



Les flux d'azote liés aux élevages

Réduire les pertes, rétablir les équilibres

Rapport d'expertise réalisé à la
demande des ministères en charge
de l'Agriculture et de l'Ecologie

Responsables scientifiques de l'expertise

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

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

Le rapport d'expertise a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'Inra. Les experts sont auteurs des chapitres. La liste des experts figure en fin de document. Une synthèse de ce rapport a été validée par les auteurs du rapport. Ces documents sont disponibles sur le site web de l'Inra (www.inra.fr).

Secrétariat de rédaction du rapport

Catherine Donnars et Olivier Réchauchère – Inra, DEPE

Directeur de la publication

Philippe Chemineau – Inra, Directeur de la délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (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

Pour citer ce document

J.-L. Peyraud, P. Cellier, (coord.), F. Aarts, F. Béline, C. Bockstaller, M. Bourblanc, L. Delaby, C. Donnars, J.Y. Dourmad, P. Dupraz, P. Durand, P. Faverdin, J.L. Fiorelli, C. Gagné, A. Girard, F. Guillaume, P. Kuikman, A. Langlais, P. Le Goffe, S. Le Perchec, P. Lescoat, T. Morvan, C. Nicourt, V. Parnaudeau, J.L. Peyraud, O. Réchauchère, P. Rochette, F. Vertes, P. Veysset, 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 527 pages.

Le présent document constitue le 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.

Sommaire

INTRODUCTION

Contexte et méthode de l'expertise	15
Contexte de la demande d'expertise	15
Les questions posées aux experts scientifiques	16
Principes et méthode d'expertise	19
Les principes	19
La conduite du projet	19
Analyse du corpus bibliographique	21
Qualification des experts	21
Constitution du corpus documentaire	22
Analyse du corpus final	24
Sources du corpus	26

PARTIE I : ORIGINES ET ETAT DES LIEUX DES FLUX D'AZOTE LIES AUX ELEVAGES 27

Chapitre 1. La cascade de l'azote et l'élevage, et ses conséquences

1.1. Des évolutions majeures dans le cycle de l'azote depuis le 19ème siècle	30
1.2. L'azote réactif dans l'environnement : formes, production et transformation	32
1.2.1. Les formes de l'azote dans la biosphère	32
1.2.2. Les processus de formation primaire d'azote réactif	33
1.3. La cascade de l'azote : processus de transformation et de transfert au sein des écosystèmes et de la biosphère	35
1.3.1. Une chaîne de processus et d'impacts entre et au sein des différents compartiments de l'environnement	35
1.3.2. Les processus de transformation de l'azote en agriculture	37
1.3.3. Les processus de transformation de l'azote alimentaire par les animaux	41
1.3.4. Les processus de transfert de l'azote dans l'environnement naturel et agricole	44
1.3.5. Une redistribution continue de l'azote au sein des agro écosystèmes	47
1.4. Couplage entre cycle de l'azote, du carbone et du phosphore	48
1.5. Impacts environnementaux de l'azote et coûts induits	50
1.5.1. Changement climatique	50
1.5.2. Transferts et dépôts atmosphériques à longue distance	51
1.5.3. Qualité de l'air	53
1.5.4. Contamination des eaux et conséquences	54
1.5.5. L'évaluation économique des impacts environnementaux de l'azote est délicate	55
1.5.6. Interpellation sur les modes de consommation et changements globaux	56
1.6. L'azote dans les systèmes d'élevage	56
1.6.1. Circulation de l'azote au sein de l'exploitation d'élevage	56

1.6.2. Les spécificités de l'élevage dans la cascade de l'azote	59
1.6.3. Les flux d'azote dans différents systèmes de productions animales	61
Références bibliographiques du chapitre 1	65
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 1	78

Chapitre 2. Les flux d'azote au sein des territoires et le rôle de l'élevage

2.1. Historique des questions posées par l'azote	81
2.2. Redistribution de l'azote réactif à différentes échelles	83
2.2.1. Le bilan atmosphérique de l'azote à l'échelle globale	83
2.2.2. Echanges internationaux d'azote réactif	84
2.2.1. Agrégation à l'échelle de grands territoires : facteurs d'influence, intérêt et limites.	84
2.2.2. Flux à l'échelle de grands bassins versants (Seine, Moselle, Escaut, Danube ...)	86
2.2.3. Flux à l'échelle de paysages et bassins versants (<1000 km ²)	87
2.2.1. Synthèse sur la redistribution de l'azote à l'échelle des territoires	88
2.3. Les effets des excès d'azote sur les milieux dépendent des caractéristiques des territoires	89
2.4. Les flux d'azote à différents niveaux d'intégration	92
2.4.1. Variabilité des estimations	92
2.4.2. Variations géographiques des flux à l'échelle de l'UE-27	94
2.4.3. La France : de forts contrastes entre les régions et entre systèmes	99
2.4.4. Une région française particulièrement concernée par les excédents d'azote : la Bretagne	102
Références bibliographiques du chapitre 2	108
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 2	120

Chapitre 3. Mise en société du problème du nitrate

3.1. Un cadre historique qui marque encore aujourd'hui les processus sociaux à l'œuvre, en France	123
3.1.1. Les nuisances à l'origine de l'encadrement juridique de la pollution des élevages	123
3.1.2. La consommation d'azote, facteur de modernisation de l'agriculture, augmente lentement jusqu'aux années 1950	125
3.1.3. Une évolution forte du travail d'éleveur et une distanciation de la relation à la terre permises par la généralisation de la fertilisation azotée	126
3.1.4. Une lente traduction environnementale de la spécialisation des éleveurs	128
3.2. L'ambiguïté d'approches volontaires et cogérées pour appliquer la directive « Nitrates »	129
3.2.1. Ferti-Mieux : une vitrine professionnelle	130
3.2.2. Le Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole : les limites environnementales de la modernisation des élevages	131
3.3. L'usage de l'azote dans une nouvelle configuration sociale	133
3.3.1. Recomposition des territoires et changements des conceptions de l'usage de l'azote	133
3.3.2. Les expertises administratives sources de critiques internes des politiques publiques	135
3.3.3. Interrogations associatives et publiques sur la pollution des eaux par le nitrate	136
3.3.4. Interprétation du cas breton d'un point de vue de la science politique	138

3.3.5. La gestion du nitrate comme travail problématique pour les éleveurs	140
3.3.5.1. Les critiques du travail d'élevage	140
3.3.5.2. Critiques et isolement des éleveurs	141
3.3.5.3. L'astreinte des critiques	141
3.3.5.4. Des critiques insérées dans des territoires	142
3.3.5.5. Des critiques à la co-construction et à la démonstration du travail	143
3.4. Conclusion	144
Références bibliographiques citées	145
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 3	157

Chapitre 4. Les dynamiques de concentration, origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires

4.1. Origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires	161
4.1.1. Economies de coût liées à la taille des élevages	162
4.1.2. Economies liées à la concentration spatiale de la production	164
4.1.3. Le rôle de la restructuration industrielle dans les filières animales dans le processus d'agglomération	166
4.1.4. Des économies d'échelle permises par la concentration spatiale dans les industries amont et aval	166
4.1.5. Rôle de la proximité géographique des éleveurs et des industriels	167
4.1.6. Rôle de l'intégration verticale	169
4.2. Régulation environnementale et relocalisation des productions animales	170
4.2.1. Décalage persistant entre les besoins d'azote et l'azote organique issu des productions animales	170
4.2.2. La localisation des productions animales est-elle sensible aux différentiels de coûts dus à la réglementation ?	172
4.2.3. La disponibilité foncière limite-t-elle la concentration spatiale des productions animales ?	173
4.3. Quel avenir ?	174
4.3.1. Le prix de l'énergie : vers une meilleure valorisation des déchets ?	174
4.3.2. Déréglementation des marchés agricoles : vers une plus grande concentration la production ou une plus grande autonomie alimentaire des territoires ?	175
4.3.3. Faut-il réguler les industriels des filières animales ?	176
4.4. Conclusion	177
Références bibliographiques du chapitre 4	179
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 4	184

**Chapitre 5. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers
d'élevage**

5.1. Description et quantification des flux d'azote en élevage porcin	190
5.1.1. Bilan d'azote des porcs	190
5.1.2. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs	193
5.1.3. Devenir de l'azote excrété par les porcs	194
5.1.4. Estimation des bilans d'azote des élevages de porcs	199
5.2. Les flux d'azote en élevage avicole	201
5.2.1. Les flux d'azote au sein d'ateliers avicoles	201
5.2.1. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote	202
5.3. Les flux d'azote en élevage bovin	208
5.3.1. Bilan azoté chez les ruminants	208
5.3.2. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote	209
5.3.3. Réduire les rejets à productivité égale des animaux.	211
5.3.4. Facteurs de variation des émissions d'ammoniac par les bovins en stabulation	213
5.3.5. Spécificité de l'azote excrété par les bovins au pâturage.	215
Références bibliographiques du chapitre 5.	216

**Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents
d'élevage aux systèmes de cultures**

6.1. Flux d'azote dans la gestion des déjections pour les différentes filières de production animale	231
6.2. Traitement des déjections	235
6.2.1. Séparation de phase	236
6.2.2. Epuration biologique	237
6.2.3. Compostage	237
6.2.4. Digestion anaérobie	238
6.2.5. Autres traitements	239
6.3. Techniques de réduction des pertes gazeuses d'azote au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage	240
6.3.1. Volatilisation d'ammoniac	240
6.3.2. Emissions de N ₂ O suite à l'épandage des effluents d'élevage	244
6.4. Valorisation agronomique des effluents d'élevage	249
6.4.1. Variabilité de la composition des effluents d'élevage	249
6.4.2. Efficience N des effluents à court terme (cycle cultural, année)	249
6.4.3. Effets à moyen terme des effluents sur le stockage de C et la minéralisation de N	253
6.4.4. Gestion et utilisation des effluents d'élevage	255

6.5. Les flux d'azote à l'échelle des prairies et des systèmes de culture	257
6.5.1. Les flux d'azote en prairies : devenir de l'azote "non maîtrisable" des déjections au pâturage	257
6.5.2. Pertes d'azote à l'échelle de la prairie	260
6.6. La gestion des rotations culturales pour limiter les pertes d'azote	267
6.6.1. Valorisation de l'azote minéralisé lors de la destruction des prairies ou de légumineuses à graines	267
6.6.2. Mise en place de cultures et d'intercultures aptes à réduire les pertes de nitrate	269
Références bibliographiques du chapitre 6	272

Chapitre 7. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

7.1. De l'animal au système : intégrer l'ensemble des paramètres pour évaluer les risques environnementaux	297
7.2. Une grande diversité de systèmes de production animale	299
7.2.1. Chez les monogastriques, une diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation qu'à l'échelle de l'atelier	299
7.2.2. Forte variation du degré d'intensification au sein des systèmes de production de ruminants	300
7.3. Importance du chargement animal dans les risques de fuites d'azote	301
7.3.1 Effet du chargement en élevage porcin	301
7.3.2 Effet du chargement associé au niveau des intrants, en élevage laitier	303
7.4. Systèmes fourragers : atouts et limites de la prairie et des légumineuses	307
7.4.1. Atouts de la prairie dans la gestion de l'azote	307
7.4.2. Atouts des légumineuses pour renforcer l'autonomie protéique	309
7.5. L'agriculture biologique : mode de production qui limite les flux d'azote	312
7.5.1. Des pertes de nitrate maîtrisées à l'échelle des exploitations.	312
7.5.2. Des évaluations plus contrastées sur d'autres sorties environnementales.	313
7.6. Exemples de variation des bilans d'azote des exploitations en fonction des systèmes d'élevage	313
7.7. La gestion des flux d'azote à l'échelle supra exploitation et territoriale	317
7.7.1. Transfert d'azote entre exploitations	317
7.7.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts	319
7.7.3. Favoriser l'épuration par les milieux : zones humides, zones de recapture	321
Références bibliographiques citées dans le chapitre 7	323

Conclusion de la partie II	333
Analyse de la bibliographie de la partie II	334

Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

8.1. Les grands types d'indicateurs et leurs fonctions	339
8.1.1. De l'évaluation aux impacts, des impacts aux indicateurs	339
8.1.2. Différents types d'indicateurs et typologie associée	340
8.1.3. Choix préalables à la sélection d'indicateurs	343
8.1.4. Spécificités liées à l'évaluation des flux d'azote en élevage	343
8.2. Indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu	345
8.2.1. Les principaux indicateurs relevant de cette catégorie	345
8.2.2. Les principales limites de ces indicateurs	346
8.3. Indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde	347
8.3.1. Principaux types de bilans	348
8.3.2. Les échelles de calculs de bilans	353
8.3.1. Intérêts et limites des différents bilans	353
8.3.2. Utilisation et interprétation des bilans	357
8.3.3. Utilisation des bilans comme outil pour améliorer les pratiques d'élevage	365
8.4. Indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation du nitrate	367
8.4.1. Facteurs d'émission de l'ammoniac et de N ₂ O au niveau des bâtiments et de la gestion des effluents	367
8.4.2. Indicateurs prédictifs au champ	369
8.4.1. Indicateurs prédictifs issus de modèles	370
8.4.2. Indicateurs de mesures de terrain	373
8.5. Indicateurs d'état et d'impacts	374
8.6. Les méthodes intégrées d'évaluation des impacts	376
8.6.1. L'analyse de cycle de vie	376
8.6.2. L'empreinte écologique et méthodes dérivées	379
8.7. Les questions et les incertitudes liées à l'utilisation des indicateurs	379
8.7.1. Les problèmes liés au changement d'échelle	379
8.7.2. Valeurs de référence et unités de l'indicateur	380
8.7.3. Évaluation de l'incertitude liée aux indicateurs produits	381
8.7.4. Qualité prédictive de l'indicateur	383
8.7.5. Intégration d'autres impacts : quels indicateurs pour le phosphore ?	384
8.7.6. La question de l'agrégation des indicateurs	385
8.8. Conclusion : quels indicateurs choisir ?	388
Références bibliographiques	389
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 8	412

Chapitre 9. Le droit face à la gestion des effluents et des émissions d'azote

9.1. Un dispositif juridique maintenant le potentiel agronomique des effluents d'élevage.	415
9.1.1. La mise en place de zonages écologiques spécifiques	416
9.1.2. La gestion des effluents par la législation sur les milieux aquatiques	418
9.1.3. La gestion des effluents par la législation sur les installations classées	424

9.1.4. Les élevages non classés : quel régime applicable ?	429
9.1.5. La qualification de déchet écartée	429
9.2. La fragilité du système juridique existant : entre insuffisances du droit réglementaire et mise en œuvre lacunaire de la responsabilité	432
9.2.1. -Une multiplication des instruments au secours des insuffisances du droit réglementaire de l'environnement	432
9.2.2. Les lacunes de la mise en œuvre de la responsabilité	437
9.3. Quelle prise en compte juridique des autres émissions des effluents ?	440
9.3.1. La gestion des effluents d'élevage dans leur rapport à la proximité ou la problématique de l'ammoniac	441
9.3.2. La gestion des effluents d'élevage à la lumière des changements globaux (changement climatique et biodiversité)	445
Annexe : focus sur le contentieux communautaire lié à la directive « Nitrates » du 12/12/1991	450
Références bibliographiques du chapitre 9	454
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 9	460

Chapitre 10. : Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

10.1. Cadre économique de la régulation	464
10.2. Incitations économiques versus quotas	467
10.3. Taxation, subvention et principe pollueur-payeur	468
10.4. Régime de responsabilité	470
10.5. Choix de l'indicateur adapté à la pollution des élevages	471
10.5.1. Le contenu en azote des inputs	471
10.5.2. Les Outputs	474
10.5.3. Les indicateurs de fuites d'azote	474
10.5.4. Les pratiques agricoles	475
10.5.5. La pollution ambiante	476
10.6. Application des marchés de droits à polluer à l'élevage	476
10.7. Démarches volontaires et coopération	481
10.7.1. La littérature économique sur les approches volontaires)	481
10.7.2. Volontariat et coopération	482
10.8. La France n'a pas fait les mêmes choix que les pays du nord de l'Europe	484
10.8.1. Le dispositif français	484
10.8.2. Le modèle danois suivi par les pays du nord	487
10.9. Synthèse et conclusions	489
Références bibliographiques du chapitre 10	494
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 10	500

PARTIE IV : OPTIONS POUR L'ACTION	501
Chapitre 11. Options pour utiliser moins et mieux l'azote	
11.1. Objectifs visés	505
11.2. Cadre de réflexion et outils d'analyse adaptés aux objectifs	506
11.3. Accroître l'efficacité de l'azote au sein des systèmes de production animale	508
11.3.1. Au niveau de l'atelier « gestion des effluents »	509
11.3.2. Au niveau de l'atelier « sol-cultures »	510
11.3.3. Au niveau de l'atelier « troupeau »	511
11.4. Gérer l'azote à l'échelle des territoires sensibles	511
11.4.1. Options dans les territoires avec de fortes charges animales	511
11.4.2. Une transformation plus radicale vers des systèmes à bas intrants et à très basses fuites d'azote	512
11.5. Effets indirects des mesures prises pour améliorer l'efficacité de l'azote sur les autres performances de l'exploitation	512
11.6. Pistes pour l'action publique	513
11.6.1. Des moyens d'action différents selon la relation entre les dommages et la localisation des émissions polluantes	513
11.6.2. Des pistes encore peu explorées	516
11.6.3. Des outils novateurs encore en débat	517
11.7. Des éléments qui peuvent affecter la gestion de l'azote au sein des systèmes de production	518
CONCLUSIONS	519
Conclusions du rapport d'expertise	
L'état des connaissances sur l'azote en élevage	521
Des pistes de progrès identifiées à l'échelle de l'exploitation	522
...et à l'échelle des territoires	523
Des besoins de recherches identifiés	525
Sigles et acronymes	526
Liste des experts	527

Introduction

Auteurs

Catherine Donnars

Agnès Girard

Françoise Guillaume

Sophie le Perchec

Olivier Réchauchère

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Contexte et méthode de l'expertise

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. 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.

Contexte de la demande d'expertise

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 agrosystèmes, 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 d'un point de vue essentiellement 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, eux-mêmes bien avant les impacts de la qualité des eaux sur la santé.

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 par les aliments 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 celles de l'atmosphère et de la protection des écosystèmes. 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 et les cultures (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 référence 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, dont l'ammoniac, les NOx et les particules, 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 NH₃ mais, ce plafond pourrait 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.

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, positif ou négatif 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 environne-mentaux cibles considérés sont l'eau, l'air et le sol en tant qu'écosystèmes récepteurs. L'analyse de la pression environne-mentale 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 différents types d'exploitations afin d'appréhender différents systèmes et modes de production (intensif, extensif, 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. »

Tableau 0.1 : Evénements 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. Dans cette même logique, 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	Evénements scientifiques	Quelques événements marquants en France
17 ^e siècle		(1675) John Evelyn écrit dans le <i>Philosophical Discourse of the Earth</i> que l'eau de pluie est imprégnée de nitre (KNO ₃)	
18 ^e siècle		(1789) C.L. Berthollet, chimiste français, découvre l'ammoniac (1790) Le terme nitrogène est arrêté par le chimiste français Jean-Antoine-Claude Chaptal	
19 ^e siècle	(F 1810) 1 ^{er} décret relatif "aux manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre et incommode"	(1895) L'ammoniac est produit en laboratoire.	
1900-1970		(1913) Réaction d'Haber-Bosch : Fritz Haber met au point un procédé chimique permettant d'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 ^e Directive européenne sur les eaux superficielles fixant la norme de 50 mg NO ₃ -/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 inter-Inspection critique envers les politiques de lutte contre les pollutions des eaux par le nitrate d'origine agricole (1984) Création du Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (Corpen)
Années 1990	(UE 1991) Directive "Nitrates" portant sur le contrôle de la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole (UE 1996) Directive "Integrated Pollution Prevention and Control" (IPPC) visant à prévenir et réduire les pollutions chroniques émises par les installations estimées les plus polluantes : chimie, métallurgie, papeterie, verrerie, mais aussi les élevages industriels (UE 1996) Directive sur la qualité d'air dans l'Union afin de mieux protéger la santé humaine et l'environnement. Elle vise 12 polluants ou familles de polluants dont SO ₂ , les particules en suspension et NO ₂ (F- 1996) Loi sur l'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 industrialisés à réduire les émissions de six gaz à effet de serre: CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, HFC, PFC, SF ₆	(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 (http://initrogen.org/) lors de la <i>First International Nitrogen Conference</i> aux Pays-Bas.	(1993) Eau et Rivières de Bretagne informe la Commission européenne (CE) "de l'absence de programme de reconquête de la qualité de l'eau sur 4 rivières bretonnes". (1993) : 1 ^{er} PMPOA (Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole)

	<p>(USA 1998) Première convention sur le péril des blooms d'algues portant sur la recherche et le contrôle</p> <p>(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 SO₂, NO_x et NH₃, responsables de l'acidification et de l'eutrophisation, et les émissions de composés organiques volatiles, qui, avec les NO_x, donnent naissance à l'ozone</p>		
Années 2000	<p>(UE 2000) Directive-cadre sur l'eau (DCE) visant à prévenir et réduire la pollution des eaux et à promouvoir son utilisation durable</p> <p>(UE 2001) Directive "National Emission Ceilings" (NEC) qui fixe des plafonds nationaux d'émissions pour 4 polluants atmosphériques : NO_x, SO₂, COV et NH₃. Les États membres doivent respecter ces plafonds à partir de 2010</p> <p>(F 2006) Loi sur l'eau visant le bon état écologique des eaux transposant la DCE</p> <p>(UE 2008) Directive cadre sur les déchets qui introduit la possibilité de changer le statut d'un déchet s'il y a opération de valorisation.</p> <p>(UE 2008) Directive sur la qualité de l'air ambiant</p> <p>(F 2009 et 2010), Lois Grenelle I et Grenelle II incluant des "schémas régionaux du climat, de l'air et de l'énergie"</p>	<p>(UE 2006-2011) Projet ESF-Nine (Nitrogen in Europe de l'European Nitrogen Foundation).</p> <p>(UE 2005-2010) Action COST729 "Assessing and managing nitrogen fluxes in the atmosphere-biosphere system in Europe".</p> <p>(UE 2006-2011) Projet NitroEurope (FP6).</p> <p>(I 2008) Task Force on Reactive Nitrogen (http://www.clrtap-frrn.org/) 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</p>	<p>(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)</p> <p>(2002) : 2^e PMPOA</p> <p>(2004-2008) 1^{er} Plan santé environnement (2^e plan 2009-2013)</p> <p>(2004-2011) Plan climat (intégrant une réduction des émissions liées à la gestion des effluents ; réduction des émissions azotées)</p> <p>(2009) Mise en demeure de la France par la CE pour application non conforme de la directive "Nitrates"</p>
Années 2010		<p>(I 2010) Déclaration de Delhi de scientifiques internationaux sur les impacts de la cascade de l'azote</p> <p>(UE 2011) Première expertise européenne sur les impacts de l'azote (European Nitrogen Assessment)</p> <p>(USA 2011) Première expertise nationale sur l'impact de l'azote</p> <p>(2011-2014) Projet européen Cantotogether (<i>Crops and animals together</i>) sur l'innovation dans les systèmes de polyculture élevage durables</p> <p>(F 2012) Expertise scientifique collective sur les flux d'azote en élevage commanditée par les ministères de l'Agriculture et de l'Ecologie</p>	<p>(2010) Plan Algues vertes (8 baies en Bretagne)</p> <p>(2011) Demande d'Information de la CE sur le Plan Algues vertes français</p> <p>(2011) Concertation sur un nouveau décret d'application de la directive "Nitrates"</p> <p>(2011) Rapport du Commissariat général au développement durable (CGDD) sur le coût des principales pollutions agricoles de l'eau</p> <p>(2011) La CE assigne la France pour manquement aux règles sur la qualité de l'air ambiant</p>

Principes et méthode d'expertise

Les principes

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. (www.inra.fr/institut/expertise/eclairer_la_decision_publicue/charte_de_l_expertise_scientifique_collective).

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 cependant 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.

La conduite du projet

Le déroulé du projet. L'exercice a duré un an et demi. Après une première phase de définition du périmètre de l'expertise discuté avec les commanditaires, l'expertise démarre par la constitution du comité d'experts et l'exploration bibliographique menant à des corpus bibliographiques par grandes thématiques, dont s'emparent les experts. Puis chaque expert étudie son pool de publications en lien avec les documentalistes. Parallèlement, la réflexion interdisciplinaire s'installe lors de regroupements consacrés aux échanges entre approches scientifiques : présentations mutuelles, discussion des éléments transversaux. La grille de questionnements qui a accompagné l'avancée de l'expertise a ainsi interrogé les principaux acquis scientifiques, les argumentaires, les informations quantitatives et variations territoriales, les aspects incertains, les lacunes du savoir, les synergies ou antagonismes entre approches ou disciplines scientifiques, les controverses et enfin les idées inattendues.

Les différents acteurs. Le collège de Direction de l'Inra a sollicité deux chercheurs, reconnus pour leurs compétences scientifiques et d'animation, pour piloter l'exercice : Pierre Cellier, directeur de recherche en agriculture et pollutions atmosphériques, Inra Versailles-Grignon, et Jean-Louis Peyraud, directeur de recherche en physiologie animale, Inra Rennes.

Trois documentalistes, Agnès Girard (Inra, unité de recherche Scribe, Rennes), Françoise Guillaume (IST Inra Rennes) et Sophie Le Perchec (IST Inra Rennes et DEPE) ont établi les équations de recherche bibliographique, qualifié les experts, fourni le corpus bibliographique et établi les listes de références bibliographiques des différents chapitres. Le corpus final comprend 1370 références (voir annexe en fin de rapport). Une équipe-projet (Catherine Donnars, Fabienne Girard, Mériem Kattir, Olivier Réchauchère) relevant de la DEPE de l'Inra anime l'expertise, facilite le travail des experts et des documentalistes, rédige la synthèse pour décideurs et organise le colloque de restitution.

Le comité d'experts est responsable des résultats. Il rédige le rapport. Le Tableau 0.2 liste les experts.

Tableau 0.2 - Le collectif d'experts « élevage et azote »

Pilotes scientifiques			
Pierre	CELLIER	Inra, Versailles –Grignon	Agriculture et pollution de l'air
Jean-Louis	PEYRAUD	Inra, Rennes	systèmes d'élevage, bovins laitiers
Experts			
Franz	AARTS	PRI, WUR, Pays-Bas	Systèmes d'élevage, modélisation
Fabrice	BELINE	Irstea	Gestion des effluents
Christian	BOCKSTALLER	Inra Nancy	Agronomie, évaluation, développement durable
Luc	DELABY	Inra, Rennes	Systèmes d'élevage, ruminants
Jean-Yves	DOURMAD	Inra, Rennes	Système d'élevage, porcs
Pierre	DUPRAZ	Inra, Rennes	Economie de l'environnement
Patrick	DURAND	Inra, Rennes	Milieus, transferts de polluants, paysage
Philippe	FAVERDIN	Inra, Rennes	Systèmes d'élevage, exploitation, modélisation
Jean-Louis	FIORELLI	Inra Nancy	Systèmes, élevage bio
Carl	GAIGNÉ	Inra, Rennes	Economie industrielle, localisation
Peter	KUIKMAN	Alterra, WUR Pays-Bas	Environnement, Emission de GES, climat,
Alexandra	LANGLAIS	CNRS, université Rennes I	Droit, pollutions diffuses, nitrates
Philippe	LE GOFFE	Agrocampus ouest, Rennes	Economie, pollutions diffuses, nitrates
Philippe	LESCOAT	Inra, Tours	Système d'élevage, volailles
Christian	NICOURT	Inra, Ivry	Sociologie, métier, agriculture
Philippe	ROCHETTE	Centre Agriculture et Agroalimentaire, Canada	Environnement, Emissions de gaz, N ₂ O, NH ₃
Françoise	VERTÈS	Inra, Rennes	Agronomie, évaluation environnementale
Patrick	VEYSSET	Inra, Clermont Ferrand	Economie, systèmes d'élevage bio
Experts complémentaires ayant intervenu ponctuellement			
Thierry	MORVAN	Inra, Rennes	Agronomie
Virginie	PARNAUDEAU	Inra, Rennes	Agronomie
Magalie	BOURBLANC	Cirad	Science politique

Plusieurs relecteurs scientifiques ont été sollicités : Marc Benoît (Inra, agronome), Gilles Billen (CNRS, hydrologue), Isabelle Doussan (Inra, juriste.), Amédée Mollard (Inra, économiste), Philippe Leterme (Agrocampus ouest, agronomie), Didier Stilmant (CRA Wallonie, Belgique, systèmes d'élevage).

Analyse du corpus bibliographique

Qualification des experts

L'analyse de la bibliographie est utilisée dans une première étape pour repérer les experts. Celle-ci a utilisé une base de données internationale (Web of ScienceSM), complétée par l'interrogation de bases de données couvrant les domaines des Sciences humaines et sociales (EconlitTM et FrancisTM). L'analyse des auteurs de ce corpus bibliographique (classés par occurrence et par pays) a permis d'identifier les « leaders » parmi lesquels les pilotes de l'expertise ont sélectionné une soixantaine de scientifiques potentiellement mobilisables. Les documentalistes ont établi, pour chacun de ces scientifiques, à partir de recherches dans les bases de données (WOSSM, CABI ©, Prodirra, EconlitTM et FrancisTM) une fiche de synthèse combinant des indicateurs quantitatifs (nombre de publications, total, par année...) et qualitatifs (co-auteurs, disciplines, mots-clés...). Lorsqu'un expert sollicité ne donnait pas suite (3 cas), nous lui demandions de suggérer d'autres noms qui étaient alors eux-mêmes qualifiés par exploration bibliographique.

En cours d'exercice, le besoin d'apports sur des questions précises s'est fait sentir et trois experts complémentaires ont rejoint le collectif. Leur contribution a été ponctuelle.

Tableau 0.3. Classement des experts lors du processus de qualification (sont regroupés sous un même rang tous les auteurs ayant la même occurrence pour un corpus donné).

Rang dans le classement des auteurs affiliés à la France (WOS SM)	
BELINE, F	2
DOURMAD, JY	3
MORVAN, T	3
DELABY, L	4
PEYRAUD, JL	4
DURAND, P	6
CELLIER, P	7
VERTES, F	8
BOCKSTALLER, C	8
FIGRELLI, JL	9
PARNAUDEAU, V	9
Rang dans le classement des auteurs affiliés au Canada (WOS SM)	
ROCHETTE, P	1
Rang dans le classement des auteurs affiliés aux Pays Bas (WOS SM)	
AARTS, HFM	5
KUIKMAN, PJ	7

Principales sources d'informations utilisées dans ce processus d'identification des experts

Web of ScienceSM : produite par Thomson Scientific, base de données couvrant l'ensemble des disciplines scientifiques en sciences et SHS depuis 1975.

CABI © : produite par CABI Publishing (Commonwealth Agricultural Bureaux), base de données couvrant les thématiques relatives à l'agriculture, depuis 1973.

EconlitTM : produite par American Economic Association, base de données couvrant les thématiques relatives à l'économie, depuis 1969.

FrancisTM : produite par l'INIST, base de données couvrant les thématiques relatives aux sciences humaines et sociales depuis 1972.

Prodirra : base institutionnelle des publications de l'Inra.

Cairn : portail de revues francophones en sciences humaines et sociales.

Constitution du corpus documentaire

Une collaboration documentalistes-chercheurs. Sur la base de l'étape de qualification des experts, les principaux descripteurs et classifications thématiques ont été utilisés pour élaborer la stratégie de recherche sur la base de données des CAB Abstracts® (CABI) et du Web of ScienceSM (WOS). Face à la quantité d'informations, les documentalistes ont utilisé le potentiel de recherche proposé par le Web of KnowledgeSM (WOK) : affinage par les mots-clés, les disciplines et navigation entre bases, utilisation des citations et publications similaires...

La constitution de ce corpus ne vise pas à l'exhaustivité mais à la pertinence des références par rapport au sujet. N'ont été retenues que des références écrites en français ou en anglais, correspondant ou transposable au cadre géographique européen de l'étude (exclusion par exemple des travaux asiatiques sur les rizières) en privilégiant la période récente (environ 10-15 ans). Un complément d'informations a été recueilli par l'interrogation de plusieurs bases de données (EconlitTM et FrancisTM ...), portails de revues (Cairn...) et catalogues de bibliothèques (Worldcat...) pour la partie Sciences humaines et sociales (SHS).

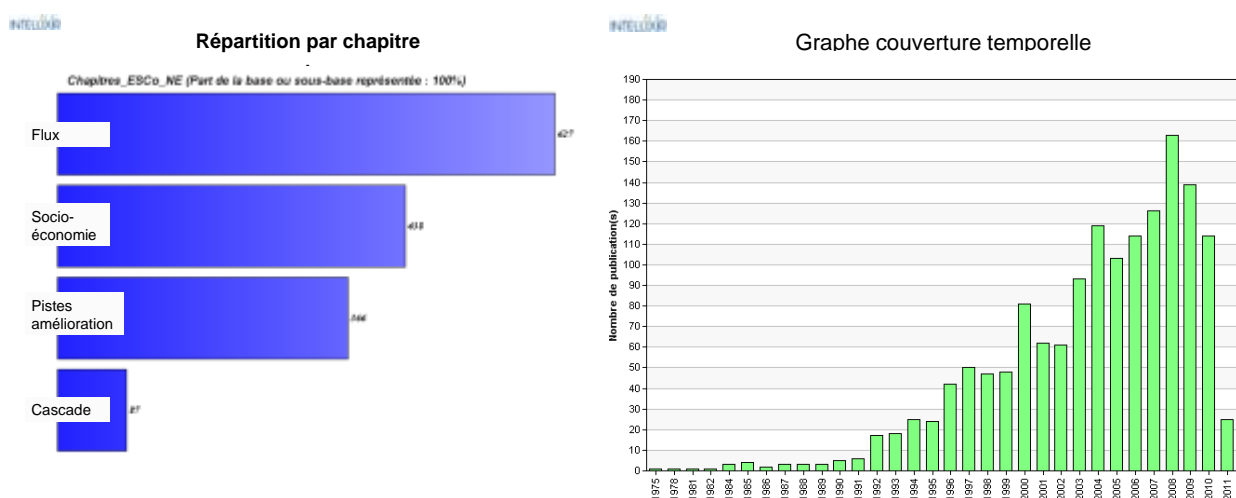
Quand les connaissances scientifiques ne sont pas stabilisées ou sont lacunaires, il est fait appel à de la littérature dite « grise », c'est-à-dire relevant de documents non validés par un comité de lecture scientifique : rapports, publications techniques, statistiques... La validation/certification de ces sources est faite dans le cadre de l'étude sous la responsabilité du groupe des experts. Ces sources peuvent également apporter d'autres types d'informations et des éclairages récents sur certaines questions (études non encore publiées dans la littérature scientifique).

Pour favoriser les échanges d'informations, l'expertise disposait aussi d'un espace de travail partagé Silverpeas© où ont été déposés la base bibliographique générale et les versions successives du rapport et de la synthèse. Une veille bibliographique a été mise en place sur les bases de données (WOSSM et CABI®), tout au long de l'expertise (thématiques Biotechniques) et diffusée via Silverpeas©.

Taille du corpus, enrichissement et sélection. L'exploration initiale avait apporté quelques 20 000 références. Une première sélection drastique a ramené le corpus à une dimension abordable par les experts pour un premier cadrage : 1 156 références compilées dans une base EndNote© et réparties par chapitre et par expert. Sur cette base, des échanges et demandes de compléments ont abouti à une base intermédiaire de 2 258 références. C'est cette base que les experts ont exploité. Ils ont encore eu recours à des ajouts et opéré des sélections. Le corpus final est de 1360 références (dont 1 332 analysées).

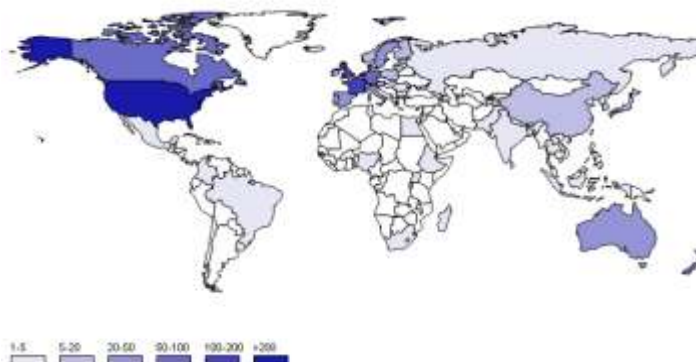
Ce travail itératif a permis une analyse intermédiaire du corpus (réunion plénière des 4 et 5 janvier 2011) au cours de laquelle la couverture temporelle et les concepts ont été discutés et élargis.

Figure 0.1 : Représentations du corpus bibliographique intermédiaire discutées par les experts (base intermédiaire de 2 258 références)



Carte pays associés aux publications

Les pays associés aux articles sont détectés aux sein des champs « affiliations » des notices d'articles.
Attention : les références provenant de différentes bases, les affiliations sont très hétérogènes (une affiliation principale ou toutes les affiliations). Le nombre de publications par pays est donc sous estimé.



