrées d'azote exogène notamment sous forme de concentré protéique acheté, à maintenir plus longtemps les animaux en bâtiment et au final accroît les risques de pertes par lixiviation et volatilisation (Tableau 3.3).

### 3.4.2. Diversité des systèmes de production animale et de leur gestion de l'azote

Evaluer les flux d'azote à l'échelle des systèmes d'élevages suppose d'appréhender leur diversité depuis les ateliers de production hors-sols approvisionnés par des protéines de soja importé, aux élevages privilégiant explicitement le lien au sol et les ressources locales. Entre les deux, une large gamme de systèmes de production animale coexistent, y compris à l'intérieur d'un même territoire. La charge azotée, les impacts et les options pour gérer les effluents sont en conséquence fort variables. La figure 3.5 compile les données de la littérature pour plusieurs systèmes types à partir de données moyennes d'exploitations françaises laitières et porcines. Ces exemples illustrent la forte variabilité des flux et des niveaux de surplus des bilans N selon les systèmes considérés. Ils montrent notamment que 1) l'intensité des flux et l'origine de l'azote entrant dans l'exploitation (aliment vs engrais minéral) sont très variables selon les types de production ; 2) que les flux et les pertes sont faibles en élevage biologique, 3) que la distribution des pertes est différente selon les systèmes de production, elle varie en termes de quantité, de formes et de lieux d'émission ; et 4) que le niveau des excès de bilans varient selon les modalités de calcul, le bilan sol-culture conduisant à des valeurs plus faibles que le bilan comptable « entrée-sortie » (voir chapitre 4 pour les calculs), l'écart étant d'autant plus important que les entrées d'azote dans l'exploitation se font par achat d'aliment.

**Diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation que de l'atelier, chez les monogastriques.** Le mode d'élevage intensif domine aujourd'hui la production porcine européenne. Cette relative homogénéité n'empêche pas des divergences selon que les ateliers porcins sont plutôt spécialisés par phase (reproduction, sevrage, engraissement) ou assurent l'élevage depuis la production des porcelets jusqu'à leur engraissement. Le nombre d'animaux par élevage varie aussi beaucoup. En France, il va de quelques dizaines de truies pour les élevages les plus petits à plusieurs centaines pour les élevages les plus gros. Des élevages de plusieurs milliers, voire plusieurs dizaines de milliers de truies existent dans certains pays (par exemple Brésil, Etats-Unis, Danemark, Grande Bretagne...). Dans les exploitations qui comprennent des élevages porcins, la diversité des situations s'accroît encore. Les exploitations spécialisées « porcs » représentent par exemple 14% des exploitations françaises ayant un atelier porcin (alors qu'elles assurent 38% de la production), tandis que 33% sont des exploitations avant tout céréalières (alors qu'elles assurent 27% de la production). Les 53% restant sont des exploitations de poly-élevages.

Peu d'études s'intéressent au rôle du chargement en élevage de porcs sur les performances à la fois économiques et environnementales. Une modélisation conduite dans le cadre du programme Porcherie Verte a fait varier les paramètres d'une exploitation associant élevage de porcs (engraissement) et cultures selon différentes hypothèses de gestion des déjections (lisier, fumier, compost, traitement biologique...) afin d'explorer l'influence du chargement (nombre de porcs produits/ha/an) sur l'évolution de différents critères techniques, économiques et environnementaux. Le modèle détermine l'assolement, les formules d'aliment, le plan de fertilisation et la proportion d'effluents à traiter de manière à maximiser la marge brute de l'exploitation tout en respectant les normes environnementales. D'un point de vue économique, jusqu'à 50 porcs/ha la filière lisier offre la marge brute la plus élevée. Entre 60 et 80 porcs/ha la filière mixte lisier/fumier devient plus intéressante. De 90 à 170 porcs produits par hectare, les filières lisier avec compostage ou traitement biologique offrent le meilleur compromis entre capacité de production et marge brute. Au-delà de 170 porcs/ha, seules les stratégies avec exportation des coproduits de traitement sont possibles ; le chargement n'est alors plus un critère limitant.

D'un point de vue agronomique, pour des chargements faibles (20 porcs produits/ha/an), la quantité d'effluents à épandre est inférieure aux besoins des cultures, l'exploitant peut donc introduire des légumineuses (pois) dans l'assolement pour augmenter son auto-provisionnement en aliments (jusque 80%). A partir de 30 porcs à l'hectare, les légumineuses disparaissent de l'assolement, toutes les surfaces devant recevoir des effluents. Au-delà de 60 porcs à l'hectare, toute la surface est en maïs et céréales, dont la paille sert au compostage du lisier excédentaire. Le taux d'autonomie pour l'alimentation des animaux chute. Au-delà de 100 porcs à l'hectare, l'exploitation n'est plus autonome pour la fourniture de la paille. Il est intéressant de noter que, dans cette étude, les optimums environnementaux et économiques sont voisins et associés à un recyclage élevé de l'azote : entre 50 à 80 porcs produits/ha/an.

**Au sein des élevages de ruminants le degré d'intensification est très variable.** Le niveau et la provenance des intrants azotés ont permis de distinguer les systèmes d'élevage selon qu'ils privilégient les prairies permanentes plaines normandes, Est et montagnes humides - ou les prairies temporaires Grand-Ouest et Nord. Les données statistiques nationales font ressortir que le chargement global (en équivalent « unité gros bovins ») par hectare de prairie est modérément élevé en zones herbagères de montagne (chargement de 1,2 à 2 UGB/ha), il croît en plaine (2 à 3 UGB/ha) et devient élevé dans le Nord, en Bretagne et en Haute-Normandie (> 3 avec fortes variations). Les données montrent également que les risques de pertes par lixiviation s'accroissent avec le chargement.

### F3-5 - FLUX D'AZOTE MOYENS (en kgN/haSAU/an) ET BILANS D'AZOTE

d'azote (avant traitement éventuel des effluents)

pour des exploitations françaises types de production laitière et de production porcine (synthèse ESCo).

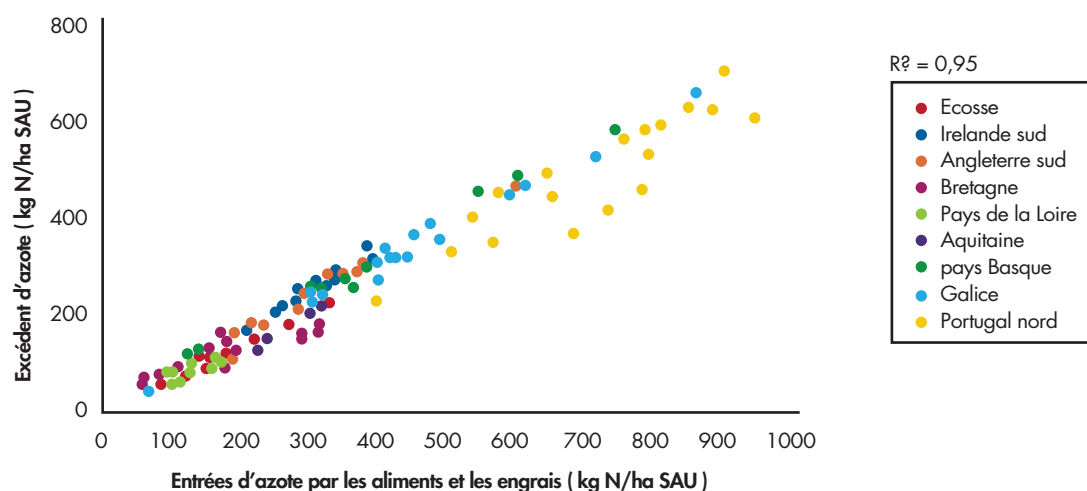
			Bilan Entrée-Sortie	Bilan sol - surface
<p><b>LAIT + CEREALES</b> 80 ha SAU 25 ha céréales 82 UGB (Bretagne)</p>		<p><b>Entrées</b></p> <p><b>Sorties</b></p> <p><b>Solde</b></p>	<p>148</p> <p>72</p> <p>76</p>	<p>238</p> <p>177</p> <p>61</p>
<p><b>LAIT</b> 80 ha SAU 100 % P Permanente 80 UGB (Franche Comté)</p>		<p><b>Entrées</b></p> <p><b>Sorties</b></p> <p><b>Solde</b></p>	<p>108</p> <p>24</p> <p>84</p>	<p>214</p> <p>146</p> <p>68</p>
<p><b>LAIT BIO</b> 160 ha SAU 65 ha céréales 107 UGB (Vosges)</p>		<p><b>Entrées</b></p> <p><b>Sorties</b></p> <p><b>Solde</b></p>	<p>87</p> <p>21</p> <p>46</p>	<p>134</p> <p>93</p> <p>41</p>
<p><b>PORC + CEREALES</b> 84 ha SAU 150 truies (Bretagne)</p>		<p><b>Entrées</b></p> <p><b>Sorties</b></p> <p><b>Solde</b></p>	<p>386</p> <p>285</p> <p>121</p>	<p>199</p> <p>140</p> <p>59</p>
<p><b>PORC+CEREALES</b> 84 ha SAU 400 truies (traitement 60%)</p>		<p><b>Entrées</b></p> <p><b>Sorties</b></p> <p><b>Solde</b></p>	<p>952</p> <p>730</p> <p>222</p>	<p>199</p> <p>140</p> <p>59</p>

Au sein des systèmes laitiers, une vaste étude européenne (Greendairy), comparant 11 régions de l'arc atlantique européen a souligné la diversité de pratiques, de structures d'exploitation et de contextes économiques. Cette étude montre clairement que les bilans d'azote à l'hectare, et donc les risques de fuites, s'accroissent avec le chargement animal et la quantité de lait produite à l'hectare (Tableau 3.6, Figure 3.6) quel que soit le facteur moteur : productivité des surfaces via la fertilisation azotée ou augmentation de la production par vache grâce à des apports élevés de concentrés. Pour les zones au nord-ouest de l'Europe, où le lait est produit en valorisant de l'herbe grâce à des niveaux de fertilisation élevés, les excédents d'azote sont de l'ordre de 250 kg N/ha en Irlande et en Angleterre, et de 130 kg N/ha en Ecosse, les achats d'engrais azotés constituant le premier poste d'entrées. Les exploitations intensives laitières hollandaises ont un excédent de bilan apparent élevé, de 150 à 200 kg N/ha, potentiellement perdus en rejets dans l'environnement. Dans les pays du Sud (Espagne, Portugal, Pays basque), les systèmes laitiers très intensifs (jusqu'à 6 UGB/ha SAU) en stabulation permanente avec ration alimentaire comportant 50% de concentrés et systèmes fourragers très productifs ont des excédents qui dépassent 200 kg/ha et peuvent atteindre 500 kg N dans les systèmes portugais. Comparativement, les systèmes laitiers de la France apparaissent moins intensifs avec des chargements de 1,2 à 1,5 UGB/ha SAU et sont aussi nettement moins excédentaires : de l'ordre de 100 kg N/ha pour l'Ouest et 150 kg N/ha pour le Sud-Ouest.

**T3-6 - CARACTÉRISTIQUES DES FERMES PILOTES DU PROJET GREENDAIRY ET DES EXCÉDENTS DE N ET P EN 2005**  
(d'après Pflimlin A. et al , 2006)

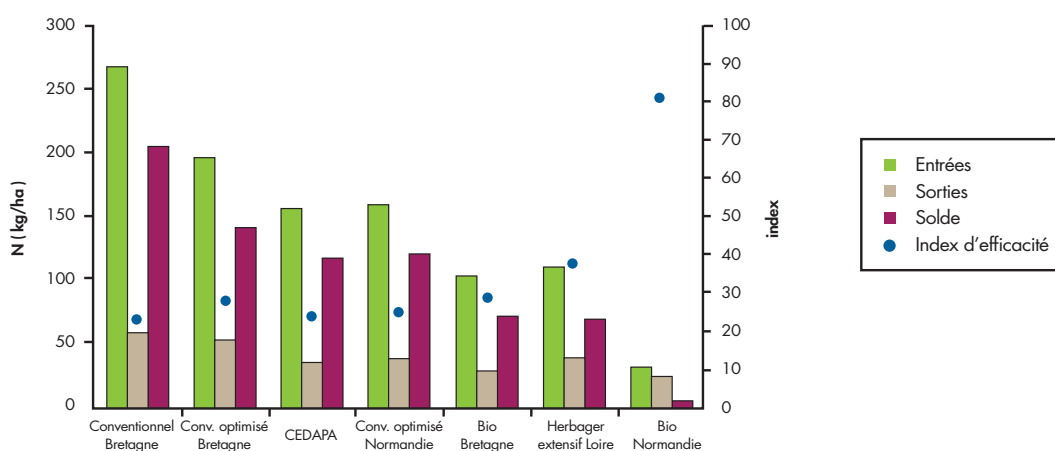
Régions Green Dairy	TROUPEAU			SURFACES			EXCÉDENT DE BILAN	
	Nbre de VL	Lait (l/VL)	Concentré (kg / VL)	SAU (ha)	Herbe/Mais/Culture (%)	Chargement UGB/ha SAU	Kg N/ha	KgP/ha
Irlande Sud Ouest	82	5700	500	60	100/0/0	2	240	18
Ecosse Sud Ouest	162	7500	200	171	94/0/6	1.4	134	40
Angleter. Sud Ouest	156	6700	1500	97	85/5/10	2.2	266	35
Bretagne	45	6700	1500	56	55/25/20	1.4	117	36
Pays de Loire	56	7000	1500	80	50/25/25	1.3	93	21
Sud Aquitain	47	7600	1800	70	20/30/50	1.2	155	50
Pays Basque	99	9200	3900	60	88/12/0	2.6	267	84
Galice	71	8500	3700	33	60/40	3	349	163
Portugal Nord Ouest	86	8200	3200	22	0/100/0	5.9	502	116

**F3-6 - RELATION ENTRE L'EXCÉDENT DE BILAN N DES EXPLOITATIONS LAITIÈRES ET LES QUANTITÉS D'AZOTE ENTRANT PAR LES ENGRAIS ET LES CONCENTRÉS**  
(d'après Pflimlin A. et al, 2006)



**Les systèmes « autonomes et économes ».** Le degré d'autonomie azotée de l'exploitation traduit l'économie en intrants azotés extérieurs et le recyclage de l'azote à l'intérieur du système de production. Plusieurs groupes de développement agricole ont cherché à promouvoir des systèmes laitiers « autonomes et économes » basés sur des prairies de graminées-légumineuses et un chargement animal relativement faible. Le Cedapa (Centre d'étude pour un développement agricole plus autonome) en Côtes d'Armor fut notamment pionnier dans les années 1980. Ces initiatives sont observées et étudiées, depuis les années 1990, dans le cadre de programmes de R&D et par le suivi de différents groupes. Le Réseau agriculture durable (RAD) qui fédère nombre de ces groupes est aussi un des acteurs produisant des références. La grande majorité des exploitations est quasi-autonome en fourrages mais pas en aliments concentrés. L'autonomie protéique totale n'est atteinte que dans un nombre limité d'élevages (à peine 3%) grâce aux cultures de légumineuses à graines. A titre d'illustration, l'analyse des bilans apparents calculés dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'ouest de la France (Figure 3.7) montre des variations de 1 à 3 entre régions pour un même mode de production, ou pour une même région entre modes de productions. L'optimisation des pratiques à l'intérieur d'un mode de production offrirait donc une marge d'amélioration de près de 30%, gagnée essentiellement sur la réduction des entrées d'azote. L'effet régional joue sans doute aussi sur des paramètres tels la fertilité des sols et le contexte climatique (contexte plus favorable globalement aux prairies en Basse-Normandie qu'en Bretagne ou en Pays de la Loire).

**F3-7 - BILANS APPARENTS ET INDEX D'EFFICACITÉ D'UTILISATION DE L'AZOTE**  
calculés dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'ouest de la France  
(adapté de Vertès et al., 2002)



La question du revenu des éleveurs ayant des systèmes de production à bas intrants est souvent posée. Plusieurs travaux mentionnent aussi que le revenu de l'exploitant n'est pas une fonction directe du niveau d'intensification de la production (intensification à la surface ou à l'animal). Le résultat économique par unité de surface reste toujours favorable aux exploitations intensives mais le revenu disponible pour l'éleveur varie peu et est même souvent plus élevé dans les systèmes moins intensifs, bien maîtrisés. Mais surtout, la marge brute à l'unité d'énergie totale consommée est supérieure (de l'ordre de 35%) pour les systèmes économes en ressources achetées, ce qui les rend plus résilient en cas de forte augmentation du coût de l'énergie.

**La production en agriculture biologique (AB)** est encadrée par un cahier des charges public (CE n°834/2007). La moindre utilisation d'intrants (aliments du bétail) et la non-utilisation d'engrais minéraux limitent les pertes d'azote et permettent d'atteindre des indices d'efficacité et de conversion de l'azote nettement plus élevés que les autres exploitations d'élevage et d'atteindre de forts niveaux d'autonomie. Les travaux sur la question viennent principalement d'auteurs d'Europe du Nord, mais une comparaison de systèmes d'élevage bovin français conventionnels et biologiques portant sur 90 exploitations vient d'être réalisée (Casdar CedABio).

Un travail de modélisation déjà ancien avait conclu que la conversion d'un élevage porcin à l'AB n'entraînait pas une baisse notable des pertes d'azote, compte tenu de l'efficacité en général élevée à l'échelle des animaux (section 3.1.1). En revanche tous les auteurs, qu'ils aient travaillé en ferme expérimentale, par modélisation ou en réseau de fermes commerciales, concluent à des bilans azotés d'exploitation systématiquement plus faibles dans les élevages laitiers AB comparés aux conventionnels, ainsi qu'une meilleure efficacité de l'azote. La conversion à la production laitière biologique pourrait alors réduire significativement les pertes d'azote par unité de surface. Une telle perspective a été modélisée à l'échelle du Danemark. Elle aboutissait à une réduction de 24% de l'excédent total d'azote mais également à une baisse de la production laitière totale ou à l'augmentation de la surface consacrée à la production laitière. Si ces exploitations restaient en système conventionnel (utilisation d'engrais minéraux) mais en abaissant le chargement animal au niveau de celui de l'agriculture biologique, le surplus azoté ne baisserait que de 15%.

D'autres travaux concernant les exploitations de bovins viande en AB des zones herbagères du Massif Central, concluent qu'elles ne rejettent pas de nitrate, voire sont en déficit azoté si l'on ne compte pas la fixation symbiotique par les légumineuses. Une revue de la littérature complétée par des enquêtes dans 18 pays européens montre, elle aussi, que l'AB contrôle mieux la lixiviation du nitrate (jusque -50 %) que les systèmes conventionnels. Ce risque est minimisé par la rota-

tion des cultures évitant les sols nus et maximisant la valorisation de l'azote issu de la culture précédente, les légumineuses et l'absence de pesticides qui favoriseraient la vie microbienne du sol.

Ces conclusions consensuelles sur l'azote corroborent d'autres impacts positifs de l'agriculture biologique quant aux risques de pertes de phosphore, au maintien de la biodiversité, à l'eutrophisation, à la qualité des sols ou à la consommation d'énergie non renouvelable. Comme pour les systèmes conventionnels à bas intrants, le bilan des gaz à effet de serre des systèmes en agriculture biologique est plus discutable : il est plus élevé par unité de produit, mais plus faible par hectare. Et enfin, l'agriculture biologique met sur le marché des produits sous signe officiel de qualité, créant une plus-value économique.

### **3.5. La gestion des flux d'azote à l'échelle territoriale**

#### **3.5.1. Transfert d'azote entre exploitations**

Les exploitations spécialisées ne disposent souvent pas d'une surface suffisante pour gérer leurs effluents mais ces effluents pourraient être valorisés comme engrais par d'autres exploitations. De même, nous avons vu que l'introduction de luzerne dans des exploitations de granivores ou céréalières avait des intérêts agronomiques et environnementaux mais cette luzerne n'est pas utilisée en interne à ces exploitations. Ces quelques exemples montrent l'intérêt qu'il peut y avoir à changer d'échelle de raisonnement en intégrant plusieurs exploitations.

Très peu d'études dans la littérature ont été consacrées aux échanges d'effluents entre des exploitations porcines et d'autres exploitations. L'une d'entre elles a testé l'hypothèse du transfert des effluents en excès des exploitations porcines françaises dans des exploitations déficitaires situées à moins de 10 km, ce qui s'avère intéressant sans être toutefois suffisant dans les communes qui présentent les plus fortes densités d'élevages, en particulier dans le Grand Ouest de la France. Des approches plus fines ont étudié l'intérêt de plans d'épandage collectifs associant producteurs de porcs et de céréales. Le traitement aérobie et le transfert d'effluents entre exploitations ont aussi été comparés par la méthode d'Analyse du cycle de vie (ACV). Tous les indicateurs environnementaux considérés sont meilleurs pour le transfert entre exploitations que pour le traitement avec toutefois des limites pour le transfert quant à sa réalisation dans de « bonnes » conditions (pas de problèmes logistiques, année pas trop humide, main d'œuvre non-limitée...). Une autre question est de savoir à quelle échelle géographique assurer ce recyclage et comment envisager sa mise en place alors que de rares études de cas soulignent les difficultés de combiner les équipements, les assolements, les états des sols et les conditions climatiques, et les réticences des riverains face au transport et à la relocalisation d'effluents. La question de la désodorisation (compost, traitements industriels...) des effluents est également importante à considérer dans ce contexte. Des innovations techniques visent à lever ces freins.

#### **3.5.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts**

La question de la qualité des eaux nécessite parfois d'engager des actions de grande ampleur impliquant localement des évolutions très fortes des modes de production pour la grande majorité des exploitations.

**Projets visant la protection des aires de captages d'eau potable.** La littérature comporte quelques exemples de projets territoriaux dictés par une volonté de maîtrise ou de reconquête de la qualité des eaux et souvent associés à des enjeux de potabilité dans les zones de captage alimentant de grandes villes. De tels projets n'ont évidemment pas valeur de généralisation mais ils illustrent ce qu'il serait possible de réaliser localement lorsque la qualité de l'eau est considérée comme une priorité. Ces projets sont portés par des acteurs privés de l'eau (Société des eaux minérales de Vittel et Nestlé-Waters par exemple) ou des collectivités (villes de Munich, Lons le Saunier, la Rochelle...). Les eaux d'alimentation de la ville de Munich sont ainsi passées de 14 mg NO<sub>3</sub> /L de nitrate à 8 mg NO<sub>3</sub> /L (-43%) de 1991 à 2006 par la promotion de l'agriculture biologique dans l'aire de captage. Près de la moitié de la surface du principal bassin d'alimentation (6 000 ha) est couverte en forêt gérée « durablement », 75% de la surface agricole restante est en AB et 93% de la SAU en prairies.

Une autre initiative a été développée par la ville d'Augsbourg (Allemagne) sur 350 000 ha. Une communication non publiée avance que la teneur en nitrate est passée de 35 mg NO<sub>3</sub>/L en 1990 à moins de 10 NO<sub>3</sub> mg/L. La ville a d'abord acheté du foncier (1100 ha : 50% en forêt, 50% en agricole) et a proposé des contraintes par zonage concentriques : la zone « rouge », la plus proche d'Augsbourg a été placée en bail environnemental très strict ; la zone « jaune » sous contrat avec aide financière, en contrepartie de plafonds de fertilisation azotée et d'une obligation de résultats sur la teneur en azote minéral dans les sols après récolte des cultures de blé et d'orge.

Dans l'expérience de Vittel, en France, l'entreprise de production d'eau minérale Vittel-Nestlé n'a pas non plus opté pour un cahier des charges en AB, tout en encourageant les éleveurs volontaires à se convertir. La relation contractuelle limite le chargement animal, prévoit le compostage des effluents, limite les apports d'engrais industriels et exclut l'utilisation de produits phytosanitaires. Par ailleurs, le service de conseil agronomique de Vittel assure un suivi rapproché des interventions agricoles (pour éviter par exemple le retournement d'un nombre trop important de prairies une même année).

Enfin, en 2010, un travail de modélisation a étudié un scénario d'application systématique de l'AB dans les exploitations des bassins de la Seine, de la Somme et de l'Escaut, avec comme contrainte supplémentaire que le bétail était nourri avec des fourrages produits régionalement. Ce scénario conduisait à augmenter la densité animale dans le bassin de la Seine et à le diminuer dans celui de l'Escaut. L'équilibre des bilans azotés serait atteint au prix d'une baisse de la production

agricole globale. Les teneurs en nitrate baisseraient dans la majorité du réseau hydrographique en dessous de 10 mgNO<sub>3</sub>-/L dans la meilleure hypothèse, alors que des scénarios plus conventionnels (adoption de bonnes pratiques agricoles) ne permettraient pas de restaurer la qualité des eaux.

**Projet pilote contre les marées vertes.** La baie de la Lieue de Grève (Côtes d'Armor) est un lieu d'échouage d'algues vertes depuis 1970. Le bassin versant est dominé par l'élevage de bovins-lait et viande, une production de céréales réduite et un faible nombre d'élevages hors sol. Dans le cadre des programmes d'action « Pro-Littoral » en cours, les agriculteurs du bassin versant ont amélioré leurs pratiques agricoles permettant d'abaisser la teneur en nitrate des cours d'eau alimentant la baie à environ 25-30 mg NO<sub>3</sub>-/L. Cette teneur, très inférieure à la norme de potabilité, reste cependant trop élevée pour abaisser le tonnage d'algues échouées. L'objectif du projet pilote (inclus dans le programme ANR Systerra-Acassya) est de descendre en dessous de 15 mg NO<sub>3</sub>-/L à l'exutoire du bassin.

Le diagnostic initial et les travaux du groupe pluri-partenaire associant chercheurs, chambres d'agriculture et collectivité territoriale ont conduit à préconiser un chargement maximum de 1,4 UGB/ha d'herbe, un plafond d'intrants azotés totaux de 100 kg N / ha de SAU, la couverture hivernale des sols, moins de 5% de la surface en herbe retournés par an, et l'absence de parcelles qualifiées de « parking ».

Les premières simulations réalisées sur un cas-type d'exploitation du Trégor, montrent l'efficacité environnementale d'un tel cahier des charges sans effet négatif sur le revenu, malgré une baisse de la production.

### 3.5.3. Epuration par les milieux

Hors champ agricole, l'utilisation de « zones tampons » est une solution largement documentée et testée pour capter les émissions d'azote diffuses ou ponctuelles. Elle met en jeu des aspects différents selon que l'on s'intéresse aux émissions vers l'atmosphère ou vers l'hydrosphère et aux émissions ponctuelles ou diffuses.

**Les pollutions ponctuelles.** Dans le cas de pollutions ponctuelles, l'objectif est de capter les émissions proches de la source donc, par définition, concentrées. Pour l'ammoniac émis par les installations d'élevage, ces dispositifs peuvent consister en des bandes boisées, capables d'intercepter des quantités significatives d'ammoniac et de diminuer les niveaux d'exposition des écosystèmes situés en aval. Une fois capté, l'azote est pour partie utilisé par le feuillage, pour partie lessivé et infiltré dans le sol. Ponctuellement, cela se traduit par un fort apport en azote au sol, pouvant entraîner des émissions secondaires de nitrate vers l'eau et de N<sub>2</sub>O vers l'air. Ce type de dispositif a cependant l'avantage de rendre d'autres services (régulation thermique, brise vent, amélioration esthétique et olfactive des abords de l'élevage).

Des installations industrielles ou domestiques, sous forme de « zones humides construites » s'apparentant aux systèmes de lagunage, ont pour objectif soit de favoriser la captation de l'azote par une végétation hydrophile productive, soit de nitrifier puis dénitrifier l'azote reçu. Ces dispositifs sont réputés efficaces en termes d'amélioration de la qualité des eaux. Certaines interrogations sont parfois soulevées sur les émissions de N<sub>2</sub>O, voire de matière organique dissoute. Les dispositifs expérimentaux montrent souvent peu de pertes indésirables, mais des doutes subsistent sur les performances à long terme en conditions réelles. Enfin, ces dispositifs sont onéreux.

**Le « traitement » des émissions diffuses dans l'eau.** Le principe est d'utiliser le phénomène naturel d'accumulation d'eau dans les parties basses du paysage pour favoriser la recapture par la végétation du nitrate et surtout sa dénitrification, supposant éventuellement une adaptation de l'usage des sols. De ce principe découlent les conditions et les limites de cette mesure. Elle implique qu'une partie significative des flux hydriques alimentant les cours d'eau transite latéralement dans les sols de bas de versant, ce qui sous-entend des sols relativement perméables en surface et très peu perméables en profondeur. Par ailleurs, il y a contradiction entre la nécessité d'avoir des flux importants pour que le « traitement » soit significatif et la nécessité d'avoir des temps de résidence suffisants pour permettre l'épuration de l'eau durant le transit. En climat océanique particulièrement, les flux hydriques maximaux interviennent en hiver, quand l'activité biologique est minimale. Il en résulte une très grande variabilité de l'efficacité épuratrice des zones humides à l'échelle du paysage, et une très grande difficulté de la quantifier et de la prédire. Localement, des efficacités supérieures à 80% des flux entrants peuvent être observées. À l'échelle du paysage, les estimations vont d'environ 10% à plus de 50% du surplus azoté dénitrifié. L'intervention sur les fonds de vallées présente l'avantage que, du fait du renouvellement des eaux, ces actions sont plus efficaces que lorsqu'elles sont réparties sur l'ensemble du territoire. Là encore, les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O et de matière organique dissoute sont inconnues. De plus, cette utilisation des zones humides à des fins épuratoires peut être contradictoire avec d'autres services écosystémiques tels que le maintien de la biodiversité (les zones recevant de forts apports de nutriments ayant une flore et une faune banales) ou le stockage de carbone (l'apport de nitrate pouvant contribuer à stimuler la minéralisation de l'humus). Enfin, cette solution cible les eaux superficielles et n'a donc aucune incidence sur la qualité des eaux souterraines.

## 3.6. Conclusion

Le tableau 3.7 rappelle que l'efficacité à l'échelle de l'animal n'est pas représentative de celle du système de production au niveau duquel le chargement a un rôle déterminant sur les pertes azotées. L'animal découple en grande partie les cycles de carbone et d'azote car l'urine est très riche en formes d'azote non protéiques et labiles, alors que la production végétale tend à recoupler ces cycles. L'efficacité de l'azote est en général plus élevée au niveau de l'exploitation qu'à celle de l'animal du fait des recyclages possibles entre les différents ateliers du système (animal, effluents, systèmes de culture et fourrager), tout particulièrement dans le cas des ruminants. L'alimentation des animaux, la gestion des effluents, la fertilisation et la gestion des rotations constituent les principales voies pour mieux gérer l'azote au niveau de l'exploitation,

la gestion des effluents apparaissant comme le poste où les marges de progrès sont les plus grandes, notamment pour l'ammoniac. L'important recyclage de l'azote par les prairies fait du pâturage une alternative efficace pour gérer l'azote en élevage d'herbivores. À l'échelle supérieure du territoire, il est plus adapté de parler de capacité d'épuration du milieu que d'efficacité *per se*. Les haies et une gestion adaptée des bas-fonds et zones humides permettent de re-capter l'ammoniac émis par les exploitations et de dénitrifier l'azote sous forme de N<sub>2</sub>. C'est aussi à ce niveau que peuvent se dégager de nouveaux degrés de liberté par échanges entre exploitations mais c'est aussi à ce niveau que pèsent les logiques de filières, notamment du fait de leur concentration. Au final, l'emboîtement des différentes échelles spatiales et temporelles invite à consolider la cohérence de la gestion de l'azote entre échelles, aussi bien à l'intérieur de l'exploitation qu'en lien avec le territoire amont et aval. Si beaucoup de connaissances sont aujourd'hui disponibles sur l'animal, elles sont plus lacunaires au niveau de l'exploitation et surtout de la gestion des effluents où des incertitudes fortes demeurent. Les connaissances sont aussi encore peu explicatives au niveau des territoires.

### T3-7 - SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LA MAÎTRISE DES FLUX D'AZOTE DANS LES SYSTÈMES DE PRODUCTION ANIMALE

Echelle	Efficience	Grands facteurs de variation	Etat des connaissances
Animal <i>découple C et N</i>	< 10 à 40% poulet : > porc = oeufs > lait > bovins viande	Niveau de production alimentation	++ (données Corpen, modèles biologiques)
Gestion des effluents	Très variable 25 à 80% de pertes dont NH <sub>3</sub> = 25 à 55%	Pertes en bâtiment > pâturage Bâtiment > épandage > stockage	+ Incertitude sur les facteurs d'émissions
Exploitation agricole <i>recouplage C/N</i>	45% (> animal)	Niveau intrants N, chargement Variabilité inter et intra système de production. Utilisation de la prairie (% SAU et durée d'implantation), légumineuses, des rotations et des CIPAN	+/- Nombreuses données mais méthodes d'évaluation doivent progresser
Milieux et territoires	Capacité d'épuration Élimination de N par dénitrification (N <sub>2</sub> ) et piégeage dans la biomasse pérenne et dans les sols : 20 à 80%	Concentration des élevages Complémentarités entre exploitations Aménagements paysagers (haies, zones humides) Répartition SAU/espaces non cultivés	+/- Rôle connu des structures paysagères mais quantification et prédiction très incertaines

## Chapitre 4

### OUTILS D'ÉVALUATION ET DE RÉGULATION DE LA PRESSION AZOTÉE ISSUE DES ÉLEVAGES

La montée des préoccupations relatives à la protection de l'environnement a suscité un besoin à la fois de diagnostic et de suivi de l'état des milieux, et notamment des effets négatifs de certaines pratiques, et l'intérêt d'évaluer l'efficacité de solutions innovantes. Différents outils tels que les « indicateurs » ou des modèles plus ou moins mécanistes ont été élaborés pour dépasser les difficultés que pose la mesure directe des effets négatifs ou positifs. Ces outils ont souvent dépassé le statut d'instruments d'évaluation pour devenir un moyen de conceptualiser les problèmes ou les solutions, et sont ainsi devenus un domaine de recherche à part entière. Par ailleurs, la question des indicateurs est centrale dans la mise en œuvre des politiques environnementales visant à réduire les impacts liés aux pratiques agricoles. Ce chapitre aborde dans un premier temps la question des outils d'évaluation pour fournir un panorama des possibilités et types d'indicateurs disponibles, puis des moyens réglementaires ou économiques mis en place pour limiter les situations à risque et orienter les élevages vers des pratiques plus favorables à l'environnement.

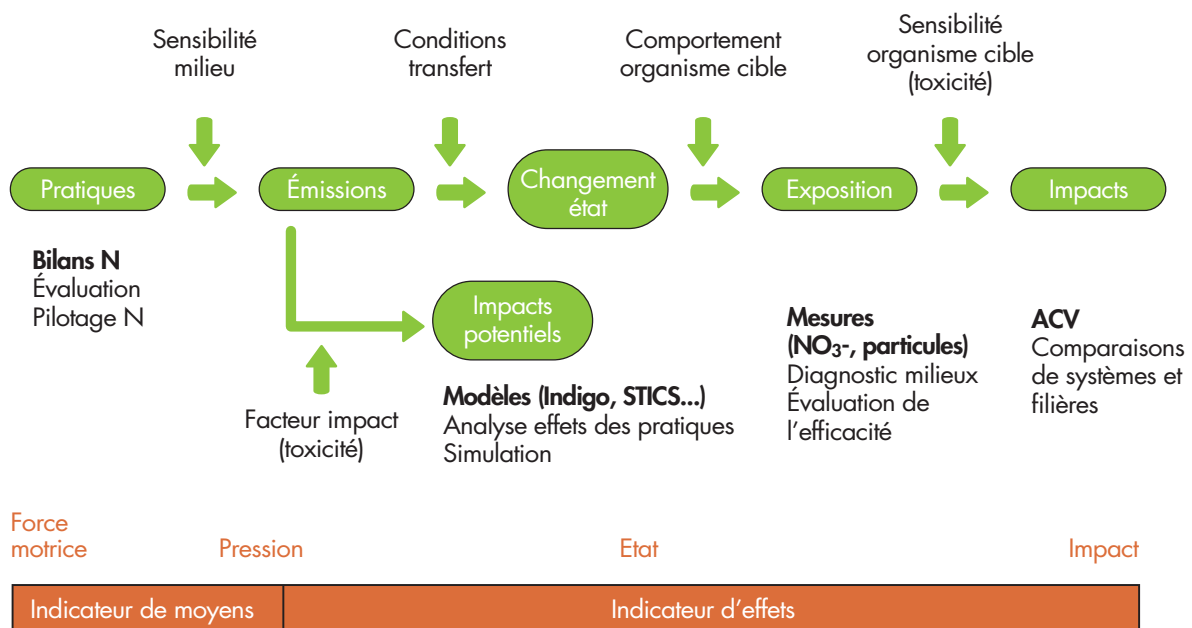
#### 4.1. Un nombre croissant d'indicateurs depuis 20 ans

La question des indicateurs a émergé dans les années 1990, associée au débat sur la durabilité du développement, avec la mise en évidence d'effets collatéraux ou secondaires des politiques de croissance. La montée en puissance de ce concept a conduit à une « explosion d'indicateurs », avec de nombreuses initiatives issues de groupes de travail d'acteurs intervenant dans le dossier, et un nombre croissant issus de la recherche. Cependant derrière le terme « indicateurs », on retrouve en fait une grande variabilité de types, par leur construction, la nature de l'information utilisée et leur mode d'acquisition, la qualité de l'information fournie et leur domaine de validité.