Les auteurs experts

Le Facteur d'expertise est calculé à partir du nombre de publication et du nombre de co-auteurs différents.

Auteurs	Facteur d'expertise
Oenema O	3816
Velthof GJ	1950
Dourmad Jy	1541
Keulen Hv	989
Beline F	867
Sommer Sg	855
Erisman Jw	819
Aarts Hfm	741
Scholefield D	684
Billen G	672
Webb J	663
Chadwick Dr	646
Olesen Je	627
Morvan T	559
Oenema J	532

Par ailleurs, le corpus ayant été constitué initialement par les documentalistes sans *a priori* scientifique, le mouvement important de références nouvelles ou disparues oblige à s'interroger sur d'éventuels biais dans l'évolution du corpus, notamment en termes de champs couverts, d'écoles de pensée représentées et d'auteurs cités. Nous nous sommes interrogés :

- 1) sur les chapitres ayant connu le plus d'ajouts : il s'agit essentiellement des chapitres 5, 6, 7 (quantification des flux) et 8 (indicateurs d'évaluation).
- 2) si les ajouts (corpus final / corpus intermédiaire) modifiaient la typologie des sources. Il se trouve que la majorité des ajouts concerne des articles scientifiques.

Figure 0.2 : Ajouts en cours d'expertise

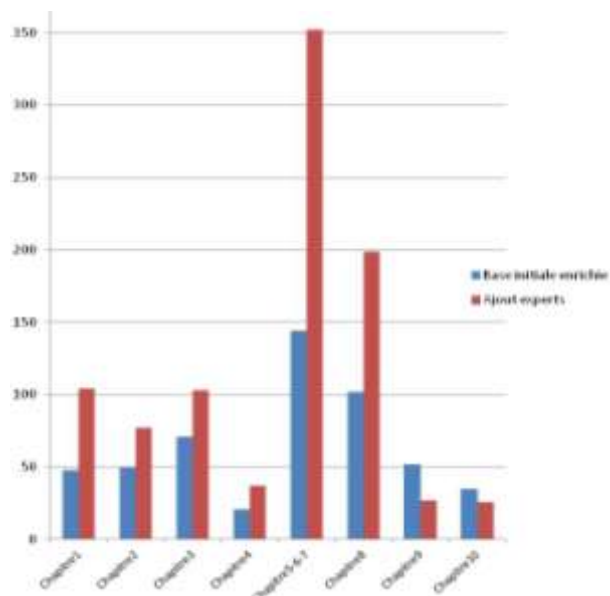
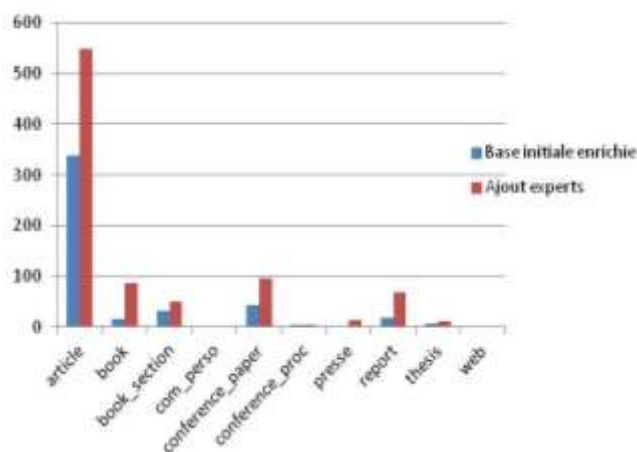


Figure 0.3 : Types de document ajoutés



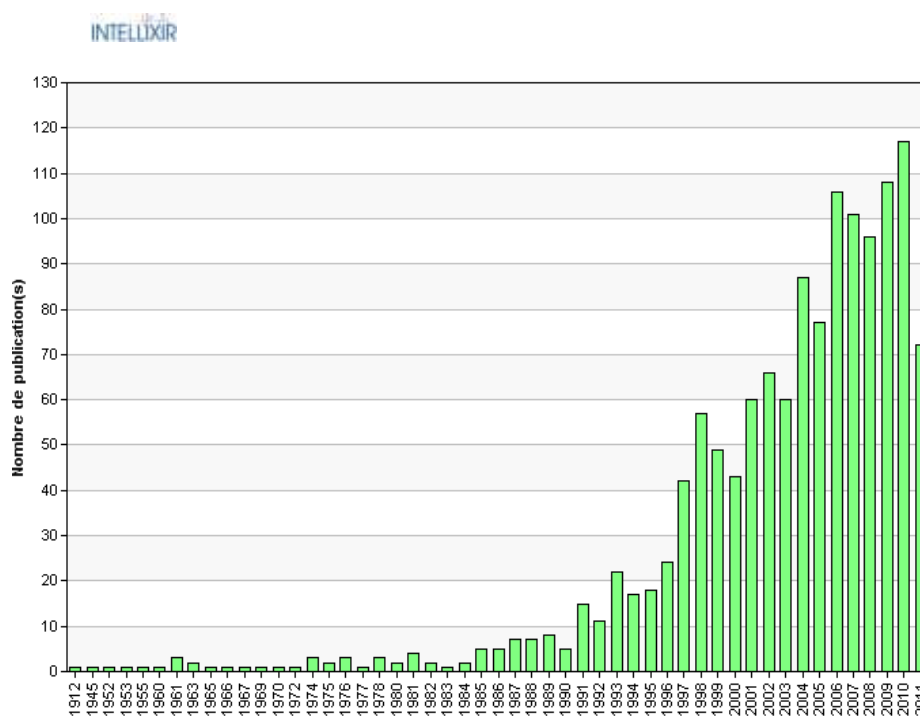
3) Enfin, nous avons vérifié la pertinence des références citées par rapport aux différents courants de pensées. Pour ce faire, nous avons comparé les corpus intermédiaire et final, en termes d'auteurs et de sources. Puis, nous avons sélectionné les auteurs cités au moins 5 fois et vérifié leur absence ou présence dans les deux corpus. Parmi les 2 912 auteurs du corpus final, on compte 8 nouveaux auteurs (parmi les auteurs cités au moins 5 fois) dont les travaux portent sur des thématiques agronomiques. Les 27 auteurs disparus (parmi les auteurs cités au moins 5 fois) sont essentiellement des économistes dont les travaux sont trop techniques ou technico-économiques (gestion, comptabilité), pas assez pertinents au regard de l'analyse théorique ou trop illustratifs. Le reste concerne des publications traitant plus spécifiquement de pollutions (qualité de l'eau, odeurs, pesticides...).

A partir de la comparaison entre le corpus initial-enrichi (2 258 références) et le corpus final (1 332), pour les occurrences ≥ 3 , nous avons identifié les revues disparues/apparues. Les 8 revues apparues (comme support de publications citées au moins 3 fois) ont pour thématique : agronomie, sciences politiques, indicateurs et pour la moitié ne sont pas référencées dans les bases de données interrogées. Pour les 26 revues disparues (comme support de publications citées au moins 3 fois), d'après le « scope » des éditeurs, ces revues traitent essentiellement de questions de pollution de l'eau, préservation des ressources, climatologie, ingénierie, géographie... ou sont des revues d'associations nationales. Il n'apparaît pas de distorsion entre les courants de pensées. Les références ajoutées concernent pour l'essentiel des auteurs déjà présents dans le corpus initial mais pour des références différentes de celles initialement proposées. La même analyse prévaut pour les supports de publications.

Analyse du corpus final

Couverture temporelle. Quatre cinquièmes des références couvrent la période 1998-2011. Pour les références antérieures à cette période plus d'un quart sont des ouvrages.

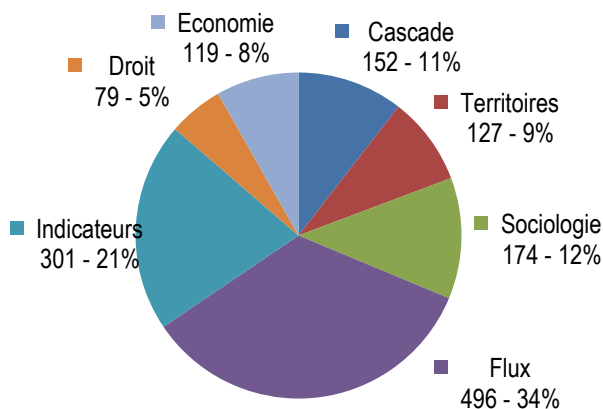
Figure 0.4 : Couverture temporelle du corpus bibliographique



Répartition des références par chapitre. 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 des autres flux ayant des impacts environnementaux. La littérature relative aux indicateurs et méthodes est également très 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. 92 % des références sont citées dans un seul chapitre, 7 % dans deux chapitres, 1 % dans trois chapitres. Seule la référence suivante « Jarvis, S., N. Hutchings, et al. (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. » issue de *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives.*, est citée dans quatre chapitres.

Figure 0.5 : Répartition des références par chapitre



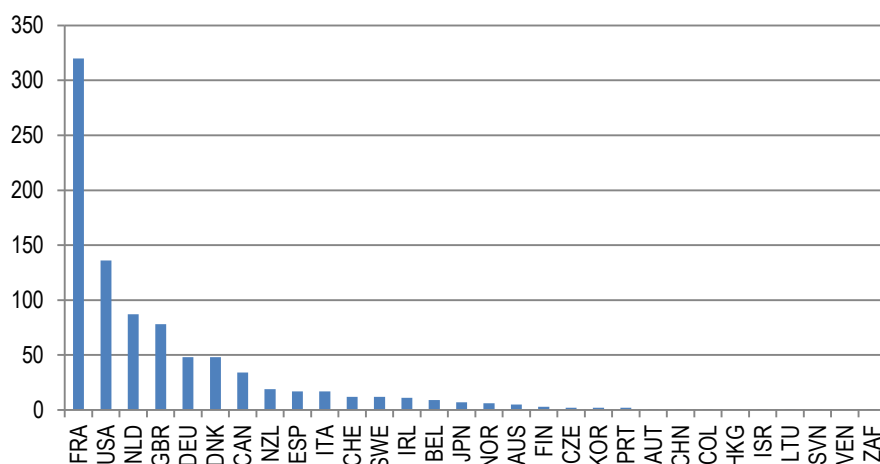
NB : Dans cette représentation graphique, ont été regroupés, sous le vocable « Economie », les chapitres concernant l'économie (chapitre 10) et les stratégies de concentrations (chapitre 4).

Les auteurs du corpus.

Dans le corpus final, il y a 2 912 auteurs. Les bases de données étant très hétérogènes en termes d'affiliation des auteurs, nous avons fait le choix de ne considérer que l'affiliation du premier auteur pour les 884 articles, afin d'établir son origine géographique. Pour 40% des références, le premier auteur est européen, pour 36% il est Français et pour 24% il est originaire d'un autre continent (Amérique, Asie ou Océanie). Les pays européens les plus représentés sont les Pays-Bas, la Grande-Bretagne, l'Allemagne et le Danemark.

Les experts apparaissent bien placés dans le corpus bibliographique final : une dizaine d'entre eux figurent parmi les 50 premiers auteurs les plus cités.

Figures 0.6 : Origine des 50 premiers auteurs



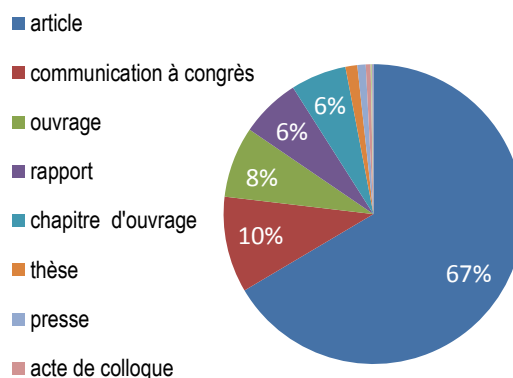
Sources du corpus

Répartition des références par type de document.

Le type de document « Article » regroupe tous les travaux parus dans une revue, scientifique ou technique. Dans la catégorie « Communication à congrès » sont classées les travaux présentés lors d'un congrès national ou international, avec ou sans comité de lecture.

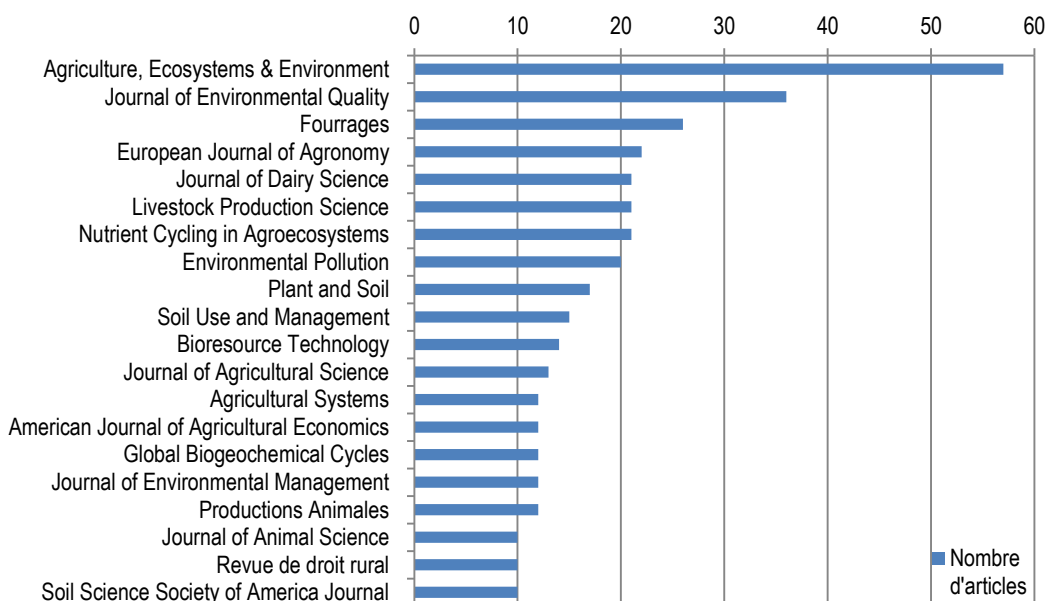
Le corpus final est constitué de 67 % d'articles. En incluant les principales conférences dans des congrès internationaux, les trois quarts des sources citées sont référencées dans les bases de données internationales. Le dernier quart est constitué d'ouvrages et de chapitres d'ouvrages scientifiques et techniques et dans une moindre mesure, de rapports issus d'organismes d'Etat, de collectivités et des instituts techniques, de thèses, d'articles de presse et de pages web.

Figure 0.8 : Types de document



Les revues de publications. Parmi les 1 332 références citées dans le rapport, il y a 67 % d'articles répartis dans 272 revues. Le top 20 des revues présente celles dans lesquelles sont citées au moins 10 articles. 42% des articles cités dans le rapport sont issues de ces 20 revues, listées ci-dessous :

Figure 0.9 : Top 20 des revues citées



Parmi ces 20 revues, 19 sont classées dans les « subject category » du WOSSM :

- AGRICULTURE, DAIRY AND ANIMAL SCIENCE
- ENVIRONMENTAL SCIENCES
- SOIL SCIENCE
- AGRICULTURE, MULTIDISCIPLINARY
- AGRONOMY

La Revue de droit rural n'est pas référencée dans le *Journal of Citations ReportSM : Journal of Citations ReportSM* qui recense les revues analysées dans les bases de données du Web of KnowledgeSM

Autres sources

102 ouvrages, 80 chapitres d'ouvrages, 17 thèses et 12 articles de presse (la majorité dans le quotidien *Le Monde*) ont également été cités.

En termes de littérature grise, on compte 87 rapports scientifiques et techniques, édités par des institutions nationales ou internationales. Les principaux commanditaires sont les suivants :

- European Union
- Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche
- Alterra Wageningen
- Corpen
- European Environmental Agency (EEA)
- Inra
- Institut de l'Elevage
- Ademe
- Agroscope FAL Reckenholz

Les experts ont également cité des communications présentées lors de symposiums nationaux et internationaux (141 communications lors d'un colloque et 7 actes de colloque). Ces colloques se sont tenus pour 57% en France, 33% en Europe et 10% à l'international. Les deux tiers des colloques cités abordent la problématique de l'expertise sous l'angle élevage et un tiers sous l'angle azote et sol.

Tableau 0.5 : Les colloques les plus cités

Rencontres Recherches Ruminants	26
Journées Recherche Porcine	24
Nitrogen Workshops	9
Ramiran	9
International Nitrogen Conference	4
International Conference on LCA in the AgriFood Sector	3
Journées de la Recherche Avicole	3
Journées de Recherches en Sciences Sociales Inra Sfer Cirad	3
International Congress of the International Society for Animal Hygiene	2
Annual meeting of American Agricultural Economics Association	2
Canadian Agrienvironmental Indicators, Canadian Society of Soil Science Annual Meeting	2
Entretiens du Pradel	2
ESA Congress	2
General meeting of the European Grassland Federation, British Grassland Society	2
International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium ILES VIII	2
OECD Workshop: Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability	2
Séminaire José Rey : Impact des mesures agroenvironnementales et des soutiens au développement rural	2

NB : « Les Rencontres Recherches Ruminants », « Journées Recherche Porcine » et « Journées de la Recherche Avicole », sont des colloques annuels à destination des professionnels, organisés par les instituts techniques et l'Inra. Les communications présentées font l'objet d'un processus de peer-review et d'une publication, pour partie référencée dans les bases de données internationales.

Partie I

Origines et état des lieux des flux d'azote liés aux élevages

Chapitre 1 : La cascade de l'azote et l'élevage, et ses conséquences

Chapitre 2 : Les flux d'azote au sein des territoires et le rôle de l'élevage

Chapitre 3 : La mise en société du problème du nitrate

Chapitre 4 : Les dynamiques de concentration, origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires

Chapitre 1: La cascade de l'azote et l'élevage, et ses conséquences

1.1.	<i>Des évolutions majeures dans le cycle de l'azote depuis le 19^{ème} siècle</i>	30
1.2.	<i>L'azote réactif dans l'environnement : formes, production et transformation</i>	32
1.2.1.	Les formes de l'azote dans la biosphère.....	32
1.2.2.	Les processus de formation primaire d'azote réactif.....	33
1.3.	<i>La cascade de l'azote : processus de transformation et de transfert au sein des écosystèmes et de la biosphère</i>	35
1.3.1.	Une chaîne de processus et d'impacts entre et au sein des différents compartiments de l'environnement.....	35
1.3.2.	Les processus de transformation de l'azote en agriculture	37
1.3.3.	Les processus de transformation de l'azote alimentaire par les animaux	41
1.3.4.	Les processus de transfert de l'azote dans l'environnement naturel et agricole	44
1.3.5.	Une redistribution continue de l'azote au sein des agro écosystèmes	47
1.4.	<i>Couplage entre cycle de l'azote, du carbone et du phosphore</i>	48
1.5.	<i>Impacts environnementaux de l'azote et coûts induits</i>	50
1.5.1.	Changement climatique	50
1.5.2.	Transferts et dépôts atmosphériques à longue distance	51
1.5.3.	Qualité de l'air	53
1.5.4.	Contamination des eaux et conséquences	54
1.5.5.	L'évaluation économique des impacts environnementaux de l'azote est délicate	55
1.5.6.	Interpellation sur les modes de consommation et changements globaux	56
1.6.	<i>L'azote dans les systèmes d'élevage</i>	56
1.6.1.	Circulation de l'azote au sein de l'exploitation d'élevage	56
1.6.2.	Les spécificités de l'élevage dans la cascade de l'azote.....	59
1.6.3.	Les flux d'azote dans différents systèmes de productions animales	61
	<i>Références bibliographiques du chapitre 1</i>	65
	<i>Analyse du corpus bibliographique du chapitre 1</i>	78

Chapitre 1. La cascade de l'azote et l'élevage, et ses conséquences

Auteurs

Pierre Cellier
Philippe Rochette
Philippe Favardin

Résumé

Ce chapitre décrit les phénomènes généraux de circulation de l'azote dans l'environnement en pointant les spécificités des activités d'élevage. L'azote est un élément constitutif de tout être vivant, il est indispensable à la vie. Très abondant sous forme de diazote (N_2), il n'est utilisable que par certains microorganismes, dont les Rhizobium impliqués dans la fixation symbiotique d'azote par des légumineuses. Pour les autres êtres vivants, l'azote n'est utilisable que sous des formes réactives. Ces formes réactives se transforment et circulent dans l'air, l'eau, le sol et les matières vivantes selon des processus physiques, biologiques et chimiques qui sont représentés par une « cascade de transferts et transformation de l'azote », conduisant à une cascade d'impacts.

Jusqu'au début du 20^e siècle, la fixation symbiotique et le recyclage de l'azote grâce aux déjections animales fournissaient l'amendement organique nécessaire au maintien de la fertilité des sols. La mise au point du procédé Haber-Bosch a permis la synthèse industrielle d'ammoniac à partir de diazote et rendu possible la fertilisation des sols sans association avec l'élevage. 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. Mais l'efficacité de l'azote en agriculture est faible : près de la moitié ou davantage des quantités consommées se dispersent dans l'environnement. Ces fuites ont des impacts divers qui interviennent à différentes échelles spatiales (locales à globale) et temporelles. L'élevage a une contribution importante dans les fuites d'origine agricole, principalement pour trois composés : l'ammoniac qui contribue à l'acidification, à l'eutrophisation des milieux, et à la formation de particules atmosphériques ; le nitrate qui dégrade la qualité des eaux ; et le protoxyde d'azote qui est un puissant gaz à effet de serre et participe à la destruction de l'ozone stratosphérique.

Mots clés

Cascade de l'azote, cycle de l'azote, azote réactif, impact, système d'élevage

Ce chapitre a pour objectif de décrire les phénomènes généraux de circulation de l'azote dans les écosystèmes en pointant les spécificités des élevages. Il dresse un état des lieux des flux et des impacts à l'échelle des différents bassins de production animale en Europe et en France. Nous reviendrons plus en détail sur les modulations possibles des flux en fonction des pratiques dans le chapitre 5.

1.1. Des évolutions majeures dans le cycle de l'azote depuis le 19^{ème} siècle

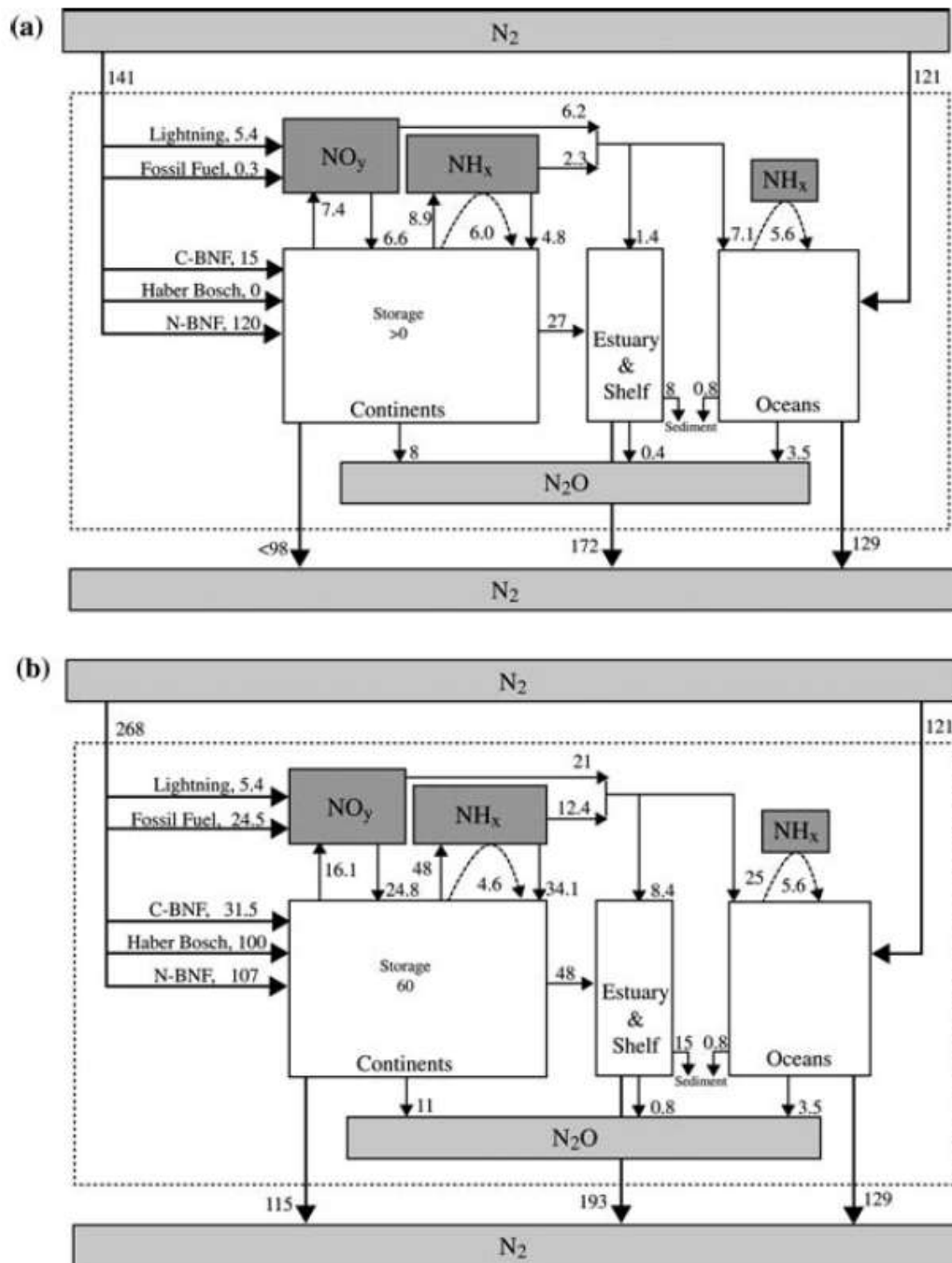
L'azote est un élément indispensable à la vie car il est constitutif de tout être vivant (ADN, protéines...). C'est en conséquence un élément essentiel de la production végétale et animale sous toutes ses formes, depuis les organismes microbiens jusqu'aux organismes les plus évolués et les plus complexes. Cependant, même s'il est très abondant à la surface du globe (il y a plus d'azote que de carbone, d'hydrogène et de phosphore réunis dans les compartiments de l'environnement où se développe la vie : biosphère, hydrosphère, atmosphère) les êtres vivants ne peuvent que très marginalement tirer profit de cette abondance : plus de 99% de cet azote est présent sous une forme inerte, le diazote (N_2), que plus de 99% des êtres vivants sont incapables d'utiliser. Seuls des microorganismes tels que les *Rhizobia* impliqués dans la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses, sont capables d'utiliser cette forme d'azote et de la transformer en azote ammoniacal puis organique (Cleveland et al., 1999), qui pourra à son tour être utilisé par d'autres êtres vivants et transformé en d'autres formes d'azote réactives¹. D'autres processus naturels, les éclairs produits lors des orages et la combustion de biomasse, produisent des formes oxydées d'azote (NO , NO_2 , NO_3 , $HONO$, HNO_3 , ...) par oxydation du diazote dans l'atmosphère (Forster et al., 2007; Prather et al., 2001). Cet azote oxydé pourra être utilisé par les êtres vivants, une fois absorbé par la végétation par ses stomates (dépôts secs) ou par le biais de dépôts atmosphériques puis voie racinaire, suite aux précipitations. Ces sources sont beaucoup plus faibles que la source biologique qui est restée la source d'azote réactif essentielle jusqu'au début du 20^e siècle (Galloway et al., 2004).

En aval de cette formation primaire d'azote réactif à partir de diazote se produit toute une cascade de transformations opérées par voie chimique et surtout biochimique par une large gamme d'êtres vivants, des microorganismes aux végétaux et animaux supérieurs, conduisant à des formes minérales. Le retour à la forme N_2 , seule transformation qui évite une accumulation d'azote réactif dans l'environnement, se faisait presque exclusivement par dénitrification biologique. Le cycle de l'azote dans l'environnement, incluant les activités agricoles, était donc largement dominé par deux processus biologiques, la fixation symbiotique et la dénitrification avec, entre les deux, tout un ensemble de transformations et transferts de formes réactive entre compartiments de l'environnement (Figure 1.1) (Erisman et al., 2011; Galloway et al., 2004).

Pour répondre à une demande accrue en azote réactif pour la production alimentaire à la fin du 19^e siècle, des ressources en azote ont commencé à être exploitées telles que les dépôts de salpêtre et de guano au Chili, mais aussi l'azote présent dans le charbon et la tourbe (Sutton et al., 2008). A partir de la révolution industrielle, à la fin du 19^e siècle, deux processus principaux sont venus modifier drastiquement ce paysage de l'azote réactif. Tout d'abord, l'utilisation de plus en plus massive de combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel, ...) pour la production d'énergie, les transports, l'industrie et les activités domestiques est venue augmenter fortement les quantités d'azote oxydé présentes dans l'environnement (Figure 1.2). Le deuxième processus a été le plus déterminant : il s'agit du procédé Haber-Bosch faisant la synthèse d'ammoniac à partir de diazote et de dihydrogène (H_2) à l'échelle industrielle (Erisman et al., 2008a). La production d'azote réactif par ce procédé a dépassé quantitativement la fixation symbiotique depuis la fin du 20^e siècle à l'échelle globale.

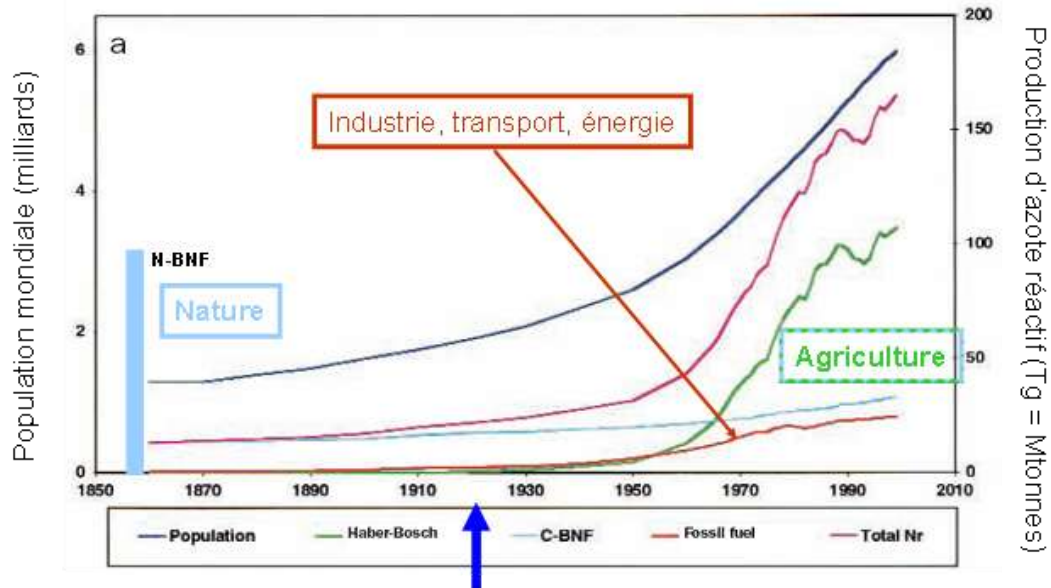
¹ L'azote réactif (Nr) inclut tous les composés azotés biologiquement, photochimiquement ou radiativement actifs dans l'atmosphère et la biosphère terrestre. Nr inclut donc les formes réduites inorganiques de l'azote (e.g., ammoniac [NH_3] et ammonium [NH_4^+]), les formes oxydées inorganiques (e.g., oxyde d'azote [NO_x], acide nitrique [HNO_3], protoxyde d'azote [N_2O], et nitrate [NO_3^-]), et les composés organiques (e.g., urée, amines, protéines et acides nucléiques).

Figure 1.1 : Les composantes du cycle global de l'azote au milieu du 19^e siècle (a) et la fin du 20^e siècle (b) (Galloway et al., 2004).



C'est donc un cycle global et local de l'azote profondément perturbé » par les activités humaines que nous connaissons aujourd'hui, ce qui soulève, nous le verrons (section 1.5) tout un ensemble de questions sur l'impact des activités humaines, et plus particulièrement agricoles, sur l'environnement et la santé. Au-delà de ces faits majeurs, les considérations précédentes ont également fait apparaître la complexité de ce cycle, avec toute une variété de formes d'azote présentes dans l'environnement et toute une gamme de processus naturels et anthropiques de formation, de transformation et de transfert d'azote réactif dans l'environnement.

Figure 12 : Evolution de la production d'azote réactif 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, la courbe C-BNF correspondant à celle des systèmes agricoles (Figure adaptée de (Galloway et al., 2003)). La flèche bleue indique le début de la mise en œuvre du procédé Haber-Bosch).



1.2. L'azote réactif dans l'environnement : formes, production et transformation.

1.2.1. Les formes de l'azote dans la biosphère

Une des particularités de l'azote dans la biosphère est la coexistence de formes organiques et minérales de même que réduites et oxydées (Tableau 1.1). Cette situation découle du fait que les formes prises par l'azote ne dépendent pas uniquement des conditions physico-chimiques du milieu mais aussi et surtout de l'activité biologique.

Diazote : Le diazote ou azote moléculaire (N_2) est composé de deux atomes fortement retenus l'un à l'autre. Le diazote est de loin la forme la plus abondante (>99%) de l'azote dans la biosphère. On le retrouve principalement dans l'atmosphère dont il est le principal constituant (78%). En raison de son inertie chimique, il représente un pool d'azote non-toxique facilement accessible aux microorganismes fixateurs de tous les écosystèmes terrestres et marins.

Azote ammoniacal : L'azote ammoniacal regroupe les deux formes les plus réduites d'azote : l'ammonium (NH_4^+) et l'ammoniac (NH_3). L'ammonium est notamment le produit de la fixation biologique du diazote. Il est donc la première forme réactive sous laquelle cet atome entre dans le cycle biogéochimique de l'azote. L'ammonium se retrouve aussi en grandes quantités dans les effluents d'élevage car les animaux excrètent leurs excédents azotés sous des formes génératrices d'ammonium. Ainsi, l'azote ammoniacal représente généralement entre 40 et 75% de l'azote total d'un lisier. L'ammonium est un solide alors qu'aux températures et pressions normales, l'ammoniac est un gaz. À l'état sec, seuls les cristaux d'ammonium sont présents, mais ils sont très solubles et l'ammoniac se forme lors de la dissociation de l'ammonium en solution. Il se partage alors entre une fraction dissoute dans le solvant et une autre volatilisée dans l'air en contact avec la solution. Cette partition est gouvernée par des équilibres physico-chimiques déterminés par les propriétés du solvant (pH et température) et du milieu (température). Les processus précédents se produisent aussi bien dans les sols que dans les plantes (apoplasme), les effluents d'élevage (bâtiment, stockage, après épandage) ou depuis les engrais minéraux. L'azote ammoniacal est toxique pour la faune aquatique. La charge positive de l'ammonium

réduit considérablement sa mobilité dans le sol alors que l'ammoniac volatilisé peut parcourir de grandes distances par le biais du transport atmosphérique. Dans l'atmosphère, l'ammoniac réagit avec les acides pour former de fines particules qui sont à l'origine de problèmes respiratoires et de la possible formation de « smog » (Wolfe and Patz, 2002).

Tableau1.1 : Exemple de composés azotés et de leur état d'oxydation ; d'après (Erisman et al., 2011)

<i>Etat d'oxydation</i>	<i>Exemple</i>	<i>Nom</i>
<i>Formes réduites</i>		
-3	NH ₃	Ammoniac
-2	NH ₂ NH ₂	Hydrazine
-1	HNNH	Diimide
0 non réactif	N ₂	Diazote
<i>Formes oxydées</i>		
+1		
+2	NO	Monoxyde d'azote
+3	HNO ₂	Acide nitrique
+4	NO ₂	Dioxyde d'azote
+5	HNO ₃	Acide nitrique

Oxydes d'azote : Les formes oxydées de l'azote incluent le monoxyde (NO), le dioxyde (NO₂), le protoxyde (N₂O), le nitrite (NO₂⁻) et le nitrate (NO₃⁻). Tous sont des produits ou sous-produits de la nitrification ou de la dénitrification. Le nitrate est le produit final de la nitrification et est le plus abondant de ces composés. Il est en général moins toxique que l'ammonium pour les systèmes aquatiques, mais est très mobile et peut cependant entraîner des désordres nutritionnels conduisant à l'eutrophisation et à la dégradation du milieu. Le nitrite est un intermédiaire hautement toxique de la nitrification et de la dénitrification, mais il est très instable et son accumulation dans le sol est peu fréquente, généralement associée à une application localisée d'urée et à la hausse de pH causée par son hydrolyse. Les monoxyde, dioxyde et protoxyde d'azote sont des sous-produits gazeux de la nitrification, vraisemblablement émis lors de la réduction dissimilative du nitrite en milieux peu oxygénés (Hutchinson and Davidson, 1993). Le N₂O est également un intermédiaire libre de la dénitrification et de la nitrification. Ces gaz sont produits en faible quantité mais ont des impacts significatifs sur l'environnement atmosphérique. Ainsi le NO₂ favorise la production d'ozone troposphérique (Dentener et al., 2006; Levy et al., 2005; Mégie, 1993). Le N₂O quant à lui est un puissant gaz à effet de serre (Forster et al., 2007) et un précurseur de NO dans la stratosphère, contribuant à la destruction de l'ozone stratosphérique (Crutzen, 1970).