##### 4.1.1. Les types d'indicateurs

Plusieurs typologies dont celles de l'OCDE pression/état/réponse ou de l'Agence Européenne de l'Environnement, force-motrice/pression/état/impact/réponse (DPSIR pour Drivers-Pressure-State\_Impact-Response) ont été inspirées de la chaîne causale reliant pratiques → émissions → changement d'état du milieu → impacts (figure 4.1), même si tous les auteurs ne s'accordent pas sur cette définition et sur ces étapes de la chaîne relationnelle. Ainsi le terme de pression associée aux causes porte selon les auteurs sur les pratiques agricoles ou les émissions qui en découlent, alors que le terme d'impact caractérise tantôt les émissions, tantôt les impacts avérés en termes de modification du milieu récepteur (prolifération ou disparition d'espèces par exemple). Pour d'autres, les émissions sont le premier maillon des « effets » à différencier des « moyens » ou « pratiques ». De même, l'état peut avoir une définition très large, regroupant les états du milieu comme les impacts, i.e. les effets finaux sur des organismes cibles.

**F4-1 - POSITIONNEMENT DE DIFFÉRENTES TYPOLOGIES D'INDICATEURS**  
(EEA 2005, Smeets and Weterings 1999, van der Werf and Petit 2002)  
par rapport à la chaîne causale inspirée de Bockstaller (Bockstaller et al. 2008)





Pour éviter les imprécisions évoquées ci-dessus, il est proposé de distinguer, selon leur position dans la chaîne causale, des indicateurs de pratiques agricoles, d'émissions, de changement d'état et d'impacts. Par ailleurs, les indicateurs peuvent aussi être classés selon les grandeurs à partir desquelles ils sont construits. On distingue alors :

- des **indicateurs simples**, basés sur des variables causales ou des combinaisons simples, faciles à mettre en œuvre à large échelle mais peu précis sur des situations individuelles,

- des **indicateurs de type prédictif**, utilisant des sorties de modèles de simulation ou des modèles simplifiés plus opérationnels, permettant de relier des variables causales à un effet plus ou moins explicite. Ils sont plus fidèles aux processus réels et permettent des évaluations a priori.

- des **indicateurs reposant sur des mesures** de terrain qui s'ils approchent normalement le mieux une réalité existante, ne donnent pas d'indications sur les processus sous-jacents et ne permettent pas d'évaluation a priori.

Le choix de tel ou tel type d'indicateur dépend à la fois des motivations et des finalités de l'évaluation, des utilisateurs et bénéficiaires, du système étudié, des données disponibles et des moyens alloués.

Il est aussi à noter que les systèmes d'élevage sont des systèmes ouverts qui présentent ainsi à la fois une composante « pollution ponctuelle » (bien plus développée que dans les exploitations sans animaux) liée aux émissions en bâtiments et au stockage des effluents organiques, et une composante « pollution diffuse » qui concerne notamment les surfaces utilisées.

#### 4.1.2. Indicateurs simples de pratiques

Des indicateurs fondés sur les quantités d'intrants (aliments consommés, azote épandu, surface fertilisée), sur les pratiques au champ (modalité d'épandage, écart à la dose conseillée, degré de couverture des sols) ou reposant sur la gestion des animaux (taille des cheptels, chargement à l'hectare, nombre de jours de présence au pâturage) ou encore liés aux caractéristiques de l'exploitation (capacité de stockage d'effluents rapportée au potentiel d'épandage, ...) permettent une première appréciation des pratiques agricoles. Ces indicateurs simples de pratiques sont certainement les plus faciles à renseigner à grande échelle et sont indispensables dans l'évaluation des changements de pratiques. Mais ils présentent l'inconvénient majeur, pris individuellement, d'être de très faibles prédicteurs des émissions et des pertes azotées. Pour pallier ce défaut, il est généralement conseillé d'en utiliser plusieurs, mais cela pose la question de la synthèse et l'agrégation de l'information qui en résulte.

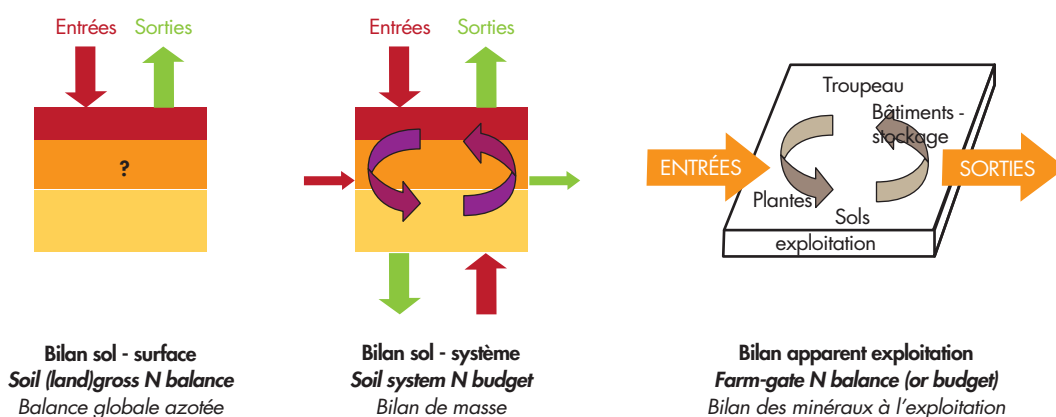
Faciles à mettre en place, ces indicateurs sont utilisés dans le cadre de politiques publiques, reliant les aspects évalués à des enjeux financiers directs. Cependant leur opérationnalité, et donc leur pertinence, bute sur le fait que la connaissance des pratiques d'élevage reste peu disponible en France et sur l'absence de « observatoires de pratiques » ou de bases de données informatiques nationales comme aux Pays-Bas par exemple.

#### 4.1.3. Cas particulier des bilans azotés

Cette famille d'indicateurs est la plus couramment utilisée pour évaluer la gestion de l'azote. Les indicateurs de bilan reposent sur le calcul d'un solde :  $N \text{ entré (-) } N \text{ sorti} = \text{variation de stock (ou solde) } N$ . D'abord utilisés pour gérer la fertilisation des cultures, ils servent aujourd'hui souvent à quantifier les excédents et les risques de pollutions. On identifie couramment trois principaux types de bilans : le bilan sol-surface, le bilan sol-système et le bilan apparent à l'exploitation (figure 4.2).

#### F4-2 - BILANS AZOTÉS : DIFFÉRENCES CONCEPTUELLES DANS LES FRONTIÈRES ET LES FLUX DE NUTRIMENTS

entre bilan apparent à l'exploitation, bilan sol-surface et bilan sol-système  
d'après (Oenema, Kros et al. 2003) et exemples types couramment utilisés en France



**Le bilan sol-surface** (ou sol-culture ou sol-végétation) calcule un solde entre les apports d'azote sur les surfaces incluant les engrais organiques ou de synthèse et les exports par les cultures récoltées ou pâturées. Ce solde correspond aux pertes d'azote vers l'eau, aux pertes gazeuses liées à l'épandage (celles au bâtiment et dues au stockage sont déduites des effluents produits pour calculer les quantités d'azote épandues), ainsi qu'aux différences de stock d'azote du sol (Figure 4.3). Un tel bilan permet d'estimer la charge nette d'azote par hectare de sol, qu'il soit agricole ou non. Les surfaces considérées peuvent correspondre aux hectares de la surface d'épandage (c'est le cas au Danemark et aux Pays-Bas). En France, le bilan sol-surface appliqué à l'échelle de l'exploitation est « **la balance globale azotée** » (BGA) qui est une version actualisée du « solde Corpen » datant des premières collaborations entre scientifiques et pouvoirs publics, au milieu des années 1980. La BGA est le bilan utilisé depuis le PMPOA.

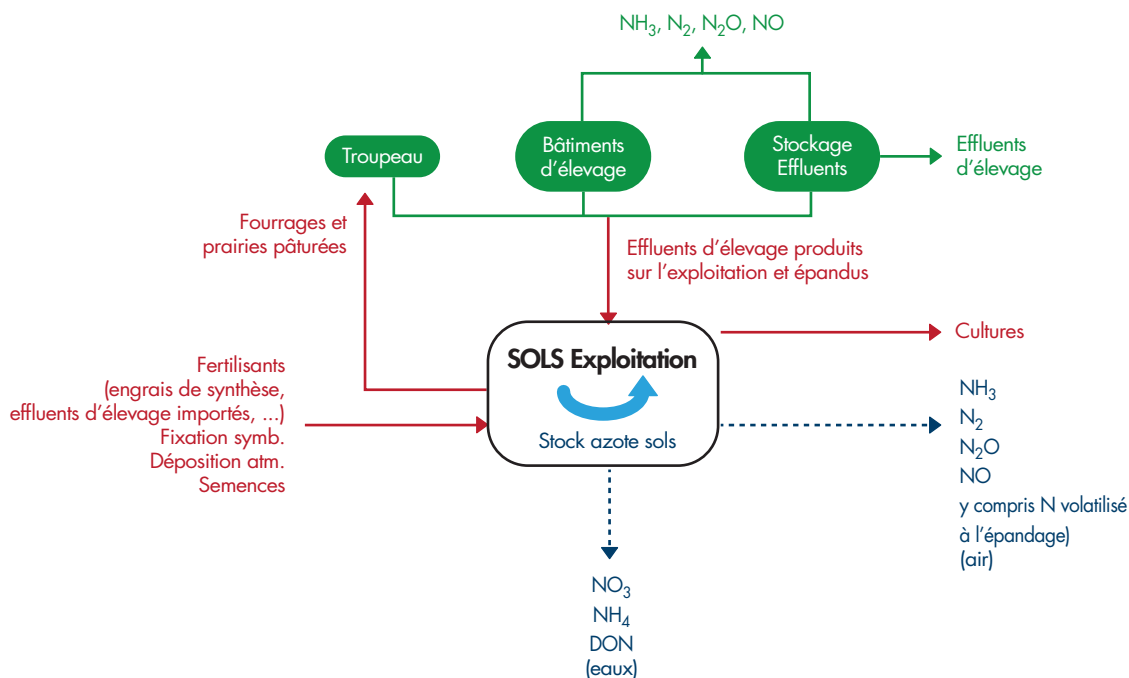
Ce bilan concerne une partie de l'exploitation d'élevage, mais n'intègre pas toutes les sources d'entrées et de pertes. Le calcul repose principalement sur les informations inscrites dans le cahier ou plan d'épandage : les données relatives aux animaux n'y sont pas obligatoirement renseignées sauf dans les zones en contentieux (bassins à marées vertes par exemple). Le bilan est calculé avec des valeurs mesurées et des valeurs forfaitaires. Ainsi, 1) les quantités d'azote organique apportées sur les surfaces correspondent à des valeurs forfaitaires d'excrétion par les animaux et de volatilisation ; elles sont donc peu sensibles à des variations de pratiques d'élevage ; 2) pour les ruminants, les quantités d'herbe valorisées au pâturage sont estimées d'une manière forfaitaire (quantité d'herbe valorisée au pâturage = besoins du troupeau (5,1 t de MS/UGB) – consommation de fourrages stockés) ce qui assure un minimum de cohérence entre les besoins des troupeaux et le bilan fourrager mais reste très global et n'inclut pas la consommation d'aliments concentrés ni les pertes lors de la conservation des fourrages. Enfin, les rendements fourragers ne peuvent pas être évalués précisément. Ils sont également difficilement vérifiables ce qui rend délicat le contrôle du respect des bonnes pratiques de fertilisation minérale. Pour la littérature, la fiabilité des données pourrait être améliorée grâce aux progrès en matière de télédétection et/ou par la mutualisation des références locales (essais variétaux, fermes pilotes, réseaux de parcelles et d'exploitations dans les bassins versants sensibles...).

#### F4-3 - REPRÉSENTATION DE SOLDE AZOTE SUR LE SYSTÈME «SOLS DE L'EXPLOITATION»

Les flux entrants et sortants calculés figurent en trait rouge, les flux et différences de stock non estimés et intégrés au résultat du solde figurent en trait pointillé bleu, la partie verte est représentée pour mémoire car servant au calcul de la quantité d'azote épandue issue des effluents d'élevage

(solde N =  $\Delta$ flux rouges - stock bleu -  $\Delta$ flux bleus)

(d'après groupe Directive Nitrates MAAPRAT 04.2011)



**Le bilan « sol-système »** prend en compte tous les flux d'azote externes du bilan précédent, auxquels sont ajoutés les flux d'azote issus des transformations de la matière organique et de l'azote dans le sol ainsi que les flux internes (effluents d'élevage notamment). Un exemple typique est le bilan de masse à la parcelle, qui met la fertilisation azotée au cœur du raisonnement des enjeux liés à la culture.

**Le bilan apparent à l'exploitation**, aussi appelé « bilan des minéraux » considère l'exploitation comme une boîte noire et comptabilise toutes les entrées (achats d'engrais, aliments du bétail, effluents importés...) et les sorties (produits de vente, effluents). Les calculs peuvent concerner l'azote mais aussi le phosphore et la potasse (CORPEN 2006).

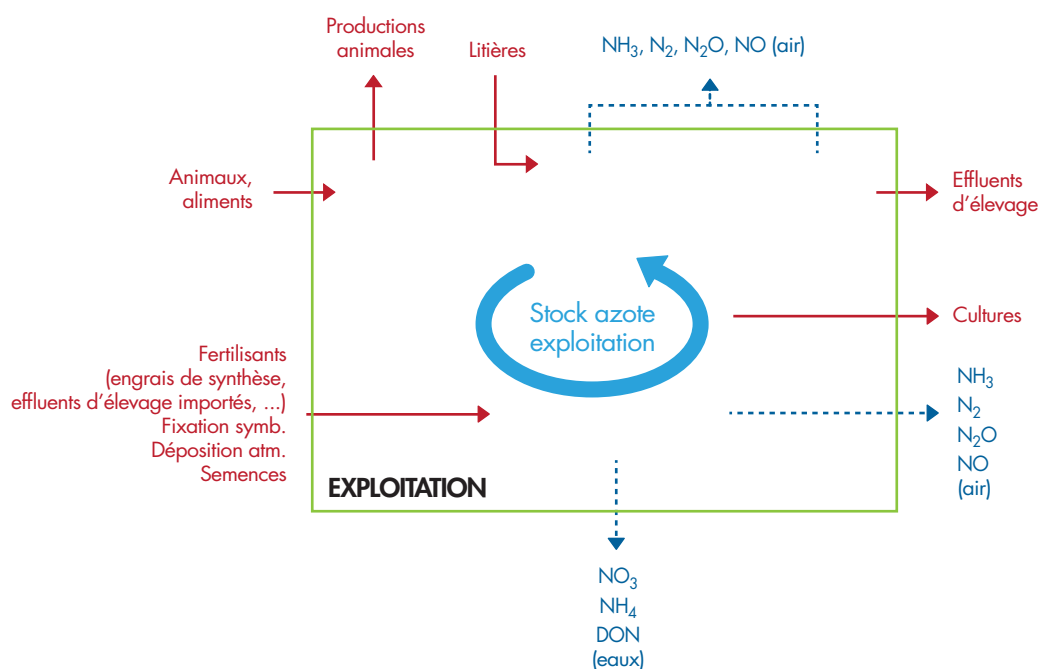
Ce bilan détaille et hiérarchise tous les postes contributifs pour estimer une pression globale d'azote sur l'environnement de l'exploitation. Le solde du bilan intègre donc toutes les pertes d'azote par volatilisation (bâtiment, stockage, épandage), par dénitrification liée aux apports de fertilisant ou d'effluents, par lixiviation/ruissellement vers les masses d'eau et la différence de stock d'azote dans les sols, sans toutefois permettre de distinguer ces différentes formes de perte. Ce bilan ne fait aucune hypothèse normative sur les flux internes au système. Il permet donc d'évaluer de façon robuste à l'échelle de l'exploitation toute innovation introduite se traduisant par des changements d'entrées ou sorties d'azote (par exemple réduction des achats d'engrais, d'aliments, augmentation de la production à intrants constant).

Le calcul du bilan apparent est fondé sur les données des livres comptables des exploitants, complétés par des données de composition des produits achetés qui permettent de calculer tous les postes « maîtrisables » des bilans apparents. La cohérence qu'il permet de vérifier entre les effets environnementaux et les résultats économiques lui confère une portée pédagogique, incitant l'éleveur à orienter ses choix pour optimiser l'efficacité d'utilisation des intrants. En intégrant toutes les pertes, l'excès du bilan azoté apparent est logiquement plus élevé que celui de la BGA qui ne considère les flux d'N qu'après les pertes gazeuses en bâtiments et au stockage et n'intègre pas les entrées d'azote par les aliments achetés (voir Figure 4.4).

Parmi les limites, il faut mentionner que ce bilan apparent ne permet pas de prendre en compte la façon dont l'exploitant gère son système : utilisation des prairies, implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrate (CIPAN) ou sols nus en hiver, pailles enfouies ou exportées, gestion des effluents, etc. Il ne permet par ailleurs pas d'évaluation de la conduite des parcelles et de la répartition de l'azote entre elles, certaines pouvant être déficitaires en N tandis que d'autres sont largement excédentaires. L'une des limites à l'utilisation du bilan apparent tient dans la disponibilité des données qui est généralement faible en France, alors qu'elle est plus large dans d'autres pays où les éleveurs sont demandeurs de tels calculs pour améliorer leurs pratiques, voire leur efficacité économique, et enregistrent régulièrement toutes les données nécessaires.

#### F4-4 - EXEMPLE DE SOLDE AZOTE À L'ÉCHELLE DE L'EXPLOITATION

Les flux entrants et sortants calculés figurent en trait plein rouge,  
 les flux et différences de stock non estimés figurent en trait pointillé bleu  
 Solde N = flux rouge = somme des flux bleu  
 (d'après groupe technique Directive Nitrates 04.2011)



Selon les publications, les entrées liées aux dépôts atmosphériques et à la fixation symbiotique des légumineuses sont, ou non, prises en compte ce qui crée des différences dans les valeurs absolues des bilans et peut conduire à sous-estimer les pertes car une fois entré dans le système, cet azote est susceptible de contribuer aux impacts au même titre que les autres sources d'azote.

Il faut noter que l'évaluation de la fixation symbiotique fait appel à des hypothèses souvent difficiles à renseigner sur les biomasses de légumineuses produites (en particulier pour les légumineuses prairiales). La BGA ne présente pas cet inconvénient, faisant l'hypothèse simplificatrice que l'azote entré par fixation équivaut à l'azote exporté par les légumineuses : la fixation n'est donc comptée ni comme entrée, ni comme sortie.

### Validité et qualité prédictive des bilans vis-à-vis des pollutions

Si tous les bilans quantifient une pression azotée sur le milieu, on peut cependant se poser la question de la pertinence de cet indicateur « surplus d'azote » (ou solde ou excédent du bilan) pour évaluer les risques de pollution par l'azote. S'il existe une liaison générale positive entre l'excédent de bilan et les émissions polluantes, ce n'est pas une relation simple et étroite. En effet, cette relation est forte pour des bilans à forts excédents (+ 200 kg N/ha). En revanche, la relation est plus ténue pour les valeurs rencontrées dans les systèmes peu fertilisés (< 50 kg N/ha, e.g. dans les opérations Agri-Mieux qui ont remplacé les opérations Ferti-Mieux dans le bassin Rhin-Meuse). Et dans tous les cas, un bilan à l'équilibre voire négatif ne signifie pas absence de risque de pertes azotées. Ceci amène de nombreux auteurs à être très réservés sur les qualités prédictives des bilans apparents ou « sol-surface ». Par exemple, la présence de cultures intermédiaires semble un indicateur plus déterminant, dans les situations où l'excédent est modéré, que le surplus de minéraux qui ne reste bien corrélé à la pollution que lorsqu'il est élevé.

#### T4-1 - INDICATIONS ET LIMITES DE 3 TYPES DE BILAN DE MINÉRAUX À L'EXPLOITATION/PARCELLE

(Bilan apparent, bilans Corpen et BGA-Dexel, bilan sol-système)  
(d'après Vertès, Bockstaller et al. 2010)

	Bilan apparent	Bilan Corpen	BGA-DEXEL	Bilan sol-système
Risques pratiques fertilisation	oui/non	oui/non	oui	oui
flux NP(K) globaux exploitation	oui	oui	oui	non
Approche économique	non/oui	non	non	non
Conseils sur choix agriculteur	oui/non*	oui	oui	oui
Conseils sur pratiques	non	oui/non	oui/non**	oui
Contrôle facile	oui	non	oui	oui/non
Références systèmes disponibles	oui	oui	oui	oui***
Quantifier une pression en azote	oui	oui	oui	oui
Prédire des pertes (formes)	Si modèle	oui/non	oui/non	oui/non

\* les calculs des coefficients d'efficacité (sorties / entrées) et de gaspillage (excédent du bilan / sorties « utiles », Simon et al., 2000) permettent à l'utilisateur de caler ses performances par rapport à des références (même type de production et même contexte climatique par exemple).

\*\* l'utilisation réglementaire de l'outil (contrôle) en a fait sous-utiliser les possibilités d'outil de conseil

\*\*\* références cultures disponibles

#### 4.1.4. Indicateurs d'émission, d'état ou d'impact

Les indicateurs d'émission donnent une estimation des pertes d'azote dans un système. Ce dernier peut être une parcelle agricole, des bâtiments d'élevage ou un écosystème. Ces indicateurs reposent sur des mesures de terrain et sur des modélisations plus ou moins complexes.

**Les mesures directes.** Le recours à des indicateurs basés sur des mesures de terrain est certainement un passage obligé pour disposer d'une image relativement fiable des effets de diverses mesures environnementales. Les mesures de reliquats d'azote « entrée hiver » se pratiquent notamment à grande échelle dans certaines régions européennes, comme le Bade-Wurtemberg (Allemagne) et la Wallonie (Belgique). Dans ce dernier cas, elles sont d'ailleurs couplées à un système de taxation en cas de fort dépassement de valeurs de références établies, chaque année, par le législateur en fonction des valeurs moyennes observées au niveau de la région. Des données plus techniques telles que des mesures de teneurs en nitrate effectuées par bougies poreuses ou des concentrations en polluants atmosphériques sont une alternative intéressante mais supposent un investissement financier et un suivi lourds et à long terme. Des suivis de teneur en nitrate à la limite de la zone racinaire des cultures ont été ainsi réalisés par des équipes de recherche durant de nombreuses années (INRA Mirecourt, Laon, etc.) ou plus récemment par des structures de développement (Saône et Loire, Alsace, etc.) pour établir des références concernant différents systèmes de culture. De telles mesures demandent des précautions méthodologiques importantes. Dans tous les cas, ces indicateurs ne permettent pas d'établir des liens de causalité, il faut en complément informer les pratiques agricoles.

**Les facteurs d'émission.** Les facteurs d'émission sont surtout utilisés pour les émissions gazeuses, notamment de NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O. Ils sont en général déterminés à partir de résultats expérimentaux et tiennent donc leur validité du spectre plus ou moins large de conditions dans lesquelles ils ont été établis. De nombreux articles de revue ont été publiés, (guidebook UNECE/TFEIP). Ces facteurs d'émission sont largement utilisés pour évaluer les émissions de polluants atmosphériques (CLRTAP) ou gaz à effet de serre (GIEC) en vue d'estimer les tendances et le respect des plafonds d'émission, mais aussi pour évaluer le potentiel de diverses techniques pour réduire ces émissions, de l'échelle de l'exploitation à celle du pays.

**Les modélisations.** L'intérêt des modèles est de relier les sorties à des variables explicatives dont les pratiques agricoles. Il existe de nombreux outils complexes simulant les processus et les émissions, en général de manière dynamique. Le modèle STICS développé à l'INRA a fait l'objet de différentes applications dont certaines sur de grands bassins (Ex : bassin de la Seine). De même le modèle DNDC a été utilisé par le Centre commun européen de recherche d'Ispra pour faire des évaluations de l'ensemble des pertes vers les eaux et l'atmosphère à l'échelle européenne. Mais leur usage reste très souvent lourd, demandant de nombreuses données spatialisées et un calibrage préalable, les cantonnant à des projets spécifiques. Des approches plus opérationnelles ont aussi été développées : l'indicateur azote de la méthode INDIGO® par exemple est représentative d'une approche « indicateurs classiques ».

Le couplage de bilans et de modèles de flux offre un potentiel d'amélioration, tant sur le volet changement agro-environnemental que pour la prédiction des pertes. Il est déjà intégré dans des projets portant sur les successions culturales et les rotations (Territ'eau et Syst'N pour la France, par exemple). De tels outils pourraient aider au diagnostic et à la décision. Quelques modèles, y compris en France, ambitionnent ces finalités au niveau de l'exploitation agricole. Un autre niveau de couplage s'avère nécessaire avec les évaluations économiques.

**L'analyse de cycle de vie (ACV)** produit des indicateurs d'impacts (eutrophisation, changement climatique, acidification, etc.) à partir d'un inventaire méthodique de toutes les émissions et consommations de ressources tout le long du cycle de production, depuis la fabrication des intrants jusqu'à l'élimination des déchets. Cette méthode qui est issue de l'industrie est de plus en plus appliquée en agriculture. Elle a fait l'objet d'une normalisation et est soutenue par des travaux de toute une communauté scientifique. La démarche d'ACV semble pertinente pour les systèmes d'élevage du fait de l'externalisation de la production d'aliments ou pour la comparaison de systèmes de production très différents ou encore pour l'analyse d'une filière. Cependant elle reste lourde à mettre en œuvre et présente aussi des points en débat. En particulier, les méthodes de quantification des émissions ne sont pas normalisées et peuvent être fondées sur de simples coefficients d'émissions, comme sur des modèles complexes. Dans le cas de la méthode suisse SALCA, les émissions d'azote au champ depuis cultures sont estimées à l'aide d'un modèle proche de l'indicateur « azote » de la méthode INDIGO®.

#### **4.1.5. Quels choix d'indicateurs faire finalement ?**

Compte tenu de la multiplicité des indicateurs existants, il est important que l'utilisateur clarifie ses besoins pour sélectionner le ou les indicateurs les plus adéquats pour répondre à ses besoins en fonction des moyens dont il dispose. Les compartiments évalués, les types de polluants, (NO<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>), l'usage visé, les destinataires de l'information, les échelles de travail (de collecte et de recueil de données) font partie des choix préalables qui orienteront le choix des indicateurs.

Pour le suivi des pratiques agricoles dans le cadre d'une évaluation d'une politique environnementale ou le suivi d'une conformité réglementaire, le recours aux indicateurs de pratiques peut s'imposer. Ils sont certainement les plus faciles à renseigner, notamment à de grandes échelles. Les calculs de bilans entrées-sorties de l'exploitation donnent une image plus fine du potentiel de pertes, et peuvent aussi intéresser les agriculteurs pour le pilotage de l'azote sur leur exploitation, comme le montre l'expérience néerlandaise en cours de développement. Cependant, pour avoir une vision exacte des pertes d'azote, le recours à des indicateurs fondés sur des mesures de terrain est un passage obligé, à l'instar de ce qui se fait dans plusieurs pays voisins. Enfin les modèles, aujourd'hui nombreux, et certains indicateurs reposant sur des sorties de modèles présentent l'avantage de pouvoir faire des simulations et donc de travailler de manière ex ante sur l'amélioration des pratiques en vue de la réduction des pertes.

L'étude des différentes familles d'indicateurs met aussi en évidence des divergences de résultats en termes de classements de scénarios ou des conseils qui résultent en fait des hypothèses préalables et des impacts pris en compte. Ceci est vrai en particulier pour les méthodes ACV qui dépendent fortement des choix opérés pour définir et délimiter les systèmes d'impacts. Dans tous les cas, l'indicateur reste souvent un compromis entre ce qu'il faudrait faire et ce qui est faisable. Il est donc essentiel d'explicitier les choix méthodologiques et une estimation de l'incertitude sur les résultats, en particulier si ces résultats débouchent sur une labellisation ou une qualification environnementale (type empreinte carbone).

## **4.2. Les instruments économiques ou réglementaires de régulation de la pression azotée**

Les instruments de politiques environnementales sont généralement classés en deux grandes catégories : les instruments quantitatifs ou réglementaires (quotas, normes, obligations ou interdictions...) et les incitations économiques (taxes, subventions, pénalités). La réglementation est l'instrument actuellement privilégié de la politique française de maîtrise des pollutions des élevages, mais il reste des problèmes quant à la définition des normes censées limiter les pollutions diffuses et quant à la vérification de leur respect par les agriculteurs (cf. chapitre 2). Les économistes accordent peu de crédibilité aux approches volontaires et à la coopération collective des producteurs en faveur de l'environnement. Pour que ces dernières soient efficaces, il faudrait que les producteurs réalisent des économies ou se comportent en « altruistes » et que l'environnement soit un facteur de production collectif d'un bien commercialisable, conditions qui sont rarement présentes.

Pour les économistes, le choix d'un instrument politique doit répondre dans l'idéal à la recherche de la plus grande valeur collective possible, ou à défaut du moindre coût pour atteindre un objectif environnemental donné. Plusieurs conséquences découlent de ce cadre théorique. D'abord, dans la plupart des cas, la valeur des dommages environnementaux n'est estimée qu'avec une grande marge d'erreur. De ce fait, les politiques environnementales visent plutôt des objectifs quantitatifs négociés politiquement (comme le « Facteur quatre » pour les gaz à effet de serre en Europe ou le « bon état

écologique des milieux aquatiques » dans la directive cadre sur l'eau). Ensuite, l'idéal serait de différencier les outils politiques selon chaque contexte agricole et environnemental. Une revue de la littérature a montré effectivement que l'on gagne en efficacité économique en différenciant les politiques dans l'espace (en réduisant davantage la pollution là où cela procure des bénéfices plus grands) et en fonction des producteurs (en faisant porter davantage l'effort sur ceux dont les coûts de réduction sont les plus faibles). Les instruments politiques délimitent alors des zonages environnementaux et des catégories d'exploitation agricole. Cependant, si les considérations d'efficacité économique sont centrales dans le choix des instruments, les arbitrages doivent également prendre en compte la justice sociale et les soucis d'aménagement équilibré du territoire.

Se pose enfin la question du choix des indicateurs environnementaux les moins coûteux à renseigner et à contrôler tout en reflétant bien l'état de l'environnement. Le curseur se situe, de ce fait, entre des critères faciles à mesurer mais peu corrélés avec les dommages dus à la pollution (par exemple les intrants ou les produits) ou bien des variables mieux corrélées aux émissions polluantes (par exemple des mesures d'excédents d'azote par hectare) mais qui entraînent des coûts d'information et de mise en œuvre plus élevés, aussi bien pour l'Etat que pour les éleveurs.

#### **4.2.1. Les taxes**

De manière générale, la théorie économique accorde une efficacité supérieure aux incitations par rapport à la réglementation, car leur coût pour la société est moindre et leur flexibilité plus grande en cas de changements de conditions économiques ou technologiques, ce qui permet potentiellement aux producteurs de s'adapter, alors que la réglementation est rigide par définition. Quand il s'agit de taxes ou d'éco-conditionnalité, ces incitations sont un moyen d'appliquer le principe de responsabilité. Une taxation systématique sur les intrants azotés par exemple (engrais, aliments du bétail) est facile à mettre en œuvre, mais devrait être élevée pour réduire effectivement la consommation d'azote. Les exemples étrangers l'ont d'ailleurs davantage utilisée comme impôt que comme outil de réduction des usages et, le plus souvent, elle a été abandonnée. De façon générale, le problème de la taxation des intrants est qu'elle ne cible pas la cause majeure des excès des flux d'azote des élevages qui est la concentration animale. Les taxations qui porteraient sur les produits animaux ont les mêmes limites que celles concernant les intrants, outre que les produits sont moins bien corrélés aux émissions car les rejets azotés des animaux ne sont pas une fonction linéaire du niveau de production, et qu'il y a de grandes variations de concentration animale. Une distinction entre les productions hors-sol et les productions liées au sol serait au moins nécessaire.

#### **4.2.2. L'éco-conditionnalité des aides PAC**

L'éco-conditionnalité est un autre moyen de faire appliquer le principe de responsabilité en réduisant les aides en cas de non-conformité. Mise en place en 2003, elle a servi d'argument pour renoncer à la taxation des engrais azotés qui avait été envisagée en 2006 à l'occasion de la nouvelle loi sur l'eau. Dans son rapport, la mission interministérielle sur les marées vertes en Bretagne propose la mise en place d'une sanction proportionnelle au dépassement du plafond d'azote organique, pouvant monter jusqu'à 20% des aides PAC, alors que le dispositif actuel prévoit une sanction fixe. L'absence de déclaration des flux d'azote serait également sanctionnée. Le principal problème posé par l'éco-conditionnalité est que les agriculteurs qui créent des dommages à l'environnement ne sont pas nécessairement ceux qui bénéficient des aides PAC. C'est notamment le cas pour les élevages hors-sol, qui ont une contribution prépondérante aux excédents d'azote mais reçoivent peu d'aides PAC.

#### **4.2.3. Les subventions**

Les économistes de l'environnement s'accordent pour ne pas privilégier les subventions comme instrument de maîtrise des pollutions agricoles, hormis dans le cas particulier d'une aide à la transition de système ou à l'émergence de stratégies pionnières. D'ailleurs le règlement sur le développement rural de l'Union européenne précise explicitement que seules les pratiques qui vont au-delà des prescriptions du code des bonnes pratiques agricoles sont éligibles aux subventions, ce qui est notamment le cas des mesures agro-environnementales mais pas celui des subventions à la dépollution... La littérature indique aussi que celles-ci peuvent avoir des effets pervers. D'une part, elles encouragent les produits « à fort contenu en pollution », la subvention incitant l'expansion des produits liés aux pollutions et d'autre part, elles confèrent une rentabilité artificielle à des exploitations en fort excédent d'azote. Ces aides sont actuellement associées à des technologies particulières, leur donnant de fait un avantage artificiel comparativement à d'autres pratiques peut-être tout autant efficaces.

En France, le subventionnement du traitement du lisier a conduit à généraliser cette pratique, même dans les élevages où il n'est pas nécessairement rentable. Les éleveurs ne sont pas incités à rechercher les méthodes de résorption les plus appropriées et les moins coûteuses, au premier rang desquelles on trouverait l'épandage et la réduction de la fertilisation minérale. La subvention au traitement du lisier n'incite pas à utiliser moins d'azote minéral.

#### **4.2.4. Association d'un quota et d'une pénalité financière en cas de dépassement**

De fait, dans le cas des pollutions azotées issues de l'élevage, la littérature économique place au premier rang de l'efficacité globale les instruments associant les deux catégories d'instruments : quota et pénalités sur des surplus. Ces instruments permettent de respecter le principe de responsabilité ou « pollueur-payeur » et ont des coûts de mise en œuvre intermédiaires. En effet, les indicateurs économiques les plus percutants dans le cas des émissions d'azote rejoignent ceux des agronomes : les fuites estimées et les pratiques agricoles (voir 4.1). Les bilans d'azote ou les indicateurs issus de mesure directe (reliquat) ont de plus, l'avantage d'être des outils permettant potentiellement à l'éleveur de minimiser ses coûts

en innovant selon ses conditions d'exploitation pour réduire les pertes. Sous l'angle économique, les « fuites d'azote » sont approchées par le dépassement de la norme réglementaire qui est, pour la directive « Nitrates », un quota ou plafond d'apport azoté par hectare. Accorder un quota est une mesure « sans coût » et seul le dépassement du seuil fixé peut donner lieu à une pénalité financière : la mesure est donc moins pénalisante qu'une taxe sur les intrants touchant tous les producteurs. Mais elle suppose un recueil d'informations individuelles pour établir un bilan azoté d'exploitation (achats et pratiques) et entraîne des coûts de transactions et des recours administratifs pour s'assurer que chaque agriculteur ne pollue pas au-delà de son quota.

L'instauration de quotas conduit à un « marché de droits » attachés à l'unité de référence, la terre en l'occurrence. Ce ne sont donc pas des « droits à produire », mais des « droits d'épandage ». Pour les économistes, ce marché a l'attrait d'offrir une mobilité de gestion des effluents organiques, sans que la puissance publique n'ait à organiser ces échanges (moindre coût). Les éleveurs ayant intérêt à traiter ou exporter leurs effluents pourraient théoriquement libérer leurs terres tandis que les éleveurs pour qui le traitement est coûteux cherchent à louer des terres d'épandage ou à réduire leur cheptel. C'est le curseur entre épandage et traitement qui différencie les producteurs.