Azote organique : L'azote organique désigne celui qui est intégré à des molécules organiques telles que les acides aminés, protéines, enzymes ou constituants des parois cellulaires. Ces molécules peuvent faire partie d'être vivants (plantes animaux et microorganismes) ou de sous-produits morts plus ou moins décomposés issus de ces biomasses vivantes. Les pools d'azote organique les plus souvent identifiés sont les biomasses végétales et microbiennes (formes vivantes) et la matière organique du sol (formes mortes). La teneur en azote de ces formes organiques est habituellement inférieure à 4% mais peut atteindre 6,5% pour les fruits des légumineuses. Les transformations de ces matières organiques et les relations entre ces différents compartiments sont dépendantes des rapports entre leurs teneurs en carbone et en azote (rapport C/N). Ce point est développé dans la section 1.4 (Couplage entre cycle de l'azote, du carbone et du phosphore).

1.2.2. Les processus de formation primaire d'azote réactif

Trois processus principaux sont à l'origine de la formation primaire d'azote réactif (Erisman et al., 2011; Galloway

et al., 2003). Tout d'abord la fixation biologique qui était, jusqu'à la fin du 19^e siècle la source quasi unique d'azote réactif, puis la combustion de biomasse et l'utilisation de combustibles fossiles, et le procédé Haber-Bosch. De nombreux autres processus, essentiellement biologiques, sont à l'origine d'azote réactif, mais à partir de la transformation de l'azote réactif, minéral ou organique, en des formes plus ou moins labiles

1.2.2.1. Fixation biologique

Des centaines de bactéries et actinomycètes peuvent transformer le diazote en azote réactif. La plupart sont des bactéries « libres » le plus souvent localisées dans la rhizosphère des plantes. Certaines ont établi des relations symbiotiques avec des hôtes spécifiques. Parmi ces dernières, les plus importantes pour l'homme sont les Rhizobia grâce à leur association avec les légumineuses. Ce partenariat apporte aux plantes l'azote réactif dont elles ont besoin alors que l'hôte procure aux Rhizobia un environnement favorable à leur activité (anoxie et substrats carbonés). L'azote fixé par Rhizobium, une fois transformé en ammonium, est utilisé pour satisfaire les besoins physiologiques et structuraux de la bactérie et de la légumineuse hôte. Seule une petite partie est relâchée dans le sol sous forme ammoniacale. L'azote intégré aux biomasses végétale et microbienne ou azote organique est relativement stable et ne sera libéré dans le sol qu'à la décomposition des cellules végétales et microbiennes mortes sous forme d'ammonium lors de l'ammonification.

Les quantités de diazote fixées annuellement par les légumineuses agricoles dans le monde sont énormes et ont augmenté de 17 à 40 millions de tonnes au cours du 20^e siècle (Galloway et al., 2003; Kinzig and Socolow, 1994) ; voir Figure 1.2). Cette augmentation est en grande partie due à l'accroissement de la production de soja, particulièrement depuis 1980. Paradoxalement en France, les superficies consacrées à la culture des légumineuses fourragères ont diminué de 3,5 millions à 632 000 ha entre 1960 et 2007 et celles implantées en soja ont baissé de 120 000 à 55 000 ha entre 2001 et 2010. Ces pertes ont été en grande partie au profit de l'expansion des cultures céréalières. En 2008, la production française de soja a été de 60 000 t soit 17% de la production européenne et 0,15% de la production mondiale. Par rapport aux besoins nationaux, cette production est faible et la presque totalité des 31.9 millions de tonnes de tourteaux de soja consommés en Europe en 2009 étaient importés (Labalette et al., 2010). Malgré la hausse des superficies mondiales en légumineuses, l'utilisation croissante des fertilisants de synthèse a réduit la proportion des besoins en azote des plantes agricoles qui est satisfaite par la fixation biologique dans la plupart des pays.

1.2.2.2. Combustion

Il s'agit de la principale source d'azote oxydé. La combustion de la biomasse et des combustibles fossiles produit des oxydes d'azote à partir de l'azote contenu dans le combustible lui-même ou de l'azote atmosphérique. Ces processus se produisent dans l'industrie, la production d'énergie, les transports et les activités résidentielles (chauffage). Il faut noter qu'il s'agit ici d'une production non intentionnelle d'azote réactif qui va être disséminé rapidement par l'atmosphère et qui constitue une source d'azote pour les écosystèmes par le biais des dépôts atmosphériques. L'évolution de cette source d'azote suit celle de l'utilisation de combustibles fossiles et représente actuellement 411 000 t d'azote réactif formé par an en France (Citepa, 2011), soit environ 20% de la quantité d'engrais azotés utilisés, et 21% de la source d'azote réactif à l'échelle européenne (Sutton et al., 2011b).

1.2.2.3. Fixation industrielle

Ce n'est qu'au début du siècle dernier que fut développée une méthode industrielle de synthèse de l'ammoniac par Fritz Haber. Le procédé consiste en la réaction entre le diazote et le dihydrogène en présence d'un catalyseur dans un environnement fortement pressurisé. Cet ammoniac était synthétisé principalement pour la production d'explosifs et pour la production d'engrais, ce dernier usage étant aujourd'hui de loin le principal. Commencée en 1913, la fixation industrielle de diazote s'est accélérée entre 1950 et 1970 en grande partie en réponse à l'introduction de nouveaux cultivars à haut rendement pouvant valoriser une forte fertilisation azotée. En 2000, les 100 millions de tonnes d'azote réactif ainsi produites annuellement à l'échelle globale dépassaient la fixation symbiotique naturelle et correspondaient à plus du triple de la fixation par les légumineuses agricoles ((Galloway et al., 2004) ; Figures 1.1 et 1.2). Cette source représente aujourd'hui 70% de la production d'azote réactif d'origine anthropique en Europe. En 2009, 2 111 000 t d'engrais azotés étaient utilisées en France (Citepa, comm. pers.). Cette découverte et son implémentation industrielle ont modifié profondément non seulement le cycle de l'azote, mais aussi le développement de nos sociétés et en particulier tout ce qui touche à

l'alimentation. On estime en effet qu'aujourd'hui, entre 40 et 50% des protéines de l'alimentation humaine ont pour source de l'azote obtenu par ce procédé (Erisman et al., 2008a). Si la contribution du procédé Haber-Bosch à l'amélioration de l'alimentation humaine ne fait aucun doute, les grandes quantités d'azote réactif qu'il ajoute annuellement à différents niveaux dans l'environnement posent cependant une menace sérieuse sur la santé humaine et l'environnement.

1.3. La cascade de l'azote : processus de transformation et de transfert au sein des écosystèmes et de la biosphère

1.3.1. Une chaîne de processus et d'impacts entre et au sein des différents compartiments de l'environnement

La contrepartie de la forte augmentation de la production d'azote réactif est qu'on est passé, entre la fin du 19^e siècle à nos jours, d'une situation de relative pénurie et de limitation de la production alimentaire par l'azote à une situation d'excès. Cette évolution s'est accompagnée d'une diminution de l'efficacité de la conversion d'azote dans les systèmes (Hatfield and Prueger, 2004) et la production d'excédents d'azote réactif qui entraînent des fuites importantes vers l'environnement qui vont y produire toute une série d'impacts en cascade. L'azote se transforme, au cours de sa circulation dans l'environnement, en diverses formes qui ont des impacts divers sur la santé, les écosystèmes et le climat (Galloway et al., 2003), ce qui a amené Galloway à introduire le concept de cascade de l'azote qu'il définit comme le transfert séquentiel de l'azote dans les systèmes environnementaux et ses conséquences en termes d'impacts (Galloway, 1998).

Dans le schéma suivant Sutton et al. mettent en évidence la multiplicité des transferts, transformations et impacts dans les différents milieux (écosystèmes, atmosphère, hydrosphère, homme) (Figure 1.3) (Sutton et al., 2011b). Galloway et al. donnent quelques exemples, que nous reprenons sous une forme différente ici, pour illustrer cette chaîne de processus (Galloway et al., 2003). Au départ, une molécule d'azote atmosphérique (N_2) est convertie en ammoniac (NH_3) par le processus Haber-Bosch pour produire de l'engrais. La moitié de l'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 (NH_3 , NO_x , N_2O , N_2) ou vers l'eau (NO_3^- , azote organique dissous) ou encore 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 déposée par la pluie sur un écosystème naturel qu'elle va contribuer à acidifier et/ou à eutrophiser. Le sol de cet écosystème saturé en azote, tout comme celui de la parcelle agricole initiale, produit aussi du NO_x émis vers l'atmosphère où il contribue à la formation d'ozone troposphérique, impactant la santé humaine et celle des écosystèmes. Il peut 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 N_2O (qui contribue alors au réchauffement global et à la dégradation de la couche d'ozone stratosphérique) ou en N_2 (dénitrification complète), bouclant ainsi le cycle.

Les chaînes de transformations et d'impacts illustrées ci-dessous concernent aussi bien les engrais agricoles que les effluents d'élevage ou les déchets produits par l'homme (ordures ménagères, boues de stations d'épuration). La cascade de l'azote est donc une vision dynamique qui suit l'azote dans les compartiments de l'environnement et qui permet de traduire la complexité du devenir et des impacts de l'azote dans l'environnement. Elle procure un cadre conceptuel dans lequel le rôle de l'azote dans la production alimentaire est relié à ses impacts environnementaux qui deviennent des motivations importantes de l'étude de l'azote. Elle illustre également la nécessité de traiter les différentes questions sous-jacentes de manière concertée, voire intégrée (Oenema et al., 2011b ; Sutton et al., 2011b).

Figure 1.3 : 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 les autres, les flux non intentionnels, d'après (Sutton et al., 2011b).

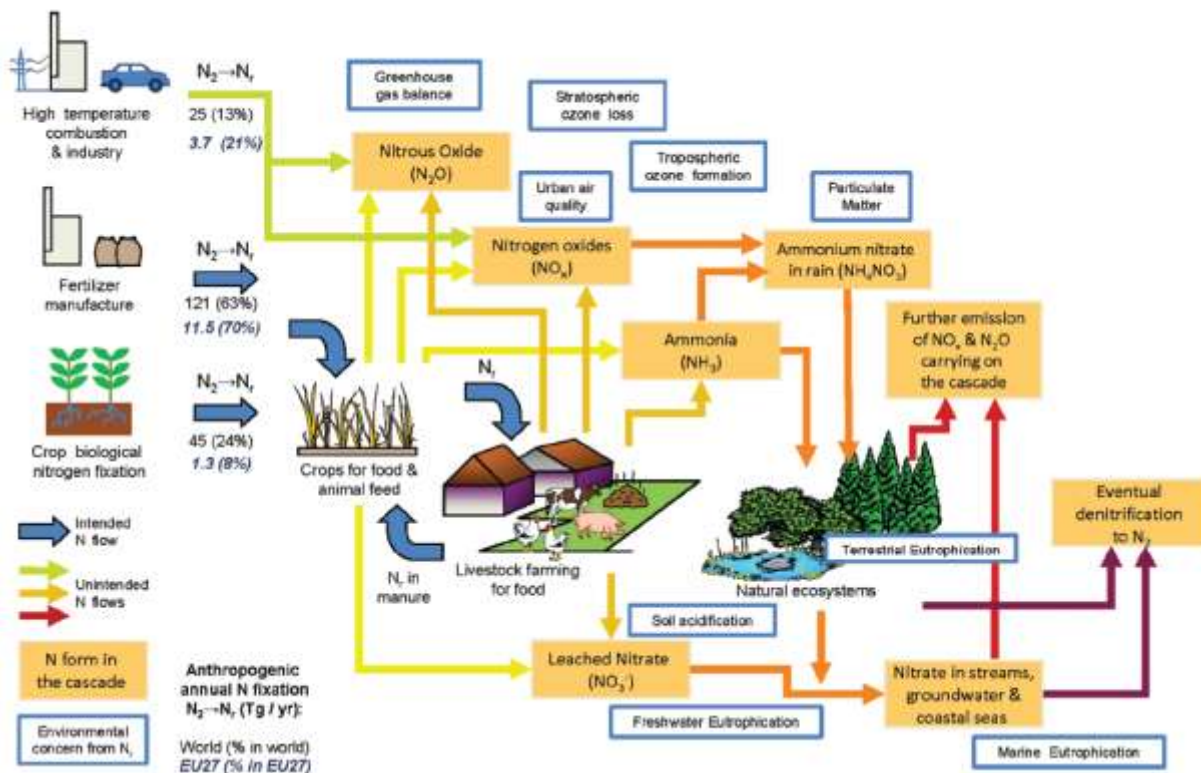


Tableau 1.2 : Caractéristiques de différents systèmes pour la cascade de l'azote, d'après (Galloway et al., 2003).

Système	Potentiel d'accumulation	Potentiel de transfert	Potentiel de production de N_2	Liens envers les systèmes en aval de la cascade	Effets potentiels
Atmosphère	Faible	Très élevé	Nul	Tous sauf eaux souterraines	Santé des hommes et des écosystèmes Changement climatique
Agroécosystèmes	Faible à modéré	Très élevé	Faible à modéré	Tous	Santé des hommes et des écosystèmes Changement climatique
Forêts	Elevé	Modéré Localement élevé	Faible	Tous	Biodiversité, productivité primaire, dépérissement, eaux souterraines
Prairies	Elevé	Modéré Localement élevé	Modéré	Eaux de surface atmosphère	Santé des hommes et des écosystèmes Changement climatique
Zones humides, cours d'eau, lacs...	Faible	Très élevé	Modéré à élevé	atmosphère, écosystèmes marin littoraux	Biodiversité, équilibre écologique, poissons
Régions littorales	Faible à modéré	Modéré	Elevé	Atmosphère	Biodiversité, équilibre écologique, poissons, blooms' algaux

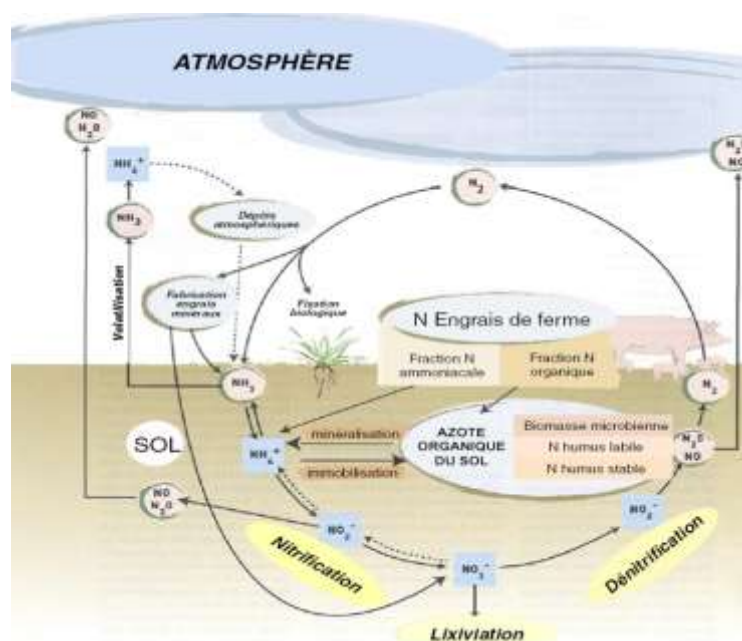
A côté de la synthèse industrielle d'engrais, les principales transformations de l'azote dans l'environnement sont de nature biologique : fixation biologique du diazote atmosphérique, l'immobilisation de l'azote minéral, l'ammonification de l'azote organique, la nitrification de l'ammonium et la dénitrification du nitrate. Les écosystèmes ont un rôle majeur dans le devenir de l'azote dans l'environnement (Tableau 1.1). Ce sont, de manière générale, des lieux importants de transformation de l'azote par la biomasse microbienne (minéralisation et organisation, nitrification, dénitrification) et les plantes supérieures (photosynthèse, respiration) mais également les animaux (assimilation de l'azote des aliments sous une forme relativement stable et transformation en déjections où l'azote est présent sous des formes beaucoup plus labiles). De plus, les écosystèmes peuvent stocker des quantités importantes de matière organique et, en conséquence, d'azote sous une forme stable (Galloway et al., 2003). Les systèmes agricoles occupent ici une place particulière, d'une part en raison des apports externes d'azote liés à la production agricole (engrais minéraux, aliments pour les animaux, matières organiques exogènes et carburants) et d'autre part par la gestion de l'azote au sein du système agricole qui conduit à des redistributions dans l'espace et le temps pour la conduite des cultures et de l'élevage. Le Tableau 1.1 souligne également leur potentiel vis-à-vis du transfert d'azote (cultures, prairies) et de son stockage, par le biais du stockage de matière organique du sol (prairies).

Comprendre les processus par lesquels l'azote réactif est produit et transformé dans la biosphère est nécessaire pour gérer cet élément nutritif de façon à maximiser son efficacité agronomique et à minimiser ses émissions et ses impacts sur les écosystèmes (dont qualité des sols, eaux et air). Il est également essentiel de comprendre comment cet azote émis est dispersé dans l'environnement par différentes voies (atmosphère, hydrologie, activités anthropiques) Les sections suivantes vont détailler l'ensemble des processus de transfert et de transformation de l'azote dans l'environnement et plus particulièrement dans les systèmes agricoles (cultures, élevage) car c'est là qu'est manipulé l'essentiel de l'azote réactif, entré initialement forme d'engrais et par fixation symbiotique (Sutton et al., 2011a).

1.3.2. Les processus de transformation de l'azote en agriculture

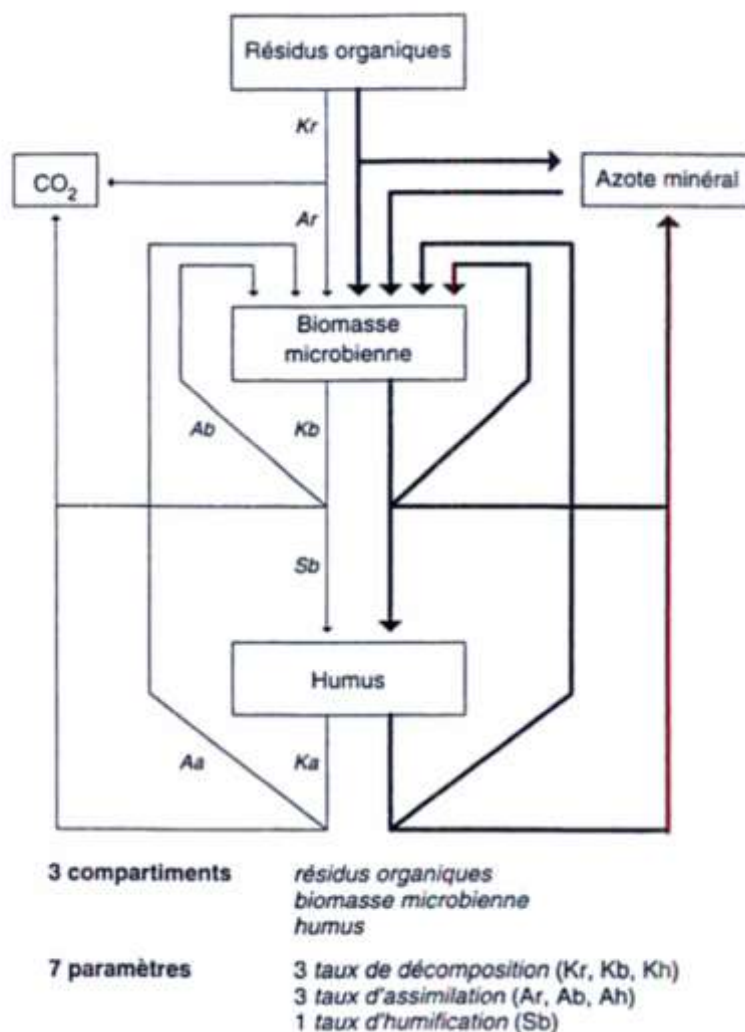
Dans la chaîne de la production alimentaire, l'azote suit un ensemble des transferts et de transformations depuis son application au sol sous une forme minérale (ammonium, nitrate, urée) ou organique (fumier, composts, lisiers, ...) jusqu'à l'aliment d'origine végétale ou animale (Figure 1.4). Le cycle de l'azote représente la suite des processus par lesquels l'azote est converti successivement en ses diverses formes chimiques et les parcours possibles des atomes d'azote dans le système agricole.

Figure 1.4 : Cycle de l'azote en agriculture reprise par l'Institut de l'élevage d'après (Nicolardot et al., 1997)



L'azote est, le cas échéant, hydrolysé et/ou nitrifié, absorbé par la plante et incorporé dans la matière organique (Figure 1.5). A l'inverse, à partir des résidus restant au champ, des apports de matière organique (par ex via les effluents) ou de la matière organique des sols, l'azote organique peut revenir à des formes minérales (Nicolardot et al., 1997 ; Recous et al., 1997). On voit donc apparaître à différents endroits des formes plus ou moins stables et mobiles, susceptibles de s'accumuler ou de se transformer plus ou moins rapidement et de revenir à une forme non réactive (N₂) par dénitrification (Hutchinson and Davidson, 1993).

Figure 1.5 : Transformations biologiques affectant le devenir de l'azote dans les sols. Schéma d'un modèle couplé carbone-azote à 3 compartiments (d'après (Nicolardot et al., 1997).



1.3.2.1. Absorption de l'azote par les végétaux supérieurs

L'azote est un des constituants majeurs des tissus végétaux et est souvent l'élément nutritif limitant la croissance des plantes en milieux naturels ainsi que le rendement des cultures agricoles. En milieux agricoles, l'exportation de N par les récoltes rend nécessaires des apports réguliers et importants de cet élément pour maintenir la fertilité des sols. L'azote est absorbé par les plantes sous différentes formes par voies racinaire et stomatique (Morot-Gaudry, 1998). La très grande majorité de la nutrition azotée des plantes se fait par le prélèvement de nitrate et, dans une moindre mesure, d'ammonium par les racines. Cet azote provient de plusieurs sources dont la décomposition de la matière organique du sol, des effluents et des autres amendements organiques. C'est également sous forme minérale – ou sous une forme rapidement minéralisée (e.g., l'urée) - que les engrais de synthèse apportent l'azote au sol. Certaines plantes (e.g., C4) préfèrent la forme ammoniacale et l'ammonium

sera prélevé en quantités plus grandes dans les sols acides où la nitrification est inhibée (Sierra, 2006). Cependant, sous des conditions normales, le nitrate est beaucoup plus abondant que l'ammonium dans le sol et il est donc la principale forme d'azote prélevé par les racines. Certaines plantes, particulièrement celles qui sont mycorhizées, peuvent absorber directement des molécules organiques simples comme l'urée et des acides aminés. Cette voie semble cependant plus importante pour les espèces forestières que pour la plupart des plantes cultivées.

Une quantité variable mais habituellement faible d'azote est également absorbée par diffusion de gaz azotés atmosphériques (NO_x et NH_3) par les stomates (Asman et al., 1998; Lalis, 1981). L'importance de cette voie dépend surtout de la concentration atmosphérique en ces gaz et peut représenter une part importante de la nutrition azotée des plantes situées à proximité d'une source ponctuelle d'ammoniac comme les bâtiments d'élevage ou une fosse à lisier.

1.3.2.2. Ammonification ou minéralisation et organisation ou immobilisation

L'azote représente jusqu'à 5% des biomasses végétale, animale et microbienne. La croissance et le fonctionnement de ces organismes nécessitent donc un apport important d'azote, le plus souvent minéral dont la forme la plus assimilable est NO_3^- puis NH_4^+ , quelquefois sous formes organiques (acides et sucres aminés). Une fois prélevé par l'organisme vivant, l'azote minéral du milieu est intégré dans les constituants des tissus organiques (synthèse des protéines, acides nucléiques et parois cellulaires), ce qui est appelé organisation ou immobilisation car son passage sous forme organique le rend temporairement inutilisable pour les autres réactions biochimiques du cycle de l'azote et limite sa mobilité.

À la mort des organismes, les constituants de la biomasse sont recyclés par l'action métabolique d'une grande diversité de microorganismes et d'animaux. La famille de processus par lesquels l'azote intégré aux molécules organiques de la biomasse est converti en ammonium est appelée ammonification ou minéralisation. L'ammonification implique principalement l'hydrolyse enzymatique des protéines puis la déamination des acides aminés. Elle peut être accomplie dans le sol et dans l'eau en présence d'oxygène par la plupart des microorganismes impliqués dans la décomposition de la matière organique. En conditions anaérobies, une voie alternative de décomposition produit des amines dont l'azote ne sera ammonifié que lorsque le potentiel redox du milieu aura augmenté.

L'ammonium libéré dans le milieu par l'ammonification peut avoir plusieurs devenir (Figure 1.5), en particulier être réutilisé par les végétaux ou par les microorganismes et retourner sous forme organique. Un atome d'azote peut ainsi être recyclé plusieurs fois dans un va-et-vient entre les formes minérales (NH_4^+ et NO_3^-) et organiques, ce qui advient par exemple au pâturage où ces échanges peuvent être très rapides. Ces immobilisation/ammonification successives forment ce que certains appellent le cycle interne de l'azote. L'azote ammoniacal libre dans le sol et l'eau peut être utilisé par les plantes et les microbes mais peut également être perdu vers l'atmosphère par volatilisation (cf. section 1.3.4.1) sous forme d'ammoniac (NH_3), adsorbé à la surface des particules de sol et de matière organique ou oxydé en nitrate (nitrification) par des microorganismes pour leur besoins énergétiques.

1.3.2.3. Adsorption / Fixation de l'ammonium

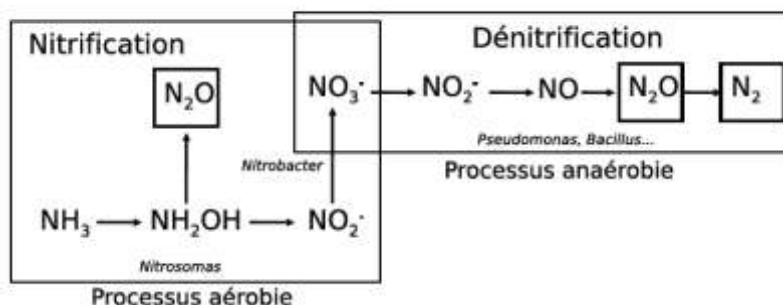
La mobilité et la biodisponibilité de l'ammonium dans le sol sont fortement affectées par sa charge positive : il est efficacement retenu sur les surfaces, chargées négativement, des particules d'argile et de matière organique. Ce lien peut-être relativement faible lorsque l'ion est adsorbé sur les surfaces externes des structures du sol. La quantité retenue est en équilibre avec la concentration en ammonium de la solution du sol et sert en quelque sorte de stockage temporaire, qui évite en partie le lessivage et la participation de cet ammonium à la nitrification, à l'immobilisation et à la volatilisation. Mais l'ammonium peut aussi être retenu très fortement lorsque l'ion est inséré dans la structure physique des feuillets d'argile. L'ammonium ainsi fixé est peu susceptible à court terme d'être solubilisé et de pouvoir participer à d'autres réactions du cycle de l'azote. La capacité des argiles à fixer l'ammonium dépend surtout de leur structure. Ainsi, seules les argiles composées de trois feuillets (e.g., montmorillonite, vermiculite) peuvent immobiliser l'ammonium. D'autres facteurs tels que la concentration en ammonium, le pH, la présence d'autres ions, la taille des particules minérales et le temps d'exposition influencent également la fixation de l'ammonium par les argiles. Le processus d'adsorption et d'immobilisation peut jouer un

rôle important sur le devenir à court terme de l'azote ammoniacal de certains effluents après leur application au sol (Chantigny et al., 2004).

1.3.2.4. Nitrification

La nitrification est la suite de réactions nécessaires à l'oxydation biologique de l'ammonium en nitrate (Figure 1.6). Elle implique d'abord la transformation de l'ammonium en nitrite puis celle du nitrite en nitrate, réactions assurées par des bactéries autotrophes appartenant aux genres *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* et *Nitrobacter* et par des archées (*Archaea*). Ce sont des chémoautotrophes qui associent l'oxydation de l'ammonium à la synthèse d'énergie (ATP) et utilisent le CO_2 comme source de carbone pour leur croissance. Le taux de la réaction est contrôlé par la disponibilité des substrats (NH_4 , NO_2 , O_2 et CO_2) et par les propriétés physiques du milieu. Le CO_2 n'étant jamais limitant dans les sols agricoles, le taux de réaction dépend en général de la disponibilité en ammonium, en nitrite et en oxygène. Comme la plupart des réactions biologiques, la nitrification est influencée par la température, la teneur en eau et le pH. Son taux est faible à basse température, augmente entre 0 et 30°C et diminue rapidement au-delà de 35°C. Elle est maximale aux pH entre 8 et 9. La teneur en eau du sol a un effet double sur la vitesse de nitrification : en conditions relativement sèches, la réaction répond positivement à une augmentation de la teneur en eau, celle-ci favorisant le transport des substrats en solution aux organismes nitrificateurs. Lorsque le sol est très humide (au-delà de 60% de la porosité du sol occupée par l'eau), la nitrification est fortement diminuée en raison de la restriction imposée par l'eau à la diffusion de l'oxygène de l'atmosphère vers les sites de nitrification (Cardenas et al., 1993; Davidson, 1991). La nitrification est donc rapide lorsque les conditions extrêmes d'humidité, de température et de pH sont évitées, ce qui est le cas dans la plupart des sols agricoles et d'écosystèmes naturels bien aérés, où il est rare de voir l'ammonium s'accumuler. En revanche, la nitrification peut être limitée sous prairies sur des sols hydromorphes et /ou acides, où les plantes prélèveront directement la forme ammoniacale. De même, les effluents sont souvent riches en ammonium car la nitrification y est nulle (lisiers) ou incomplète (fumiers) durant leur entreposage en raison d'une faible aération.

Figure 1.6 : Réactions de transformation de l'azote dans le sol par nitrification et dénitrification d'après (Lehuger, 2009).



La nitrification influence le fonctionnement des écosystèmes terrestres et aquatiques non seulement en affectant la disponibilité de l'azote minéral pour les utilisateurs primaires mais aussi en générant des effets secondaires importants. En particulier, elle transforme l'ammonium (NH_4^+), une molécule retenue efficacement à la matrice du sol en une forme beaucoup plus mobile, le nitrate (NO_3^-) qui peut être lessivée et causer des déséquilibres nutritifs dans les écosystèmes aquatiques. Ses intermédiaires (NO , NO_2 et NO_2^-) et sous-produits (N_2O) ont aussi des impacts environnementaux indésirables. Alors que les émissions de NO et NO_2 sont causés par une diffusion, hors du sol, des intermédiaires libres de la nitrification, la production de N_2O est surtout associée aux réactions nécessaires à l'élimination du nitrite (Poth and Focht, 1985). Ce dernier peut en effet s'accumuler lorsque la disponibilité de l'oxygène baisse et que son oxydation est ralentie. On attribue en général à la nitrification des émissions plus importantes de NO et de NO_2 que de N_2O (Hutchinson and Davidson, 1993).

1.3.2.5. Dénitrification

La dénitrification est l'ensemble des réactions, principalement effectuées au sein de micro-organismes, menant à la réduction du nitrate en diazote (Figure 1.6). La dénitrification est un processus de respiration anaérobie durant lequel un donneur d'électrons (souvent la matière organique) permet la réduction successive d'oxydes d'azote

(NO_3^- , NO_2^- , NO et N_2O) et la production d'énergie. À l'opposé de la nitrification, la dénitrification est assurée par des microorganismes hétérotrophes, qui utilisent les oxydes d'azote comme accepteur d'électrons lorsque le dioxygène est rare ou absent. Ces bactéries et actinomycètes sont des organismes anaérobies facultatifs, omniprésents dans les sols. La dénitrification est donc essentiellement une voie alternative de respiration pour ces microorganismes qui oxydent des substrats carbonés pour leurs besoins énergétiques et de biosynthèse.

Les conditions nécessaires à la dénitrification sont un potentiel d'oxydoréduction inférieur à 400 mV et la présence de substrats azotés (NO_3^- ou NO_2^-) et de matière organique labile, l'absence d'un de ces facteurs empêchant la dénitrification. Si les trois conditions sont réunies, l'intensité de la réaction dépendra d'une part des quantités de substrats et d'autre part de facteurs secondaires comme la température, le pH et la présence d'autres nutriments. La dénitrification est inhibée par la présence de dioxygène et la réaction est donc observée seulement dans les environnements où la consommation du dioxygène est plus rapide que sa diffusion à partir de l'atmosphère ou sa convection avec le flux d'eau. La dénitrification augmente donc généralement avec la distance de l'atmosphère (profondeur du sol, position dans une structure d'entreposage d'effluents) et avec l'abondance de substrats carbonés facilement décomposables.

Le protoxyde d'azote N_2O est un intermédiaire gazeux de la dénitrification, dont une partie peut être émise et avoir des impacts sur la chimie et la physique de l'atmosphère. Comme il est à la fois produit et substrat de la chaîne de réactions de la dénitrification, sa concentration dans le milieu dépend donc de sa production nette, elle-même fonction du potentiel d'oxydoréduction. En absence de dioxygène, tous les oxydes d'azote intermédiaires seront sollicités comme accepteurs d'électrons pour l'oxydation des substrats carbonés et seront réduits en diazote. En anaérobiose partielle toutefois, le potentiel d'oxydoréduction plus élevé favorisera l'utilisation des NO_x et l'accumulation du N_2O . C'est sous ces conditions que les émissions les plus fortes de N_2O sont donc observées. Les émissions de N_2O durant la dénitrification sont aussi influencées par la sensibilité de la N_2O réductase aux conditions environnementales. En effet, un pH légèrement acide, des températures basses et la présence de dioxygène ralentissent l'activité de cette enzyme et entraînent l'accumulation et l'émission de N_2O . On attribue généralement à la dénitrification les émissions importantes de N_2O sur les exploitations agricoles, tandis que ce processus émet peu de NO et de NO_2 .

La dénitrification joue un rôle fondamental dans le cycle de l'azote car c'est le seul processus permettant de revenir à la forme inerte atmosphérique N_2 à partir de l'azote réactif, bouclant ainsi le cycle de l'azote dans la biosphère (Galloway, 1998). La dénitrification pourrait être un élément clé pour limiter l'accumulation d'azote réactif dans les exploitations agricoles et donc pour éviter les transferts d'azote réactif vers d'autres écosystèmes. Cependant, deux limites sont évidentes : i) ce processus diffus (par opposition à local) est difficile à maîtriser et l'émission des composés intermédiaires, polluants, est difficile à éviter et ii) les conditions physico-chimiques nécessaires à la dénitrification ne sont pas compatibles avec le maintien d'une zone racinaire bien aérée, nécessaire à une saine croissance aux plantes cultivées. En conséquence, la dénitrification est le plus souvent insuffisante pour éliminer les surplus annuels de nitrate qui s'accumulent alors dans les sols agricoles et sont susceptibles d'être perdus par lessivage vers les systèmes aquatiques environnants. Par contre, la dénitrification de ces excédents d'azote peut être favorisée dans des zones humides adjacentes aux zones agricoles.