Une des répercussions de l'instauration de « droits d'épandage » est l'augmentation du prix du foncier agricole, compte tenu de la rigidité de l'offre de terres. En Bretagne, entre 1994 et 2000, on observe ainsi l'augmentation du prix des terres avec la densité porcine et un écart de prix de 2500 €/ha entre les communes « sans porcs » et les communes les plus denses en porcs, et une valeur maximale de location annuelle du droit d'épandage de 100 €/ha dans les communes denses (écart en capital multiplié par un taux d'actualisation de 4%). Cependant le prix des terres a plafonné durant cette période dans les ZES, ce qui reflète probablement en partie les limites de la réglementation environnementale et peut-être aussi l'existence des aides au traitement.

En contrepoint des arguments économiques, les populations locales et les associations environnementales s'opposent fréquemment au développement des marchés de l'épandage parce qu'il signifie l'arrivée d'effluents animaux sur leur territoire. Un cas emblématique est le GIE terre-eau (Ille-et-Vilaine), conçu pour exporter des excédents d'effluents animaux de la région de Vitré vers des communes périurbaines de Rennes. Les opposants ont avancé les nuisances liées aux odeurs et au transport, voire l'augmentation de la pollution des eaux dans les bassins versants récepteurs d'effluents (malgré le respect des normes). Cet exemple souligne que le marché de l'épandage, s'il peut réduire la pollution azotée des eaux à moindre coût (et en phosphore, métaux lourds), ne gère en revanche pas la question des nuisances, ni les autres facettes polluantes, comme l'ammoniac. Ces inconvénients pourraient être atténués par un zonage approprié, voire par des pratiques agricoles spécifiques dans certains cas.

Enfin, d'un point de vue conceptuel, certains auteurs rapprochent le « droit d'épandage » d'un « droit à polluer » qui est vivement décrié (même reproche fait au principe de responsabilité lors du débat sur la charte de l'environnement adossée à la Constitution).

**Eléments de comparaison avec les pays d'Europe du Nord :** Cependant plusieurs types de marchés de droits appliqués à l'azote agricole ont été analysés dans la littérature. Ils tendent à se généraliser dans les pays du Nord de l'Europe. Le Danemark a été pionnier en la matière : son dispositif comporte trois dispositions principales : 1) la comptabilité de l'azote, qui permet le calcul d'un quota d'azote par exploitation et dont la mise en œuvre repose sur le principe de responsabilité, 2) la règle d'harmonie qui lie les productions animales au sol en imposant des plafonds d'épandage d'azote organique plus sévères que ceux de la directive « Nitrates » pour les exploitations de grande culture, de porcs et de volailles (140 kg/ha) et enfin 3) le zonage du territoire définissant des zones sensibles pour le nitrate, l'ammoniac et les odeurs, où les contraintes sont plus fortes. La production porcine danoise s'est fortement restructurée ces dernières années (comme aux Pays-Bas). La taille des élevages a beaucoup augmenté et une proportion croissante des éleveurs s'est spécialisée dans la production de porcelets, exportés à 30% vers l'Allemagne. Cette évolution, qui résulte probablement de l'exploitation d'avantages comparatifs, a permis d'augmenter la valeur ajoutée du secteur tout en respectant les contraintes environnementales les plus fortes d'Europe et tout en évitant des investissements importants dans les technologies de traitement des lisiers. Les Pays-Bas ont évolué plus récemment dans le même sens avec l'existence depuis 1986 de quotas animaux par exploitation, exprimés en phosphate. En 1994, ces quotas animaux ont été divisés en quotas liés au sol, à hauteur de 125 kg de phosphate par hectare, et quotas non liés au sol, dont l'échange est possible entre exploitations. Ce système a probablement inspiré la réglementation française sur la restructuration des élevages en zones d'excédents structurels. En autorisant le regroupement d'élevages d'espèces différentes d'un même site (restructuration interne) ou d'exploitations différentes sur un même site (restructuration externe), sur la base des rejets azotés des animaux, cette réglementation crée implicitement des quotas animaux échangeables entre exploitations, exprimés en azote cette fois.

#### **4.2.5. Régime de responsabilité ou principe pollueur-payeur**

Les lois sur la responsabilité liée aux problématiques environnementales sont un moyen de faire appliquer le principe pollueur-payeur par les tribunaux. L'objectif de la loi est d'inciter les exploitants à développer des pratiques propres à minimiser les risques de dommages environnementaux, en les rendant financièrement responsables des pollutions qu'ils provoquent. La directive sur la responsabilité environnementale (Directive 2004/35/CE) établit ainsi un cadre commun de responsabilité en vue de prévenir et de réparer les dommages causés aux animaux, aux plantes, aux habitats naturels et aux ressources en eau, ainsi que les dommages affectant les sols. Si les dommages environnementaux causés à l'eau sont effectivement considérés par cette directive, son application reste limitée en raison de la difficulté pour établir la preuve d'un lien de causalité entre pratiques et impacts du fait du caractère diffus des pollutions azotées et de la complexité des phénomènes de transfert qui conduisent à une grande variabilité des délais de réponse des nappes par rapport aux apports d'azote.

Ces éléments scientifiques remettent en cause la pertinence des outils économiques et juridiques : la responsabilité de l'exploitant agricole est de fait réservée à des cas de pollutions non pas diffuses mais ponctuelles, lorsque la faute est clairement identifiable, par exemple la vidange d'une fosse à lisier ayant débordé en raison de fortes pluies comme ce fut également le cas pour les stations d'épuration.

Cependant, la responsabilité joue aussi un rôle dans la prévention via l'obligation de faire respecter les différentes mesures de police nécessaires à la prévention de cette pollution. Dans ce sens, l'absence de l'exercice des pouvoirs de police de l'Etat est depuis quelques années davantage condamnée comme l'ont montré les jugements concernant l'eutrophisation de certaines côtes bretonnes ou, en 2001, la condamnation à indemniser la Société Suez-Lyonnaise des eaux, elle-même préalablement condamnée pour avoir distribué une eau impropre à la consommation humaine.

À ce propos, en cas de pollution ponctuelle, la loi française ne prévoit pas encore de système de garantie financière (assurance), couvrant les risques environnementaux et l'insolvabilité des exploitants. Un tel système (facultatif mais encouragé par la directive), s'il était rendu obligatoire, présenterait l'intérêt d'internaliser les risques environnementaux. Les assurances ayant pour fonction d'identifier et de réduire les risques par des incitations appropriées (exclusion, audits, franchises, primes différentielles...), les exploitants seraient incités à réduire les risques environnementaux ou bien devraient supporter le coût d'assurance de risques élevés. Le marché de l'assurance internalise en effet les risques en appliquant le principe de responsabilité à l'espérance des dommages.



## Chapitre 5

### OPTIONS POUR UTILISER MOINS ET MIEUX L'AZOTE EN ÉLEVAGE

Les chapitres précédents ont montré que la préoccupation de réduire les émissions de nitrate n'est pas récente, même si elle n'a jusqu'à présent pas abouti aux résorptions escomptées. Aujourd'hui, on observe un élargissement des objectifs de réduction de l'ensemble des formes d'azote issues de l'élevage à d'autres compartiments, notamment l'air. La directive cadre sur l'eau, qui vise un bon état écologique de tous les milieux aquatiques en 2015, élargit les objectifs de la directive « Nitrates ». La réduction des émissions d'ammoniac, jusqu'ici absente du débat français, est déjà une priorité des filières animales dans plusieurs pays d'Europe du Nord et fait l'objet d'une démarche de réglementation internationale particulièrement active.

#### 5.1. Objectifs visés

Les relations entre élevage et environnement sont multiformes et cette complexité ouvre un éventail de possibilités, adaptées à des situations et enjeux différents, pour tenter de faire évoluer la situation.

**Accroître l'efficacité d'utilisation des intrants azotés.** Beaucoup de travaux scientifiques se sont déjà focalisés sur l'efficacité de l'azote en élevage et nombreuses sont les innovations, même si leur adoption est loin d'être généralisée dans les systèmes de production animale. L'amélioration de l'efficacité concerne tous les types de production (chapitre 3), depuis l'agriculture biologique ou les systèmes à très bas intrants dont l'enjeu est de valoriser au mieux une ressource souvent limitée jusqu'aux systèmes les plus intensifs sur des territoires à forte charge animale, où l'enjeu est de limiter les fuites vers l'environnement. Des pertes d'azote sont inévitables mais elles correspondent aussi à des coûts financiers, puisque l'azote a le plus souvent été acheté (sauf lorsque cet azote correspond à de la fixation symbiotique). D'ailleurs, le ciseau des prix entre les engrais et les aliments du bétail d'une part et les produits animaux d'autre part devrait de plus en plus inciter les éleveurs à économiser, à recycler au mieux ou à capter l'azote atmosphérique via les légumineuses. En effet, le prix des engrais minéraux suit le prix de l'énergie, orienté à la hausse sur le long terme. Il pourrait même s'accroître plus rapidement que le prix de l'énergie sous l'effet de la demande croissante des pays émergents et en raison de la concentration des producteurs d'engrais de plus en plus en position d'oligopole, voire de monopole au niveau local. Toute une gradation d'innovations, depuis des évolutions incrémentales des systèmes en place jusqu'à la conception de systèmes alternatifs, est possible.

T5-1 - OBJECTIFS VISÉS SELON LA NATURE ET LE NIVEAU DE CHANGEMENT SOLlicitÉS

	Meilleur recyclage de l'azote dans les systèmes agricoles	Diminution de l'azote exogène entrant dans l'élevage
Améliorations des techniques et pratiques à l'échelle des exploitations	Amélioration des systèmes au sein de l'exploitation ou du territoire, en particulier par la valorisation des effluents organiques produits	Désintensification
Modifications de l'organisation des systèmes de production agricole	Maîtrise et réallocation des flux pour les conserver dans le système agricole (par échanges, transport) y compris après traitement industriel (méthanisation, compostage)	Agriculture biologique, systèmes à bas niveaux d'intrants

**Minimiser les fuites d'azote dans les territoires à enjeux environnementaux forts.** Sur certains territoires, les enjeux environnementaux sont tels qu'ils nécessitent des choix radicaux en matière de parcellaire et de pratiques agricoles. Les zones de captage d'eau potable font ainsi l'objet d'un cadre réglementaire strict permettant de faire évoluer de façon très significative pratiques et systèmes agricoles. Quelques projets territoriaux liés à l'approvisionnement de villes ou d'une source d'eau minérale ont montré leur efficacité et leur viabilité dans la durée (voir chapitre 3). Les bassins versants en amont des littoraux à marées vertes sont aussi des territoires à fort enjeu environnemental. La réduction de la biomasse d'algues suppose une baisse drastique du taux de nitrate des eaux de surface, bien en deçà des normes de potabilité. De tels niveaux d'exigence imposent alors de développer des innovations techniques ou organisationnelles en rupture par rapport à l'existant et passent toujours par une diminution du chargement animal.

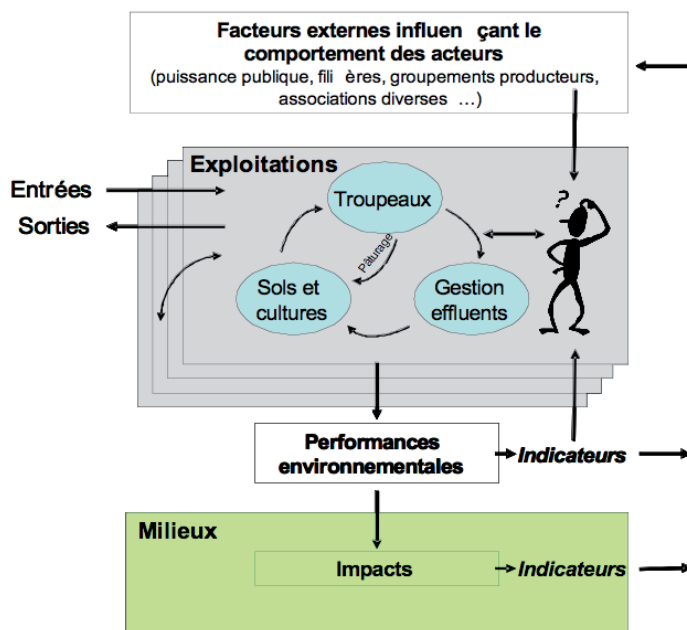
**Mieux valoriser les produits issus d'élevages à hautes performances environnementales.** Agriculture biologique, labels de qualité, indication d'origine... : les certifications assorties de cahiers des charges sont valorisées commercialement, le consommateur acceptant de payer un supplément. Cette segmentation du marché oriente les tendances, et les acteurs de l'aval des filières sont de plus en plus attentifs à l'image des produits. En production laitière – et bien que le lait soit un produit de masse – certains transformateurs cherchent déjà à se démarquer par de nouvelles exigences à l'égard des éleveurs. Ainsi l'Irlande cherche aujourd'hui à valoriser l'image « verte » de sa viande bovine et du lait à l'exportation, notamment vers la France. L'impact carbone du bœuf irlandais est désormais mesuré à grande échelle (72% de la production nationale, 32 000 élevages certifiés), ce critère ayant intégré la Charte d'assurance qualité. L'impact sur l'eau et sur la biodiversité va également faire l'objet d'évaluation.

Plusieurs caractéristiques des pollutions azotées analysées dans les chapitres précédents peuvent décourager les acteurs concernés ou révéler l'inadaptation des mesures prises. Les délais de réponse du milieu sont sans aucun doute une difficulté majeure pour inciter à des changements de pratiques, car les efforts entrepris ne se concrétisent pas rapidement par une réduction perceptible des impacts (par exemple une réduction du développement des algues vertes). La seconde difficulté résulte de la diversité des formes d'azote réactif et de leur instabilité, qui font que les mesures ciblant certaines émissions pourraient être antinomiques d'autres. Enfin, tous les milieux n'ont pas la même sensibilité, les dommages causés aux écosystèmes dépendent de l'usage des sols, du climat, de la pédologie et de l'hydrologie des sites, et aussi de la position des sources de pollution agricole par rapport aux zones ciblées.

## 5.2. Cadre de réflexion et outils d'analyse adaptés aux objectifs

Pour proposer des pistes d'actions pertinentes, il est nécessaire d'avoir un cadre de réflexion multi-échelles, privilégiant le niveau de l'exploitation puisqu'elle est le cadre des arbitrages de l'éleveur entre les différentes priorités, en intégrant : 1) les différents ateliers pouvant concourir aux performances de l'exploitation et leurs interactions (ateliers de production animale, de gestion des effluents et de cultures) ; 2) des niveaux plus englobant comme les groupes d'exploitations offrant de nouvelles marges de manœuvre (échanges de flux d'azote) et les territoires où s'évaluent les impacts de l'activité agricole, et où de nouvelles possibilités de maîtrise des flux environnementaux peuvent être mises en œuvre (aménagement, réorganisation des activités), et 3) le niveau des acteurs des politiques publiques et territoriales (collectivités territoriales, agences de bassin, parcs naturels, collectivités territoriales ...) et des filières qui peuvent orienter les actions des éleveurs.

F5-1 - LES DIFFÉRENTS LEVIERS POUR AMÉLIORER À L'UTILISATION DE L'AZOTE AU SEIN DES SYSTÈMES DE PRODUCTION AGRICOLE (SPA)

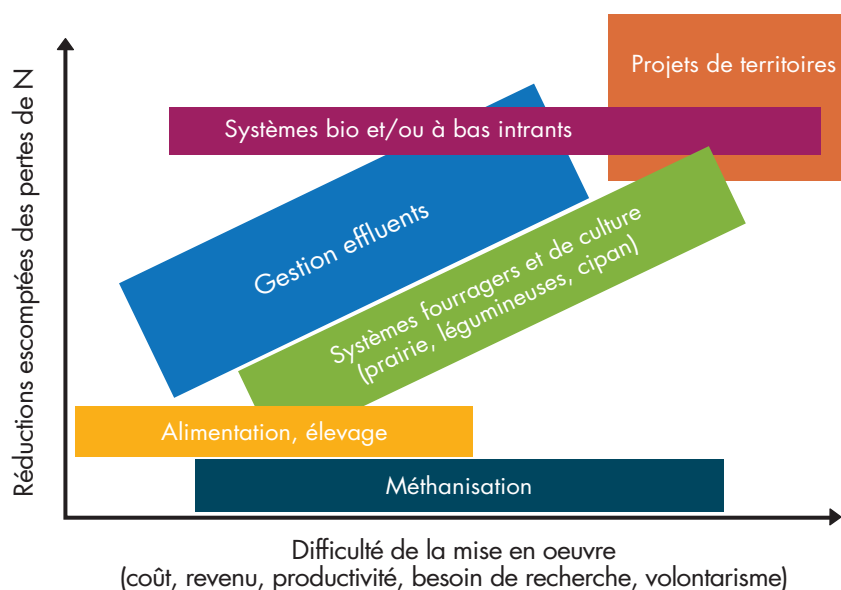


### 5.3. Accroître l'efficacité de l'azote au sein des systèmes de production animale

Cette partie synthétise les leviers d'action pour les différents ateliers du système de production animale. L'efficacité globale du système suppose une gestion cohérente d'ensemble, tout écart par rapport à une étape donnée pouvant fortement pénaliser les efforts entrepris par ailleurs.

Il existe dans la littérature un consensus général pour affirmer qu'une meilleure valorisation de l'azote des déjections est une voie majeure d'amélioration de l'efficacité de l'azote en élevage. La gestion du système fourrager et des systèmes de culture est une voie également importante pour mieux gérer l'azote, mais ici les besoins de recherche restent importants en matière d'innovations techniques, notamment pour préserver une bonne productivité des légumineuses. Les actions sur la conduite de l'animal et son alimentation offrent des marges de progrès, cependant les gains d'efficacité à venir devraient être plus modestes que par le passé car cette voie fait l'objet de nombreuses recherches et développements et des progrès déjà importants ont été accomplis. Des actions peuvent aussi être envisagées au niveau des territoires. Elles font intervenir d'autres acteurs et impliquent souvent une désintensification des systèmes de production agricole. Exigeant une adhésion locale et une régulation économique, elles sont souvent difficiles à mettre en œuvre mais peuvent conduire à des progrès manifestes. La figure 5.2 est une représentation de l'agencement des différentes pistes selon les difficultés de mise en œuvre estimées et leur efficacité en termes de réduction des pertes azotées. Les difficultés peuvent être de types très différents : coût de mise en œuvre, perte de productivité, besoin de recherche car la solution n'est pas encore disponible, difficulté supposée d'acceptabilité par les acteurs, etc. Cette représentation découle de l'analyse de la littérature, mais comporte une part de subjectivité, les éléments de difficultés restant d'ordre qualitatif.