1.3.3. Les processus de transformation de l'azote alimentaire par les animaux

La transformation de l'azote des végétaux en produits animaux par l'élevage est généralement un processus peu efficace comparativement à celle qui est faite par les végétaux, avec un rendement qui varie entre 5 et 40% suivant le type de production et d'alimentation (voir chapitre 5). Les productions les plus efficaces sont les œufs et le lait, puis les viandes de monogastriques (volailles et de porcs) et enfin la viande des ruminants. Les productions les moins efficaces sont cependant réalisées typiquement avec des produits végétaux issus de prairies, qui rentrent le moins en concurrence avec l'alimentation humaine et peuvent être compatibles avec de meilleurs services environnementaux (utilisation de zones non cultivables, pentes, sols hydromorphes, superficiels...). Dans le cas des bovins laitiers, la viande est par ailleurs un coproduit du lait. L'efficacité d'utilisation de l'azote ne doit donc pas être considérée comme un critère global, mais plutôt comme un indicateur de voie d'amélioration au sein d'un système de production donné. En effet, l'efficacité d'utilisation de l'azote tend à s'accroître lorsque l'apport diminue, mais au prix d'une production généralement réduite. La recherche de

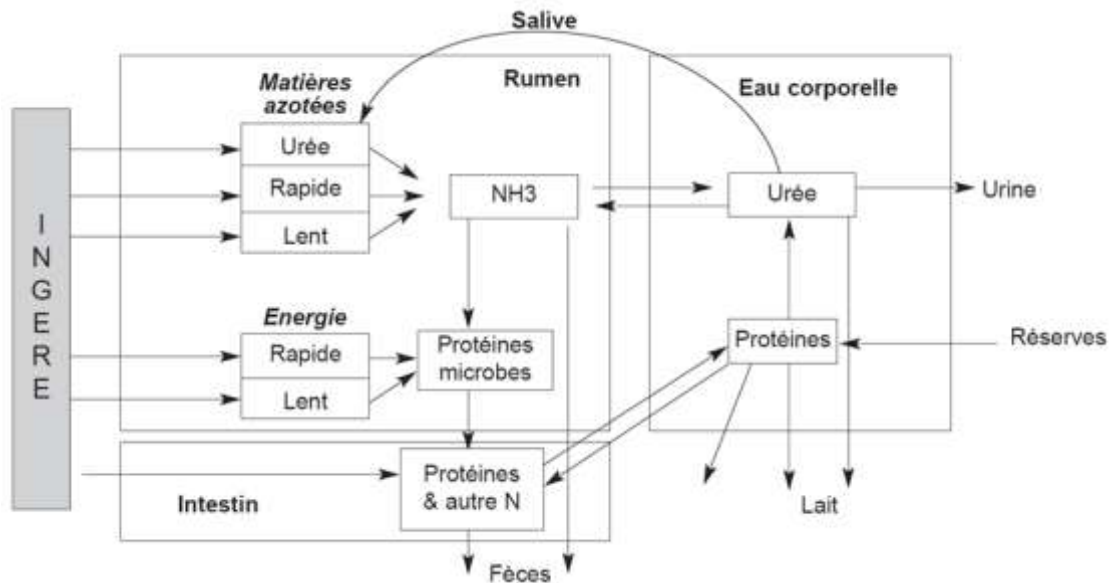
l'efficience et non plus seulement de l'efficacité dans les systèmes d'élevage est une des voies de la maîtrise des rejets azotés.

Les protéines alimentaires, sans traitement technologique particulier, possèdent en général une très bonne digestibilité « vraie » (0,85 à 0,95) chez les animaux, même si elle varie entre matières premières et même entre acides aminés pour une même matière première. Cependant, la digestibilité apparente (quantité d'azote des fèces rapportée à la quantité d'azote ingérée) est plus faible car des formes non alimentaires d'azote viennent s'ajouter à la fraction indigestible des aliments, principalement des protéines endogènes issues du fonctionnement du tractus digestif et de l'azote microbien dû aux fermentations dans les parties caecum-colon, mais également dans le rumen pour les ruminants. La digestibilité apparente de l'azote chez les ruminants apparaît donc plus faible (environ 0,70) que chez les monogastriques (environ 0,80-0,85), même si la digestibilité « vraie » est voisine.

La digestion chez les ruminants est complexe car elle fait intervenir l'activité d'un fermenteur biologique, le rumen (ou panse), en amont de l'estomac classique des monogastriques. Dans ce fermenteur, l'écosystème microbien, composé de bactéries et de protozoaires pour l'essentiel, va digérer une grande partie des aliments ingérés grâce à une activité enzymatique intense. L'activité des microbes va notamment permettre de digérer la cellulose à l'aide de l'équipement enzymatique qui n'existe pas chez les autres vertébrés. Cette digestion anaérobie produit les acides gras volatils qui, après absorption, serviront de substrats énergétique aux ruminants (ils représentent plus de 60% des besoins des animaux) et leur permettre ainsi de tirer une bonne valorisation de l'ensemble des végétaux. Cette digestion produit aussi du méthane qui sera rejeté essentiellement par éructation mais qui est la contrepartie inhérente à l'aptitude des ruminants à valoriser les parois végétales. La croissance de la population microbienne du rumen s'accompagne d'une synthèse importante de protéines microbiennes, les corps microbiens étant particulièrement riches en protéines. Ces corps microbiens seront eux-mêmes digérés dans l'intestin des ruminants et constituent un apport important de protéines. Malheureusement, les microbes ne digèrent pas que les constituants pariétaux, mais aussi de nombreux produits dont le ruminant pourrait tirer un meilleur parti s'il les digérait directement. Parmi ceux-ci, les protéines des aliments sont généralement rapidement dégradées par les microbes pour en tirer de l'énergie, ce qui tend à réduire l'efficacité apparente de transformation de l'azote par les ruminants comparativement aux monogastriques. Des systèmes spécifiques pour prédire les flux de protéines à partir de la ration ont été mis en place depuis les années 1980 dans la plupart des pays pour mieux tenir compte de cette spécificité des ruminants. En France, le système PDI, actuellement très largement utilisé, permet de calculer l'équilibre protéiques des rations (Vérité and Peyraud, 1989).

Lors de la digestion des protéines dans le rumen, les microbes y libèrent de l'ammonium, absorbé assez rapidement au travers de la paroi du rumen pour passer dans le sang du ruminant et être rapidement détoxiqué en urée (Faverdin and Vérité, 2003). Cette urée, additionnée de l'urée issue du catabolisme des protéines (*cf.* ci-après) diffuse largement dans tout l'espace corporel aqueux et peut revenir dans le rumen soit par la salive, soit par diffusion au travers de la paroi du rumen (Figure 1.7). L'urée se retransforme alors rapidement en ammonium qui peut être réutilisée par les microbes pour leurs synthèses de protéines. Ce cycle ammonium – urée entre le ruminant et son écosystème ruminal permet notamment de remettre à disposition des microbes de l'azote lorsque les cinétiques d'apports d'énergie et d'azote ne sont pas synchrones. La teneur en urée du sang, quasi identique d'ailleurs avec celle du lait pour les femelles laitières, constitue un bon indicateur de la quantité d'azote urinaire qui va être rejeté (Faverdin and Vérité, 1998).

Figure 1.7 : Représentation schématique des principaux compartiments et flux du modèle urée (Faverdin and Vérité, 2003)



Les protéines digérées fournissent les acides aminés nécessaires aux synthèses protéiques des animaux et constituent également une source d'énergie importante. Cependant, le catabolisme des acides aminés et des bases nucléiques conduit à la libération d'ammonium que l'organisme doit très rapidement détoxifier, pour éviter une accumulation, rapidement létale. Par contre, les poissons peuvent éliminer rapidement et en continu l'ammonium par les branchies dans le milieu aquatique sans avoir à le convertir. A l'opposé, les vertébrés convertissent l'ammonium en des formes biologiquement neutres comme l'urée ou l'acide urique qui peuvent ensuite être excrétées par l'urine lors de mictions espacées. Cette conversion a un coût énergétique très élevé qui rend l'utilisation énergétique des protéines guère plus efficace que celle des glucides, contrairement à ce qui se passe chez les poissons. L'urée et l'acide urique issus du catabolisme protéique sont des molécules très instables qui, une fois excrétés, repassent rapidement à l'état d'ammonium pouvant alors émettre des quantités importantes d'ammoniac vers l'air. Le rendement métabolique des protéines digérées par les animaux pour réaliser les synthèses nécessaires à l'entretien et aux productions peut atteindre 50% pour le lait, mais est pratiquement nul lorsque les animaux adultes sont à l'entretien. Ce rendement est très sensible aux apports protéiques et diminue lorsque la quantité des acides aminés qui sont absorbés augmente, mais aussi lorsque leur équilibre est peu adapté aux synthèses protéiques de l'animal (notion de protéines idéale pour les porcs (ARC, 1981) et les ruminants (Boisen et al., 2000)). Il est possible d'utiliser la teneur plasmatique en urée comme indicateur de la valeur biologique des protéines de l'alimentation chez le porc (Pedersen and Boisen, 2001), alors que c'est beaucoup plus difficile chez les ruminants à cause de la digestion ruminale.

L'excrétion d'azote par les animaux, une fois satisfaits les besoins correspondant aux produits nobles exportés, a principalement lieu sous deux formes : fécale et urinaire, les pertes par les autres voies (phanères, sueur) restant très faibles. La quantité d'azote excrété dans les fèces est très liée aux quantités d'aliments ingérés alors que la quantité d'azote urinaire est plus liée à la quantité ainsi qu'au rendement métabolique de ces protéines pour réaliser les synthèses de produits. Sa prédiction est relativement précise si l'on connaît bien la ration et les productions des animaux. C'est en général le cas pour les monogastriques, mais beaucoup moins chez les ruminants, pour lesquels la consommation de fourrages est le plus souvent estimée. De plus, les changements fréquents de rations tout au long de l'année, avec des aliments très différents, rendent souvent plus compliquée l'estimation d'une ration moyenne annuelle d'un ruminant et donc l'estimation des quantités d'azote ingéré et excrété. En outre, il demeure une certaine incertitude dans le calcul des bilans d'azote, par différence entre l'ingéré et les différentes formes de sortie (lait, fèces, urine) en particulier chez le ruminant. Le calcul laisse apparaître un écart parfois important (jusqu'à 15%) qui semble difficile à imputer à l'accrétion protéique chez des animaux adultes à l'entretien ou à des problèmes méthodologiques (Spanghero and Kowalski, 1997) : l'origine de cette incertitude mériterait d'être précisée.

1.3.4. Les processus de transfert de l'azote dans l'environnement naturel et agricole

La cascade de l'azote dans l'environnement (Figure 1.3) illustre bien l'importance des transferts d'azote entre milieux, donc des phénomènes à l'interface entre deux milieux (Ex : volatilisation, dépôt, lessivage), et au sein d'un milieu (atmosphère et hydrosphère). L'intensité de ces processus est très dépendante des conditions physique et physico-chimiques de ces milieux.

1.3.4.1. Volatilisation

L'ammonium, lorsqu'il est sec, est sous forme cristalline et non volatile. Mis en solution, il se dissocie cependant en ses deux formes ioniques : le NH_4^+ et le NH_3 . Or, le NH_3 ou ammoniac est un gaz qui peut être perdu vers l'atmosphère par volatilisation. Les quantités volatilisées dépendent essentiellement de trois facteurs : 1) la concentration de la solution en ammonium, 2) la proportion de cet ammonium présent sous la forme NH_3 et 3) la résistance à la diffusion du gaz vers l'atmosphère.

- 1) Dans les sols, l'ammonification est en général plus lente que la nitrification, si bien qu'en conditions naturelles, de fortes concentrations d'ammonium sont rarement observées. En milieu agricole, l'apport de grandes quantités d'engrais azotés ammoniacaux ou d'effluents d'élevage augmente de façon soudaine et importante la concentration en ammonium. C'est donc entre le moment de l'apport de l'engrais et celui où la nitrification et le prélèvement par les plantes auront consommé cet excédent d'ammonium que les risques de volatilisation de l'ammoniac sont élevés. Ce risque augmente avec la teneur en ammonium de l'engrais ou de l'effluent et sera donc le plus fort pour l'urée et l'ammoniac anhydre (parmi les engrais de synthèse) et pour les lisiers (parmi les effluents). On a vu que pour des élevages à forte productivité animale de grandes quantités d'azote sont excrétées sous forme d'urée, donnant des effluents d'élevage souvent très riches en ammonium, une fois l'urée hydrolysée. L'ammonium produit peut s'accumuler à de fortes concentrations si les conditions ne sont pas favorables à la nitrification (e.g., anoxie dans les lisiers).
- 2) En absence d'eau, seule la forme minérale NH_4^+ est présente. La mise en solution de l'azote ammoniacal entraîne la formation d'ammoniac gazeux. La quantité formée et dissoute dans la solution, ainsi que les quantités déplacées vers l'état gazeux sont alors régies par les conditions physiques et chimiques de la solution avec une concentration en ammoniac de la solution plus forte aux températures et pH élevés. Le pH alcalin des lisiers y augmente la concentration sous forme d'ammoniac, ce qui accroît le risque de volatilisation, de même que les températures élevées qui déplacent l'équilibre de solubilité vers la forme gazeuse.
- 3) Lorsqu'une solution ammoniacale est exposée à l'air, la concentration en ammoniac dans la phase gazeuse tend vers un équilibre avec celle dans la phase aqueuse. Cependant, l'ammoniac ainsi libéré ne sera perdu par volatilisation que si le gaz produit peut être transporté efficacement à l'interface avec l'atmosphère. Dans le sol, l'ammoniac présent dans le système poral sera soumis à plusieurs puits dans son parcours vers la surface du sol. Ainsi, il pourra être solubilisé dans une eau moins riche en azote ammoniacal, être adsorbé sur les colloïdes ou être nitrifié. Les techniques d'application limitant la surface de lisiers exposée à l'air (systèmes à tuyau et à sabot) peuvent aussi limiter efficacement la volatilisation.

Au final, une fraction significative d'un apport d'azote ammoniacal au sol sera volatilisée, si cet apport est placé près de la surface et qu'une quantité minimum d'eau est présente pour la mettre en solution. On s'accorde sur le fait qu'une incorporation superficielle (> 5 cm) de l'amendement ammoniacal dans le sol est généralement suffisante pour en réduire considérablement la volatilisation mais l'application en bandes nécessite une incorporation plus profonde en raison d'une plus grande concentration de la source ammoniacale, particulièrement pour l'urée. Il est particulièrement difficile d'éviter la volatilisation associée à la gestion des effluents d'élevage, en raison des quantités importantes d'azote ammoniacal excrétées et des nombreuses manipulations des effluents au bâtiment, durant l'entreposage et à l'épandage. La préservation de l'azote de l'effluent nécessite une bonne gestion de l'ensemble de la chaîne : de mauvaises pratiques à une seule de ces étapes entraîneront des pertes substantielles d'ammoniac par volatilisation.

1.3.4.2. Lixiviation

Les formes minérales d'azote (NH_4^+ et NO_3^-) sont très solubles dans l'eau. Elles sont donc susceptibles d'être entraînées lorsque l'eau se déplace dans le sol. Aux pH voisins de la neutralité, les fines particules d'argile du sol sont chargées négativement et adsorbent efficacement le cation NH_4^+ . L'ammonium est donc rarement lixivié sauf dans les sols acides ou dans les sables à faible teneur en argile. L'anion nitrate, repoussé par les charges négatives de la matrice et de la matière organique du sol, est susceptible de s'écouler dans l'eau de drainage lorsque la teneur en eau du sol dépasse sa capacité de rétention (fortes pluies, irrigation excessive ou fonte des neiges). Des molécules organiques dissoutes peuvent elles aussi être perdues lors des épisodes de lixiviation. Les quantités d'azote ainsi lixiviées sont cependant difficiles à quantifier. Le flux de nitrate lixivié sous la zone d'enracinement, et donc perdu, est fonction de sa concentration dans la solution du sol et de la vitesse d'infiltration de l'eau. À cet égard, la texture du sol influence doublement la lixiviation du nitrate. D'abord, la vitesse d'infiltration est maximale dans les sols sableux. Ensuite, la proportion d'eau peu mobile située dans les pores fins à l'intérieur des agrégats est plus forte dans les sols argileux. Le nitrate dissous dans cette eau se trouvera ainsi partiellement protégé du lessivage lorsque l'eau de pluie ou d'irrigation circulera dans les macropores entourant les agrégats.

Au final, les pertes potentielles de nitrate par lixiviation sont plus élevées sur les sols sableux et dans les régions à fortes précipitations (lame drainante élevée) ou sous intense irrigation.

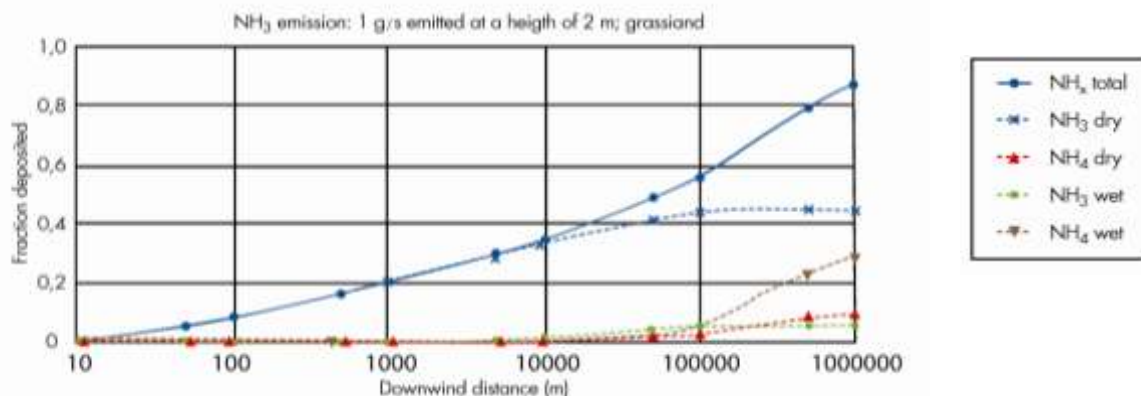
1.3.4.3. Transferts atmosphériques

Selon Galloway et al., les transferts atmosphériques sont la voie principale de transferts d'azote à l'échelle globale (Galloway et al., 2008). Ils induisent des dépôts dépassant fréquemment les charges critiques pour l'acidification et l'eutrophisation (Bobbink and Hettelingh, 2011) sur de larges parties du globe, plus particulièrement dans les zones à forte densité de population (Asie du Sud-Est, Europe, Amérique du Nord, partie orientale de l'Amérique du Sud) qui sont les zones sources des émissions atmosphériques. En Europe, ces dépassements concernaient plus de la moitié des surfaces totales et plus de 70% des surfaces de zones Natura 2000 en 2000 (Slootweg et al., 2010). Les apports atmosphériques d'azote représenteraient 3,8 Tg par an, soit presque la moitié des apports d'azote par les effluents d'élevage sur les terres agricoles (Sutton et al., 2011c). Aux Etats-Unis, ils représenteraient 6,9 Tg, pour 6,0 Tg d'azote des effluents d'élevage. Dans les deux cas, ces apports sont constitués à peu près pour moitié par de l'azote oxydé (NO_y) et pour moitié par de l'azote ammoniacal (NH_x). Les activités d'élevage se distinguent comme étant la source dominante de NH_3 vers l'atmosphère, et une source importante de N_2O . Les relations spatiales entre émissions et dépôts sont différentes suivant les composés concernés et l'échelle à laquelle on les envisage : à l'échelle locale, les dépôts secs² d'azote oxydé sont peu dépendants de la structure du paysage, contrairement aux dépôts secs d'ammoniac, pour lequel l'affinité de la végétation est forte et donc la vitesse de dépôt élevée. Les dépôts secs d'ammoniac sont fortement dépendants de la distance aux sources, décroissant rapidement avec l'éloignement, d'autant plus vite que la végétation est active, que la rugosité de la surface est importante (présence d'arbres en particulier), et que le développement vertical de la végétation environnante est important (Asman, 1998 ; Fowler et al., 1998 ; Loubet et al., 2009). Il en résulte une très forte hétérogénéité spatiale de ces dépôts secs qui se concentrent à proximité des zones sources (Figure 1.8).

A l'échelle régionale, les conditions générales de circulation atmosphérique, de transformation chimique et d'interactions avec les précipitations prennent de l'importance, rendant les dépôts plus homogènes (Asman and van Jaarsveld, 1992 ; Hertel et al., 2011 ; Simpson et al., 2011). Ainsi, les estimations par le modèle INTEGRATOR, qui inclut un modèle de transfert atmosphérique, selon un maillage kilométrique ont une variance par pays 10 fois plus faible pour les dépôts que pour les émissions (Leip et al., 2011).

² Le dépôt sec correspond à un dépôt sous forme gazeuse (absorption stomatique, interaction chimique avec les surfaces) ou particules (aérosols submicroniques).

Figure 1.8 : Dépôt annuel cumulé d'azote ammoniacal pour ses différentes formes en fonction de la distance à la source, calculés avec le modèle OPS (d'après (Asman and van Jaarsveld, 1992))



Le dépôt humide³, plus homogène par nature que le dépôt sec prend de plus en plus d'importance au fur et à mesure qu'on s'éloigne des zones sources (Figure 1.9 ; (Asman and van Jaarsveld, 1992)). A l'échelle d'un pays comme la France, les dépôts secs et humides ont des valeurs moyennes semblables, mais les dépôts d'ammoniac sont relativement plus élevés près des sources, du fait de l'importance du dépôt sec pour ce gaz. La conséquence principale de ces grandes distances de transfert par l'atmosphère est que les régions à forte densité d'élevage ont un bilan atmosphérique fortement excédentaire (plus de la moitié de l'ammoniac émis est exporté) et ce sont les régions sous le vent qui reçoivent ces dépôts. Il faut rappeler que les dépôts atmosphériques (environ 15-20 kg N ha⁻¹an⁻¹, en moyenne) représentent une fraction importante des bilans d'azote des écosystèmes naturels (Bobbink et al., 2010 ; Butterbach-Bahl et al., 2011a) et même des systèmes agricoles (He et al., 2010) en particulier lorsqu'ils sont à faibles intrants, par exemple des prairies menées de manière extensive. Les dépôts secs à proximité immédiate des sources ouvrent également des perspectives dans le domaine de la remédiation en envisageant la recapture de fractions significatives d'ammoniac par des aménagements autour des sources (Dragosits et al., 2006) ou, au contraire, la limitation des concentrations et des dépôts sur les zones sensibles par création de ceintures de protection autour de ces zones (Loubet et al., 2009).

1.3.4.4. Transferts hydriques et hydrologiques et processus associés

L'azote est exporté hors des parcelles agricoles principalement sous forme de nitrate en solution dans l'eau de drainage, mais aussi parfois sous forme ammoniacale ou organique (en solution ou adsorbé sur les particules érodées). La proportion entre ces différentes formes dépend principalement du niveau de fertilisation azotée, et secondairement du pédoclimat et du type d'utilisation du sol (Durand et al., 2011). Lorsque l'azote est en surplus, c'est la forme nitrrique qui prédomine dans les pertes, la forme organique étant par contre majoritaire dans les milieux humides, acides et pauvres en azote (par exemple les zones de pâturage extensif). L'importance et le devenir de ces pertes hors de la parcelle agricole vont fortement dépendre du contexte hydrologique. A l'échelle européenne, l'essentiel des zones d'élevage extensif, et une part importante des zones d'élevage intensif sont situés dans des zones à nappe superficielle, caractérisées par la présence d'un niveau peu perméable à faible profondeur (quelques mètres au plus). Dans ces cas, les temps et les taux de transfert de l'azote vers le réseau hydrographique sont contrôlés par le volume de nappe actif, la structure du paysage et la localisation des apports. Ainsi, un temps transfert moyen de quelques années recouvre une gamme allant de quelques semaines (parcelles de bas de versant proches du réseau, ou connectées à celui-ci via un réseau de drainage), à plusieurs dizaines d'années (parcelles de haut de versant) (Molenat et al., 2002 ; Neset et al., 2006). Dans ce type de contexte, la nappe souterraine remonte très souvent au niveau du sol dans une zone d'extension plus ou moins importante dans les parties basses du paysage, permettant à l'azote lessivé en amont de réintégrer la zone

³ Le dépôt humide correspond au dépôt d'azote réduit ou oxydé avec les précipitations. L'incorporation de cet azote réactif dans les précipitations se fait, soit au sein des nuages, soit par lessivage de l'atmosphère lors de l'épisode pluvieux.

biologiquement active, où il pourra être partiellement utilisé par les plantes ou dénitrifié (Pervanchon et al., 2002). Dans les autres cas (zones sédimentaires à substrats perméables), le devenir de l'azote lessivé est beaucoup moins lié à la localisation des parcelles dans le paysage : les transferts verticaux jusqu'à la nappe se font à des vitesses extrêmement variables selon les milieux (de quelques mètres par jour (karst) à quelques mètres par an (craie) et sont suivis d'un temps de séjour souvent long dans la nappe phréatique avant de rejoindre le réseau hydrographique (Durand et al., 2011 ; Groot et al., 2006). Dans le détail, la présence d'aquifères superposés avec des aires d'alimentations parfois mal connues peut rendre extrêmement complexe la mise en relation, dans le temps et dans l'espace, des pratiques agricoles avec la qualité de l'eau.

Dans les nappes souterraines, l'azote nitrique est souvent stable car l'activité microbienne est très limitée par l'absence de carbone organique (Durand et al., 2011; Rivett et al., 2008). Cette stabilité, combinée aux longs temps de résidence, induit la constitution d'un stock d'azote pouvant représenter l'équivalent de plusieurs centaines de kilogrammes d'azote à l'hectare. Toutefois, dans les aquifères rendus anoxiques soit du fait de fortes teneurs en carbone (aquifères superficielles liées aux zones humides) soit du fait de la présence de minéraux primaires réducteurs (sulfures en particulier), le nitrate peut être rapidement et complètement éliminé (Durand et al., 2011 ; Pauwels et al., 2010; Rivett et al., 2008). Toutefois, la durabilité de ces processus et leurs effets secondaires, dans le cas d'apports réguliers de nitrate, est source d'interrogations : une fois oxydés, le soufre et le fer sont évacués ou impliqués dans la formation de minéraux secondaires éventuellement susceptibles de colmater les pores, voire les installations de pompage. Ce phénomène de dénitrification hétérotrophe peut être très important localement, y compris pour l'alimentation en eau. La quantification globale de la dénitrification dans les nappes est entachée d'une très forte incertitude, même si une première synthèse (Seitzinger et al., 2006) l'estime à 44 Tg N/an, soit environ 15% de l'azote réactif apporté sur les sols.

A ce mode de transfert majoritaire en solution via la zone saturée peuvent s'ajouter des transferts particuliers ou en solution par ruissellement, avec entraînement de l'azote déposé sur le sol par l'agriculteur ou les animaux. Localement (zones méditerranéennes, pâturages sur fortes pentes...), ces transferts peuvent devenir prépondérants (Durand et al., 2011; Jarvie et al., 2008; Monaghan et al., 2007), en particulier pour l'ammonium et les molécules organiques, de même que pour le phosphore ou les micro-organismes pathogènes de déjections.

A ces processus intervenant à l'échelle des versants ou des petits bassins versant vont s'ajouter, quand on élargit l'échelle, les processus internes au réseau hydrographique, qui prennent une importance considérable dans les grands systèmes fluviaux (Billen et al., 2011; Durand et al., 2011). La dénitrification par les rivières est estimée comme étant du même ordre de grandeur que celle ayant lieu dans les nappes, soit 35 Tg/an (Seitzinger et al., 2006). Ainsi, le cumul de l'ensemble des processus piégeant et éliminant l'azote dissous au cours de son transfert fait que seule une faible proportion de l'excès d'azote sur les sols agricoles atteint la mer. Une des raisons de la sensibilité particulière des côtes bretonnes à l'eutrophisation est justement que ces processus dits « in-stream » y sont très limités du fait de la taille réduite des fleuves côtiers.

1.3.5. Une redistribution continue de l'azote au sein des agro écosystèmes

L'ensemble des processus de transformation et de transfert conduisent donc à redistribuer en permanence l'azote entre les différents compartiments et ce, sur une large gamme de distances. Ces processus sont bien connus et abondamment décrits, ainsi que les facteurs qui les contrôlent. Il reste pourtant difficile avec les connaissances actuelles de faire des prévisions quantifiées fiables sur un territoire donné en raison de la large gamme d'échelles concernées et de leur superposition, ainsi que de la forte sensibilité de ces processus à certains facteurs du milieu et aux pratiques agricoles et d'élevage. Ainsi, les transferts atmosphériques entraînent-ils une redistribution rapide de l'azote émis très hétérogène à courte distance (dépôts secs d'ammoniac) et plus homogène lorsqu'on s'éloigne des sources, sous la dépendance première des conditions climatiques, et secondaire de la structure du paysage. C'est la voie principale de transferts à l'échelle globale. Les transferts hydrologiques entraînent aussi une redistribution entre éléments du paysage, qui, dans le cas de milieux à substrats perméables, va des zones agricoles vers les corridors alluviaux puis les embouchures de fleuves, avec des temps caractéristiques en général long, décennies ou siècles (sauf certains systèmes karstiques) ; dans le cas de milieux à substrats imperméables, la redistribution intéresse une zone d'extension variable en bas de versants. Dans les deux cas, cette redistribution entraîne des phénomènes de piégeage ou d'élimination de l'azote réactif sous des formes stables (humus, N₂), mais aussi des opportunités de valorisation

désirables (prélèvement par de la biomasse valorisable, contribution à l'augmentation de la productivité des forêts). Les transferts anthropiques contribuent également fortement aux transferts d'azote, que ce soit à l'échelle de l'exploitation agricole (gestion de l'azote au sein du système de production) ou à l'échelle des échanges internationaux d'engrais et produits de l'agriculture et de l'élevage (voir chapitre 2). Cependant, alors que les processus de transfert atmosphériques et hydrologiques tendent à disperser l'azote dans l'environnement, les transferts anthropiques tendent à les concentrer dans les zones où ils vont être utilisés et à alimenter la cascade de l'azote de manière intentionnelle (par exemple utilisation agricole) ou non intentionnelle (combustion).

Enfin, et c'est là l'objet des préoccupations concernant l'azote, ces transferts des sources agricoles vers l'environnement génèrent des impacts instables et indésirables sur l'environnement (émissions indirectes de N_2O , eutrophisation, acidification, impact sur la biodiversité, la qualité des eaux et de l'air, ...). Les modalités d'impact sont développées dans la section 1.5.

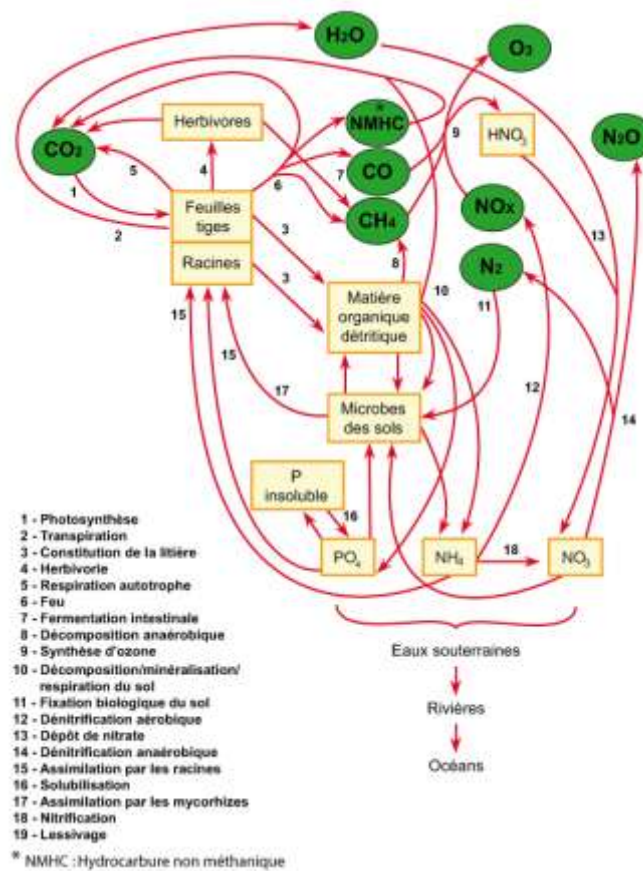
1.4. Couplage entre cycle de l'azote, du carbone et du phosphore

Les cycles des éléments majeurs tels que celui du carbone, de l'azote ou du phosphore, souvent présentés indépendamment par commodité, sont en pratique très interdépendants. L'essentiel du couplage entre cycles se produit au niveau de la biosphère, en particulier les écosystèmes naturels et agricoles. Les végétaux autotrophes, capables de fixer le CO_2 atmosphérique pour fabriquer de la matière organique, incorporent aussi dans celle-ci l'azote prélevé dans le sol ou dans l'atmosphère, ce que traduit par exemple la loi de dilution de l'azote qui relie la teneur de la culture à sa production de biomasse au cours du temps. Cette matière organique évolue, notamment au cours du développement de la végétation, puis de sa dégradation et de son évolution vers la formation de matière organique des sols (organisation) par le biais de la faune et de la biomasse microbienne des sols (Figure 1.9). Le carbone, l'azote et le phosphore sont étroitement associés au niveau de la partie organique du cycle de ces éléments. A l'inverse, lorsque les matières organiques des sols et les matières exogènes (effluents d'élevage et déjections animales, composts, ...) se dégradent, elles produisent des formes labiles de carbone, d'azote et de phosphore relativement indépendantes les unes des autres.

Comme témoin du couplage entre les cycles du carbone et de l'azote au sein des écosystèmes, le rapport C/N est un indicateur qui, d'une part caractérise les différentes formes de matière organique et leur constitution et d'autre part permet d'appréhender les processus de transformation de la matière organique dans les sols. Ce rapport C/N est très variable pour les résidus végétaux (faible pour les végétaux produits frais et les légumineuses (10 à 20), élevé (80-100) pour les résidus de culture de type « paille »). Le C/N de l'humus est plus stable (autour de 10) tandis que le C/N moyen de la biomasse microbienne du sol est proche de 8. Il est plus faible et surtout plus variable pour les effluents de l'élevage, avec des valeurs de 1 à 5-10 pour les lisiers et purins, 10-15 pour les composts et pouvant varier de 10 ou 30 pour les fumiers selon leur degré de maturation et leur proportion de paille. Une conséquence bien connue de ces différences de rapports C/N entre les différents compartiments de matières organiques du sol est que la décomposition de résidus à fort C/N, tels que des pailles ou les composts, par la biomasse microbienne (C/N = 8) nécessite de mobiliser l'azote minéral du sol.

Une implication directe de ce couplage étroit entre les cycles du carbone et de l'azote est que les écosystèmes ne peuvent stocker du carbone sans azote et vice-versa. De manière générale, on considère que les sols séquestrent d'autant mieux le carbone qu'ils reçoivent de l'azote (Schlesinger, 2000), même si ce constat est controversé (Khan et al., 2007). Ce qui est vrai pour le stockage de carbone dans les sols et notamment l'incorporation de résidus de culture ou de matières organiques exogènes dans les sols, l'est aussi pour le stockage de carbone dans les écosystèmes. C'est ainsi que de nombreuses études ont pu montrer que l'augmentation de productivité des forêts et de leurs stocks de carbone étaient largement dépendants des dépôts d'azote : selon de Vries et al., un kg d'azote apporté permettrait de stocker en moyenne 20 à 40 kg de carbone (de Vries et al., 2009b). Ce couplage entre les cycles du carbone et de l'azote s'exprime aussi au niveau de certains processus élémentaires concernant les formes minérales de l'azote, tels que la dénitrification qui ne peut se faire qu'en présence de carbone soluble qui joue le rôle de donneur d'électrons.

Figure 1.9 : Représentation des cycles du carbone, de l'azote et du phosphore d'après (Lévêque, 2001)



A l'inverse, les activités d'élevage tendent à découpler les cycles de C et N. Alors que la végétation herbacée pérenne des prairies permet un couplage étroit entre le cycle de C et le cycle de N qui explique en grande partie la faible durée de vie de l'azote minéral dans les sols de prairie (Murphy et al., 2003) et les faibles taux de lixiviation du nitrate sous végétation prairiale fauchée (Grignani and Laidlaw, 2002), l'animal au pâturage découple partiellement C et N. En effet, l'azote organique fabriqué par les végétaux est indispensable aux animaux qui sont incapables de fabriquer les acides aminés à partir de l'ammonium contrairement aux végétaux et aux bactéries. Par contre, la digestion de protéines végétales conduit à l'émission d'effluents qui contiennent l'azote non utilisé sous des formes beaucoup plus instables et réactives que les protéines des végétaux. La forme la plus labile est l'urée, mais on retrouve également dans les fèces une part d'azote ammoniacal et la matière organique solide est moins stable que la matière végétale d'origine (Morvan et al., 1997). Ainsi, dans des systèmes d'élevage avec des prairies fertilisées, entre 60 et 80% de l'azote qui retourne au sol est sous une forme très peu couplée au carbone (azote de l'urine) (Peyraud et al., 1997), produisant des spots de forts apports très minéralisables qui sont potentiellement source de lixiviation de nitrate (Vertès et al., 1997) ou/et d'émission de N₂O (Ambus et al., 2007; Leterme et al., 2003). Le découplage C-N par l'animal se réalise aussi au sein des bâtiments d'élevage et lors des phases de collecte et transformations des effluents. La gestion des effluents peut favoriser soit la production d'azote minéral (lisier, digestion anaérobie lors de la méthanisation) qui prolonge le découplage C-N, soit la stabilisation de l'azote sous forme organique (fumier, compostage) qui recouple C et N. En résumé, l'essentiel des pertes en N vers l'environnement est lié aux phases pendant lesquels C et N sont découplés, mais ce sont aussi, paradoxalement, les phases où la gestion agronomique de l'azote est techniquement la plus simple à court terme. Le recouplage intervient rapidement dans les prairies pâturées quand la charge animale n'est pas trop importante, et dans les techniques de gestion des effluents impliquant l'addition de matière organique riche en carbone (fumier, compost). A l'opposé, une gestion prolongeant ou accentuant le découplage (p. ex., fertilisation des cultures annuelles par du lisier et méthanisation des résidus) augmente fortement le risque de pertes tant à la ferme que dans les sols.

Le phosphore est généralement considéré comme un composé conservatif, car il est largement moins mobile que l'azote ou le carbone et est retenu largement dans les sols où il peut s'accumuler. Il peut avoir une certaine mobilité dans les systèmes de culture et d'élevage qui, si elle n'est pas significative en terme agronomique, peut l'être vis-à-vis de l'eutrophisation dans les cours d'eau, où le phosphore peut être un élément limitant de la production végétale. C'est donc plus dans les écosystèmes aquatiques que va se révéler un certain couplage entre les cycles de l'azote et du phosphore que dans les écosystèmes terrestres. Cependant, des essais de longue durée au champ ont montré que l'apport d'azote pouvait provoquer une accélération du cycle du P, en permettant aux microorganismes de produire plus de phosphatase extracellulaire et donc favoriser la libération du P de la matière organique du sol (Gress et al., 2007 ; Treseder and Vitousek, 2001 ; Vitousek et al., 2010) soulignent les facteurs qui peuvent conduire à une limitation de la disponibilité du phosphore dans les sols, parmi lesquels la teneur en P dans la roche mère, l'épuisement de la ressource en P au cours du développement de l'écosystème, particulièrement en milieu tropical ou la transformation par adsorption ou précipitation en des formes peu accessibles aux êtres vivants, microflore du sol ou plantes supérieures. Le P peut également devenir limitant lorsque les sources d'azote sont importantes, notamment la fixation symbiotique ou les dépôts atmosphériques d'azote. A l'inverse, les activités d'élevage, par des effets de concentration, peuvent favoriser la saturation de certaines portions du parcellaire et donc la mobilité du phosphore (Haygarth et al., 1998; Heathwaite et al., 1998). On ne considère généralement pas la phase atmosphérique du cycle du phosphore car elle est très marginale (particules).

1.5. Impacts environnementaux de l'azote et coûts induits

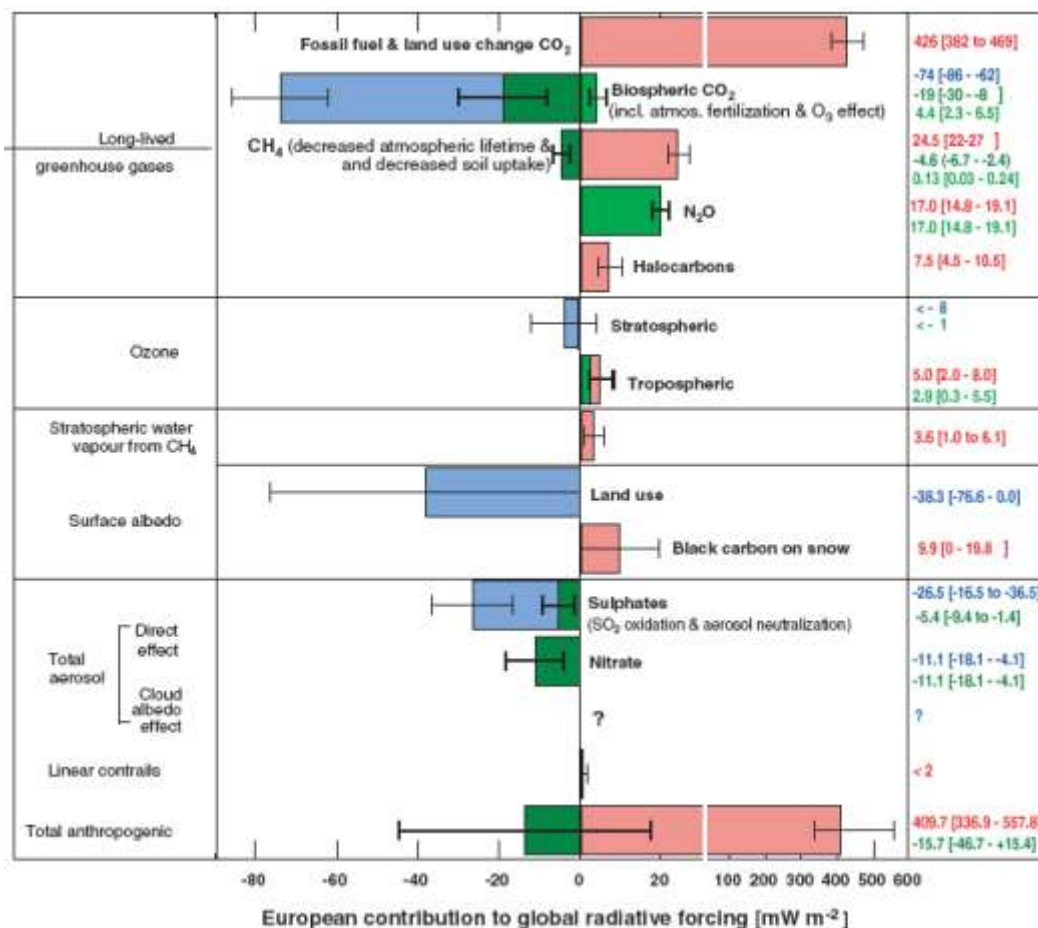
Les impacts de l'azote liés aux différentes transformations et transferts sont multiples et concernent des milieux et échelles très variées (Tableau 1.3). Ce sont ces impacts qui ont déterminé la mise en place d'un certain nombre de protocoles qui concernent de près ou de loin l'azote et l'élevage (UNEP and WHRC, 2007). Dans le cycle de transferts et transformations d'azote, les impacts environnementaux de l'azote sont essentiellement la conséquence de fuites d'azote réactif vers les compartiments environnementaux que sont l'atmosphère, l'hydrosphère, et les écosystèmes, en particulier des écosystèmes oligotrophes récepteurs. Les impacts de l'azote sur l'environnement sont récapitulés sur le Tableau 1.3. On note leur grande diversité, touchant la plupart des grandes problématiques du changement global et tous les compartiments environnementaux, une grande diversité d'échelles d'espace (du très local au global) et de temps. Ainsi, les questions en termes d'impacts et d'actions se posent à l'échelle du bassin versant ou de la zone de captage pour les nitrates, de l'échelle locale (dépôts secs) à continentale (transport à longue distance et dépôts humides) pour l'ammoniac et les NO_x, et globale pour les émissions de N₂O. A noter aussi que le même composé azoté peut être concerné par plusieurs impacts. C'est ainsi que l'ammoniac a d'abord attiré l'attention par son rôle dans l'acidification et l'eutrophisation des milieux dans le cadre de la pollution de l'air à longue distance, alors qu'il connaît aujourd'hui un intérêt renouvelé compte tenu de son implication dans la formation de particules atmosphériques.

1.5.1. Changement climatique

L'azote y est impliqué de multiples façons (Butterbach-Bahl et al., 2011b; Cellier et al., 2008). La plus directe est l'émission de N₂O par les sols qui contribue pour 4% aux émissions totales de gaz à effet de serre à l'échelle globale (Smith et al., 2007), 9% à l'échelle française (Citepa, 2011). Pour faire une évaluation complète de l'impact de l'azote sur l'effet de serre, il faut également considérer d'une part, dans le domaine des sources de gaz à effet de serre, son rôle dans la formation d'ozone troposphérique, d'autre part, dans le domaine de l'atténuation de l'effet de serre, son rôle dans la formation de particules secondaires à partir d'ammoniac et l'impact de l'azote sur le stockage de carbone dans les sols et les forêts. Butterbach-Bahl et al. ont évalué ces différentes contributions à l'échelle de l'Europe ((Butterbach-Bahl et al., 2011b), Figure 1.11). Le principal effet « réchauffant » lié à l'azote est l'émission de N₂O (15-19 mW/m²), alors que les principaux effets « refroidissant » sont l'augmentation du puits de CO₂ dans la biosphère en réponse aux dépôts atmosphériques d'azote (-30 à 8 mW/m²), le pouvoir diffusant des aérosols (-27,5 à -5,5 mW/m²) produits à partir des émissions de NH₃ et NO_x et l'impact de l'ozone sur le puits de CO₂ de la biosphère (2,3-6,6 mW/m²) (Sitch et al., 2007). Ces chiffres montrent aussi que les incertitudes majeures portent sur les termes de pouvoir refroidissant (Figure 1.10). Les

différentes contributions positives et négatives s'équilibrent presque et, en tenant compte des incertitudes on considère que l'effet net de l'azote est légèrement refroidissant. Il faut garder à l'esprit que les effets « refroidissant » des particules s'accompagnent d'effets significatifs sur la santé (Moldanová et al., 2011). Un autre effet, sans doute majeur, qui n'est pas quantifié ici est le fait que la production industrielle d'azote réactif a permis un accroissement considérable de la population mondiale (Erisman et al., 2008b) et donc des sources de gaz à effet de serre.

Figure 1.10 : Contribution des émissions européennes de composés azotés (en vert) au forçage radiatif global d'après (Butterbach-Bahl et al., 2011b). Les barres en rose ou bleu donnent la contribution globale des autres composés, toutes activités confondues.



1.5.2. Transferts et dépôts atmosphériques à longue distance

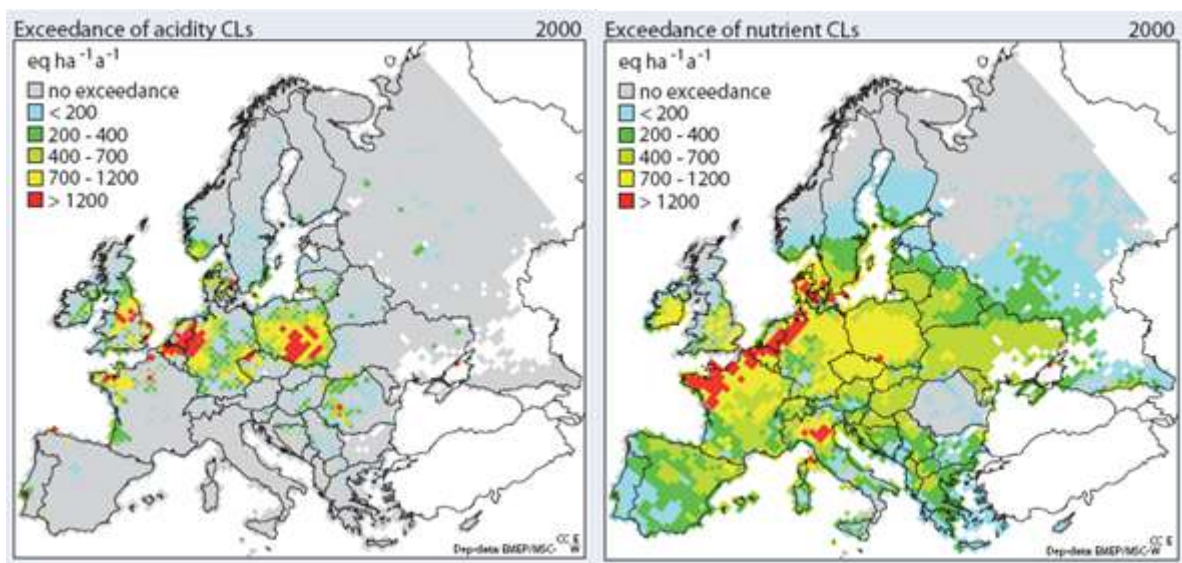
Les études menées suite aux dépérissements forestiers des années 1980 observés dans les Vosges, les Ardennes et dans l'est de l'Europe ont mis en évidence les effets négatifs des dépôts atmosphériques acidifiants sur le fonctionnement des forêts. Les liens ont été faits entre les rejets industriels de soufre et l'acidification des sols et des eaux dans les années 1970. Dans les années qui ont suivi, le rôle des composés azotés a été identifié : les dépôts d'azote ammoniacal contribuent à l'acidification des sols et des eaux de surface par le biais de deux processus : la nitrification, qui libère des protons, et la présence d'ions nitrates dans les eaux de drainage, qui entraînent avec eux les cations alcalins du complexe d'échange des sols (Butterbach-Bahl et al., 2011a ; Durand et al., 2011). Par ailleurs, le rôle de fertilisant des nitrates sur les milieux naturels ou semi-naturels comme les forêts n'est pas toujours bénéfique car il conduit à la prolifération de certaines espèces aux dépens d'autres moins communes (processus d'eutrophisation) et à une perte de biodiversité (Butterbach-Bahl et al., 2011a ; Dise et al., 2011 ; Durand et al., 2011) qui concernent une grande partie de l'Europe (Slootweg et al., 2010).

Tableau 1.3 : Principaux impacts environnementaux liés à l'azote, mécanismes sous-jacents et échelles considérées (synthèse Esco)

Compartiment environnemental	Impact	Composés azotés concernés	Mécanismes	Importance de la source agricole	Echelle de temps	Echelle d'espace	Références
Eaux continentales	Qualité des eaux et impacts sur la santé	NO ₃ ⁻ , DON (azote organique dissous)	Lessivage et ruissellement superficiel	***	Année, décennie	Bassin, zone de captage	(Bruning-Fann and Kaneene, 1993a; b ; Gilchrist et al., 2010; Manassaram et al., 2006)
Eaux continentales, côtières et marines	Eutrophisation aquatique	NO ₃ ⁻ , DON	Développement et décomposition végétale	***	Saison, décennie	Bassin	(Durand et al., 2011; Grizzetti et al., 2011; Rabalais, 2002)
Ecosystèmes, sols	Eutrophisation des écosystèmes	NO ₃ ⁻ , NH ₃	Compétition, baisse de biodiversité	***	Décennie	Région, continent	(Bobbink et al., 2010 ; Dise et al., 2011; Stevens et al., 2010)
Sols, eaux continentales	Acidification des sols et des eaux	NH ₃ , NO _x	Dépôt atmosphérique, nitrification	***	Décennie	Pays, Continent	(Bolan et al., 2003; de Vries et al., 1995)
Atmosphère globale	Ozone stratosphérique	N ₂ O	Source d'azote dans le processus de destruction d'ozone	**	Siècle	Global	(Crutzen, 1970 ; Solomon, 1999 ; Solomon et al., 1986)
Atmosphère globale	Effet de serre	N ₂ O, NH ₃ , NO _x	Pouvoir radiatif du N ₂ O, formation d'ozone (NO _x) et de particules (NH ₃)	**	Siècle	Global	(Beier et al., 2010; Butterbach-Bahl et al., 2011b)
Atmosphère	Pollution photo-oxydante	NO _x	Formation d'ozone par réaction avec COV	*	Jour, semaine	Région	(Mégie, 1993; Moldanová et al., 2011)
Atmosphère	Pollution particulaire	NH ₃	Formation de particules secondaires (XNH ₄)	**	Jour, semaine	Région	(Moldanová et al., 2011; Reiss et al., 2007)

Au niveau européen la lutte contre ce type de pollution a été organisée au sein de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière, mise en place à partir de la fin des années 1970 (Oenema et al., 2011a). C'est dans ce cadre que s'est développée la notion de charges critiques (Bobbink and Hettelingh, 2011). Elle est conçue pour établir les niveaux maxima de dépôts acceptables sur chaque type d'écosystème et pour en déduire à travers la modélisation intégrée, d'abord les émissions maximales admissibles et ensuite les politiques de réduction de pollution à suivre. Le concept de charge critique a ainsi permis l'élaboration de politiques de réduction d'émissions tels que le Protocole d'Helsinki sur le soufre de 1985 ou le protocole multi-polluants de Göteborg de 1999. La convention de Genève sur les transferts de polluants atmosphériques à longue distance est l'un des premiers protocoles internationaux qui bénéficie d'un support scientifique fort par le biais de groupes de travail sur la modélisation, la stratégie, les effets, etc. et d'une structure internationale de modélisation en support des évaluations environnementales et des processus de négociation (voir <http://www.emep.int/>). La Figure 1.11 montre que les zones les plus affectées par les dépôts atmosphériques sont les zones à forte densité de population et/ou d'élevage (Pays-Bas, Allemagne de l'ouest, Danemark, Grand Ouest français) et les zones sous le vent de ces dernières. La place de l'azote est devenue prépondérante, en particulier l'ammoniac, en raison du contrôle des émissions de SO₂ par l'industrie (EEA, 2008). Par exemple pour la France en 2009, l'ammoniac contribue pour 57% (25% en 1980) au pouvoir acidifiant, contre 31% pour les NO_x (22% en 1980) et 12% pour le SO₂ (53% en 1980) (Citepa, 2011). Ces impacts se traduisent aussi par une perte de biodiversité des écosystèmes terrestres (Dise et al., 2011; Fangmeier et al., 1994 ; Krupa, 2003 ; Stevens et al., 2010).

Figure 1.11: Cartes de dépassement des charges critiques pour l'acidité (gauche) et l'eutrophisation (droite) pour l'année 2000, calculées à partir du modèle EMEP (Slootweg et al., 2010).

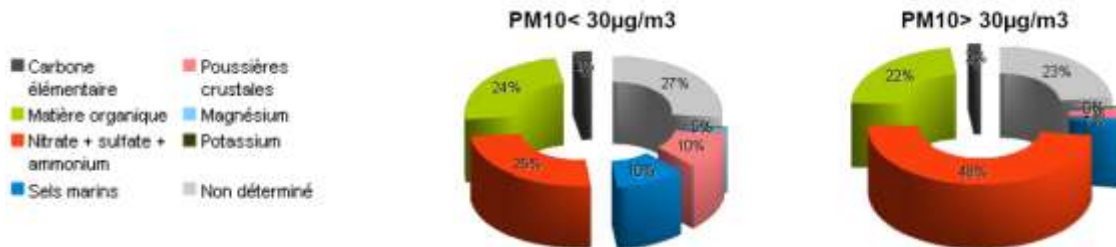


1.5.3. Qualité de l'air

L'azote est fortement impliqué dans les deux problématiques majeures en terme de qualité de l'air, l'ozone troposphérique et les particules (Hertel et al., 2011 ; Reiss et al., 2007). Pour la première, ce sont les oxydes d'azote (NO, NO₂) qui sont en cause en contribuant au processus principal de formation de l'ozone par réaction avec des composés organiques volatils. En Europe, on estime que 60% de la population vit dans des zones (essentiellement urbaines, où les seuils réglementaires de teneur en NO₂ dans l'air sont régulièrement dépassés. La fréquence des pics d'ozone est en décroissance, mais le niveau de fond continue à augmenter, et les concentrations actuelles présentent des risques pour la santé humaine et celle des écosystèmes. L'agriculture et l'élevage ne sont pas en première ligne, ici, mais les émissions naturelles de NO par les sols (Garrido et al., 2002 ; Laville et al., 2009 ; Rolland et al., 2010) pourraient contribuer très significativement à l'augmentation régulière du bruit de fond en ozone. Pour le deuxième, c'est l'ammoniac qui est en cause, et donc très directement l'agriculture et l'élevage, en formant des particules très fines par réaction avec les acides atmosphériques (Baek et al., 2004). Les particules à base d'ammonium et de nitrate constituent une fraction

importante (fréquemment supérieure à 25-30%) des particules atmosphériques PM10, PM2,5 et PM1, pouvant donner lieu à des concentrations totales élevées dans les zones rurales (Figure 1.12).

Figure 1.12 : spéciation des particules (PM10) en zones rurales en moyenne (gauche) et lors de pics de concentration (droite). On voit que la part des particules à base d'azote (donc implication forte de l'élevage) est particulièrement importante en zone rurale lors des pics de pollution particulaire (d'après les Assises de l'air, Paris avril 2011)



Le contrôle de ces particules est important pour le respect des seuils de concentration. Depuis le printemps 2007, où des épisodes de pollution aux particules ont été observés au moment des apports d'engrais en agriculture, un réseau de mesure des particules en zone rurale a été mis en place (projet Particul'Air, réseau CARA). Il a montré que la part des particules azotées était en moyenne de 25% et pouvait dépasser 40% lors des épisodes de fortes concentrations en particules (PM10 > 30 µg/m³). Alors que la problématique concernant l'ozone est ancienne et a déjà donné lieu à des protocoles visant à réduire les émissions de précurseurs, la deuxième, concernant les particules et l'ammoniac, est émergente, mais donne lieu à de nouvelles actions dans la sphère publique. Par exemple, le Plan particules, publié à l'été 2010, envisage des mesures relatives aux émissions d'ammoniac et de particules dans le domaine de l'agriculture et de l'élevage

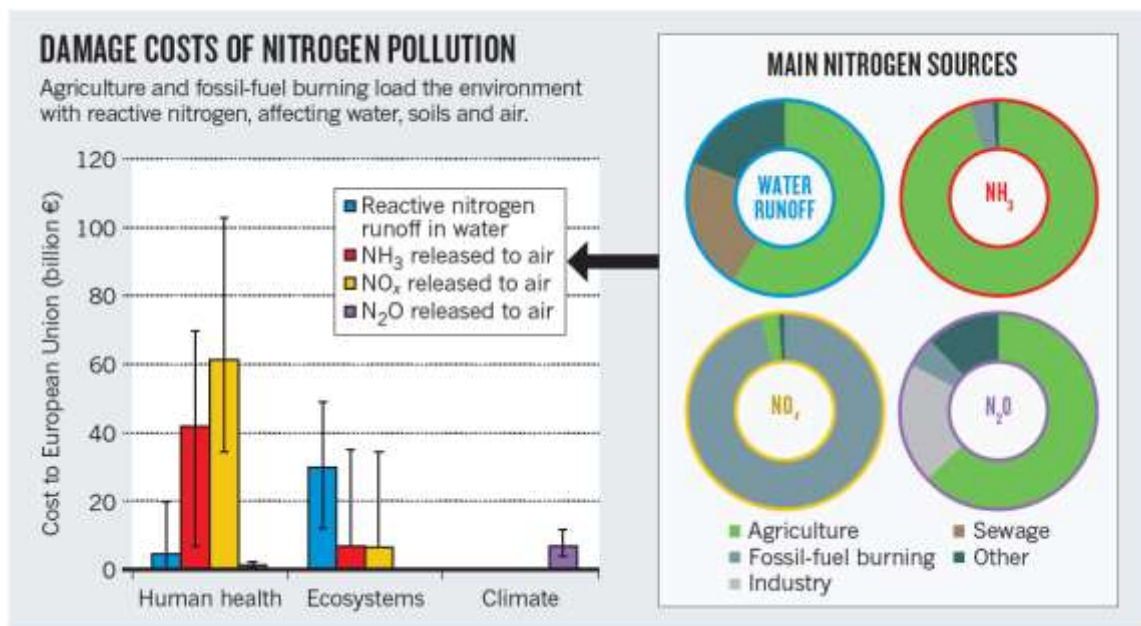
1.5.4. Contamination des eaux et conséquences

L'accroissement des teneurs en azote réactif dans les bassins d'alimentation des eaux et dans les eaux elles-mêmes a de multiples impacts sur leur qualité, sur les services rendus par les écosystèmes aquatiques et sur leur bon fonctionnement. Dans les régions semi-naturelles sensibles, les dépôts azotés entraînent une acidification des eaux pouvant provoquer mortalité, baisse de productivité et perte de biodiversité (Durand et al., 2011). Dans les régions plus anthropisées, le principal effet des hausses de teneur en azote dans l'eau est l'eutrophisation. Pour les eaux douces, on a longtemps considéré que le phosphore était le facteur limitant principal et donc le déterminant essentiel de l'eutrophisation des eaux continentales. Des études récentes (voir la synthèse dans (Durand et al., 2011)) montrent que, dans de nombreux cas, azote et phosphore sont co-limitants, soit simultanément soit en relais temporel. Pour les eaux salées, l'azote est très souvent cité comme responsable majeur, du fait de la richesse en phosphore des sédiments et des concentrations en azote relativement faible résultants de la dénitrification dans les fleuves et leurs estuaires (Howarth et al., 2011). Les conséquences de cette eutrophisation continentale ou marine sont bien connues, spectaculaires et coûteuses : productions massives de mousses ou de macroalgues (marées vertes par exemple) provoquant diverses nuisances, et potentiellement toxiques lors de leur décomposition, crises d'anoxie touchant d'énormes masses d'eau et provoquant des mortalités importantes de poissons, développement de microorganismes toxiques (dinoflagellés), perte de transparence de l'eau, sédimentation biogène massive, perte de biodiversité, réduction de la diversité planctonique, contribution à l'acidification des océans, etc. Les conséquences sanitaires directes de l'augmentation des concentrations en composés azotés des eaux d'alimentation font quant à elles l'objet d'une controverse depuis de nombreuses années (Powlson et al., 2008) : s'il est reconnu que l'ion nitrate n'est en soi pas toxique pour l'homme, voire bénéfique selon certains médecins, en revanche sa présence dans l'eau peut induire à différents stades la formation de composés toxiques ou cancérigènes (nitrites, nitrosamines voire nitrosodiméthylamine ...) impliquées ou soupçonnées dans de nombreuses pathologies (méthémoglobinémie, cancer gastrique...) (van Grinsven et al., 2010). En conclusion sur ce point, il est clair que si les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de démontrer les risques sanitaires liés à la consommation d'eaux riches en azote, les risques et dommages liés aux désordres que ces dernières provoquent dans les écosystèmes aquatiques justifient largement les politiques de lutte contre cette pollution et ceci d'autant plus que

les teneurs en nitrate critiques pour les écosystèmes sont largement inférieures aux teneurs réglementaires pour les eaux de consommation.

1.5.5. L'évaluation économique des impacts environnementaux de l'azote est délicate

Figure 1.13 : Estimations hautes et basses des dommages sociétaux occasionnés par les émissions d'azote vers les eaux et l'atmosphère, au sein de l'Europe des 27 en 2000 d'après (Brink et al., 2011) et reprise dans (Sutton et al., 2011d).



Une évaluation économique des coûts liés aux bénéfices et impacts de l'azote est importante car elle permet de mettre sur le même plan des impacts positifs ou négatifs de natures très diverses et d'identifier des voies prioritaires d'action, en hiérarchisant les coûts pour la société et en donnant les bases de l'évaluation de l'efficacité des mesures possibles. Cette évaluation est cependant très contingente des hypothèses faites, qui induisent de fortes incertitudes. Sont considérés à la fois des éléments relativement objectifs, tels que les coûts mobilisés par le systèmes de santé (impact de la pollution de l'air, par exemple), certains coûts de traitement ou de remédiation (par exemple épuration des eaux usées, traitement des déchets, enlèvement des algues vertes sur les plages) et des coûts plus subjectifs dépendant de la valeur attribuée par exemple aux écosystèmes et aux services qu'ils peuvent rendre (stockage de carbone, épuration, agrément, ...). Une estimation récente réalisée par (Brink et al., 2011), dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment, montre que les coûts les plus importants portent sur la santé humaine, avec une contribution principalement liée à la qualité de l'air (ozone et particules), alors que les coûts pour les écosystèmes se partagent également entre l'atmosphère et l'hydrosphère (Figure 1.13). Les coûts liés à l'impact sur le climat seraient très inférieurs. Cette évaluation permet donc de hiérarchiser les coûts, notamment dans la perspective d'orienter les politiques publiques, mais elle illustre aussi la forte incertitude (rapport de 1 à 10 entre les estimations basses et hautes pour certaines catégories), liée en partie au degré de subjectivité de certains de ces coûts. La diversité des composés et processus concernés, ainsi que des problématiques environnementales relatives à l'azote et à l'environnement, a sans doute des conséquences fortes en terme de visibilité de la problématique « azote » dans l'opinion publique, mais aussi et peut-être surtout dans l'identification d'actions techniques, de priorités et de proposition de mesures réglementaires visant à limiter les impacts (Bull et al., 2011 ; Reay et al., 2011). La décision doit en effet prendre en compte les interactions entre composés et impacts, ainsi que les différentes échelles concernées. Oenema et al. ont par exemple montré que les mesures relatives au contrôle des émissions d'ammoniac pouvaient être antinomiques des mesures relatives à la qualité des eaux (lessivage des nitrates) ou au changement climatique (émission de N₂O), ces deux dernières étant plutôt en phase (Oenema et al., 2009).

1.5.6. Interpellation sur les modes de consommation et changements globaux

Certains auteurs posent le débat de la faible efficacité des productions animales vis-à-vis de l'azote et l'importance des terres allouées aux activités d'élevage, en allant jusqu'à proposer de réduire la consommation de produits animaux (Reay et al., 2011). Stehfest et al. ont ainsi évalué que l'effet d'un changement de régime alimentaire allant vers une moindre consommation de produits animaux pourrait avoir un impact significatif sur le changement climatique, cette estimation prenant en compte non seulement la diminution de la production, mais aussi les changements d'usage des terres et émissions de GES associées (Stehfest et al., 2009). Cette logique pourrait conduire à réduire les besoins de production en Europe, sauf à développer les exportations.

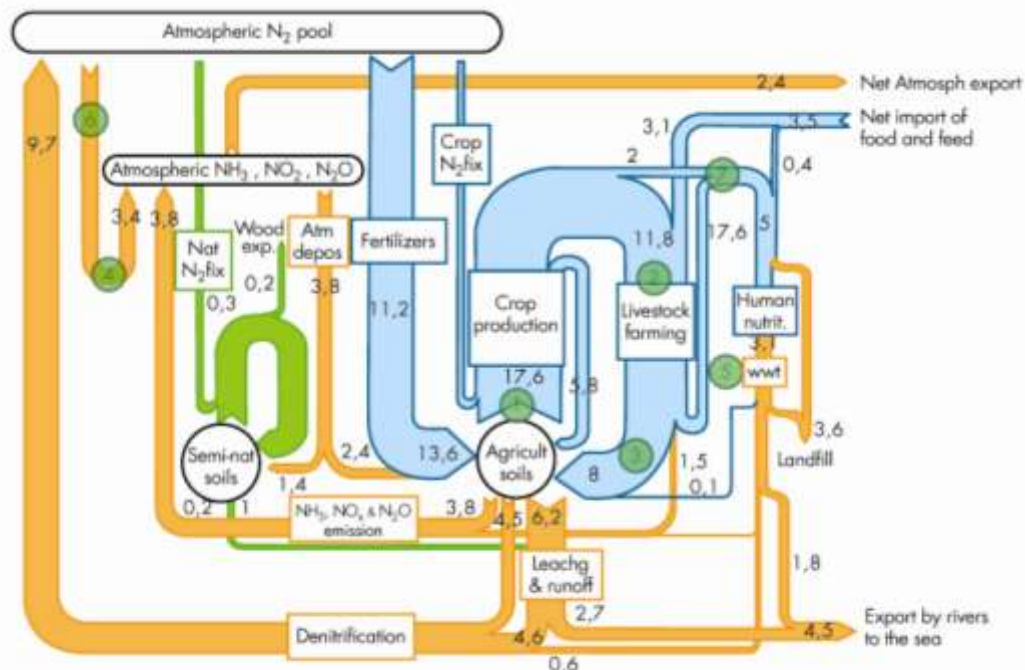
1.6. L'azote dans les systèmes d'élevage

1.6.1. Circulation de l'azote au sein de l'exploitation d'élevage

Comme l'illustre la Figure 1.15 (Sutton et al., 2011a), la production agricole et l'élevage occupent une place centrale dans le cycle de l'azote à l'échelle européenne. Les apports d'azote sur les sols agricoles se monteraient à 27,5 Mt N (11,2 Mt sous forme d'engrais de synthèse, 7,1 Mt sous forme d'effluents d'élevage, 2,4 Mt par dépôts atmosphériques, 1,0 Mt par fixation symbiotique et 5,8 Mt depuis les résidus de culture) (Leip et al., 2011). Ils dépassent de 9,9 Mt les besoins des cultures, ce surplus contribuant au lessivage de nitrate vers les nappes superficielles et profondes (6 Mt), à la dénitrification sous forme de N_2 (4,5 Mt), volatilisation d'ammoniac (1,6 Mt) et aux émissions de N_2O et NO (0,5 Mt).

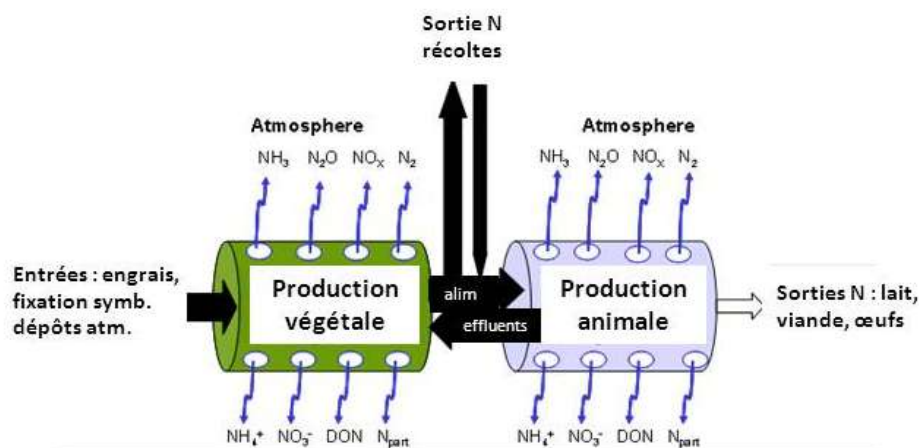
La Figure 1.14 montre que, dans les flux d'azote au sein de la production agricole, la part des activités d'élevage est majeure puisqu'elles consomment 80% de l'azote contenu dans les récoltes en Europe. De même, presque 90% des importations de produits agricoles en Europe sont utilisées pour nourrir les animaux d'élevage.

Figure 1.14 : Le cycle de l'azote à l'échelle de l'Europe des 27 pour l'année 2000. Les flux en vert font référence aux flux naturels (toutefois altérés par les dépôts atmosphériques), ceux en bleu aux flux anthropiques intentionnels (exclusivement en agriculture) et ceux en orange aux flux anthropiques non-intentionnels. Les numéros sur des disques verts font référence à des mesures proposées dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment. D'après (Oenema et al., 2011b).



L'utilisation d'azote en agriculture et élevage a généralement une efficacité assez faible, entre 30 et 60% pour les productions végétales, entre 5 et 40% pour les productions animales (Jarvis et al., 2011). Dès que les formes réactives d'azote sont présentes sous une forme mobile, soit en phase gazeuse (NH_3 , NO , NO_2 , N_2O , ...) soit en phase liquide (nitrate, azote organique dissous), elles peuvent s'échapper de la chaîne allant des intrants aux produits (Figure 1.15).

Figure 1.15 : Circulation de l'azote dans le système de production agricole d'après (Oenema et al., 2009).



Selon les procédures d'évaluation proposées dans le cadre du protocole de Göteborg, (guidebook version 2009), l'agriculture serait responsable de plus de 95% des émissions d'ammoniac, d'environ 75% des émissions de N_2O , 5-10% des émissions de NO (Citepa, 2011) et 55% des pertes de nitrate (Ifen, 2002) (Tableau 1.4). Pour les exploitations d'élevage, ces émissions se produisent essentiellement à partir des déjections animales sur toute la chaîne de production, dans les bâtiments d'élevage, les installations et les zones de stockage, lors du pâturage des animaux (Flechar et al., 2007) et lors des applications d'engrais minéraux et organiques au champ (EEA, 2009; Gac et al., 2007 ; Sommer et al., 2003). L'élevage est très directement concerné par les émissions d'ammoniac, puisqu'on estime qu'elles représentent plus de 80% de la source agricole. Ceci s'explique par l'importance des quantités d'azote excrétées par les animaux, puis épanchées sur les cultures, avec une grande disponibilité de l'azote ammoniacal dans les différentes étapes de gestion des déjections animales et donc de facteurs d'émissions⁴ élevés (Bittman et al., 2007). L'élevage est aussi très concerné par les émissions de N_2O . Par rapport aux émissions liées aux apports de fertilisants minéraux, celles qui résultent des activités d'élevage sont augmentées du fait de la succession de postes dans lesquels peut se produire l'émission : une molécule d'azote contenue dans un effluent peut se volatiliser en bâtiments, puis dans une zone de stockage, puis enfin lors de son application au champ, alors que seule cette dernière étape est à considérer pour un engrais minéral (Oenema et al., 2009).

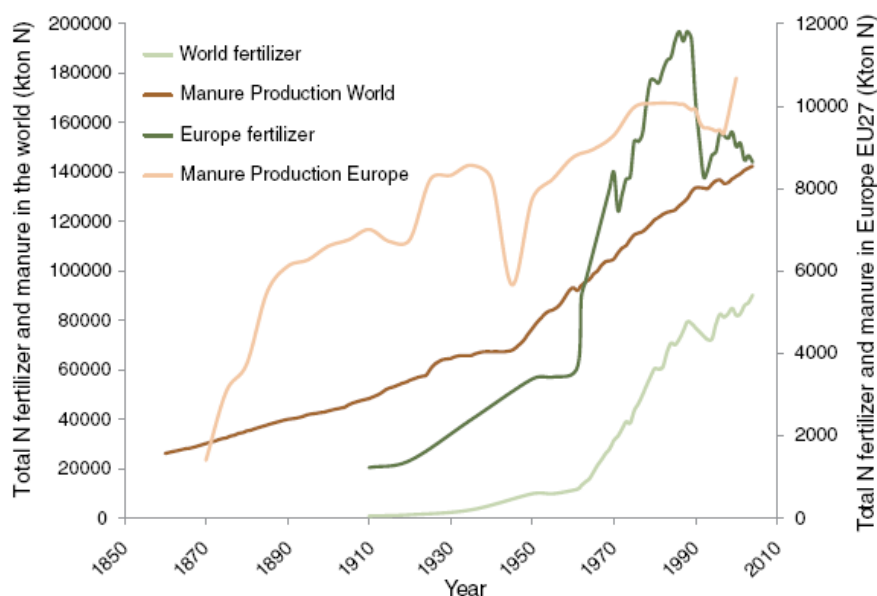
⁴ -Facteur d'émission (dans le contexte de l'azote et de l'agriculture) = fraction des intrants azotés (engrais, azote contenu dans les déjections animales) émise sous forme de NH_3 , NO , N_2O .