F5-2 - REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DES DIFFÉRENTES PISTES SELON UN AXE DE DIFFICULTÉS APPRÉHENDÉES QUALITATIVEMENT ET UN AXE DE RÉDUCTION DES PERTES AZOTÉES ESCOMPTÉES



#### 5.3.1. Au niveau de l'atelier « gestion des effluents »

Une première voie vise à optimiser tous les maillons de la chaîne de gestion des effluents. Il est possible d'agir à la source en diminuant les apports protéiques de l'alimentation ce qui réduit l'excrétion d'urée et la quantité d'azote dans les effluents. Les modes de gestion des effluents en bâtiments affectent aussi les émissions (émissions de  $\text{NH}_3$  sur lisier < litière de paille < sciure pour les porcheries ; stabulation libre sur lisier > animaux à l'attache avec des fumiers évacués pour les bovins) et sont décisives dans la régulation des volumes d'effluents à gérer.

Des innovations ont été développées pour mieux maîtriser les pertes d'azote surtout  $\text{NH}_3$  dans les bâtiments (à l'émission des déjections), lors du stockage (couverture des fosses) et de l'épandage (application localisée grâce à l'utilisation de rampes, appelées pendillards ou de systèmes d'injection). Il importe toutefois de maîtriser l'ensemble de la chaîne de stockage et d'épandage pour préserver l'azote : les interactions entre les différentes étapes de la gestion sont en effet importantes. Par exemple, la couverture de la fosse réduit les émissions d'ammoniac au stockage, mais si les conditions d'épandage ne préservent pas l'azote, on émettra ensuite davantage d'ammoniac à ce stade où il y aura des fuites accrues par lixiviation du nitrate. Le recours à des équipements spécifiques coûteux peut être surmonté par une organisation collective, via des CUMA par exemple, ou par l'entrepreneariat.

**L'autre voie privilégie le traitement technologique des effluents.** L'idée ici est de conserver l'azote émis par les animaux et de le recycler pour l'exporter (ainsi que le phosphore d'ailleurs) en dehors des zones d'élevage afin de « décharger » certains territoires en azote. Composts, résidus déshydratés ou boues séchées peuvent être exportés en dehors des zones d'élevage. De telles filières de commercialisation de ces fertilisants (certifiés NF fertilisants ou amendements organiques) se développent à des échelles locales (échanges locaux entre producteurs), régionales ou nationales (entreprises spécialisées). Le séchage des boues nécessite de l'énergie. Certains groupements de producteurs de porcs assurent déjà la collecte et la valorisation des coproduits de leurs adhérents en intégrant cette activité dans leur organisation industrielle de manière, par exemple, à valoriser la chaleur disponible à une étape (abattoir) pour le séchage de boues. Le renforcement de la réglementation sur le phosphore favorisera ces pratiques encore peu étudiées. Pour les lisiers, la séparation de phases, qui permet d'obtenir une phase solide ayant des concentrations en azote total et en phosphore beaucoup plus élevées (respectivement 2 et 4-5 fois) que le produit initial, est une étape préliminaire. Pour les fumiers, le compostage permet d'obtenir un produit final plus riche en éléments fertilisants (N, P, K) que le fumier initial, mais entraîne des pertes sous forme d'ammoniac et de  $N_2O$  ; ce n'est donc pas une pratique conservatrice de l'azote.

La méthanisation permet, quant à elle, de produire de l'énergie qui peut être ensuite utilisée pour le séchage de coproduits d'effluents d'élevage ou des boues de méthanisation elles-mêmes. En revanche, cette technologie accroît les proportions d'azote ammoniacal dans les résidus et donc les risques d'émissions lors du stockage et de l'épandage (+15% d'émissions de  $NH_3$ , émissions inconnues pour  $N_2O$ ). Elle peut même conduire à augmenter la charge azotée à l'échelle de l'exploitation ou du territoire, car les effluents d'élevage étant peu méthanogènes, il est nécessaire d'introduire d'autres éléments exogènes (déchets verts, ensilage de maïs...) contenant de l'azote dans le méthaniseur.

La digestion aérobie, appliquée majoritairement au lisier de porc, et qui permet d'éliminer sous forme de  $N_2$  environ 60 à 70% de l'azote du lisier entrant dans le système, est une technique efficace mais elle ne préserve pas la ressource « azote » et pourrait devenir coûteuse à l'avenir avec le renchérissement du prix de l'énergie.

### **5.3.2. Au niveau de l'atelier « sol-cultures »**

La littérature montre qu'il est possible de mieux valoriser l'azote en développant la prairie, surtout si elle comporte des légumineuses, et que la mise en place de cultures intermédiaires au sein de rotations limite les fuites par lixiviation du nitrate.

**Le rôle des prairies et des légumineuses dans la régulation des flux d'azote au sein des systèmes de production.** L'intérêt des prairies pour la qualité des eaux est d'autant plus important que les niveaux de fertilisation azotée sont faibles et qu'il s'agit de prairie permanente. La prairie utilisée en rotation nécessite une bonne technicité pour en tirer le meilleur parti. La littérature montre qu'il y a des optima à définir entre productivité souhaitée des surfaces et risques de lixiviation du nitrate, qu'il y a intérêt à éviter des retournements de prairies trop fréquents (un allongement à au moins 5-6 ans paraît souhaitable). Par ailleurs, la destruction des prairies au printemps permet des rendements élevés des cultures de printemps suivantes (ex. en maïs par rapport à un maïs en rotation culturale classique), tout en réduisant le risque de lixiviation durant la période de drainage. Les risques de lixiviation étant faibles sous prairies fauchées, la pratique du zéro pâturage (affouragement en vert apporté aux animaux en stabulation) est intéressante, d'autant plus qu'elle permet une valorisation des lisiers. Elle est en revanche coûteuse en travail, matériel et en énergie. Enfin, l'intérêt d'introduire des légumineuses fourragères dans les prairies d'associations reste d'abord lié aux économies d'azote minéral qu'elles procurent tout en fournissant un fourrage de bonne qualité ; leur intérêt sur la limitation des risques de lixiviation du nitrate est encore controversé et n'apparaît pas déterminant. En revanche, en exploitation de grandes cultures, l'introduction d'une luzerne pendant 3 ans permet de réduire sensiblement la lixiviation de nitrate. Les analyses conduites par ACV montrent aussi que les légumineuses réduiraient le potentiel d'eutrophisation.

**Le rôle des cultures intermédiaires ou « CIPAN » et des rotations pour réduire les risques de lixiviation** est avéré depuis longtemps et cette pratique est aujourd'hui largement intégrée dans les zones vulnérables. Les CIPAN contribuent fortement à la réduction des pertes hivernales par lixiviation mais comme elles augmentent le stock de matière organique des sols, leur usage doit s'évaluer sur le long terme. Plusieurs travaux montrent qu'il est possible de bien valoriser l'azote libéré après retournement d'une prairie temporaire. En particulier, la betterave est une culture efficace pour piéger l'azote lorsqu'elle est implantée derrière une prairie (prélèvement de 400 kg/ha). En systèmes de culture, les légumineuses à graines sont d'excellentes têtes de rotation qui ont des effets positifs sur le rendement des cultures suivantes (blé après pois, par exemple).

**Les systèmes de culture permanents**, qui évitent les sols nus, constituent une piste intéressante mais qui nécessite encore des recherches avant d'être opérationnelle. Ainsi, le développement de céréales sur des couverts permanents de légumineuses, apportant à la fois de l'azote et une protection contre la lixiviation, est encore mal maîtrisé. De même, les tentatives pour planter des céréales après prairie, sans destruction de celle-ci, sont jusqu'ici peu concluantes, les couverts herbacés ayant une aptitude à la compétition qui ne permet pas facilement un développement satisfaisant de la céréale.

### **5.3.3. Au niveau de l'atelier « troupeau »**

L'amélioration constante des connaissances en matière de nutrition azotée devrait permettre de réduire encore les apports totaux tant que le coût économique de ces stratégies ne sera pas limitant.

**Les filières de monogastriques** sont déjà largement sensibilisées à la bonne maîtrise de la nutrition des animaux pour des

raisons de coût et aussi parce que l'aliment est quantitativement la première source d'entrée d'azote dans l'exploitation (figure 3.5). Dans le cas de l'élevage de porcs, la mise en place des références Corpen «biphases» en 1996 a été une étape marquante, conduisant à une réduction importante des rejets d'azote (15-20%) et de phosphore (20-25%). Les progrès sont continus avec l'utilisation d'acides aminés de synthèse qui permettent de couvrir au mieux les besoins des animaux tout en réduisant les teneurs en azote des rations.

Des perspectives d'amélioration existent également avec l'apparition de technologies novatrices (alimentation de précision) permettant d'ajuster les apports en fonction des animaux et des conditions de milieu. Une démarche similaire est utilisée en élevage de volailles. Toutefois chez les volailles, les performances semblent se dégrader plus rapidement avec la réduction de la teneur en protéines que chez le porc.

**Chez les ruminants**, les risques de pertes dépendent plus du chargement que des rejets de l'animal per se. Les éleveurs prennent souvent des marges de sécurité par rapport aux recommandations, surtout tant que les tourteaux restent à des prix bas. Supprimer ces marges permettrait de réduire rapidement les pertes sans conséquence sur la productivité des animaux.

Trouver des innovations pour réduire la dégradation des protéines de l'aliment dans le rumen est un autre enjeu, surtout si l'utilisation des tourteaux tannés, qui était une spécificité française, venait à être remise en cause (pour des raisons de santé humaine, le tannage étant effectué par traitement au formol). L'utilisation de tannins naturels ou d'huiles essentielles fait l'objet de nombreux travaux, mais qui ne sont pas encore probants.

**L'amélioration génétique** des animaux est continue et contribue à réduire les rejets par unité produite. Ainsi en 25 ans, la quantité d'azote excrété par kg de porc produit a été réduite de 30%. Chez les ruminants laitiers, l'efficacité s'accroît aussi avec le potentiel de production, mais dans un marché restreint soit par contingentement volontaire (quota), soit faute de débouchés commerciaux, l'augmentation de la production laitière par animal entraîne une réduction du cheptel et le bilan azoté de l'exploitation dépendra alors avant tout de l'utilisation des surfaces ainsi libérées. En outre, l'accroissement du potentiel laitier s'accompagne toujours d'un accroissement des besoins en concentrés qui sont le plus souvent achetés hors de l'exploitation.

## 5.4. Gérer l'azote à l'échelle des territoires sensibles

### 5.4.1. Options dans les territoires avec de fortes charges animales

Diverses stratégies peuvent limiter certains impacts liés à la concentration des élevages spécialisés et favoriser les rôles d'épuration des milieux. Des synergies entre exploitations spécialisées dans des secteurs complémentaires peuvent s'envisager à une échelle territoriale compatible avec les contraintes logistiques. Les technologies de traitement des effluents (voir 5.3.1) interviennent à ce niveau dans la mesure où elles permettent de mieux contrôler la valeur agronomique des effluents, de les transporter plus facilement et de sécuriser leurs conditions d'utilisation (désodorisation, hygiénisation). C'est le cas des digestats issus de méthanisation ainsi que du compost de fumier, qui est souvent présenté comme une possibilité d'élargir son utilisation vers les cultures (céréales).

À l'échelle des paysages, les haies et les terrains boisés contribuent à la capture des émissions diffuses ou ponctuelles (NH<sub>3</sub>) et des zones humides qui contribuent à l'élimination du nitrate, même si ces zones ne peuvent pas dénitrifier des quantités très importantes, notamment du fait de leur surface le plus souvent limitée à quelques pour cent des territoires. L'ensemble de ces aménagements paysagers doit être réfléchi dans leur globalité et sur la durée pour obtenir une cohérence d'ensemble sous peine de risque de transfert de pollution.

### 5.4.2. Une transformation plus radicale vers des systèmes à bas intrants et à très basses fuites d'azote

Les systèmes d'élevage à bas intrants sont ceux qui limitent au maximum les achats d'intrants azotés, mais ils ont alors des niveaux de productivité souvent plus modestes compte tenu des technologies aujourd'hui disponibles. Ces systèmes peuvent répondre aux préoccupations de territoires où la maîtrise des pertes d'azote est devenue une priorité mais ils ne sont sans doute pas généralisables à l'ensemble d'une filière.

**Bas intrants en agriculture conventionnelle.** Dans les systèmes à bas intrants, l'adéquation entre le potentiel de production des fourrages et le niveau de production des animaux, ainsi que la valorisation des ressources locales pour l'autonomie alimentaire, garantissent une efficacité élevée de l'azote à l'échelle de l'exploitation. Plusieurs travaux confirment que, en élevage de ruminants au moins, ces stratégies maintiennent le revenu de l'éleveur, voire l'accroissent dans certains cas, notamment du fait d'une forte baisse des charges opérationnelles et de structure.

**L'agriculture biologique.** Les marges de manœuvre de l'agriculture biologique apparaissent plus importantes en élevage de ruminants qu'en élevage de monogastriques. Toutes les études publiées concluent ainsi à un excès de bilan azoté beaucoup plus faible et à une meilleure efficacité de l'azote dans les exploitations laitières en AB comparées aux systèmes conventionnels. L'absence de fertilisation minérale et les chargements modérés, alliés à des rotations culturales optimisées, conduisent à des niveaux de lixiviation faibles : une réduction de 50% est annoncée dans une enquête réalisée dans 18 pays européens.

## 5.5. Effets indirects des mesures prises pour améliorer l'efficacité de l'azote sur les autres performances de l'exploitation

Dans le corpus bibliographique, l'essentiel des publications traitait de l'effet des facteurs sur un seul flux environnemental (lixiviation de nitrate, émission de NH<sub>3</sub>...), et très peu de travaux ont développé des approches multicritères. Toutefois, la mise en perspective de l'ensemble des données permet de tirer quelques conclusions quant aux effets de mesures sur l'azote, sur les risques de transfert de pollution entre les différentes voies de pertes de l'azote (vers l'air ou vers l'eau), sur les risques de fuite de phosphore, les émissions de GES, la consommation d'énergie fossile, le revenu des éleveurs et la productivité des surfaces. Faute d'informations toujours précises, les effets indirects des actions sont qualifiés par des symboles mathématiques dans le tableau 5.2.

**Les actions portant sur l'alimentation et la conduite des troupeaux** en réduisant l'excrétion azotée, notamment celle par l'urine, permettent de réduire à la fois les risques de pertes par lixiviation et par émissions de NH<sub>3</sub> et de N<sub>2</sub>O. Elles auront peu d'effet sur les autres critères d'intérêt ou auront tendance à les améliorer légèrement. On peut notamment escompter une réduction des émissions de GES.

**Les actions sur la gestion des effluents** sont plus ambivalentes quant à leurs effets. Une maîtrise non complète des différentes étapes peut conduire à des transferts de pollution. En revanche, une gestion vigilante de l'azote des effluents permettra aussi de réduire les émissions de GES et la consommation d'énergie fossile en réduisant les besoins en engrais minéraux. Les effets sur la productivité ne sont pas significatifs, et ceux sur le revenu dépendront du prix des engrais minéraux.

**Les pistes envisagées au niveau de la conduite des systèmes fourragers et de cultures** pour réduire les pertes par lixiviation permettront aussi de limiter les risques de phosphore par ruissellement, de limiter les émissions de GES et la consommation d'énergie, dès l'instant où elles permettent de limiter le recours aux engrais minéraux. En revanche, ces pistes peuvent conduire à des réductions de productivité des surfaces. Des innovations sont ici nécessaires pour en tirer le meilleur parti.

**Les systèmes à bas intrants et l'AB** permettent de réduire les pertes d'azote et aussi très sensiblement la consommation d'énergie non renouvelable et les pertes de phosphore. D'une façon générale, le bilan comparatif entre ces systèmes et des systèmes conventionnels est variable selon qu'on l'exprime par unité produite ou par hectare de terre utilisé. Notamment, le bilan GES de ces systèmes est discutable et plusieurs travaux concluent à des émissions de GES par unité produite plus élevées en agriculture biologique. Ces systèmes réduisent la productivité des surfaces mais peuvent assurer un bon revenu lorsqu'ils sont bien maîtrisés. Cependant, dans ces systèmes, la production étant réduite par unité de surface et dans l'hypothèse où la consommation est maintenue, ce qui est vraisemblable, il peut en résulter un accroissement de la production dans une autre région ou une partie du monde, avec une utilisation accrue de surfaces agricoles. Ceci explique que le bilan environnemental global soit difficile à évaluer pour les GES, la consommation d'énergie et l'utilisation de surface, alors que l'effet est localement très positif pour les impacts eutrophisation et acidification.

**Les projets territoriaux** visent principalement à réduire les pertes par lixiviation du nitrate. Plusieurs d'entre eux proposant des systèmes à bas intrants, ils ramènent au point précédent.

**T5-2 - EFFETS INDIRECTS DES MESURES PRISES POUR AMÉLIORER L'EFFICACITÉ DE L'AZOTE SUR LES AUTRES PERFORMANCES DE L'EXPLOITATION**

(0 pas d'effet, + : le gain sur l'azote s'accompagne d'un gain sur un autre critère, - : les effets sont antagonistes)

	Transfert pollution N	Épargne de P	Abattement GES	Gains conso Energie	Revenu par UTA	Productivité (/ha)
<b>Alimentation</b>	0	+	+ ou -	0 ou +		
<b>Gestion Effluents</b>	variable	0 ou +	+		variable	
<b>S. Fourrager S. Culture</b>	0	+ à ++			variable (besoin innovation)	
<b>Bas intrants</b>	0	+	0 (pb frontières du système)	++	+ ou -	-
<b>Projets territoriaux</b>	0	+	?	++	? (commanditaire)	--

## 5.6. Pistes pour l'action publique

### 5.6.1. Des moyens d'action différents selon la relation entre les dommages et la localisation des émissions polluantes

Quand la localisation des dommages est indépendante de celle des sources de nuisances, comme pour les gaz à effet de serre, l'instrument le plus simple est une **taxe**, assise sur un indicateur commun (la tonne d'équivalent CO<sub>2</sub>) et uniforme, applicables à toutes les activités polluantes, qu'il s'agisse du chauffage, du transport, de la rumination (CH<sub>4</sub>), de la manutention des effluents d'élevage ou de la fertilisation. Pour la fertilisation azotée, la mise en œuvre d'une telle taxe se complique car le coefficient d'émission dépend fortement des conditions qui prévalent lors de la fertilisation : température, humidité, type de sol. De même, une taxe associée aux fumiers et lisiers en tant qu'émetteurs de gaz à effet de serre suppose un enregistrement et un contrôle coûteux des quantités d'azote concernées.