Tableau 1.4 : Contribution des cultures et de l'élevage aux émissions d'azote réactif. Les trois premières colonnes correspondent au total cultures+élevage, la dernière 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 (production de fourrages et autres aliments) 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, notamment Citepa 2011 (Citepa, 2011) et IFEN pour les pertes de nitrates (Ifen, 2002)).

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 ₃	Engrais minéraux	598	97,5%	16%	12%
	Effluents d'élevage au champ			37%	37%
	Pâturage			9%	9%
	Bâtiments d'élevage			38%	37%
	Stockage des effluents				
N ₂ O	Fertilisation des cultures	108	85%	35%	25%
	Pâturage, paddock			12%	12%
	Bâtiment/stockage Lisier			<1%	<1%
	Bâtiment/stockage Fumier			10%	10%
	Emissions indirectes			28%	24%
NO ₃ ⁻	Fertilisation minérale et organique	1178	>60%		>50%
NO _x	Fertilisation minérale et organique	49	14%	5%	<5%
	Combustion(engins, feux)			9%	?

La Figure 1.16 a mis en évidence toutes les fuites qui peuvent se produire depuis l'engrais organique ou minéral apporté sur une culture ou une prairie et le produit végétal ou animal final. De nombreux travaux expérimentaux ou de modélisation illustrent cette représentation et mettent en relation les excédents d'azote avec les fuites vers les autres compartiments environnementaux. On a vu que la production et l'utilisation d'azote réactif en agriculture, sous forme d'engrais de synthèse ou d'effluents animaux a fortement augmenté depuis un siècle, conduisant à une augmentation généralisée des excédents d'azote dans les systèmes de production agricole, même si un infléchissement peut être observé à la fin du 20^e siècle (Figure 1.16), suite à la mise en œuvre de la directive « Nitrates » et aux progrès en termes de fertilisation raisonnée. Par une méta-analyse sur 147 jeux de données publiés dans 90 études, van Groenigen et al. ont montré que les émissions de N₂O étaient très sensibles aux excédents d'azote, mais qu'une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote diminuait ces pertes (van Groenigen et al., 2010). Pour l'ammoniac, Loubet et al. ont montré que le point de compensation dans la plante et donc les pertes d'ammoniac directes depuis la plante augmentaient de manière exponentielle avec les apports d'azote sur une culture de maïs (Loubet et al., 2002). A partir d'un ensemble d'expérimentations européennes, Simon et al. ont observé que la lixiviation de nitrates augmentait là aussi de manière quasi exponentielle avec le chargement animal des prairies, donc en relation avec l'intensification du système (Simon et al., 1997).

Figure 1.16 : Consommations globale et européenne d'effluents d'élevage et d'engrais azotés. Les données globales ont été prises chez Davidson (Davidson, 2009) et les données européennes ont été reconstituées à partir du cheptel et de facteurs d'excrétion par Buijsman (Buijsman, 1986) et le modèle Integrator (de Vries et al., 2009a).

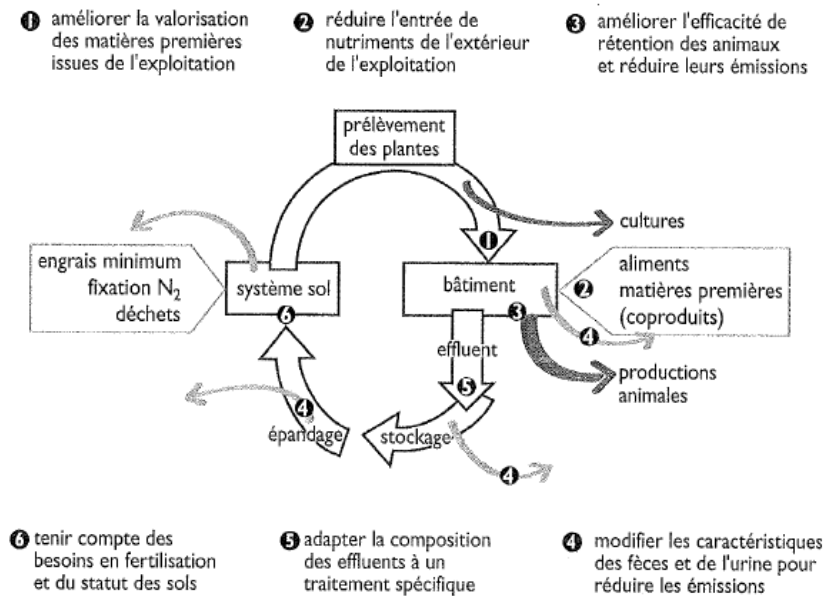


1.6.2. Les spécificités de l'élevage dans la cascade de l'azote

1.6.2.1. Des systèmes associant élevage et cultures

Nous avons vu que l'azote organique fabriqué par les végétaux est une source indispensable à la chaîne trophique des animaux, incapables de synthétiser les acides aminés à partir de l'ammonium contrairement aux végétaux et aux bactéries, et que la digestion des protéines végétales par les animaux et leur métabolisme conduisent à l'excrétion d'effluents qui contiennent l'azote non utilisé sous des formes beaucoup plus instables et réactives que les protéines des végétaux. Cette propriété constitue depuis longtemps une chance pour les systèmes de polyculture élevage traditionnels, la présence des ruminants ou des monogastriques permettant aux plantes de disposer de plus grandes quantités d'ammonium pour leurs synthèses. C'est encore le cas dans les pays en voie de développement et dans certains systèmes à bas intrants (par exemple en agriculture biologique). L'augmentation de la surface cultivée dans les territoires favorables à des cultures de rente ne permet plus de compter sur de longues jachères pour reconstituer les stocks de matières organiques produites par l'élevage avant la mise en culture (Blanchard, 2010). L'arrivée de l'azote minéral de synthèse a permis de lever le facteur limitant de la disponibilité en ammonium pour les plantes, tout en offrant en plus une plus grande souplesse d'utilisation. Cela a fortement diminué l'importance des effluents animaux pour la production agricole, les faisant alors souvent passer du statut de fertilisant à celui de déchet avec des risques pour l'environnement associés (voir par exemple l'évolution historique d'un bassin versant « algues vertes », (Moreau et al., 2012). L'augmentation de productivité par hectare a également permis d'accroître la charge animale (et donc la charge d'azote organique) par unité de surface, augmentant ainsi les risques d'émissions d'azote. La Figure 1.17 résume l'ensemble des transferts d'azote au sein d'une exploitation d'élevage avec les entrées et sorties de ce cycle. Les productions végétales utilisent et fixent une partie de l'ammonium pour fabriquer des protéines qui sont exportées ou utilisées en interne pour l'alimentation des animaux. La transformation de ces aliments par les animaux conduit à la production d'effluents riches en azote qui peuvent émettre de l'ammoniac et du N_2O dans l'air, soit dans le bâtiment d'élevage, soit pendant le stockage des effluents, soit enfin lors de leur épandage. Une fois présents dans le sol, les effluents participent aux émissions vers l'air ou vers l'eau suivant les processus décrits ci-dessus.

Figure 1.17 : Représentation des transferts d'azote au sein d'une exploitation d'élevage et pistes d'améliorations (Bouvarel et al., 2010)



1.6.2.2. Importance de la question des effluents d'élevage vis-à-vis des émissions vers l'atmosphère

Les déjections animales présentent un rapport C/N faible à très faible (inférieur à 10) qui les prédispose à libérer rapidement l'azote. Cependant, elles peuvent évoluer différemment en fonction du type de logement des animaux. Lorsque les mélanges fèces et urine sont stockés au sein du bâtiment parce que les animaux évoluent sur des caillebotis ou sur des aires bétonnées, les émissions d'ammoniac sont très importantes ce qui peut dans certains cas faire courir des risques de santé pour les animaux, voire pour les éleveurs si la ventilation n'est pas suffisante.

Si les lisiers sont évacués rapidement vers une fosse extérieure, ils évoluent généralement moins rapidement qu'en bâtiment, surtout pour les lisiers de bovins pour lesquels une croûte assez épaisse se forme en surface et limite les échanges, ce qui est moins vrai avec les lisiers de porcs. Cependant, de nombreux élevages utilisent de la paille pour la litière ce qui réintroduit dans le mélange du carbone qui va pouvoir permettre aux microbes de fermenter cette matière organique d'autant plus facilement que l'azote n'est pas un facteur limitant. La litière paillée peut évoluer différemment suivant les espèces animales. Les litières paillées pour des porcs vont libérer des quantités importantes de N₂O et de N₂ en raison de l'activité de fouille qu'exercent les animaux et qui va oxygéner le mélange. A l'opposé, les fumiers accumulés de bovins fonctionnent de façon beaucoup plus anaérobie, libérant plutôt du méthane.

En Europe, Leip et al., ont évalué que plus de 80% de l'azote des récoltes est utilisé pour l'alimentation animale et que pour 2,3 Mt d'azote contenus dans les produits animaux, 8 Mt étaient produits sous forme de déjections (Leip et al., 2011). La gestion ultérieure de ces déjections animales, met en jeu différentes technologies de stockage, de traitement et d'épandage qui induisent de nombreuses transformations notamment au niveau de l'azote. Ces transformations peuvent contribuer à faciliter et optimiser la valorisation et le recyclage de ces sous-produits mais sont aussi à l'origine d'importantes fuites vers le milieu naturel (air et eau). A titre d'exemple, au niveau mondial, on estime qu'environ 20 Mt d'azote provenant des déjections animales sont annuellement rejetés dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac, soit 20% de l'azote contenu dans ces produits (Olivier et al., 1998). Pour souligner plus précisément les enjeux de la gestion des déjections animales vis-à-vis de l'azote, on peut également citer les données concernant les Etats-Unis (Duxbury, 1994). Sur les 9 Mt d'azote utilisés par le secteur de l'élevage annuellement, un peu moins de 1 Mt se retrouve dans la production alimentaire alors que 7,7 Mt se retrouvent sous forme de déjections animales. Lors de la gestion de ces déjections, 3,9 millions de tonnes sont émis dans l'atmosphère sous forme de NH₃, soit 50% de l'azote contenu dans ces déjections. A cette

même échelle des Etats-Unis, si l'on prend en compte l'ensemble du système agricole (incluant la production végétale), environ 13,5 Mt d'azote entrent annuellement dans le système (engrais, fixation biologique, minéralisation du sol, ...) et se retrouvent pour plus de la moitié (7,7 Mt) sous formes de déjections animales. En ne tenant compte que des fuites dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac, les fuites liées aux déjections animales peuvent être estimées à environ 30% de l'azote entrant dans le système agricole, ce qui montre l'impact considérable de la gestion des déjections animales sur le cycle de l'azote d'un point de vue environnemental. Si l'on ajoute à ces fuites d'azote sous forme ammoniacale, les autres fuites vers l'atmosphère (N_2 , N_2O) et les fuites vers l'eau (NO_3^- principalement), ces données montrant l'enjeu environnemental majeur concernant ces déjections animales lié à l'inefficacité de l'azote à ce stade et montrent également le potentiel d'optimisation du cycle de l'azote à travers une meilleure gestion de ces sous-produits animaux (Bittman and Mikkelsen, 2009; Humphreys et al., 2004; Martinez and Le Bozec, 2000). En considérant uniquement l'azote réactif dans ces déjections (NH_4^+), on atteint alors des pertes de l'ordre de 50 à 60% entre la production des déjections et l'utilisation par les cultures (Bittman and Mikkelsen, 2009).

1.6.2.3. Des sources qui peuvent être ponctuelles, avec des impacts locaux

Vis-à-vis de l'environnement proche, une caractéristique des activités d'élevage est que les bâtiments constituent des « hot-spots » d'émission d'ammoniac, qui vont se traduire par des concentrations et donc des dépôts locaux importants (Fowler et al., 1998 ; Hertel et al., 2011; Loubet et al., 2009) pouvant créer des impacts très forts (Pitcairn et al., 1998 ; Skiba et al., 2006) à proximité immédiate (quelques dizaines à centaines de mètres autour de la source). A ce titre, la Directive IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) pour les grandes installations industrielles s'applique aussi aux installations d'élevage dépassant une certaine capacité. Concernant les émissions vers l'atmosphère ou le lessivage de composés azotés suite à l'application au champ d'engrais azotés, ce sont des phénomènes plus diffus, mais là encore les flux d'émissions les plus intenses sont observés à partir des effluents d'élevage, avec le cas particulier des émissions d'ammoniac suite à l'épandage de lisiers en surface

1.6.2.4. Le cas particulier du pâturage

Les ruminants au pâturage représentent un circuit court dans ce cycle, avec restitution directe des bouses et pissats à la parcelle. La pénétration rapide des urines dans le sol limite les pertes vers l'air, notamment les pertes d'ammoniac qui semblent n'être que de quelques pourcents (rarement plus de 10%) sauf en conditions de températures élevées (Leterme et al., 2003). Ces pissats restituent rapidement de l'ammonium à la prairie qui, si les urines ne percolent pas trop rapidement vers des horizons du sol en dessous de l'horizon racinaire, pourra servir à la croissance de l'herbe et ce d'autant plus que la fertilisation est faible et la densité racinaire élevée (Decau et al., 2004 ; Leterme et al., 2003; Vertès et al., 2008 ; Vertès et al., 1997) ont mesuré des coefficients réels de réutilisation de l'azote des pissats par l'herbe de 30 à 65% suivant les périodes, les pertes par lessivage ne dépassant pas 20%, sauf pour des pissats d'automne sur des prairies très fertilisées. Les restitutions sont d'autant mieux réparties sur la prairie que les animaux utilisent toute la surface de façon homogène. Par contre, la répartition des pissats induit de fortes concentrations d'azote localement, augmentant les risques de lessivage (Snow et al., 2009).

1.6.3. Les flux d'azote dans différents systèmes de productions animales

1.6.3.1. Bilan de l'azote à l'échelle de l'exploitation d'élevage

L'efficacité de l'azote présente généralement une meilleure valeur à l'échelle de l'exploitation agricole que celle de la seule transformation animale (qui n'excède pas 20 à 30%). Plusieurs méthodes de calcul du bilan de l'exploitation d'élevage existent (Oenema et al., 2003), qui seront exposés en détail dans le chapitre 8. La méthode du bilan apparent de l'exploitation comptabilise 1) les entrées qui correspondent aux engrais minéraux et organiques importés, aux aliments, à l'azote atmosphérique fixé et déposé et enfin dans une moindre mesure aux achats d'animaux et 2) les sorties qui correspondent aux ventes des produits animaux et végétaux ainsi qu'aux exportations éventuelles d'effluents organiques. Ce bilan de l'exploitation d'élevage peut atteindre des valeurs d'efficacité très élevées de plus de 70%, en particulier lorsque les entrées d'azote par les engrais et les

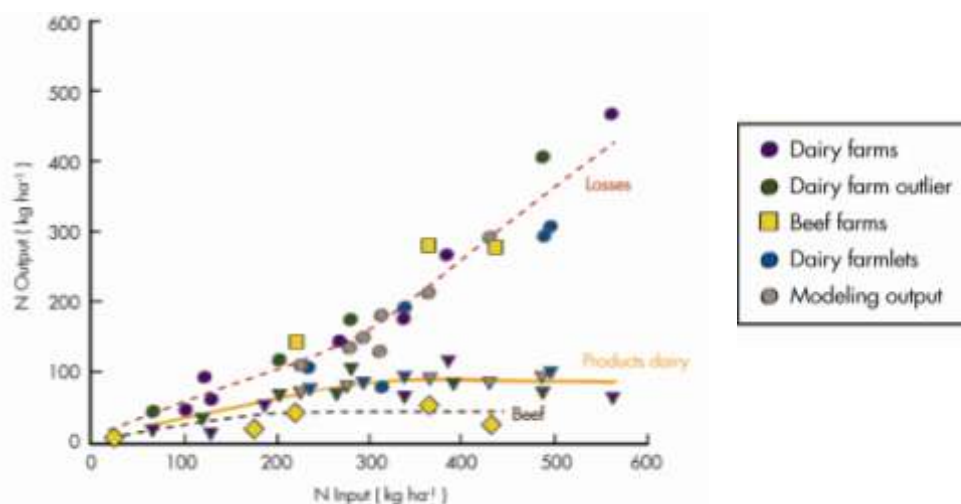
aliments sont faibles ou lorsque les exportations par les cultures sont élevées. A l'inverse il peut descendre à des valeurs faibles (de l'ordre de 30%) lorsque les apports d'azote sont élevés ou les productions médiocres. De nombreuses références mettent en évidence que les fuites vers l'environnement augmentent rapidement lorsque les apports d'azote sont excédentaires. Hénault et al. ont ainsi montré que les émissions de N_2O augmentaient de manière exponentielle avec la teneur en nitrate dans le sol, elle-même dépendante des apports d'azote (Hénault et al., 1998). Dans des systèmes d'élevage bovin, Rotz et al. ont également montré que les pertes cumulées sous leurs différentes formes augmentaient aussi rapidement avec la charge en azote, alors que la production plafonnait assez rapidement (Rotz et al., 2005) (Figure 1.18).

Les méthodes d'extension du budget parcelle à l'ensemble de l'exploitation (méthode Corpen, ou Balance Globale Azotée) comptabilisent les flux d'azote arrivant sur les sols ou quittant les sols, ce qui amène à faire des hypothèses sur les productions végétales et à utiliser plus de flux forfaitaires, faute de mesures objectives disponibles. Il conviendrait par ailleurs de corriger ces bilans du stockage ou déstockage de l'azote dans le sol, qui diminue ou accroît les risques de pertes d'azote vers l'environnement comme le font les bilans qui incluent la composante sol (Oenema et al., 2003).

Tous ces calculs de bilans montrent que les bénéfices de l'efficacité élevée de l'azote au niveau de l'animal, liés en particulier à une forte productivité de ceux-ci, peuvent être annihilés au niveau de l'exploitation par un chargement animal élevé et/ou des entrées d'azote accrues, induisant un bilan par hectare trop élevé pour être utilisé par les cultures et/ou immobilisé par les micro-organismes des sols. Les risques pour l'environnement ne dépendent donc clairement pas que de la seule efficacité de l'utilisation de l'azote par les animaux et nécessitent une approche plus globale pour être évalués.

De même, il convient de ne pas isoler l'exploitation de son territoire et des capacités de résilience plus ou moins forte de celui-ci. Si les exploitations sont nombreuses et présentent les mêmes excédents élevés, le territoire ne pourra pas absorber les excédents d'azote sans risque pour l'environnement. Or il existe de nombreuses externalités en élevage qui favorisent l'agglomération comme le partage d'information, d'infrastructures et de services, de main d'œuvre compétence et de formation. Compte tenu de ces avantages certaines productions d'élevage, comme pour le porc au Danemark et en Bretagne, présentent une concentration élevée, malgré des forces de dispersion (compétition, concurrence sur l'occupation du sol, environnement) qui, bien que présentes, pèsent moins lourd (Larue et al., 2010). A l'opposé, des territoires ayant une proportion de terres agricoles faible pourront réutiliser l'azote en excédent avant que celui-ci ne constitue un risque. De même, la complémentarité entre exploitations au sein d'un même territoire peut offrir des solutions intéressantes pour économiser l'utilisation d'azote à l'échelle du territoire, mais pose des problèmes d'organisation (Paillat et al., 2009). Ces échanges de matières organiques entre exploitations d'élevage et exploitations de grandes cultures peuvent permettre de retrouver une valorisation des effluents qui a parfois disparu au sein de l'exploitation d'élevage spécialisée

Figure 1.18 : Relation entre les apports annuels totaux et les sorties d'azote sous forme de produits (triangles) ou de pertes vers l'environnement (ronds) en production bovines comprenant du pâturage d'après (Rotz et al., 2005).



1.6.3.2. Comparaison des flux d'azote dans quelques systèmes de production

Dans les systèmes d'élevage, les émissions de NH_3 sont très liées aux émissions d'urée par les animaux et au type de logement et de stockage des effluents, qui permettront de plus ou moins conserver cet azote potentiellement très volatil. L'efficacité de l'utilisation de l'azote par les animaux, les structures de bâtiments et les techniques d'épandage seront déterminantes sur ces émissions. Même si les modèles actuels présentent encore des écarts significatifs dans les différents postes d'émission des systèmes d'élevage en système lisier, les prévisions d'émission totale de NH_3 sont beaucoup plus convergentes (Reidy et al., 2008). Pour les risques de lessivage de nitrate et les émissions de N_2 , N_2O et NO au champ, c'est d'abord la charge d'azote organique restituée par hectare au regard des potentialités d'utilisation de cet azote par les plantes qui va déterminer les risques de pertes. Le chargement animal par hectare et la fertilisation minérale associée seront donc les premiers facteurs de risque.

Sur ces points, les différents systèmes d'élevage se distinguent sur de nombreux points de vue. Simon et al, et Jarvis et al. ont rappelé quelques grandes distinctions entre systèmes (Jarvis et al., 2011; Jarvis et al., 2011; Simon et al., 2000) :

- Les systèmes de grandes cultures sont caractérisés par des apports en engrais élevés et de faibles émissions d'ammoniac, liées à la faible disponibilité de l'azote ammoniacal des engrais apportés qui est rapidement retenu au niveau du sol ou prélevé par la culture. La bonne valorisation de l'azote par les plantes permet en général des niveaux d'excédents relativement modérés.
- Pour les élevages de monogastriques, l'essentiel de l'apport provient des achats d'aliments. Le second poste est l'utilisation d'engrais minéraux, mais moindre que dans les systèmes de grande culture, dans la mesure où une partie importante de la fertilisation azotée utilise les effluents d'élevage, et donc l'azote provenant des aliments, principalement sous forme de lisiers. Le recyclage interne au niveau du territoire se limite à ce transfert de matières organique depuis les bâtiments vers les champs.
- Les élevages de ruminants présentent des flux internes très variables. L'équilibre entre les entrées d'azote par les achats d'aliments et d'engrais, et par fixation symbiotique est très lié au mode de production et au choix du système fourrager. Les effluents participant largement à la fertilisation azotée des cultures et prairies, et celles-ci contribuant de leur côté largement à l'alimentation des animaux, les apports externes sous forme d'aliments sont bien plus faibles que pour les élevages de monogastriques, avec toutefois des exceptions dans les systèmes les plus intensifs, notamment laitiers ou taurillons. Les apports d'azote par la fixation symbiotique des légumineuses peuvent être significatifs dans le cas des élevages de ruminants, essentiellement depuis les prairies permanentes ou les prairies de fauche (ray-grass – trèfle blanc, par exemple). Ils ont une importance relative d'autant plus grande que le système est moins intensif, en particulier en agriculture biologique. Mais il faut aussi rappeler que des apports externes d'azote fixé par des légumineuses peuvent être importants par le biais de l'alimentation (féverole, tourteaux de soja, par exemple).

Les pertes par lixiviation de nitrate varient en fonction des niveaux d'excédents azotés dans les sols des exploitations, qui résultent en partie des combinaisons de pratiques agricoles, plus ou moins contraintes par les choix de systèmes de production. Les émissions de N_2O au champ sont souvent plus fortes qu'en système de grande culture, notamment en raison d'apports plus importants d'azote sur les terres. Les émissions vers l'atmosphère, en particulier d'ammoniac, sont particulièrement fortes dans les systèmes d'élevage dans lesquels les animaux sont présents en bâtiments (monogastriques, bovins laitiers). Cela est dû, d'une part à des facteurs d'émissions plus faibles pour les déjections émises au champ (infiltration, utilisation par le couvert prairial, microclimat), d'autre part à des potentiels d'émissions plus forts en bâtiment et lors de la gestion des effluents, en particulier lors de l'épandage au champ.

Ces analyses permettent de mettre en évidence des grandes tendances (ordres de grandeurs des différentes fuites en azote) et certaines spécificités des systèmes d'élevage, telles que l'importance de la fraction de temps passée en bâtiment et les émissions vers l'atmosphère associées directement (depuis le bâtiment) ou indirectement (gestion et épandage des effluents), l'importance du recyclage interne et du lien au sol pour les élevages de ruminants. Elles permettent aussi d'identifier les grandes thématiques à analyser dans le chapitre 5, qui en fera une analyse plus poussée dans les mécanismes et leur quantification, à savoir l'alimentation des différentes catégories d'animaux, les déjections qu'ils produisent et la gestion des effluents associée, les émissions d'ammoniac, ainsi que les interactions avec le territoire de l'exploitation agricole, avec un focus sur les prairies. Ces différents niveaux d'analyse seront complétés par une analyse à des échelles plus larges, allant des paysages et territoires aux échelles régionales et nationales.

Références bibliographiques du chapitre 1

- Ambus, P.; Petersen, S.O.; Soussana, J.F., 2007. Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 84-92.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.007>
- ARC, 1981. *The nutrient requirements of pigs*. Slough, United Kingdom: Commonwealth Agricultural Bureaux, 307 p.
- Asman, W.A.H., 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment*, 32 (3): 415-421.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00166-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00166-0)
- Asman, W.A.H.; Sutton, M.A.; Schjorring, J.K., 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist*, 139: 27-48.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00180.x>
- Asman, W.A.H.; van Jaarsveld, J.A., 1992. A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. *Atmospheric Environment*, 26A (3): 445-464.
[http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686\(92\)90329-J](http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686(92)90329-J)
- Baek, B.H.; Aneja, V.P.; Tong, Q., 2004. Chemical coupling between ammonia, acid gases, and fine particles. *Environmental Pollution*, 129 (1): 89-98.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.022>
- Beier, C.; Skiba, U.; Sutton, M.A., 2010. Guest Editor's Introduction: Greenhouse gas exchange in European ecosystems and their interactions with nitrogen – results from NitroEurope IP. *European Journal of Soil Science*, 61: 627-630.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01281.x>
- Billen, G.; Silvestre, M.; Grizzetti, B.; Leip, A.; Garnier, J.; Voss, M.; Howarth, R.; Bouraoui, F.; Lepisto, A.; Kortelainen, P.; Johnes, P.; Curtis, C.; Humborg, C.; Smedberg, E.; Kaste, O.; Ganeshram, R.; Beusen, A.; Lancelot, C., 2011. Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 271-297.
- Bittman, S.; Kowalenko, C.G.; Forge, T.; Hunt, D.E.; Bounaix, F.; Patni, N., 2007. Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology*, 98: 3249-3258.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.016>
- Bittman, S.; Mikkelsen, R., 2009. Ammonia emissions from agricultural operations: livestock. *Better Crops with Plant Food*, 93 (1): 28-31.
<http://dx.doi.org/10.1029/2009GB003702>
- Blanchard, M., 2010. *Gestion de la fertilité des sols et rôle du troupeau dans les systèmes coton-céréales au Mali-Sud : savoirs techniques locaux et pratiques d'intégration agriculture élevage*. Thèse. Université Paris-Est, Créteil. 298 p.
- Bobbink, R.; Hettelingh, J.P., 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout*. Bilthoven, The Netherlands, 23-25 June 2010. RIVM, 246 p.

Bobbink, R.; Hicks, K.; Galloway, J.; Spranger, T.; Alkemade, R.; Ashmore, M.; Bustamante, M.; Cinderby, S.; Davidson, E.; Dentener, F.; Emmett, B.; Erisman, J.W.; Fenn, M.; Gilliam, F.; Nordin, A.; Pardo, L.; de Vries, W., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20 (1): 30-59.
<http://dx.doi.org/10.1890/08-1140.1>

Boisen, S.; Hvelplund, T.; Weisbjerg, M.R., 2000. Ideal amino acid profiles as a basis for feed protein evaluation. *Livestock Production Science*, 64 (2-3): 239-251.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00146-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00146-3)

Bolan, N.S.; Adriano, D.C.; Curtin, D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 78: 215 -272.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)78006-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(02)78006-1)

Bouvarel, I.; Dourmad, J.Y.c.; Gac, A., 2010. Les stratégies d'alimentation des animaux au sein de l'exploitation et du territoire et leurs incidences environnementales. In: Espagnol, S.; Leterme, P., eds. *Elevages et environnement*. Versailles: Editions Quae, Editions Educagri, 65-118.

Brink, C.; van Grinsven, H.; Jacobsen, B.H.; Rabl, A.; Gren, I.M.; Holland, M.; Klimont, Z.; Hicks, K.; Brouwer, R.; Dickens, R.; Willems, J.; Termansen, M.; Velthof, G.; Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Webb, J., 2011. Costs and benefits of nitrogen in the environment. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 513-540.

Bruning-Fann, C.S.; Kaneene, J.B., 1993a. The effects of nitrate, nitrite and N-nitroso compounds on human health: a review. *Veterinary and Human Toxicology*, 35 (6): 521-538.

Bruning-Fann, C.S.; Kaneene, J.B., 1993b. The effects of nitrate, nitrite, and N-nitroso compounds on animal health. *Veterinary and Human Toxicology*, 35 (3): 237-253.

Buijsman, E., 1986. Historical trend in the ammonia emission in Europe (1870–1980), Report R-86-9, Institute for Meteorology and Oceanography. Utrecht, Netherlands University of Utrecht.

Bull, K.; Hoft, R.; Sutton, M.A., 2011. Coordinating European nitrogen policies between international conventions and intergovernmental organizations. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 570-584.

Butterbach-Bahl, K.; Gundersen, P.; Ambus, P.; Augustin, J.; Beier, C.; Boeckx, P.; Dannenmann, M.; Sanchez Gimeno, B.; Ibrom, A.; Kiese, R.; Kitzler, B.; Rees, R.M.; Smith, K.A.; Stevens, C.; Vesala, T.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2011a. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 99-125.

Butterbach-Bahl, K.; Nemitz, E.; Zaehle, S.; Billen, G.; Boeckx, P.; Erisman, J.W.; Garnier, J.; Upstill-Goddard, R.; Kreuzer, M.; Oenema, O.; Reis, S.; Schaap, M.; Simpson, D.; de Vries, W.; Winiwarter, W.; Sutton, M.A., 2011b. Nitrogen as a threat to the European greenhouse balance. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 434-462.

Cardenas, L.; Rondon, A.; Johansson, C.; Sanhueza, E., 1993. Effects of soil moisture, temperature and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from tropical savannah soils. *Journal of Geophysical Research*, 98: 14783-14790.

Cellier, P.; Bethenod, O.; Castell, J.F.; Germon, J.C., 2008. Contribution de l'agriculture à l'effet de serre. Importance de l'azote et interactions avec l'ozone. *OCL Oléagineux Corps Gras Lipides*, 15 (5): 317-323.

Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Morvan, T.; Pomar, C., 2004. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with N-15. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (2): 637-643.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.6370>

Citepa, 2011. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France*. Paris: Citepa (Séries sectorielles et analyses étendues. Format Secten), 328 p.
<http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv1>

Cleveland, C.C.; Townsend, A.R.; Schimel, D.S.; Fisher, H.; Howarth, R.W.; Hedin, L.O.; Perakis, S.S.; Latty, E.F.; von Fischer, J.C.; Elseroad, A.; Wasson, M.F., 1999. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N₂) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 623-645.

Crutzen, P.J., 1970. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 96: 320-325.

Davidson, E.A., 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E.; Whitman, W.B., eds. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes* Washington (USA): American Society for Microbiology, 219-235.

Davidson, E.A., 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860 *Nature Geoscience*, 2 659 -662.

de Vries, W.; Kros, J.; Reinds, G.J.; Wieggers, R.; Velthof, G.; Oudendag, D.; Lesschen, J.P.; Nabuurs, G.J.; Schelhaas, M.J.; Perez Soba, M.; Rienks, W.; de Winter, W.; van den Akker, J.; Leip, A.; Bakker, M.; Verburg, P.; Neumann, K.; Liski, J.; Eickhout, B.; Bouwman, L., 2009a. INTEGRATOR: a modelling tool for European-wide assessments of nitrogen and greenhouse gas fluxes in response to changes in land cover, land management and climate. Calculation procedures, application methodology and examples of scenario results, Alterra Report (in press). Wageningen, Netherlands Alterra Wageningen UR.

de Vries, W.; Solberg, S.; Dobbertin, M.; Sterba, H.; Laubhann, D.; van Oijen, M.; Evans, C.; Gundersen, P.; Kros, J.; Wamelink, G.W.W.; Reinds, G.J.; Sutton, M.A., 2009b. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology and Management*, 258 (8): 1814-1823.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.034>

de Vries, W.; van Grinsven, J.J.M.; van Breemen, N.; Leeters, E.E.J.M.; Jansen, P.C., 1995. Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma*, 67: 17-43.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2004. Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *Journal of Environmental Quality*, 33 (2): 637-644.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.6370>

Dentener, F.; Stevenson, D.; Ellingsen, K.; van Noije, T.; Schultz, M.; Amann, M.; Atherthon, C.; Bell, N.; Bergmann, D.; Bey, I.; Butler, T.; Bouwman, L.; Cofala, J.; Collins, B.; Drevet, J.; Eickhout, B.; Eskes, H.; Fiore, A.; Gauss, M.; Hauglustaine, D.; Horowitz, L.; Isaksen, I.; Josse, B.; Lawrence,

M.; Krol, M.; Lamarque, J.F.; Montanero, V.; Müller, J.F.; Peuch, V.H.; Pyle, J.; Rast, S.; Pitari, G.; Rodriguez, J.; Sanderson, M.; Savage, N.; Strahan, S.; Shindell, D.; Szopa, S.; Sudo, K.; Wild, O.; Zeng, G., 2006. The global atmospheric environment for the next generation. *Environmental Science and Technology*, 40: 3586-3594.

Dise, N.B.; Ashmore, M.; Belyazid, S.; Bleeker, A.; Bobbink, R.; de Vries, A.; Erisman, J.W.; Spranger, T.; Stevensand, C.J.; van der Berg, L., 2011. Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversity. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 463-494.

Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Place, C.J.; ApSimon, H.M.; Sutton, M.A., 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9 (7-8): 626-638.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.002>

Durand, P.; Breuer, L.; Johnes, P.J.; Billen, G.; Butturini, A.; Pinay, G.; van Grinsven, H.; Garnier, J.; Rivett, M.; Reay, D.S.; Curtis, C.; Siemens, J.; Maberly, S.; Kaste, O.; Humborg, C.; Loeb, R.; de Klein, J.; Hejzlar, J.; Skoulikidis, N.; Kortelainen, P.; Lepsito, A.; Wright, R., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 126-146.

Duxbury, J.M., 1994. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. *Fertilizer Research*, 38: 151-163.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00748775>

EEA, 2008. Annual European Community LRTAP Convention emission inventory report 1990–2006. *Technical report*. Copenhagen, Denmark European Environmental Agency (EEA). 82 p.

EEA, 2009. EMEP/EEA Atmospheric emission inventory guidebook, Technical report No 9/2009, June 2009. Copenhagen, Denmark European Environmental Agency (EEA).
<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>

Erisman, J.W.; Bleeker, A.; Hensen, A.; Vermeulen, A., 2008a. Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3209-3217.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.04.004>

Erisman, J.W.; Sutton, M.A.; Galloway, J.N.; Klimont, Z.; Winiwarter, W., 2008b. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1: 636 -639.

Erisman, J.W.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Powlson, D.; Sutton, M.A.; Bleeker, A.; Reis, S., 2011. The European nitrogen problem in a global perspective. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 9-31.

Fangmeier, A.; Hadwiger-Fangmeier, A.; van der Eerden, L.; Jaeger, H.J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation - a review. *Environmental Pollution*, 86: 43-82.
[http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90008-6](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(94)90008-6)

Faverdin, P.; Vérité, R., 1998. Utilisation de la teneur en urée du lait comme indicateur de la nutrition protéique et des rejets azotés chez la vache laitière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 209-212.

Faverdin, P.; Vérité, R., 2003. A dynamic model of nitrogen fluxes and uraemia in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003. Institut National de la Recherche Agronomique, 159-162.

Flechard, C.R.; Ambus, P.; Skiba, U.; Rees, R.M.; Hensen, A.; van Amstel, A.; Pol-van Dasselaar, A.V.; Soussana, J.F.; Jones, M.; Clifton-Brown, J.; Raschi, A.; Horvath, L.; Neftel, A.; Jocher, M.; Ammann, C.; Leifeld, J.; Fuhrer, J.; Calanca, P.; Thalman, E.; Pilegaard, K.; di Marco, C.; Campbell, C.; Nemitz, E.; Hargreaves, K.J.; Levy, P.E.; Ball, B.C.; Jones, S.K.; van de Bulk, W.C.M.; Groot, T.; Blom, M.; Domingues, R.; Kasper, G.; Allard, V.; Ceschia, E.; Cellier, P.; Laville, P.; Henault, C.; Bizouard, F.; Abdalla, M.; Williams, M.; Baronti, S.; Berretti, F.; Grosz, B., 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 135-152.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.024>

Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D.W.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D.C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; van Dorland, R., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L., eds. *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge (GBR): Cambridge University Press.

Fowler, D.; Pitcairn, C.E.R.; Sutton, M.A.; Fléchar, C.; Loubet, B.; Coyle, M.; Munro, R.C., 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution*, 102: 343-348.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80053-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80053-5)

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Galloway, J.N., 1998. The global nitrogen cycle: Changes and consequences. *Environmental Pollution*, 102 (S1): 15-24.

Galloway, J.N.; Aber, J.D.; Erisman, J.W.; Seitzinger, S.P.; Howarth, R.W.; Cowling, E.B.; Cosby, B.J., 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53 (4): 341-356.
[http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)

Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R.; Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70 (2): 153-226.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>

Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.C.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1136674>

Garrido, F.; Hénault, C.; Gaillard, H.; Perez, S.; Germon, J.C., 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 559-575.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00172-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00172-9)

Gilchrist, M.; Winyard, P.G.; Benjamin, N., 2010. Dietary nitrate--good or bad? *Nitric Oxide*, 22 (2): 104-109.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.niox.2009.10.005>

Gress, S.E.; Nichols, T.D.; Northcraft, C.C.; Peterjohn, W.T., 2007. Nutrient limitation in soils exhibiting differing nitrogen availabilities: what lies beyond nitrogen saturation? *Ecology*, 88: 119–130.

[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[119:NLISED\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[119:NLISED]2.0.CO;2)

Grignani, C.; Laidlaw, A.S., 2002. Nitrogen economy on grasslands and annual forage crops: control of environmental impacts. *Proceedings of the 19th General meeting of the European Grassland Federation, British Grassland Society*. Reading, UK, 625-633.

Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Billen, G.; van Grinsven, H.; Cardoso, A.C.; Thieu, V.; Garnier, J.; Curtis, C.; Howarth, R.; Johnes, P., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 379-404.

Groot, J.C.J.; Rossing, W.A.H.; Lantinga, E.A., 2006. Evolution of farm management, nitrogen efficiency and economic performance on Dutch dairy farms reducing external inputs. *Livestock Science*, 100 (2-3): 99-110.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2005.08.008>

Hatfield, J.L.; Prueger, J.H., 2004. Nitrogen over-use, under-use, and efficiency (CD-Rom). *Proceedings of the 4th International Crop Science Congress, 26 Sept-1 Oct 2004*. Brisbane, Australia.

<http://www.cropscience.org.au>

Haygarth, P.M.; Hepworth, L.; Jarvis, S.C., 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, 49 (1): 65-72.

<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.00131.x>

He, C.E.; Wang, X.; Liu, X.; Fangmeier, A.; Christie, P.; Zhang, F., 2010. Nitrogen deposition and its contribution to nutrient inputs to intensively managed agricultural ecosystems. *Ecological Applications*, 20: 80–90.

<http://dx.doi.org/10.1890/08-0582.1>

Heathwaite, A.L.; Griffiths, P.; Parkinson, R.J., 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. *Soil Use and Management*, 14 (3): 142-148.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00140.x>

Hénault, C.; Devis, X.; Page, S.; Justes, E.; Reau, R.; Germon, J.C., 1998. Nitrous oxide emission under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 26: 199-207.

Hertel, O.; Reis, S.; Skjoth, C.A.; Bleeker, A.; Harrison, R.; Cape, J.N.; Fowler, D.; Skiba, U.; Simpson, D.; Jickells, T.; Baker, A.; Kulmala, M.; Gyldenkaerne, S.; Sorensen, L.L.; Erisman, J.W., 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 177-207.

Howarth, R.; Chan, F.; Conley, D.J.; Garnier, J.; Doney, S.C.; Marino, R.; Billen, G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (1): 18-26.

<http://dx.doi.org/10.1890/100008>

Humphreys, J.; O'Connell, K.; Lawless, A.; McNamara, K., 2004. Strategic use of nitrogen in a new environment. *Irish Grassland Association Journal*, 38: 35-48.

Hutchinson, G.L.; Davidson, E.A., 1993. Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. In: Harper, L.A.; Mosier, A.R.; Duxbury, J.M.; Rolston, D.E., eds. *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. American Society of Agronomy, Madison, 79-93.

Ifen, 2002. *L'environnement en France*. Paris, France: Editions La Découverte, 607 p.

Jarvie, H.P.; Withers, P.J.A.; Hodgkinson, R.; Bates, A.; Neal, M.; Wickham, H.D.; Harman, S.A.; Armstrong, L., 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*, 350 (3-4): 166-186.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.042>

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Khan, S.A.; Mulvaney, R.L.; Ellsworth, T.R.; Boast, C.W., 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36 (6): 1821-1832.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0099>

Kinzig, A.P.; Socolow, R.H., 1994. Human Impacts on the Nitrogen-Cycle. *Physics Today*, 47 (11): 24-31.
<http://dx.doi.org/10.1063/1.881423>

Krupa, S.V., 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124: 170-221.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00434-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00434-7)

Labalette, F.; Bourrel, C.; Jouffret, P.; Lecomte, V.; Quinsac, A.; Ledoux, S., 2010. Panorama et futur de la filière du soja français. *OCL Oléagineux Corps Gras Lipides*, 17 (6): 345-355.

Lalisse, G., 1981. *Absorption foliaire de l'ammoniac : méthode de marquage des végétaux par traceur isotopique ¹⁵N et applications*. Thèse. Université Claude Bernard, Lyon. 69 p.

Larue, S.; Gaigné, C.; Abildtrup, J.; Le Gallo, J.; Latruffe, L.; Schmitt, B., 2010. Economie d'agglomération et coûts de la concentration : dynamique de localisation des systèmes d'élevage intensifs, le cas de la production porcine. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 49-62.

Laville, P.; Flura, D.; Gabrielle, B.; Loubet, B.; Fanucci, O.; Rolland, M.N.; Cellier, P., 2009. Characterisation of soil emissions of nitric oxide at field and laboratory scale using high resolution method. *Atmospheric Environment*, 43 (16): 2648-2658.

Lehuger, S., 2009. *Modélisation des bilans de gaz à effet de serre des agro-écosystèmes en Europe*. Thèse. AgroParistech, Paris. 184 p.
<http://bib.rilk.com/5577/01/TheseSimonLehuger.pdf>

Leip, A.; Achermann, B.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, A.F.; de Vries, A.; Dragosits, U.; Doring, U.; Fernall, D.; Geupel, M.; Herolstab, J.; Johnes, P.; Le Gall, A.C.; Monni, S.; Neveceral, R.; Orlandini, L.; Prud'homme, M.; Reuter, H.I.; Simpson, D.; Seufert, G.; Spranger, T.; Sutton, M.A.; van Aardenne, J.; Vos, M.; Winiwarter, W., 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale.

In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 345-376.

Leterme, P.; Barre, C.; Vertès, F., 2003. The fate of N-15 from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie*, 23 (7): 609-616.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003038>

Lévêque, C., 2001. *Ecologie. De l'écosystème à la biosphère*. Paris, France: Masson Sciences Dunod, 502 p.

Levy, J.I.; Chemerynski, S.M.; Sarnat, J.A., 2005. Ozone exposure and mortality: an empiric bayes metaregression analysis. *Epidemiology*, 16: 458 -468.

<http://dx.doi.org/10.1097/01.ede.0000165820.08301.b3>

Loubet, B.; Asman, W.A.H.; Theobald, M.R.; Hertel, O.; Tang, S.Y.; Daemmgen, U.; Cellier, P.; Sutton, M.A., 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: Sutton, M.; Reis, S.; Baker, S., eds. *Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an expert workshop under the convention on long-range transboundary air pollution*. Springer, 205-267.

Loubet, B.; Milford, C.; Hill, P.W.; Sim Tang, Y.; Cellier, P.; Sutton, M.A., 2002 Seasonal variability of apoplastic NH₄⁺ and pH in an intensively managed grassland. *Plant and Soil*, 238: 97-110.

Manassaram, D.M.; Backer, L.C.; Moll, D.M., 2006. A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and developmental outcomes. *Environmental Health Perspectives*, 114 (3): 320-327.

Martinez, J.; Le Bozec, G., 2000. Déjections porcines et problèmes environnementaux en Europe. *Cahiers Agricultures*, 9 (3): 181-190.

http://www.jle.com/en/revues/agro_biotech/agr/e-docs/00/00/EA/CE/article.phtml

Mégie, G., 1993. Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère. Paris, France Académie des sciences, Rapport n° 30, Lavoisier.

Moldanová, J.; Grennfelt, P.; Jonsson, A.; Simpson, D.; Spranger, T.; Aas, W.; Munthe, J.; Rabl, A., 2011. Nitrogen as a threat to European air quality. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 405-433.

Molenat, J.; Durand, P.; GascuelOdoux, C.; Davy, P.; Gruau, G., 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air and Soil Pollution*, 133 (1-4): 161-183.

Monaghan, R.M.; Wilcock, R.J.; Smith, L.C.; TikkiSETTY, B.; Thorrold, B.S.; Costall, D., 2007. Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1/4): 211-222.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.016>

Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>

Morot-Gaudry, J.F., 1998. *Assimilation de l'azote chez les plantes. Aspects physiologique, biochimique et moléculaire*. Paris, France: Inra Editions, 422 p.

Morvan, T.; Le Houérou, B.; Martinez, J.; Hacala, S., 1997. La valorisation des effluents d'élevage. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 233-254.

Murphy, D.V.; Recous, S.; Stockdale, E.A.; Fillery, I.R.P.; Jensen, L.S.; Hatch, D.J.; Goulding, W.T., 2003. Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of ¹⁵N pool dilution techniques. *Advances in Agronomy*, 79: 69-119.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79002-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79002-0)

Neset, T.S.S.; Bader, H.P.; Scheidegger, R., 2006. Food consumption and nutrient flows - Nitrogen in Sweden since the 1870s. *Journal of Industrial Ecology*, 10 (4): 61-75.
<http://dx.doi.org/10.1162/jiec.2006.10.4.61>

Nicolardot, B.; Mary, B.; Houot, S.; Recous, S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 87-103.

Oenema, O.; Bleeker, A.; Braathen, N.A.; Budnakova, M.; Bull, K.; Cermak, P.; Geupel, M.; Hicks, K.; Hoft, R.; Kozlova, N.; Leip, A.; Spranger, T.; Valli, L.; Velthof, G.; Winiwarter, W., 2011a. Nitrogen in current European policies. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 62-81.

Oenema, O.; Kros, H.; de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 3-16.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00067-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00067-4)

Oenema, O.; Salomez, J.; Branquinho, C.; Budnakova, M.; Cermak, P.; Geupel, M.; Johnes, P.; Tompkins, C.; Spranger, T.; Erisman, J.W.; Pallière, C.; Maene, L.; Alonso, R.; Maas, R.; Magid, J.; Sutton, M.A.; van Grinsven, H., 2011b. Developing integrated approaches to nitrogen management. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 541-550.

Oenema, O.; Witzke, H.P.; Klimont, Z.; Lesschen, J.P.; Velthof, G.L., 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3/4): 280-288.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.025>

Olivier, J.G.L.; Bouwman, A.F.; Van der Hoek, K.W.; Berdowski, J.J.M., 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O. *Proceedings of the first international nitrogen conference*. The Netherlands, 23-27 March. Elsevier Science, 135-148.

Paillat, J.-M.; Lopez-Ridaura, S.; Guerrin, F.; Van der Werf, H.; Morvan, T.; Leterme, P., 2009. Simulation de la faisabilité d'un plan d'épandage de lisier de porc et conséquences sur les émissions gazeuses au stockage et à l'épandage. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 271-276.

Pauwels, H.; Ayraud-Vergnaud, V.; Aquilina, L.; Molenat, J., 2010. The fate of nitrogen and sulfur in hard-rock aquifers as shown by sulfate-isotope tracing. *Applied Geochemistry*, 25 (1): 105-115.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.11.001>

Pedersen, C.; Boisen, S., 2001. Studies on the response time for plasma urea nitrogen as a rapid measure for dietary protein quality in pigs. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science*, 51 (4): 209-216.

<http://dx.doi.org/10.1080/09064700152717182>

Pervanchon, F.; Bockstaller, C.; Girardin, P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems*, 72 (2): 149-172.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00073-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00073-7)

Peyraud, J.L.; Astigarraga, L.; Faverdin, P., 1997. Digestion of fresh perennial ryegrass fertilized at two levels of nitrogen by lactating dairy cows. *Animal Feed Science and Technology*, 64: 155-171.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401\(96\)01056-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401(96)01056-5)

Pitcairn, C.E.R.; Leith, I.D.; Sheppard, L.J.; Sutton, M.A.; Fowler, D.; Munro, R.C.; Tang, S.; Wilson, D., 1998. The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental Pollution*, 102: 41 - 48.

Poth, M.; Focht, D., 1985. ¹⁵N Kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea* - an examination of nitrifier denitrification. *Applied and Environmental Microbiology*, 49 (5): 1134-1141.

Powlson, D.S.; Addiscott, T.M.; Benjamin, N.; Cassman, K.G.; de Kok, T.M.; van Grinsven, H.; L'Hirondel, J.L.; Avery, A.A.; van Kessel, C., 2008. When does nitrate become a risk for humans? *Journal of Environmental Quality*, 37 (2): 291-295.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0177>

Prather, M.; Ehalt, D.; Dentener, F.; Derwent, R.; Dlugokencky, E.; Holland, E.; Isaksen, I.; Katima, J.; Kirchhoff, V.; Matson, P.; Midgley, P.; Wang, M., 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D.J.; Noguer, M.; van der Linden, P.J.; Dai, X.; Maskell, K.; Johnson, C.A., eds. *Climate change 2001: the scientific basis. Third assessment report of the intergovernmental panel on climate change* Cambridge (GBR): Cambridge University Press.

Rabalais, N., 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 31: 102-112.

[http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447\(2002\)031\[0102:NIAE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447(2002)031[0102:NIAE]2.0.CO;2)

Reay, D.S.; Howard, C.M.; Bleeker, A.; Higgins, P.; Smith, K.; Westhoek, H.; Rood, T.; Theobald, M.R.; Sanz Cobena, A.; Ress, R.M.; Moran, D.; Reis, S., 2011. Societal choice and communicating the European nitrogen challenge. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 585-601.

Recous, S.; Loiseau, P.; Mary, B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 105-120.

Reidy, B.; Dämmgen, U.; Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; van Evert, F.K.; Hutchings, N.J.; Luesink, H.H.; Menzi, H.; Misselbrook, T.H.; Monteny, G.J.; Webb, J., 2008. Comparison of models for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: liquide manure systems. *Atmospheric Environment*, 42: 3452-3464.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.015>

Reiss, R.; Anderson, E.L.; Cross, C.E.; Hidy, G.; Hoel, D.; McClellan, R.; Moolgavkar, S., 2007. Evidence of health impacts of sulfate-and nitrate-containing particles in ambient air. *Inhalation*

Toxicology, 19 (5): 419-449.

<http://dx.doi.org/10.1080/08958370601174941>

Rivett, M.O.; Buss, S.R.; Morgan, P.; Smith, J.W.N.; Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research*, 42 (16): 4215-4232.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>

Rolland, M.N.; Gabrielle, B.; Laville, P.; Cellier, P.; Beekmann, M.; Gilliot, J.M.; Michelin, J.; Hadjar, D.; Curci, G., 2010 High-resolution inventory of NO emissions from agricultural soils over the Ile-de-France region. *Environmental Pollution*, 158 (3): 711-722.

Rotz, C.A.; Taube, F.; Russelle, M.P.; Oenema, J.; Sanderson, M.A.; Wachendorf, M., 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, 45 (6): 2139-2159.
<http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2004.0523>

Schlesinger, W.H., 2000. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 82 (1-3): 121-127.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00221-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00221-8)

Seitzinger, S.; Harrison, J.A.; Bohlke, J.K.; Bouwman, A.F.; Lowrance, R.; Peterson, B.; Tobias, C.; van Drecht, G., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications*, 16 (6): 2064-2090.
[http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2064:DALAWA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2)

Sierra, J., 2006. A hot-spot approach applied to nitrification in tropical acid soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (4): 644-652.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.016>

Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2000118>

Simon, J.C.; Vertès, F.; Decau, M.L.; Le Corre, L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. 1. Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, 151: 249-262.

Simpson, D.; Aas, W.; Bartnicki, J.; Berge, H.; Bleeker, A.; Cuvelier, K.; Dentener, F.; Dore, T.; Erisman, J.W.; Fagerli, H.; Flechard, C.; Hertel, O.; van Jaarsveld, H.; Jenkin, M.; Schaap, M.; Semeena, V.S.; Thunis, P.; Vautard, R.; Vieno, M., 2011. Atmospheric transport and deposition of reactive nitrogen in Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 298-316.

Sitch, S.; Cox, P. M. ; Collins , W.J.; Huntingford, C., 2007. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature*, 448 (16): 791-795.

Skiba, U.; Dick, J.; Storeton-West, R.; Lopez-Fernandez, S.; Woods, C.; Tang, S.; van Dijk, N., 2006. The relationship between NH₃ emissions from a poultry farm and soil NO and N₂O fluxes from a downwind forest. *Biogeosciences*, 3: 375 -382.
<http://dx.doi.org/10.5194/bg-3-375-2006>

Slootweg, J.; Posch, M.; Hettelingh, J.P., 2010. Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe: CCE Status Report 2010. Coordination Centre for Effects. Bilthoven, Netherlands RIVM 182 p.
[http://www.rivm.nl/thema/images/CCE%20Report%202010\(totaal\)def_tcm61-49691.pdf;www.rivm.nl/cce](http://www.rivm.nl/thema/images/CCE%20Report%202010(totaal)def_tcm61-49691.pdf;www.rivm.nl/cce)

Smith, P., D.; Martino, Z.; Cai, D.; Gwary, H.; Janzen, P.; Kumar, B.; McCarl, S.; Ogle, F.; O'Mara, C.; Rice, B.; Scholes, O.; Sirotenko, O., 2007. Agriculture. In: Metz, B.; Davidson, O.R.; Bosch, P.R.; Dave, R.; Meyer, L.A., eds. *Climate change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 497-539.

http://books.google.fr/books?id=U_4ltxID60UC&pg=PA517&dq=Climate+Change+mitigation+2007+smith&hl=fr&ei=0e-STvWuFYiu8QOHsq0Z&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=2&sqi=2&ved=0CDUQ6AEwAQ#v=snippet&q=martino&f=false

Snow, V.O.; Johnson, I.R.; Parsons, A.J., 2009. The single heterogeneous paddock approach to modelling the effects of urine patches on production and leaching in grazed pastures. *Crop & Pasture Science*, 60 (7): 691-696.

<http://dx.doi.org/10.1071/cp08390>

Solomon, S., 1999. Stratospheric ozone depletion: a review of concepts and history. *Reviews of Geophysics*, 37: 275-316.

Solomon, S.; Garcia, R.R.; Rowland, F.S.; Wuebbles, D.J., 1986. On the depletion of Antarctic ozone. *Nature*, 321: 755-758.

Sommer, S.G.; Genermont, S.; Cellier, P.; Hutchings, N.J.; Olesen, J.E.; Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19 (4): 465-486.

[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00037-6](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00037-6)

Spanghero, M.; Kowalski, Z.M., 1997. Critical analysis of N balance experiments with lactating cows. *Livestock Production Science*, 52 (2): 113-122.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(97\)00138-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(97)00138-3)

Stehfest, E.; Bouwman, L.; van Vuuren, D.P.; den Elzen, M.G.J.; Eickhout, B.; Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95 (1-2): 83-102.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6>

Stevens, C.J.; Duprè, C.; Dorland, E.; Gaudnik, C.; Gowing, D.J.G.; Bleeker, A.; Diekmann, M.; Alard, D.; Bobbink, R.; Fowler, D.; Corcket, E.; Mountford, J.O.; Vandvik, V.; Aarrestad, P.A.; Muller, S.; Dise, N.B., 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158 (9): 2940-2945.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006>

Sutton, M.A.; Billen, G.; Bleeker, A.; Erisman, J.W.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B.; Howard, C.M.; Leip, A., 2011a. Technical summary. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, xxxv-li.

Sutton, M.A.; Erisman, J.W.; Dentener, F.; Moeller, D., 2008. Ammonia in the environment: from ancient times to the present. *Environmental Pollution*, 156: 583 -604.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Bealey, J.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, L.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011b. The challenge to integrate nitrogen science and policies : the European Nitrogen Assessment approach. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University

Press, 52-96.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011c. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 1-6.

Sutton, M.A.; Oenema, O.; Erisman, J.W.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Winiwarter, W., 2011d. Too much of a good thing. *Nature*, 472 (7342): 159-161.
<http://dx.doi.org/10.1038/472159a>

Treseder, K.K.; Vitousek, P.M., 2001. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forests. *Ecology*, 82: 946–954.
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0946:EOSNAO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0946:EOSNAO]2.0.CO;2)

UNEP; WHRC, 2007. *Reactive nitrogen in the environment: too much or too little of a good thing*. Paris, France: United Nations Environment Programme, The Woods Hole Research Center, 56 p.

van Grinsven, H.J.M.; Rabl, A.; de Kok, T.M., 2010. Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environmental Health*, 9: 12 p.
<http://dx.doi.org/10.1186/1476-069x-9-58>

van Groenigen, J.W.; Velthof, G.L.; Oenema, O.; van Groenigen, K.J.; van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*, 61: 903-913.

Vérité, R.; Peyraud, J.L., 1989. Protein: the PDI system. In: Jarrige, R., ed. *Ruminant Nutrition: Recommended allowances and feed tables*. Paris: Inra, John Libbey, 33-47.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Giovanni, R.; Grignani, C.; Corson, M.; Durand, P.; Peyraud, J.L., 2008. Flux de nitrate dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. *Académie d'Agriculture de France*. Paris, France, 14 mai 2009.
http://www.academie-agriculture.fr/mediatheque/seances/2008/20080514communication1_integral.pdf

Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.

Vitousek, P.M.; Porder, S.; Houlton, B.Z.; Chadwick, O.A., 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20: 5–15.
<http://dx.doi.org/10.1890/08-0127.1>

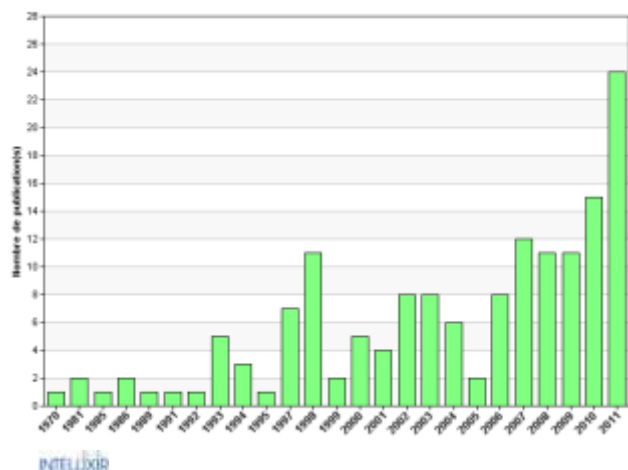
Wolfe, A.H.; Patz, J.A., 2002. Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications. *Ambio*, 31 (2): 120-125.

Analyse du corpus bibliographique du chapitre 1

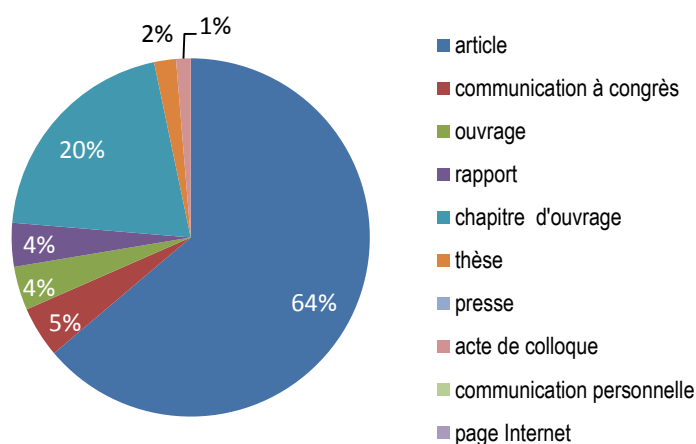
Le chapitre comporte 152 références, soit 11% du corpus total.

Le premier support de publication de ce chapitre est le rapport de l'European Nitrogen Assessment (ENA), paru au printemps 2011 : 69 % d'articles et communication à congrès sont citées. Un quart des références citées proviennent d'ouvrages ou de chapitres d'ouvrages, dont la majorité est issue de ce rapport et les principaux auteurs, dont certains experts, sont aussi ceux de ce document. Il porte sur une évaluation européenne de l'excès d'azote sur l'environnement. Il représente 5 ans de travaux de chercheurs experts.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives	20
Environmental Pollution	9
Agriculture, Ecosystems & Environment	6
Atmospheric Environment	5
Ecological Applications	4
European Journal of Soil Science	3
Journal of Environmental Quality	3
Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes	3
Advances in Agronomy	2
Agronomie	2
Ambio	2
Ecology	2
European Journal of Agronomy	2
Fourrages	2
Livestock Production Science	2
Livestock Science	2
Nature	2
Nature Geoscience	2
OCL Oléagineux Corps Gras Lipides	2
Soil Biology & Biochemistry	2
Veterinary and Human Toxicology	2

Auteurs	Documents
Sutton M	19
Erisman J	15
Bleeker A	12
Van grinsven H	10
Billen G	9
Cellier P	7
Oenema O	6
De vries W	6
Howarth R	6
Grizzetti B	6
Spranger T	6
Dentener F	6
Galloway J	6
Velthof G	5
Vertès F	5
Johnes P	5
Leip A	5
Garnier J	5
Simpson D	5

Chapitre 2. Les flux d'azote au sein des territoires et le rôle de l'élevage

Auteurs

Patrick Durand
Pierre Cellier
Jean-Louis Peyraud
Peter Kuikman

Résumé

Les travaux visant à quantifier des flux d'azote à l'échelle de territoires sont apparus au début des années 1980, La majorité des études ont porté sur l'Europe occidentale et l'Amérique du Nord. Les cartographies permettent d'appréhender les ordres de grandeur et la variabilité spatiale de la quantité d'azote apporté dans un territoire. Elles 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 singulière de l'Ouest, et de la Bretagne en particulier. Par ailleurs, 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 animaux. Les teneurs en nitrate des eaux ne dépendent 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...). La présence largement majoritaire de prairies au sein des territoires réduit les risques pour l'environnement. 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...

Mots clés

Territoire, flux d'azote, réseau hydrographique, atmosphère, bassin versant, modélisation, pression azotée

Chapitre 2. Les flux d'azote au sein des territoires et le rôle de l'élevage

2.1. Historique des questions posées par l'azote	81
2.2. Redistribution de l'azote réactif à différentes échelles	83
2.2.1. Le bilan atmosphérique de l'azote à l'échelle globale.....	83
2.2.2. Echanges internationaux d'azote réactif	84
2.2.1. Agrégation à l'échelle de grands territoires : facteurs d'influence, intérêt et limites.....	84
2.2.2. Flux à l'échelle de grands bassins versants (Seine, Moselle, Escaut, Danube ...).....	86
2.2.3. Flux à l'échelle de paysages et bassins versants (<1000 km ²).....	87
2.2.1. Synthèse sur la redistribution de l'azote à l'échelle des territoires.....	88
2.3. Les effets des excès d'azote sur les milieux dépendent des caractéristiques des territoires	89
2.4. Les flux d'azote à différents niveaux d'intégration.....	92
2.4.1. Variabilité des estimations	92
2.4.2. Variations géographiques des flux à l'échelle de l'UE-27	94
2.4.3. La France : de forts contrastes entre les régions et entre systèmes.....	99
2.4.4. Une région française particulièrement concernée par les excédents d'azote : la Bretagne.....	102
Références bibliographiques du chapitre 2	108
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 2.....	120

Ce chapitre questionne le devenir des émissions d'azote à des échelles supra exploitation, allant du bassin hydrographique au petit bassin versant, du continent européen au pays ou à la région. En quoi les contextes géographique (pédoclimatique, géologique, paysager) et anthropique (gestion du milieu et de l'azote, relations internationales, degré de spécialisation) modifient-ils ce devenir ? Quelles sont les connaissances scientifiques mobilisables à ces échelles ? Quel est l'état des lieux des grands flux d'azote à l'échelle des pays et des régions d'élevages ? Ces éléments sont en général décrits et discutés pour l'année de référence 2000, c'est-à-dire celle du dernier recensement agricole au niveau français et de plusieurs simulations réalisées au niveau européen et publiées à ce jour.

Après un bref historique de la manière dont les questions sur l'azote à ces échelles intégratrices ont été abordées, nous les déclinerons en partant des niveaux les plus larges.

2.1. Historique des questions posées par l'azote

Les travaux visant à quantifier des flux d'azote à l'échelle de territoires plus ou moins grands sont apparus au début des années 1980, notamment en liaison avec deux types de problématiques environnementales : d'une part, les « pluies acides » ou plus exactement les effets acidifiants des retombées atmosphériques de composés soufrés ou azotés, et d'autre part, la pollution nitrique des milieux aquatiques.

Dans le premier cas, les recherches ont eu deux orientations. D'un côté, elles ont consisté à estimer, d'abord multi-localement (dans les sites expérimentaux) puis à des échelles plus vastes, ces retombées atmosphériques, en développant des réseaux de mesures puis des inventaires de sources d'émissions et des modèles de transferts/dépôts. D'un autre côté, elles ont visé à caractériser la vulnérabilité des écosystèmes récepteurs en cherchant à relier les charges reçues et l'importance des impacts sur les sols, la végétation et les eaux, avec un débouché opérationnel à travers le concept de « charge critique » (critical load) (Bull, 1991). Il y a donc eu développement parallèle de travaux à l'échelle de sites d'extension réduite (sites expérimentaux d'observation sur le long terme) et d'approches systématiques à l'échelle de grands territoires. Très logiquement, la quasi-totalité des études a été réalisée dans les régions sensibles à l'acidification, à savoir les régions du Nord de l'Europe et de l'Amérique et les massifs forestiers montagneux. Cette problématique s'est développée dans un cadre relativement structuré dans lequel science et politiques publiques ont collaboré étroitement et débouché sur tout un ensemble de réglementations contraignantes et d'objectifs précis à l'échelle européenne ou de l'hémisphère nord (voir le site de la Convention de Genève sur le Transport à Longue Distance de Polluants Atmosphérique, 1979 : <http://live.unece.org/env/lrtap/welcome.html>, <http://www.emep.int/>).

Dans le deuxième cas, compte tenu de la prépondérance de l'hydrologie dans les disciplines mobilisées à l'origine, l'essentiel des études fondatrices a été réalisé sur des bassins versants de tailles très variables, mais avec une dominante forte des systèmes de moyenne et grande taille (supérieure à 100 km²). Les efforts de régionalisation (au sens de couverture systématique de territoires étendus) sont intervenus plus tard et ont connus un fort essor au moment de l'émergence de deux nouvelles thématiques : l'eutrophisation marine et la dimension globale des perturbations du cycle de l'azote (Boyer et al., 2006; Garnier et al., 2010 ; van Breemen et al., 2002). Ces nouveaux développements ont permis d'aborder les questions de variabilité géographique des bilans et des flux et stocks les constituant, de degré de spécialisation des régions et leurs conséquences, de l'importance relative des facteurs physiographiques (climats, sols, structures paysagères) et des forces motrices agricoles. Ces questions restent encore largement ouvertes et très partiellement traitées. La thématique de la vulnérabilité des milieux a été abordée, jusqu'à très récemment, à travers d'une part la caractérisation de la pression agricole subie (souvent caractérisée très grossièrement par l'utilisation des sols et la description sommaire des systèmes agricoles) et d'autre part du degré de protection de la ressource en eau (profondeur et isolement des nappes phréatique, efficacité des zones tampons ripariennes). La majorité des études se concentre dans les grandes zones agricoles de l'Europe occidentale et de l'Amérique du Nord, et se répartit assez également entre zones de productions animales et végétales. Les études à l'échelle de grands territoires, initiées aux Etats-Unis (Boyer et al., 2002 ; Howarth et al., 2006 ; van Breemen et al., 2002), ont ainsi connu un fort développement au cours de la dernière décennie en Europe, où la production la plus aboutie fait l'objet de plusieurs chapitres de l'ENA (Billen et al., 2011; de Vries et al., 2011; Grizzetti et al., 2011; Leip et al., 2011a). Les pays du Sud et de l'Est de l'Europe sont très peu représentés dans la littérature (Durand et al., 2011). Outre la répartition géographique très inégale des études, le corpus bibliographique étudié se distingue par la très faible

quantité d'études détaillées à des échelles comprises entre 1 et 100 km², c'est-à-dire d'études alliant une caractérisation précise des systèmes agricoles opérant sur la zone à une description spatialisée des processus de transfert et de transformation de l'azote en jeu. On peut noter aussi la très forte prépondérance d'études faisant appel à la modélisation, dans lesquelles l'adéquation du modèle au contexte, aux données disponibles et aux questions posées sont souvent éludées. Le recours aux modèles permet l'exploration de voies d'évolution très diverses mais souvent schématiques, via l'étude de scénarios, dont les résultats restent cependant très conjecturels.

Au total, on peut donc dire que les processus influant le devenir des émissions d'azote vers l'eau ou vers l'air sont bien connus et abondamment décrits (voir chapitre 1 et revue récente dans (Butterbach-Bahl et al., 2011 ; Cellier et al., 2011 ; Durand et al., 2011 ; Hertel et al., 2011a ; Jarvis et al., 2011 ; Svirjeva-Hopkins et al., 2011 ; Vos et al., 2011). Les facteurs qui les contrôlent aussi. Il est pourtant difficile de faire des prévisions quantifiées fiables sur un territoire donné dans un effort préalable d'acquisition de données relativement lourd. D'où un grand manque d'information sur un certain nombre de territoires et la difficulté de piloter précisément des actions de limitations des impacts des émissions.

A la charnière des 20^{ème} et 21^{ème} siècles, il est apparu de plus en plus clair que des approches disciplinaires et sectorielles ne permettraient pas de répondre aux enjeux multiples posés par l'azote à différentes échelles. L'idée d'une initiative internationale sur l'azote (International Nitrogen Initiative ; <http://initrogen.org/>) a émergé en 1998 lors de la *First International Nitrogen Conference* aux Pays-Bas. Elle visait à « optimiser les effets bénéfiques de l'azote pour une production durable de produits alimentaires et minimiser les effets négatifs de l'azote sur la santé humaine et l'environnement, résultant de la production alimentaire et de la consommation énergétique ». Cette initiative visait également à rassembler des scientifiques de tous horizons concernés par l'azote de manière à traiter de manière globale les questions posées. Elle est soutenue par l'IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme ; <http://www.igbp.net/>) et SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment ; <http://www.scopenvironment.org/>) Ses premiers produits sont la création de Centre régionaux (Amérique du Nord et du Sud, Europe (en 2004), Afrique, Asie, Océanie) et, pour l'Europe, le lancement de deux actions associées, le projet ESF-Nine (Nitrogen in Europe de l'European Nitrogen Foundation ; 2006-2011) et l'action COST729 « Assessing and managing nitrogen fluxes in the atmosphere-biosphere system in Europe » (2005-2010) (Figure 2.1). L'ensemble de ces actions visait à coordonner les communautés scientifiques, synthétiser la connaissance scientifique et faire le lien avec les politiques publiques. Deux produits essentiels sont la création de la *Task Force on Reactive Nitrogen* (Task Force on Reactive Nitrogen, 2011) (<http://www.clrtap-tfrn.org/>) dans le cadre de la Convention de Genève sur le Transport de Polluants à longue Distance et la publication, en avril 2011, de *l'European Nitrogen Assessment* (Sutton et al., 2011c) (Figure 2.1) qui visait à faire une synthèse exhaustive des connaissances scientifiques sur l'azote (flux, gestion, impacts), faire une évaluation des flux, bilans et impacts à l'échelle de l'Europe et proposer des actions visant à mieux contrôler ou réduire ces impacts.

Figure 2.1 : Principaux réseaux de recherche en lien avec les politiques publiques en Europe. (NB : cette Figure met en évidence la position de l'European Nitrogen Assessment) (Sutton et al., 2011b).