La mise en place de **quotas d'émission individuels et échangeables** est une alternative classique à la taxe, dans le cadre d'un quota national ou européen dégressif dans le temps. Cette alternative présente plusieurs avantages : elle permettrait de gérer les quotas de GES azotés dans le même contexte que ceux de carbone ; les quotas initiaux pourraient être distribués gratuitement aux agriculteurs (tandis qu'une taxe leur coûte immédiatement). Son opérationnalité est plus discutable : le marché des quotas CO<sub>2</sub> pour les industriels gros émetteurs ne fonctionnant actuellement pas bien.

Des simulations commencent à estimer le coût de l'intégration de l'agriculture dans la politique européenne du climat, par une taxe ou par des quotas.

La création d'un **marché de quotas** est une option privilégiée par les économistes (cf. 4.2.4). Né de dispositions juridiques limitant les possibilités d'épandage dans les zones saturées en azote, le marché de l'épandage offre des potentialités selon la logique de l'offre et de la demande. Cependant, cette mécanique est confrontée à un certain état de fait. Par tradition mais également pour des raisons plus pratiques de coût de transport, les effluents d'élevage font l'objet d'une gestion de proximité. Or les zones concernées sont déjà fortement saturées en azote, ce qui limite de fait les possibilités d'un tel marché de droits.

Toutefois, au sein de ces zones saturées, un marché fortement régulé (réserve départementale d'azote) existe. Une de ses particularités est d'offrir un accès au foncier aux éleveurs qui, en d'autres circonstances, auraient été probablement évincés. Dans cette hypothèse, le dispositif est davantage une mesure de police qu'un véritable marché de droits, à l'instar de celui qui existe pour les quotas d'émission de GES.

Quand la localisation des dommages dépend de celle des émissions polluantes, la variabilité géographique des dommages implique une **différenciation géographique de la politique**. C'est le cas de la pollution de l'eau et des pollutions de proximité liées aux sources d'ammoniac. Dans cette logique, par exemple, là où les problèmes environnementaux consécutifs à la pression azotée sont jugés sévères, les coûts marginaux d'abattement et la réduction des émissions pourraient être fixés à des **seuils** plus élevés.

Enfin, la vulnérabilité de certains milieux interdit certaines utilisations du sol, comme les cultures annuelles ou même le pâturage dans les cas les plus aigus. Dans ces cas particuliers, l'action publique pourrait nécessiter d'envisager une prise de contrôle du foncier agricole et un dédommagement des exploitations agricoles touchées.

### 5.6.2. Des pistes encore peu explorées

La **notion de charge critique** est à la base des négociations de la Convention sur le Transfert de Pollution Atmosphérique à Longue Distance (convention de Genève, protocole de Göteborg) à propos des plafonds d'émissions pour minimiser les impacts sur les écosystèmes naturels en se donnant des objectifs quantifiés vis-à-vis du dépassement des charges critiques à un horizon temporel défini.

Cette notion de charge critique pourrait être transposable à l'ensemble des émissions d'azote d'un territoire donné, en considérant d'une part les émissions vers l'air et l'eau, et d'autre part la sensibilité des milieux récepteurs proches (écosystèmes sensibles, masses d'eau souterraines, superficielles et maritimes) et distants (atmosphère pour les GES et les transferts à longue distance). Les politiques qui découlent du Grenelle de l'Environnement comportent une approche en termes de charge critique dans leur déclinaison vers les collectivités territoriales (décret 2011-687 du 17 juin 2011).

Les échelles les plus pertinentes seraient soit le bassin de production (logique économique), ou la petite région agricole (logique agro-environnementale), ou encore la zone source d'une cible sensible (logique environnementale : baie sensible aux marées vertes, espace naturel protégé...). Les facteurs de variation de cette charge critique sont donc non seulement les caractéristiques locales du territoire, mais également leur proximité éventuelle à des zones sensibles ou d'utilité publique (zones d'approvisionnement en eau potable) via les risques de transfert horizontaux d'ammoniac et nitrate. Une telle approche permettrait de pallier les inconvénients liés à la norme uniforme des 170 kg d'azote organique (voire des 210 kg d'azote total) en proposant d'utiliser un critère plus intégrateur et de le faire varier selon les potentialités du milieu et les risques, ou éventuellement la proportion de surface en herbe à l'échelle des exploitations.

En théorie, l'efficacité de cette piste est forte, puisqu'elle permet d'adapter les efforts à consentir en fonction des enjeux environnementaux locaux, mais elle nécessiterait la mobilisation de l'ensemble des acteurs pour l'appropriation et l'acceptation de la démarche, la mise au point d'un outil de calcul de cette charge et une évaluation ex-ante et ex-post des mesures adoptées.

**La localisation et la réorganisation des filières sur le territoire régional ou national.** Si la littérature rend compte des phénomènes de concentration des filières d'élevage, il n'existe pas d'étude sur les possibilités de relocalisation partielle des productions visant à désintensifier l'élevage dans certains territoires. Pourtant l'analyse de la littérature disponible laisse apparaître des pistes, sans doute techniquement réalistes, dont il conviendrait d'analyser la faisabilité organisationnelle, sociale et économique. Les territoires d'élevage français sont en effet marqués par des différences très importantes de niveau d'excès de bilan azoté par unité de surface, certains n'arrivant pas (ou mal) à gérer des excès d'azote alors que d'autres pourraient accroître leur charge animale.

Ce constat peut aussi s'appliquer entre différents cantons dans une même région. Il y a là sans doute des compensations à trouver pour réduire les impacts environnementaux dans certains bassins de production tout en maintenant leur compétitivité et une agriculture dynamique sur d'autres territoires. Par exemple, l'externalisation de l'élevage des génisses issues des troupeaux laitiers de l'Ouest vers les bassins allaitants traditionnels du Grand Massif Central pourrait réduire la charge azotée à l'Ouest sans entamer le potentiel de production régional.

**Le bail rural environnemental.** Depuis la réforme du droit des baux ruraux par la loi d'orientation agricole du 5 janvier 2006, il est désormais possible de conclure des baux ruraux environnementaux entre acteurs privés, et aussi avec des personnes publiques ou des associations de protection de l'environnement. Le bail rural à clauses environnementales est envisagé pour des espaces associés à la protection de l'eau (captage d'eau, zones humides...), des espaces naturels (réserves naturelles, parcs naturels régionaux...) ou pour la protection de la biodiversité (zones Natura 2000, par exemple).

Parmi les clauses environnementales, certaines ont un intérêt évident dans le cadre de lutte contre la pollution azotée (non-retournement des prairies, couverture végétale du sol périodique ou permanente...). Bien qu'intéressant, cet outil n'a encore que peu ou pas été utilisé depuis sa création.

**Quel niveau d'organisation pertinent pour appliquer des mesures de régulation environnementales ?** Des travaux économiques montrent qu'il peut être efficace de cibler plutôt l'acheteur du bien produit par le pollueur que le pollueur lui-même. Dans le cas de l'élevage, on peut ainsi se demander s'il est plus efficace de cibler les mesures sur l'éleveur ou sur l'industrie des filières animales (coopératives, industries d'abattage, de découpe et de transformation ou laiteries) qui s'approvisionnent massivement auprès d'éleveurs localisés dans les cantons classés en ZES.

Les économistes développent ainsi une série d'arguments montrant que la régulation environnementale pourrait être plus efficace si elle s'appliquait également à ces acteurs. Les auteurs relèvent que les coûts associés à l'administration de la directive « Nitrates » seraient par exemple significativement plus faibles si la régulation portait sur la demande, et non sur l'offre, car le nombre d'industriels est plus restreint que le nombre d'éleveurs. De plus, le phénomène d'agglomération des élevages à l'origine des excès d'azote contribue, dans le même temps, à réduire les coûts de production des industriels des filières animales. Enfin, d'autres travaux montrent que lorsque les éleveurs et les industriels sont liés par des doubles contrats (les industriels fournissent des intrants aux éleveurs qui, eux, leur vendent leur production) l'instauration d'une taxe sur la pollution devient optimale si elle porte sur les éleveurs et sur les industriels, notamment du fait que les contrats passés n'intériorisent pas l'impact environnemental des activités d'élevage.

Dernier argument avancé : les industriels des filières animales ayant des capacités financières supérieures à celles des éleveurs, ils seraient davantage incités à mettre en place des innovations valorisant mieux les rejets d'azote (et aussi de phosphore).

### 5.6.3. Des outils novateurs encore en débat

**Les paiements pour services environnementaux (PSE).** Le concept de service écosystémique a été pensé initialement pour faire valoir la contribution de la biodiversité à la création de richesse. Le *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) a ensuite proposé un classement d'une variété de services rendus par les écosystèmes. La notion de service écosystémique est définie par la directive de 2004/35 sur la responsabilité environnementale.

Le PSE s'entend, lui, comme outil de prévention ou de réparation de dommages environnementaux. La littérature sur les paiements pour services environnementaux est aujourd'hui prolixe sur le principe lui-même, mais peu développée sur son application ou l'analyse de cas. La forme privilégiée pour ces paiements semble être la voie contractuelle entre les bénéficiaires et les fournisseurs de services environnementaux.

Concernant la rémunération pour services rendus sur l'eau, c'est l'exemple de Vittel qui est régulièrement cité. Néanmoins, certains aspects des PSE restent flous et la légitimité même de ces paiements discutée (ex : propriété des services vendus qui sont généralement des biens publics, prix des services, prise en compte des inconnues scientifiques, effets écologiques antagonistes...). Cette notion peut-elle contribuer à réhabiliter l'intérêt de l'épandage de matières organiques pour la qualité des sols ? C'est le point de vue de certains auteurs et le sens de certaines recherches en cours sur les sols.

**La réflexion sur le statut des effluents.** Les effluents d'élevage, tout en étant des engrais organiques, présentent des caractéristiques de nature à les qualifier juridiquement de déchets. Cette qualification n'a cependant pas été retenue par la Cour de justice des Communautés européennes (2005), qui les classe dans la catégorie des « sous-produits », qui est donc leur statut réglementaire actuel. La littérature scientifique explore également peu cette thématique. Cette qualification de déchets est surtout rejetée par les agriculteurs. Pourtant, dans la conception du droit européen, la qualification de « déchets » ne vise pas à empêcher leur utilisation.

Si elle était appliquée aux effluents, loin de condamner leur potentiel fertilisant, elle l'encadrerait. La gestion des déchets repose en effet sur une hiérarchie d'actions qui privilégie dans l'ordre : la prévention, la préparation en vue du réemploi, le recyclage, puis toute autre forme de valorisation, notamment à visée énergétique, et en dernier recours l'élimination (incinération sans récupération d'énergie ou mise à la décharge). L'épandage agricole des effluents d'élevage constituerait, dès lors, la solution privilégiée dans cette logique européenne.

En revanche, adopter la qualification de déchets signifie aussi un régime plus rigoureux des conditions de gestion des effluents. A l'instar de l'épandage des boues des stations d'épuration, leur traçabilité, leur suivi agronomique, leurs effets



sur la qualité des sols, de l'eau, de l'air pourraient être exigés et la responsabilité de la filière d'épandage clarifiée. Enfin, le droit prévoit qu'un déchet peut être requalifié en « produit » dès lors qu'une opération de valorisation permet à la substance qui en résulte de retrouver la qualité de produit. Elle bénéficie alors d'un régime juridique moins contraignant. Les effluents issus d'un compostage ou d'une épuration biologique ou de tout autre traitement technologique pourraient prétendre à ce statut de « produits ».

## **5.7. Des éléments qui peuvent affecter la gestion de l'azote au sein des systèmes de production**

**L'augmentation du prix de l'énergie** pourrait rendre le bilan énergétique de l'exploitation agricole plus stratégique dans l'analyse comparée des différents systèmes de production. Les simulations économiques concluent alors que les itinéraires techniques moins consommateurs d'énergie seront favorisés. Ainsi, l'augmentation du prix de l'énergie en 2008 et la hausse concomitante des prix relatifs des engrais minéraux ont entraîné une baisse directe de la consommation d'engrais minéral. Mais dans le même temps, l'usage des effluents d'élevage dépend de la quantité de travail qui y est associée. Le développement d'engrais organiques techniques pouvant être expédiés vers des régions de cultures, permettrait de s'affranchir de la quantité de terre disponible pour l'épandage grâce à l'exportation de produits, et pourrait alors contribuer à renforcer le phénomène d'agglomération des productions animales.

**La poursuite de la déréglementation des marchés agricoles.** Les travaux de modélisation indiquent que la poursuite des dérégulations pourrait se répercuter sur l'organisation économique et spatiale des filières. En ce qui concerne la problématique azote, l'approvisionnement en azote par les engrais minéraux et les protéines importées (soja essentiellement) pourrait évoluer, mais peu de travaux de recherche explorent cette question à ce jour. Il n'est pas possible de trancher entre une plus grande concentration de la production permettant de valoriser les avantages acquis de la concentration (notamment si on assiste à un développement des engrais organiques qui peuvent s'exporter) et la recherche d'une plus grande autonomie territoriale en ressources par une réassociation entre élevages et cultures (les zones d'élevage verraient les activités céréalières se développer pour sécuriser leur approvisionnement).

**L'agrandissement des exploitations.** Plus rapidement et sans doute plus directement, l'agrandissement des exploitations et le prix attractif des céréales pourraient conduire un certain nombre d'exploitations à arrêter les productions animales au profit de la céréaliculture. Ce phénomène s'observe déjà sur certains territoires en France. Quelques études prospectives récemment publiées concluent à une diminution de l'élevage en Europe, diminution qui serait d'ailleurs plus importante dans les territoires déjà les moins productifs.

**Une évolution de la consommation de produits animaux.** Les productions animales sont aujourd'hui critiquées pour leur impact sur l'environnement, leur forte consommation de surfaces et aussi pour des raisons de bien-être animal et de santé des consommateurs. Des travaux envisagent une érosion de la consommation de viande (phénomène qui s'observe dans certains pays ou certaines catégories de la population) qui se traduirait in fine par une diminution de la production animale si la tendance n'est pas compensée par des exportations (forte croissance de la demande en Asie).

## CONCLUSIONS

### 1. L'état des connaissances sur l'azote en élevage

L'expertise a mis en avant le rôle majeur de l'élevage dans les flux d'azote et les des impacts potentiels sur l'environnement qui en résultent. En France, les apports annuels d'azote pour fertiliser les sols proviennent pour un peu plus de la moitié des engrais de synthèse (2110 kt), pour un peu moins de la moitié des effluents d'élevage (1820 kt) et la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses représente un peu plus de 500 kt. Plus des 3/4 de l'azote est utilisé pour la production d'aliments pour animaux qui consomment 70% de la biomasse végétale produite. Mais le territoire national n'est pas homogène et la pression en azote organique et minéral varie fortement en fonction de l'orientation agricole des cantons français. Les plus fortes pressions azotées se situent dans territoires qui combinent des productions de ruminants et de monogastriques, les quantités d'azote contenues dans les effluents y dépassant parfois largement les capacités d'absorption des surfaces agricoles sur lesquelles elles peuvent être épandues et valorisées par les végétaux. Inversement d'autres territoires d'élevage, plus extensifs, connaissent des pressions azotées très faibles.

#### Rôle déterminant de la concentration spatiale des élevages dans les impacts des pollutions azotées

Le mouvement de concentration géographique de certaines filières d'élevage a souvent été mis en avant comme un élément déterminant des excédents d'azote dans les zones d'élevage. Les moteurs de cette évolution ont été étudiés dans la littérature scientifique. Ils sont de natures technique, économique et juridique. La littérature pointe la difficulté de sortir d'une trajectoire d'intensification et de spécialisation, notamment parce que le fonctionnement technique et économique des acteurs des filières - producteurs d'intrants, éleveurs, transformateurs - sont étroitement liés.

#### Le cadre d'analyse de la « cascade de l'azote » rend compte de la dynamique des flux d'azote issus des élevages

La transformation des produits végétaux par les animaux est partie intégrante du cycle biogéochimique de l'azote et c'est ainsi que les scientifiques ont longtemps abordé les flux d'azote en agriculture. La cascade de l'azote fournit un cadre d'analyse qui permet d'explicitier les relations entre les systèmes de production animale et l'environnement : elle met en évidence toute la chaîne de transferts et de transformation de l'azote réactif dans les différents compartiments de l'environnement (et toute la chaîne d'impacts qu'il occasionne à différents niveaux. Dans cette cascade, la consommation de produits végétaux par les animaux génère des composés azotés très mobiles et réactifs (urée, azote ammoniacal et nitrique, acides aminés) qui vont se retrouver plus ou moins rapidement sous forme de nitrate dans l'eau, d'ammoniac et de protoxyde d'azote dans l'atmosphère. La cascade de l'azote rend également compte de la variabilité des flux d'azote dans les systèmes de production et montre notamment que les différentes formes d'azote réactif doivent être considérées à des niveaux spécifiques, du niveau très local pour les impacts sur un écosystème sensible voisin (par exemple avec les dépôts de  $\text{NH}_3$ ), au régional pour les impacts sur la qualité des eaux et de l'air ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$ ) et niveau au global pour le changement climatique (émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ ).

#### Importance des émissions de $\text{NH}_3$ , la question de l'azote ne se réduit pas à celles du nitrate

L'ammoniac, d'abord étudié pour son rôle dans l'acidification et l'eutrophisation des milieux, est aujourd'hui examiné dans le cadre de la pollution de l'air par les particules à l'échelle régionale. La contribution de l'élevage aux émissions nationales est de 80% si les seules émissions issues des effluents d'élevage sont comptabilisées, et jusqu'à 90% si on tient compte du fait qu'une grande partie des engrais industriels est employée sur les cultures utilisées pour produire des aliments destinés aux animaux. Le premier contributeur est l'élevage bovin, mais il présente aussi des modes de conduite à même de réduire le potentiel d'émissions, comme l'utilisation du pâturage. Alors qu'en France, la question du nitrate a longtemps focalisé les débats, dans certains pays d'Europe du Nord, l'ammoniac est de longue date au centre des préoccupations.

#### Risques et impacts dépendent des territoires

Un même niveau de pression azotée peut conduire à des impacts environnementaux différents selon la sensibilité du milieu et sa capacité à valoriser ou éliminer l'azote apporté par les effluents des animaux. Les teneurs en nitrate des eaux ne dépendent en effet pas seulement du niveau de surplus des bilans azotés mais aussi de la sensibilité des territoires (climat, types de sol...) et des modes d'occupation des sols (densité animale, part des terres agricoles dans les utilisations totales des surfaces, importance des prairies permanentes...). En particulier, la présence largement majoritaire de prairies au sein des territoires réduit les risques pour l'environnement, à la fois celui de fuites de nitrate et celui d'émissions d'ammoniac. En outre, d'autres sources de variations rarement quantifiées peuvent jouer un rôle dans l'impact des excédents d'azote sur l'environnement : stockage d'azote dans le sol, autres pertes gazeuses, inhibition de la nitrification, allongement des temps de résidence dans les aquifères...

#### Efficacité de l'azote faible et variable en fonction de l'échelle où elle est évaluée

L'efficacité, c'est-à-dire le rapport entre les entrées d'azote et les sorties valorisées, calculée au niveau de l'animal est faible : moins de la moitié de l'azote ingéré se retrouve dans le lait, les œufs ou la viande sous forme de protéines ; la majeure partie de l'azote étant donc rejetée dans l'environnement. A l'échelle de l'exploitation d'élevage, l'efficacité d'utilisation des intrants azotés s'accroît du fait du recyclage des déjections animales et de leur valorisation agronomique ; elle reste néanmoins faible (généralement inférieure à 50%) et très variable. Les systèmes de productions animales se caractérisent par des apports d'azote (aliments, engrais, fixation symbiotique pour les principales) et des émissions (nitrate,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ) vers l'environnement très diversifiés, des flux entrant qui se combinent à des flux internes au sein du système qui sont étroitement liés. Au final, la recherche d'efficacité doit prendre en compte l'ensemble du système : une amélioration à l'échelle d'un maillon (par exemple, au stade de l'alimentation animale) pouvant entraîner une dégradation sur un autre maillon et donc ne pas se traduire par l'amélioration globale de l'efficacité à l'échelle de l'exploitation. La littérature montre également que, de manière générale, plus un système est productif par unité de surface, plus le risque de fuites d'azote vers l'environnement est important.

## 2. Des pistes de progrès identifiées à l'échelle de l'exploitation...

La littérature fournit de nombreuses pistes d'actions pour mieux valoriser l'azote. Les marges de progrès visent à limiter les sources d'inefficacité aux niveaux des différents ateliers (troupeaux, bâtiments, stockage et épandage des effluents, systèmes de cultures et systèmes fourragers) et les risques de transferts de pollution entre les ateliers.

### Une démarche d'optimisation des pratiques

S'il est encore possible de réduire les apports protéiques aux animaux, les gains escomptés sont modestes dans la mesure où des progrès importants ont déjà été accomplis ces quinze dernières années en matière de nutrition azotée. En revanche, la maîtrise de l'ensemble de la chaîne de gestion des effluents est une voie majeure pour préserver l'azote et réduire les achats d'engrais minéraux. En effet, les émissions peuvent varier de 30 à 75% de l'azote émis par les animaux, selon les modalités de gestion. Des mesures techniques et des innovations sont d'ores et déjà disponibles pour limiter les émissions, en particulier celles de l'ammoniac en bâtiment, pendant le stockage et lors de l'épandage, même s'il reste encore des incertitudes scientifiques concernant les émissions et leur facteurs de variation. Des gains d'efficacité peuvent aussi être obtenus au niveau des productions végétales. Le développement des prairies à base de légumineuses peut y contribuer. Le rôle positif des cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) et la possibilité d'ajuster les rotations pour réduire les risques de lixiviation du nitrate sont démontrés. Les systèmes de culture permanents sont également une piste intéressante qui nécessite cependant encore un effort de recherche et de recherche-développement, les techniques de semis sous couvert étant encore imparfaitement maîtrisées. Des démarches intégrées à l'échelle de l'exploitation visant à détecter les sources majeures d'inefficacité sont développées en Europe du Nord, notamment aux Pays-Bas. On ne dispose toutefois pas des outils d'aide à la décision intégrés à l'échelle de l'exploitation pour faciliter la mise en œuvre de ces démarches au niveau national..

### ...et à l'échelle des territoires.

Dans les territoires supportant de fortes charges animales et/ou particulièrement vulnérables face à la charge en azote organique (zones de captage d'eau, bassins versants sensibles aux marées vertes...), l'optimisation de l'utilisation de l'azote ne suffit pas pour réduire sensiblement les teneurs en nitrates des eaux. L'obtention de gains en théorie significatifs sur les impacts demande une réorganisation en profondeur de l'activité agricole.

### Prendre en compte la vulnérabilité particulière de certains milieux ou améliorer leur capacité à épurer

Dans les territoires présentant une vulnérabilité ou des enjeux environnementaux majeurs, la littérature rapporte plusieurs expériences de réorganisation complète de l'activité agricole sur le territoire, avec un développement de la forêt, des prairies et de systèmes à bas intrants ou d'agriculture biologique. Ces initiatives locales nécessitent une concertation entre acteurs et un système de compensation de la baisse de la production agricole : les éleveurs sont alors rémunérés par le commanditaire qui peut être un acteur privé de l'eau ou une collectivité territoriale.

À l'échelle des territoires, la littérature montre que des approches paysagères permettraient de valoriser les capacités épuratrices du milieu : les zones humides, naturelles ou construites, ont la capacité à réduire des quantités significatives de nitrate, et des bandes boisées permettent de capter une fraction notable de l'ammoniac émis par des bâtiments. La mise en œuvre de ces options pose toutefois la question du devenir de l'azote ainsi capté ou transformé, et celle de la gestion collective de ces espaces à fonctions partagées.

### Au sein des régions en excédent, le traitement des effluents d'élevage en vue de leur exportation

Le traitement technologique des effluents d'élevage ouvre des marges de manœuvre pour une meilleure gestion des équilibres entre territoires. Il vise à produire des engrais organiques normalisés et commercialisables afin de pouvoir plus facilement exporter ces produits (l'azote, mais aussi le phosphore) vers d'autres régions, notamment de grande culture, où ils pourraient se substituer à une partie, au moins, des engrais minéraux. Cette solution, qui est déjà appliquée par quelques acteurs, reste encore insuffisamment étudiée ; la compétitivité de telles filières de traitement reste aussi notamment à évaluer, en comparaison de celle de la production des engrais minéraux. Cette évolution est toutefois susceptible de contribuer à accentuer la concentration des élevages si la rentabilité des processus de traitement exige une plus forte concentration géographique de matière première, c'est-à-dire d'effluents.

### Déconcentrer les élevages : une possibilité à analyser au cas par cas

La cohérence économique du modèle actuel, caractérisé par la concentration territoriale et régionale des élevages rend peu réalistes des propositions d'évolution qui s'écarteraient radicalement de ce « modèle ». La littérature scientifique, bien que peu développée sur cette question, pointe néanmoins des pistes à partir d'un déplacement géographique partiel des productions, visant à diminuer le chargement animal et donc la charge azotée sur certains territoires. De telles relocalisations existent dans les pays du Nord de l'Europe (principalement en élevage porcin), elles pourraient s'envisager sur d'autres filières et à des échelles diverses, très locales (entre cantons proches) ou entre des territoires plus distants au niveau national. Ces approches au cas par cas pourraient permettre de rétablir des équilibres territoriaux. Il ne faut toutefois pas minimiser les difficultés de mise en œuvre, les transferts d'effluents ou l'installation de nouveaux élevages posant des questions de perception et des problèmes de tolérance dans les territoires d'accueil.

### 3. Des outils pour favoriser et accompagner les changements

La déclinaison française de la directive « Nitrates » se traduit par une architecture juridique complexe. Les rapports des services de l'Etat, corroborés par des travaux scientifiques, pointent une certaine inefficacité du dispositif et mettent en relief des facteurs ayant pesé défavorablement dont, en particulier, l'approche collective - et non individuelle - induite par le caractère diffus des pollutions agricoles et l'intégration de préoccupations économiques et sociales au sein des politiques environnementales.

#### Subventions, taxes ou quotas ?

La littérature économique montre les subventions à la dépollution, surtout si elles ne sont pas limitées dans le temps, orientent vers certaines technologies (par exemple, la résorption de l'azote par un traitement aérobie des lisiers de porc) en baissant leur coût d'utilisation ; elles n'incitent donc pas les producteurs à rechercher les voies de résorption les moins coûteuses et finissent par donner un avantage compétitif à des systèmes non durables. Le subventionnement du traitement du lisier a ainsi conduit à généraliser cette pratique même dans les élevages où il n'était pas rentable. A l'inverse, la subvention peut, à titre transitoire, favoriser la prise initiale de risque pour la mise en oeuvre de pratiques allant au-delà des recommandations de bonnes pratiques et des normes.

La taxe est un moyen d'appliquer le principe de responsabilité environnementale. La taxation systématique des intrants azotés, notamment minéraux, apparaît facile à mettre en oeuvre, mais elle devrait vraisemblablement être fixée à un niveau élevé pour être efficace, c'est-à-dire pour conduire à des réductions significatives des pertes d'azote. D'ailleurs son principe a été abandonné dans plusieurs pays.

L'alternative à la taxe est une politique de quotas (fixation d'un niveau maximal de surplus d'azote) qui permet d'atteindre un résultat environnemental avec certitude, à condition d'être respectée. Elle peut être différenciée en fonction de la sensibilité des milieux et des territoires. Les coûts de contrôle d'une politique de quotas peuvent être élevés. L'association d'une politique de quotas couplée à des pénalités en cas de dépassement est une option privilégiée par la littérature, car elle s'inscrit dans un marché des quotas où le jeu de l'offre et de la demande permet des échanges pour éviter les pénalités. Toutefois, les zones concernées sont déjà fortement saturées en azote, ce qui peut limiter les possibilités d'un tel marché de droits.

Des travaux en économie développent une série d'arguments montrant que la régulation environnementale pourrait être plus efficace si elle s'appliquait également au niveau de la filière. En effet, l'industrie des filières animales s'approvisionne souvent auprès d'éleveurs localisés dans des cantons excédentaires en azote, sans pour autant être tenue d'internaliser les impacts environnementaux des activités d'élevage. En outre les acteurs sont moins nombreux, ce qui réduit les coûts de transaction pour les pouvoirs publics.

#### Outils pour un zonage écologique des milieux agricoles

La littérature montre aussi que l'on gagne en efficacité économique en différenciant les politiques dans l'espace, puisque tous les territoires n'ont pas la même vulnérabilité. Il semble possible de mieux prendre en compte la sensibilité des milieux pour redéfinir des zonages écologiques, en se fondant sur le concept de « charge critique ». La charge critique correspond à la quantité maximale d'azote que le territoire peut recevoir tout en limitant les impacts environnementaux à un niveau jugé acceptable de fuites d'azote qui prennent en compte la vulnérabilité du territoire et les impacts à plus grande échelle. Cette approche permettrait de définir un zonage écologique du territoire à partir d'une évaluation des capacités internes du milieu à faire tampon ou à absorber la pression exercée par l'azote.

### 4. Des besoins de recherches identifiés

De l'expertise ressortent des priorités de recherche et de R&D concernant plus prioritairement :

#### La dynamique de l'azote au sein des systèmes de production :

la mise en oeuvre d'innovations au sein des exploitations d'élevage pour développer des systèmes recyclant plus efficacement l'azote nécessite de mieux connaître les flux d'azote et leur régulation. Il s'agit notamment d'acquérir des connaissances sur les processus critiques (émissions gazeuses, dynamique du N dans le sol...) et de développer des travaux sur l'ingénierie des systèmes de productions intégrant les volets biotechniques et organisationnels.

### **Le développement d'outils d'aide à la décision**

Le développement d'outils d'aide à la décision afin d'équiper les éleveurs et leur conseillers des moyens nécessaires à la réalisation de diagnostics « azote » et à l'élaboration d'un conseil adapté au cas par cas, intégrant la complexité du système d'élevage. Ces outils nécessitent la disponibilité de données sur les exploitations qui ne sont pas disponibles aujourd'hui. Par ailleurs, la mise en place et le suivi de réseaux d'exploitation permettrait d'acquérir des références représentatives et mobilisables pour développer de tels outils et de mieux connaître les pratiques.

### **L'insertion territoriale des élevages et de leurs filières**

Face à l'hétérogénéité des territoires en termes de charge azotée, un changement d'échelle dans le raisonnement des flux d'azote associés à l'élevage pourrait ouvrir de nouvelles marges de manœuvre. La construction de scénarii, leur évaluation et l'analyse des conditions de succès nécessitent le développement de modèles bio-économiques capables de simuler les effets multiples d'une modification de la répartition spatiale de l'élevage.

### **L'efficacité des politiques environnementales**

La question des coûts de transaction des politiques demeure un objet de recherche essentiel pour optimiser leur efficacité. Par ailleurs, plusieurs concepts potentiellement intéressants émergent dans la littérature mais ne sont pas encore explorés. C'est le cas notamment de la notion de charge critique qui semble adaptée aux situations où la variabilité géographique des dommages implique une différenciation géographique de la politique environnementale.

## Sigles et acronymes

**AB** : agriculture biologique

**ACV** : Analyse du cycle de vie

**BGA** : balance globale azotée

**CASDAR** : compte d'affectation spéciale « développement agricole et rural »

**Cedapa** : Centre d'étude pour un développement agricole plus autonome

**CH<sub>4</sub>** : méthane

**Cipan** : Culture intermédiaire piège à nitrates

**Citepa** : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique

**Corpen** : Comité d'orientation pour la réduction de la pollution des eaux par les nitrates

**CUMA** : Coopératives d'Utilisation du Matériel Agricole

**DCE** : directive cadre sur l'eau

**DON-** : azote organique dissous

**FE** : facteur d'émission

**GES** : Gaz à effet de serre

**GIS** : groupement d'intérêt scientifique

**GIEC** : Groupe Intergouvernemental d'Etude sur le Climat (IPCC)

**IPPC** : Integrated pollution prevention and control (Directive IPPC)

**kt** : kilo tonnes

**MAE** : mesures agri-environnementales

**MO** : matière organique

**MS** : matière sèche

**MTD** : meilleures technologies disponibles

**N** : azote

**N<sub>2</sub>** : diazote

**N<sub>2</sub>O** : protoxyde d'azote

**NH<sub>3</sub>** : ammoniac

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** : ammonium

**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** : Nitrite

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** : nitrate

**NO<sub>x</sub>** : oxydes d'azote

**NUE** : Nitrogen use efficiency (Efficience de l'utilisation de l'azote)

**Mt** : million de tonnes

**PAC** : Politique agricole commune

**PSE** : paiement pour services environnementaux

**SAU** : surface agricole utile

**SFP** : surface fourragère principale

**STH** : surface toujours en herbe

**UGB** : unité gros bétail

**UTA** : travailleur à temps plein

**ZAC** : Zone d'action complémentaire

**ZES** : zone d'excédent structurel

## Auteurs et éditeurs de l'expertise

### Experts

#### Responsables de la coordination scientifique

Jean-Louis PEYRAUD, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1348 Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage (PEGASE). *Systèmes d'élevage, bovins laitiers*

Pierre CELLIER, INRA Versailles –Grignon, unité mixte de recherche 1091 Environnement et Grandes Cultures (EGC). *Agriculture et pollution de l'air*

#### Contributeurs

Frans AARTS, Plant Research International, WUR, Pays-Bas, Agrosysteemkunde. *Systèmes d'élevage laitiers, modélisation*  
Fabrice BELINE, IRSTEA Rennes, unité de recherche Gestion environnementale et traitement biologique des déchets. *Gestion des effluents*

Christian BOCKSTALLER, INRA Colmar unité de recherche 1132. Agronomie et Environnement (LAE). *Agronomie, évaluation, développement durable*

Luc DELABY, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1348 Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage (PEGASE). *Systèmes d'élevage, ruminants*

Jean-Yves DOORMAD, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1348 Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage (PEGASE). *Système d'élevage, porcs*

Pierre DUPRAZ, INRA Rennes, unité mixte de recherche Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires (SMART). *Economie*

Patrick DURAND, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS). *Milieux, transferts de polluants, paysage*

Philippe FAVERDIN, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1348 Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage (PEGASE). *Systèmes d'élevage, exploitation, modélisation*

Jean Louis FIORELLI, INRA Nancy, unité de recherche 0055 Mirecourt Agro-Systèmes Territoires Ressources (ASTER). *Systèmes, élevage bio*

Carl GAIGNE, INRA Rennes, unité mixte de recherche Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires (SMART). *Economie industrielle, localisation*

Peter KUIKMAN, – ALTEERRA – WUR Pays-Bas, Dienst Landbouwkundig Onderzoek. *Emissions de GES, climat*

Alexandra LANGLAIS, Université Rennes I, Faculté de droit et de Science politique, laboratoire CNRS 6262, Institut de l'Ouest : Droit et Europe, (IODE). *Droit, pollutions diffuses, nitrates*

Philippe LE GOFFE, Agrocampus Ouest, Département économie rurale et gestion. *Economie, pollutions diffuses, nitrates*

Philippe LESCOAT, INRA Tours, unité de recherche 0083 Recherches Avicoles (URA). *Système d'élevage, volailles*

Christian NICOURT, INRA Ivry, unité de recherche 1323 Risques Travail Marché Etat (RITME). *Sociologie, métier, agriculture*

Philippe ROCHETTE, Agriculture et agroalimentaire Canada (*Agrométéorologie, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O*)

Françoise VERTES, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS). *Agronomie, évaluation environnementale*

Patrick VEYSSET, INRA Clermont Ferrand, unité de recherche 1213 Recherches sur les Herbivores (URH). *Economie, systèmes d'élevage en agriculture biologique*

#### Contributeurs étant intervenus ponctuellement

Magalie BOURBLANC, CIRAD-Centre for Environmental Economics and Policy in Africa, University of Pretoria, Afrique du Sud. *Science politique*

Thierry MORVAN, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS). *Agronomie*  
Virginie PARNAUDEAU, INRA Rennes, unité mixte de recherche 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS). *Agronomie*

#### Documentalistes

Agnès GIRARD, INRA Rennes, Station commune de Recherches en Ichtyophysiologie, Biodiversité et Environnement (SCRIBE).

Françoise GUILLAUME, INRA Rennes, information scientifique et technique

Sophie LE PERCHEC, INRA Rennes, information scientifique et technique et INRA-DEPE

#### Equipe-projet

Catherine DONNARS, conduite du projet, coordination éditoriale, INRA-DEPE

Olivier RECHAUCHERE, suivi du projet, suivi éditorial, INRA-DEPE

Fabienne GIRARD, gestion logistique, INRA-DEPE

Mérim KATTIR, gestion logistique, INRA-DEPE

**Relecteurs scientifiques du rapport :** Marc Benoît (INRA, *agronome*), Gilles Billen (CNRS, *hydrologue*), Isabelle Doussan (INRA, *juriste*), Amédée Mollard (INRA, *économiste*), Philippe Leterme (Agrocampus, Rennes, *agronome*), Didier Stilmant (CRA Wallonie, Belgique, *systèmes d'élevage*).

Synthèse de l'expertise scientifique collective  
réalisée par l'INRA à la demande des ministères  
en charge de l'Agriculture et de l'Écologie