2.2. Redistribution de l'azote réactif à différentes échelles

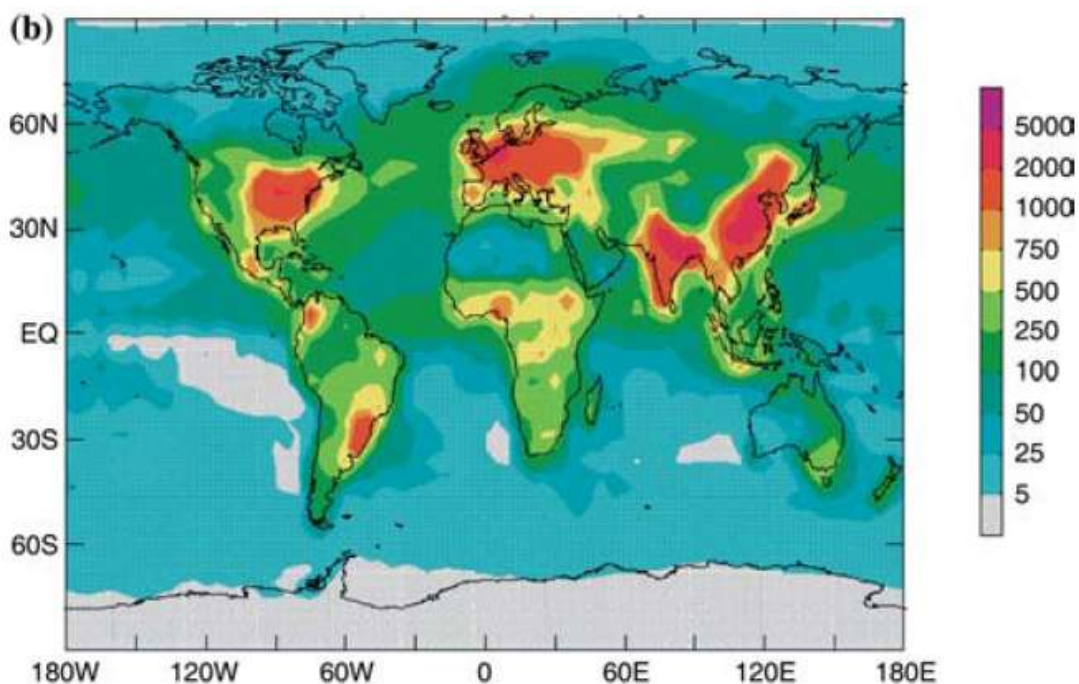
Comme on l'a vu dans le chapitre 1, une grande partie des problèmes environnementaux posés par l'azote provient des fuites non intentionnelles d'azote réactif dans les agrosystèmes, principalement nitrate, ammoniac, protoxyde d'azote, et dans les processus de combustion (NO_x) et du transfert de cet azote réactif vers tous les compartiments de l'environnement (atmosphère, hydrosphères, sols et écosystèmes).

Si on regarde le bilan global de l'azote établi par Galloway et al. (Figure 1.3), on peut voir que les flux principaux sont d'une part les processus de transformation du diazote en azote réactif par fixation symbiotique (seul processus jusqu'au 20^{ème} siècle) et industrielle (procédé Haber-Bosch), d'autre part la dénitrification qui recrée majoritairement du diazote à partir du nitrate (Galloway et al., 2004). Les autres processus consistent essentiellement en une circulation et redistribution de l'azote réactif entre les différents compartiments environnementaux et anthropiques (stockages industriels et agricoles), fortement déterminées par les activités humaines.

2.2.1. Le bilan atmosphérique de l'azote à l'échelle globale

Aujourd'hui, le processus principal de redistribution de l'azote à l'échelle globale est le transfert atmosphérique, constitué par la chaîne émission-dispersion-transport/transformation-dépôt. Les émissions vers l'atmosphère représentaient en effet environ 100 Tg à la fin du 20^{ème} siècle ce qui est l'équivalent de la production d'azote réactif par le procédé Haber-Bosch ou par la fixation symbiotique). Ces émissions devraient atteindre 200 Tg au milieu du 21^{ème} siècle (Galloway et al., 2004).

Figure 2.2 : Dépôts totaux d'azote ($\text{NO}_y + \text{NH}_x$) en $\text{mg/m}^2/\text{an} = 10 \text{ g/ha/an}$ à l'échelle globale pour les années 1990. D'après (Galloway et al., 2008)



Cela conduit à des dépôts sur les surfaces continentales de plus d'un ordre de grandeur supérieur aux dépôts « naturels » et à des dépassements généralisés des charges critiques, en particulier dans les zones à forte densité de population (Dentener et al., 2006 ; Galloway et al., 2004). Les dépôts sont ainsi particulièrement élevés sur l'Europe de l'Ouest (Figure 2.2). Il est donc essentiel d'avoir une bonne compréhension des processus en cause et en particulier des émissions. De ce point de vue, on a une assez bonne appréhension des émissions de NO_x par l'utilisation de combustibles fossiles, mais nettement moins de la combustion de biomasse et des

émissions des sols (Simpson et al., 1999). Sutton et al. estiment que les incertitudes les plus fortes résident dans les émissions d'ammoniac pour toutes les sources et à toutes les échelles (Sutton et al., 2007). L'agriculture et l'élevage sont ici en première ligne (Erismann et al., 2011; Galloway et al., 2004).

2.2.2. Echanges internationaux d'azote réactif

Les échanges internationaux ou interrégionaux représentent également une source de transfert importante. Ces transferts ont largement augmenté au cours des dernières décennies du fait du développement du commerce international qui a considérablement fait évoluer l'offre et de la concentration des activités agricoles dans certaines régions qui, elle, a augmenté la demande et les apports locaux. Ces échanges portent aujourd'hui sur environ un quart de l'azote réactif produit. On peut voir sur la Figure 2.3 (UNEP and WHRC, 2007) que, si l'Europe est en grande partie auto-suffisante en engrais¹ et en viande (Figure 2.3c), voire exporte une bonne partie des engrais qu'elle produit (Figure 2.3a), elle est fortement importatrice de grains et surtout de tourteaux de soja qui vont en grande partie servir à l'alimentation du bétail (Figure 2.3b). Le même schéma se retrouve à l'échelle des pays européens (Leip et al., 2011a) avec de fortes variations selon le type d'activité des pays, en particulier la production d'engrais et l'importance de l'agriculture/élevage (Leip et al., 2011b). Galloway et al. soulignent que, contrairement aux transferts d'azote par voie atmosphérique ou hydrologique, qui tendent à diluer l'azote réactif, les échanges commerciaux tendent à concentrer les apports dans certaines zones et écosystèmes, risquant ainsi de créer des impacts locaux (Galloway et al., 2008).

Ces échanges internationaux posent également la question de l'affectation du coût des dommages environnementaux causés par l'azote, puisque ceux-ci sont supportés dans les zones de production alors que la consommation des biens, donc la valeur ajoutée à laquelle il serait possible de répercuter au final ces coûts, se fait dans d'autres pays. Par exemple à la fin des années 1990, les Pays-Bas utilisaient 400 kt d'azote sous forme d'engrais pour produire des biens alimentaires leur permettant de nourrir 32 millions de personnes, soit près du double de la population néerlandaise. Le reste de ces produits et l'azote qu'ils contiennent étaient exportés alors que la totalité des pertes d'azote dans la chaîne de production de ces produits alimentaires reste dans l'environnement de ce pays, y causant des dommages à la qualité des eaux, de l'air et des écosystèmes (Erismann et al., 2005). De même, Galloway et al. soulignent que de grandes régions d'Amérique du Sud paient le coût environnemental de la conversion des terres pour la production de soja qui alimentent la consommation de viande en Europe et Asie (Galloway et al., 2008).

2.2.1. Agrégation à l'échelle de grands territoires : facteurs d'influence, intérêt et limites.

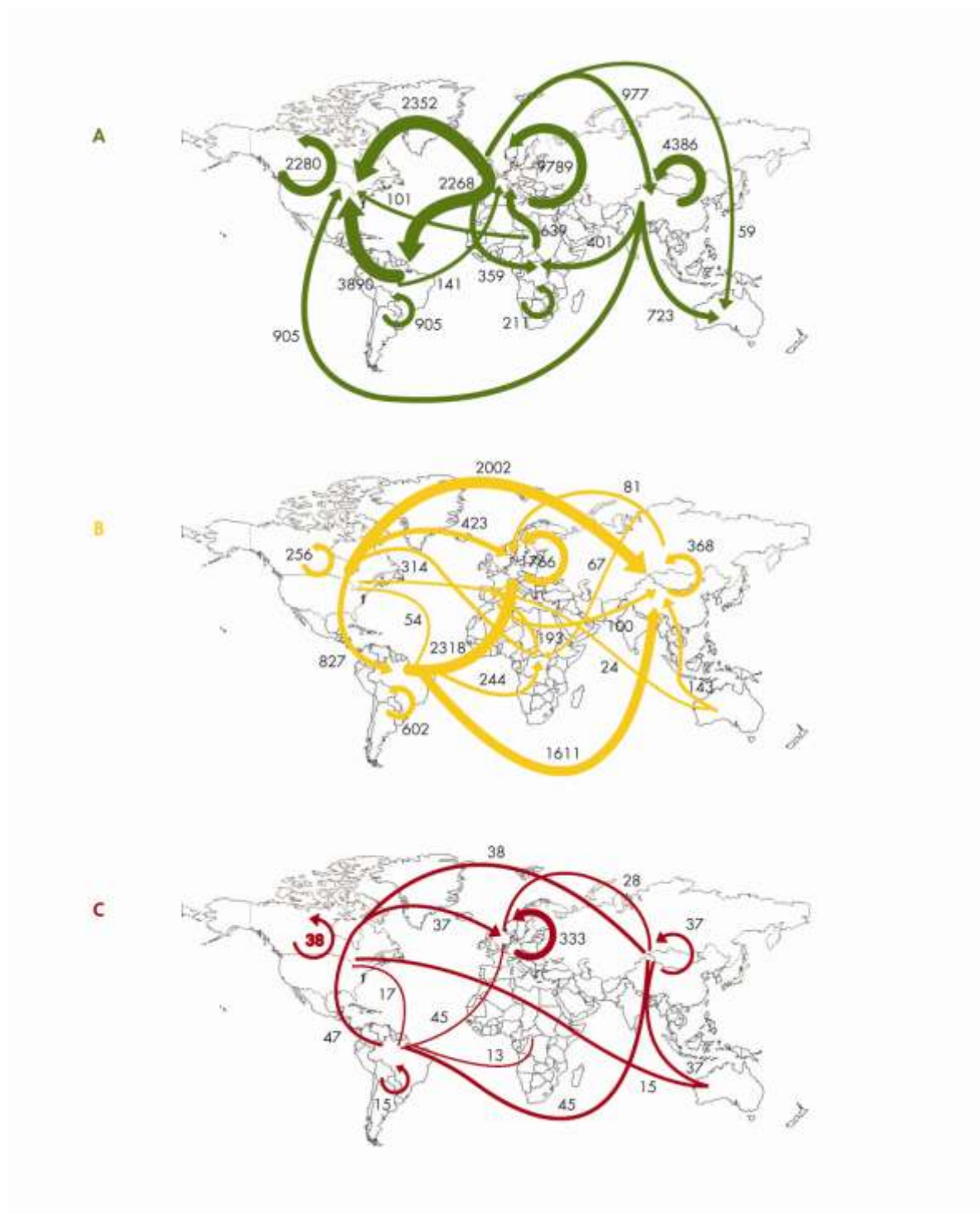
Ce type d'intégration, initié aux Etats-Unis (Boyer et al., 2002 ; Howarth et al., 2006 ; van Breemen et al., 2002), a connu un fort développement au cours de la dernière décennie en Europe, où la production la plus aboutie fait l'objet de plusieurs chapitres de l'ENA (Billen et al., 2011; de Vries et al., 2011; Grizzetti et al., 2011; Leip et al., 2011a). A partir des statistiques agricoles et des données des réseaux d'observations et satellitaires disponibles dans les différents états, on peut mettre en relation, via des approches de bilans ou des modélisations plus ou moins complexes, les pressions agricoles et la qualité de l'air ou de l'eau. Dans le cas des flux hydrologiques, l'approche statistique est souvent utilisée pour expliquer les différences entre flux observés et pressions polluantes par des facteurs climatiques, des types d'utilisation du sol ou les caractéristiques physiques des milieux. La plupart de ces études montrent que les flux de nitrate (ou d'azote total) exportés sont très liés à la proportion de terres agricoles ou de forêts dans le paysage (par ex. (Hayakawa et al., 2006 ; Johnson et al., 2001 ; Lam et al., 2010; Montreuil et al., 2010), jusqu'à un certain seuil (de l'ordre de 40 à 50 % de terres agricoles) au-delà duquel une forte dispersion apparaît (Durand et al., 2011).

La typologie de l'utilisation des terres a rarement été affinée, si ce n'est la distinction entre pâturages fertilisés et non fertilisés souvent adoptée au Royaume-Uni. Il est à noter que lorsque l'on cherche à distinguer terres labourées et non labourées, les résultats sont souvent moins nets, les surfaces en prairies étant corrélées tantôt positivement tantôt négativement avec les pertes d'azote (Evans, 2002). Pour certains auteurs, la proportion (ou le rythme) de retournement de prairies dans un bassin à dominante prairiale est un facteur explicatif majeur des fuites d'azote (Worrall and Burt, 1999 ; 2001). Certains auteurs attribuent les faibles flux dans les paysages à

¹ Cette production est, elle-même, permise par des importations massives de combustibles fossiles.

dominante forestière aux capacités d'autoépuration des paysages, sans toutefois le démontrer par une évaluation comparée des bilans entrées-sorties. Dans plusieurs études (Jarvie et al., 2008 ; van Kessel et al., 2009) on note une corrélation positive entre l'importance des prairies (ou la densité d'herbivores) et les concentrations ou flux d'azote organique dissous (DON). A ce sujet, il faut souligner que la proportion de DON dans le flux total exporté par un bassin versant est dominante dans les bassins peu agricoles, et dépasse les 50 % dans de nombreux cas, alors que c'est un composant souvent négligé, ce qui peut fausser beaucoup de calcul de bilans (Durand et al., 2011; van Kessel et al., 2009).

Figure 2.3 : 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

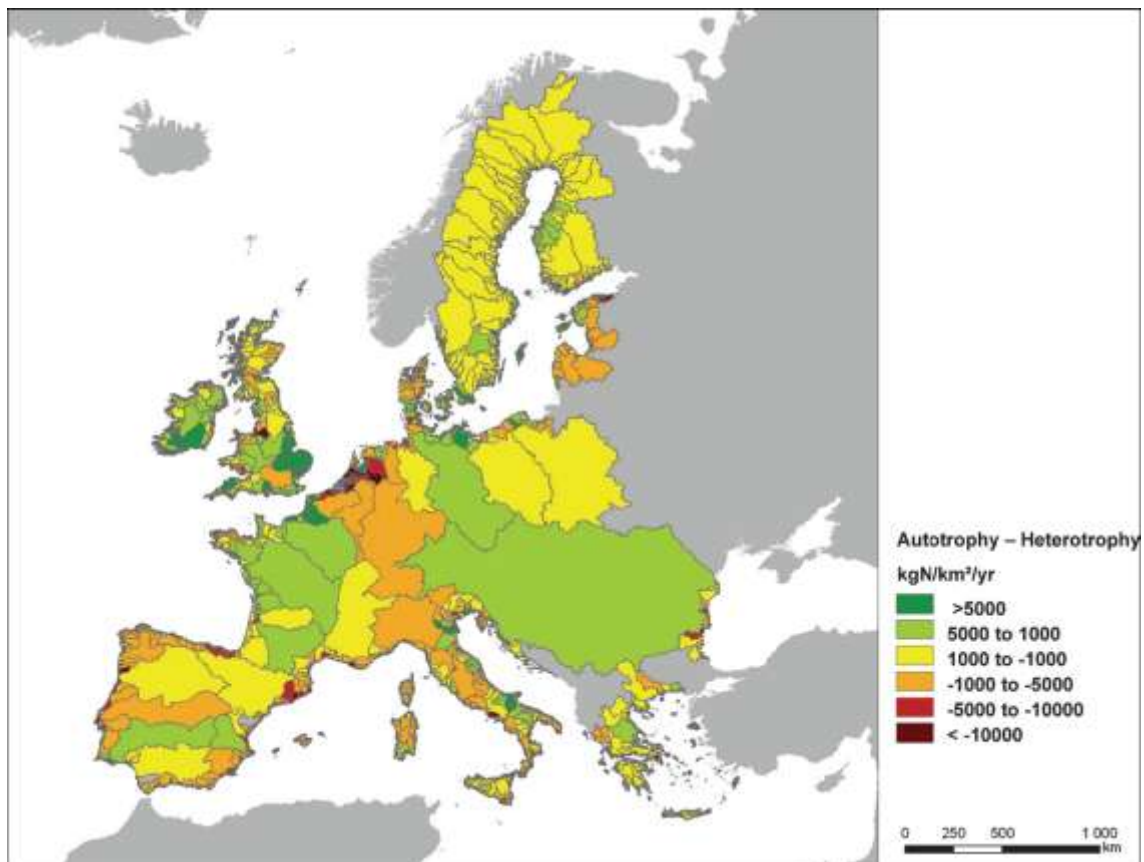


Lorsque les études comparent les flux « sortants » (voir paragraphe suivant) aux flux « entrants », estimés soit par la pression azotée (somme de l'azote apporté) soit par le surplus d'azote (solde du bilan entre importations et exportations d'azote), le facteur explicatif qui ressort le plus nettement pour les pertes de nitrate est la lame drainante (ou la pluie), et secondairement la température : plus le climat est chaud et sec, plus la rétention apparente d'azote est importante (Billen et al., 2010 ; Billen et al., 2011; Howarth et al., 2006 ; Masetti et al., 2008; Schaefer and Alber, 2007). L'interprétation de cette constatation et de ces conséquences n'est souvent pas très précise : s'il est clair qu'une lame drainante suffisante est nécessaire pour entraîner l'azote vers les exutoires, dans le cas où elle est insuffisante, que devient l'azote excédentaire ? L'importance de la dénitrification est souvent mise en avant, mais les autres explications possibles sont rarement discutées : types de systèmes de production, autres pertes gazeuses, inhibition de la nitrification, allongement des temps de résidence dans les aquifères, etc. Etant donnée la multiplicité des sources et des processus impliqués à cette échelle, il est de toute façon difficile de conclure sur leur importance relative, même en utilisant les outils de la biogéochimie isotopique (Mayer et al., 2002).

2.2.2. Flux à l'échelle de grands bassins versants (Seine, Moselle, Escaut, Danube ...)

Les grands bassins hydrographiques forment des entités ayant un fonctionnement relativement autonome au sein desquelles on peut proposer une compartimentation des bilans en cohérence avec les pertes et stockages hydrologiques en partie observés (Billen et al., 2011 ; Billen et al., 2009 ; Schoumans et al., 2009b). Pour les grands systèmes fluviaux, la rétention apparente d'azote, calculée par différence entre le surplus estimé par bilan (Nimporté-Nconsommé-Nexporté) et les flux à l'exutoire représente jusqu'à 80% du surplus. Elle correspondrait pour moitié à l'élimination d'azote à l'entrée de ou dans le réseau hydrographique par traitement des eaux, dénitrification benthique et stockage dans les sédiments et, pour l'autre moitié, à des processus dans les paysages tels que la dénitrification riparienne et profonde et le stockage dans les sols et les nappes. Ces études mettent en avant la forte spécialisation des territoires en zones « autotrophes » qui produisent plus d'aliments pour l'homme et le bétail, et les zones « hétérotrophes » qui les consomment (Figure 2.4), sans que les conséquences en termes de pertes environnementales soient clairement discutées. Les deux types produisent en tout cas des niveaux de pertes importants, si la densité d'activité est forte. De la même façon, zones d'élevages et de grandes cultures sont traitées indifféremment en termes de risques de pertes azotées, sauf quand elles correspondent à des secteurs géographiques ayant des fonctionnements hydrologiques très différents (« highlands » pour l'élevage et « lowlands » pour les cultures en Grande-Bretagne, par exemple (Jarvie et al., 2002)). Il faut noter qu'on retrouve implicitement dans cette représentation les transferts anthropiques d'azote liés à l'approvisionnement des zones autotrophes à forte dominante agricole en engrais de synthèse et des zones hétérotrophes en aliments pour la consommation humaine ou le bétail (Billen et al., 2009). En outre, pour faire ces bilans, il est nécessaire de considérer non seulement les sources diffuses, essentiellement agricoles, mais également les sources ponctuelles constituées en grande partie des stations de traitement des eaux usées (Billen et al., 2011; Bouraoui et al., 2009 ; Grizzetti et al., 2008). Ces sources suivent la même répartition que les grandes zones urbaines, avec néanmoins des émissions particulièrement élevées dans certaines régions d'Europe du sud où le traitement des eaux est moins organisé qu'au nord (Bouraoui et al., 2009).

Figure 2.4 : Distribution du bilan entre autotrophie et hétérotrophie des principaux bassins hydrographiques d'Europe (EU-27) (calculés à partir de la base CAPRI-DNDC (Leip et al., 2011a). Les bassins en vert sont autotrophes alors que les zones en rouge et orange ont un statut hétérotrophe. Les bassins en jaune sont équilibrés.



2.2.3. Flux à l'échelle de paysages et bassins versants (<1000 km²)

Lorsqu'on descend à des échelles plus fines telles que les paysages ruraux ou les petits bassins versants, l'hétérogénéité de l'occupation des sols induit tout un ensemble de transferts locaux d'origine naturelle ou anthropique qui peuvent avoir des incidences très significatives sur les transformations, les bilans et les impacts de l'azote réactif à ces échelles et aux échelles supérieures (Cellier et al., 2011). En effet, les flux de dépôt atmosphérique ou de recapture d'azote depuis les nappes superficielles sont particulièrement importants à la limite entre deux systèmes de caractéristiques différentes. Par exemple, le dépôt d'ammoniac est particulièrement élevé en lisières de forêts, du fait du changement de taille de la végétation qui augmente les transferts turbulents et la surface végétale en contact avec le panache d'ammoniac provenant de sources proches telles que des bâtiments d'élevage ou des épandages de lisiers (Loubet et al., 2009). D'un point de vue hydrologique, de nombreuses études, tant expérimentales (Hefting et al., 2003 ; Oehler et al., 2007) que de modélisation (Beaujouan et al., 2001 ; Oehler et al., 2009) montrent qu'on peut observer de fortes émissions de N₂O dans les zones humides, alors que l'azote n'y a pas été appliqué, mais y a été transféré par des écoulements d'eau latéraux (Durand et al., 2011). Enfin les activités agricoles sont également une source de forte hétérogénéité à cette échelle par le biais de la gestion de la fertilisation minérale et organique, de la volatilisation d'ammoniac au niveau des bâtiments d'élevage et des zones de stockage des effluents et des transferts de produits (récolte, achats d'engrais et d'aliments du bétail, ...).

A ces échelles, les systèmes de production et les utilisations du sol sont en général considérés comme assez homogènes. Les zones d'élevage ne constituent pas la majorité des sites étudiés, mais sont bien représentées (ex. (Basset-Mens et al., 2006 ; Chambaut et al., 2008 ; Conan et al., 2003 ; Dalmas et al., 2010 ; Durand, 2004 ; Freifelder et al., 1998 ; Hayakawa et al., 2009 ; Molenat et al., 2002 ; Molenat and Gascuel-Oudou, 2001 ; Oehler et al., 2009 ; Payraudeau et al., 2007 ; Pionke et al., 1999 ; Pionke et al., 2000 ; Pionke et al., 1996 ; Ruiz et al.,

2002a ; Ruiz et al., 2002b; Tiemeyer et al., 2008 ; Wilcock et al., 1999). Dans certains cas spécifiques, les pratiques d'élevages sont directement identifiées comme sources, souvent quasi ponctuelles de pertes azotées : bâtiments et aires d'exercices, zones d'abreuvement ou d'affouragement, pâturage sur pentes fortes ou sols imperméables, etc. La gestion des effluents est également un élément majeur du fait de l'intensité des flux qu'ils peuvent occasionner localement (volatilisation d'ammoniac en bâtiment, lors du stockage et au champ, pertes de protoxyde d'azote et de nitrate lors de l'épandage), et du lien au territoire, en particulier pour les élevages de ruminants, avec la spécificité des couverts prairiaux (pâturage, production de fourrages).

Le rôle des zones humides ripariennes sur la rétention d'azote a fait l'objet de tentatives de quantification à cette échelle, avec des résultats très contrastés et d'une grande variabilité. Les résultats sont toutefois assez cohérents avec les approches aux échelles plus larges, à savoir des taux de rétention moyens autour de 30% (Basset-Mens et al., 2006 ; Billy et al., 2010 ; Durand, 2004 ; Haag and Kaupenjohann, 2001 ; Mayer et al., 2007 ; Montreuil et al., 2010). Il faut cependant noter que l'immense majorité des études d'efficacité de zones ripariennes sont réalisées à l'échelle locale, avec une spécificité des conditions in situ qui les rendent difficilement extrapolables.

Le rôle des structures paysagères a aussi été investigué pour évaluer le potentiel de recapture des émissions atmosphériques par les couverts boisés (Loubet et al., 2009), voire pour aménager l'espace autour des sources ponctuelles (bâtiments d'élevage) pour favoriser ce processus ou au contraire autour de zones sensibles (zones Natura 2000 par exemple) pour les protéger (Dragosits et al., 2009 ; Hertel et al., 2011b).

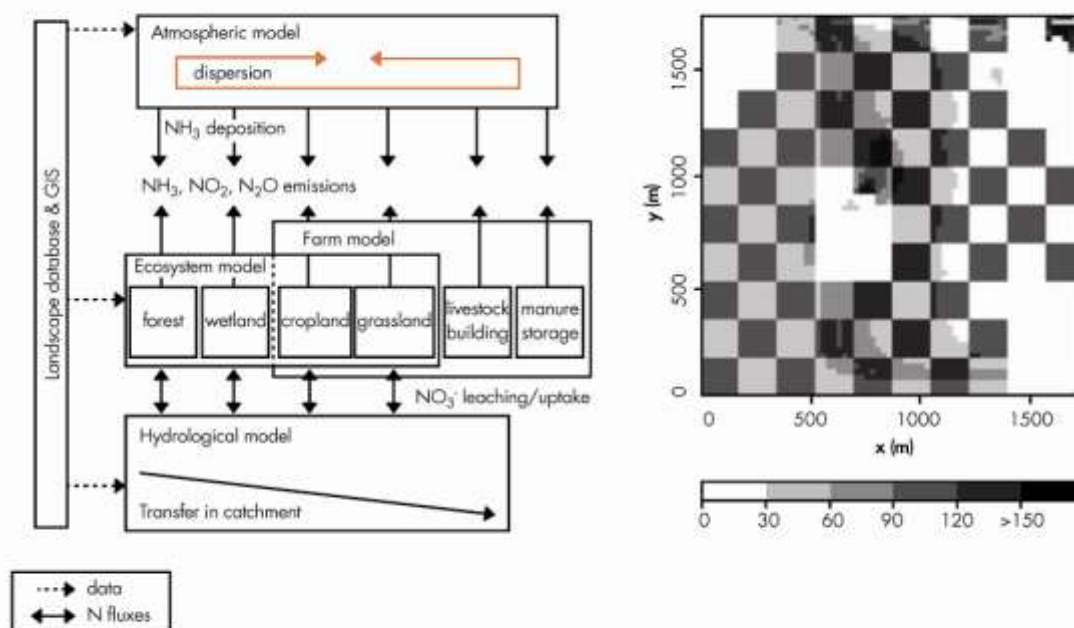
C'est aussi à ces échelles que l'on trouve les rares études combinant transferts aériens, approche paysagère, pertes hydrologiques et parfois gestion des exploitations, mettant l'accent notamment sur les transferts vers les zones semi-naturelles (Dragosits et al., 2006). Divers projets ont été menés en France (Beaujouan et al., 2001) au Danemark (Hutchings et al., 2004), aux Pays-Bas (de Vries et al., 2005) et au Royaume Uni (Theobald et al., 2004). Le couplage de modèles simulant les différents types de transfert pertinents à cette échelle a permis de mettre en évidence, au moins de manière qualitative car une validation est toujours très difficile à ces échelles, 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 et effectuer des changements d'échelle (Duret et al., 2011; Theobald et al., 2004).

Récemment, les travaux de modélisation à cette échelle ont mis l'accent sur l'effet de changements de pratiques agricoles sur les flux d'azote. Peu de travaux sont spécifiques aux systèmes d'élevage, beaucoup s'intéressant surtout à l'ajustement de la fertilisation, ou à l'introduction de cultures intermédiaires, voire à la mise en place de Cipan (Culture piège à nitrate, voir chapitre 6, paragraphe 6.5). Une constante de ces travaux est que les BMP (Bonnes pratiques de manipulation de produits) conduisent à une nette diminution des pertes nitriques, mais bien souvent, des mesures plus drastiques seraient nécessaires pour atteindre rapidement les objectifs environnementaux fixés (Agouridis et al., 2005; Chambaut et al., 2008 ; Mabon et al., 2009).

2.2.1. Synthèse sur la redistribution de l'azote à l'échelle des territoires

A l'échelle planétaire, l'homme est responsable de l'essentiel de redistribution de l'azote par le biais des échanges commerciaux résultant de la spécialisation des bassins de production agricole et de la localisation des zones de consommation. Les zones émettrices d'azote réactif génèrent des transferts atmosphériques à longue distance, qui représente un poste important du bilan azoté de nombreuses régions dans le monde. Elles génèrent aussi des transferts hydrologiques, qui, à l'échelle des grands bassins fluviaux, s'accompagne d'une élimination importante de l'azote par dénitrification, pour moitié dans le réseau hydrographique et pour moitié dans les versants et les zones humides ripariennes. A de plus petites échelles, cette élimination est moindre, car les processus internes au réseau hydrographique sont beaucoup plus limités. Les taux de transfert des surplus agricoles d'azote vers l'atmosphère et vers les exutoires des cours d'eau varient beaucoup et dépendent, par ordre décroissant d'importance, de la proportion surfacique et du type d'activité agricole, du climat (notamment précipitations et températures), du fonctionnement hydro-pédologique et de la structure du paysage. La partie suivante présentera des illustrations quantifiées de ces grands principes.

Figure 2-5 : Schéma conceptuel (à gauche) et résultat (à droite) du modèle NitroScape (Duret et al., 2011). Le résultat montre la lixiviation de nitrate (en $\text{kg NO}_3\text{--N ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$) sur un paysage idéal comprenant deux exploitations hors-sol d'élevage de porcs, des cultures de blé et maïs et des zones naturelles non exploitées. Le pattern des fuites montre l'effet des cultures (damier), du transfert hydrologique (formes ondulées selon la verticale) et des dépôts atmosphériques de l'ammoniac émis par les bâtiments (perturbations des formes ondulées précédentes).

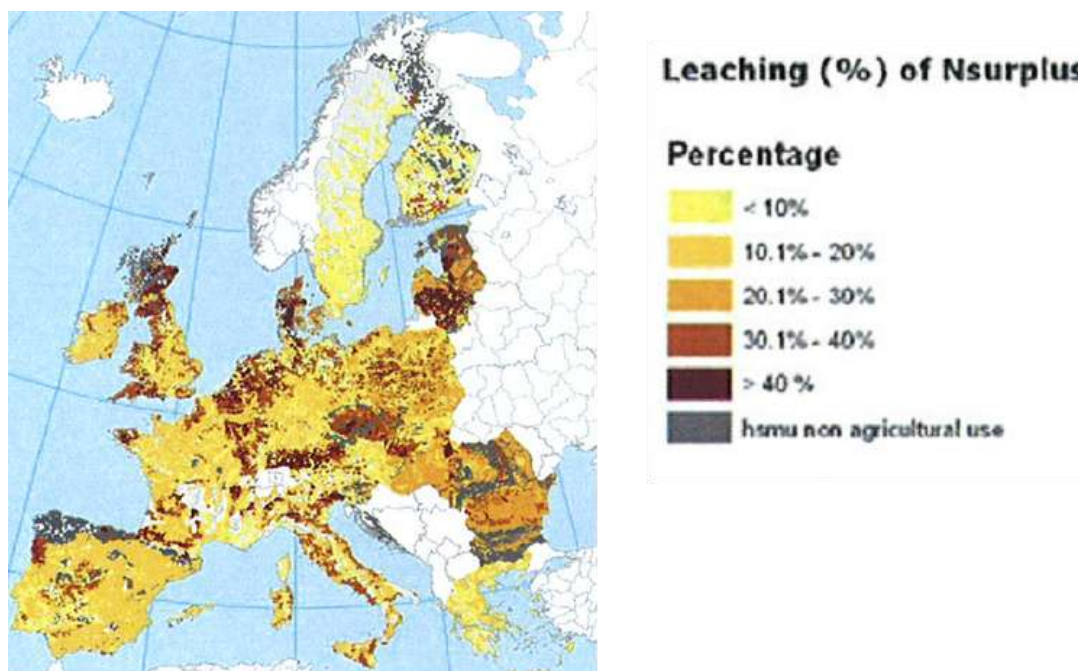


2.3. Les effets des excès d'azote sur les milieux dépendent des caractéristiques des territoires

Un même excès d'azote peut conduire à des flux vers l'environnement très différents et finalement à des impacts variables sur les écosystèmes en fonction des caractéristiques des territoires. Parmi ces caractéristiques, il faut considérer notamment les caractéristiques pédologiques et climatiques (température, pluviométrie) et les modes d'occupation des sols. Il est en particulier bien établi que l'équilibre entre dénitrification et lixiviation varie fortement. Les pertes par dénitrification sont beaucoup plus importantes dans les sols organiques mal drainés que dans les sols limoneux et argileux et elle est minimale dans les sols sableux (Barton et al., 1999 ; Koops et al., 1996). A l'inverse le risque de lixiviation s'accroît dans les sols sableux. A partir de ces connaissances et en modulant aussi le risque de lixiviation en fonction du mode d'occupation des sols (la dénitrification s'accroît sous prairies permanentes), de la température (la dénitrification est ralentie à basse température) et des précipitations à partir de nombreuses mesures disponibles aux Pays-Bas, une carte de sensibilité des régions européennes au risque de lixiviation a été établie (Figure 2.6). Elle exprime la proportion de l'azote excédentaire du bilan qui est lixiviée (après avoir retiré les pertes par émissions de NH_3 des effluents et les pertes éventuelles par ruissellement) (Velthof et al., 2007). Grizzetti et al. ont montré que ces pertes vers les systèmes aquatiques se faisaient principalement sous forme diffuse, ce qui traduit une origine agricole (Grizzetti et al., 2008). Les sources ponctuelles sont principalement les eaux usées, et se trouvent donc dans les zones à forte densité de population ou lorsque les systèmes de traitement des eaux sont moins développés, comme cela peut être le cas dans quelques zones du sud de l'Europe. Cette carte montre notamment que la Bretagne apparaît comme une zone

beaucoup plus sensible vis-à-vis des pertes par lixiviation que l'Irlande. Cette approche reste toutefois très approximative et ne dessine que les grandes tendances. Les impacts sur la qualité des eaux dépendent eux aussi des systèmes de production et des caractéristiques pédologiques et géologiques des régions concernées, comme l'illustre la Figure 2.7. On peut y voir que, si les zones d'élevages intensifs montrent en général une qualité des eaux de surface dégradées, elles ne sont pas les seules. De telles dégradations sont aussi observées dans des zones de grande culture. De plus, on peut voir que cette observation est encore plus largement partagée pour les eaux profondes.

Figure 2.6 : Sensibilité des différentes régions aux fuites de nitrate, d'après (Velthof et al., 2007).



Le projet GreenDairy (Systèmes laitiers et environnement dans l'espace atlantique) a bien illustré l'importance du milieu naturel et des systèmes de production en comparant l'Ouest de la France avec les autres régions laitières de l'Arc Atlantique (Pflimlin et al., 2006). L'Ouest de la France est une des régions avec des excédents de bilans élevés (Figure 2.8) et c'est aussi la région qui enregistre les concentrations en nitrate des eaux de surface les plus élevées. Les exploitations irlandaises ont aussi des excédents de bilan N élevés mais l'élevage est basé exclusivement sur la prairie et les teneurs en nitrate des eaux de surface y sont relativement peu élevées. En Galice et au Nord Portugal, la SAU représente à peine 30 % du territoire si bien que les exploitations laitières, bien que très intensives (plus de 20 000 l lait/ha contre moins de 7 000 à l'Ouest) n'ont que des impacts très modestes sur la qualité des eaux car la présence de zones non agricoles importantes (forêts) permet de diluer et de tamponner les risques. A l'inverse, c'est dans l'Ouest français que la densité animale est la plus importante. La production animale occupe 2/3 de la surface, contre 1/3 au Nord de l'Espagne et au Portugal et les surfaces y sont partagées avec des cultures annuelles dans un milieu disposant de peu d'espaces non agricoles. Ainsi, la contribution des élevages laitiers à la qualité de l'eau (nitrate), dépend davantage de la densité animale par km² de surface totale, que du niveau d'intensification de certains troupeaux. Elle dépend aussi fortement des autres activités d'élevage ou de cultures dans la région et de l'occupation du sol. Ces résultats suggèrent que pour une réglementation pertinente visant des objectifs à atteindre, il semble nécessaire de prendre en compte les spécificités régionales et d'intégrer les modes et le contexte de production.

Figure 2.7 : concentrations moyennes annuelles en nitrate (mgN/l) dans les rivières et dans les nappes Européennes. Valeurs pour 2008, sauf GW UK (2004), GW Italy (2001), river Ireland (2007). (source EEA : <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/>)

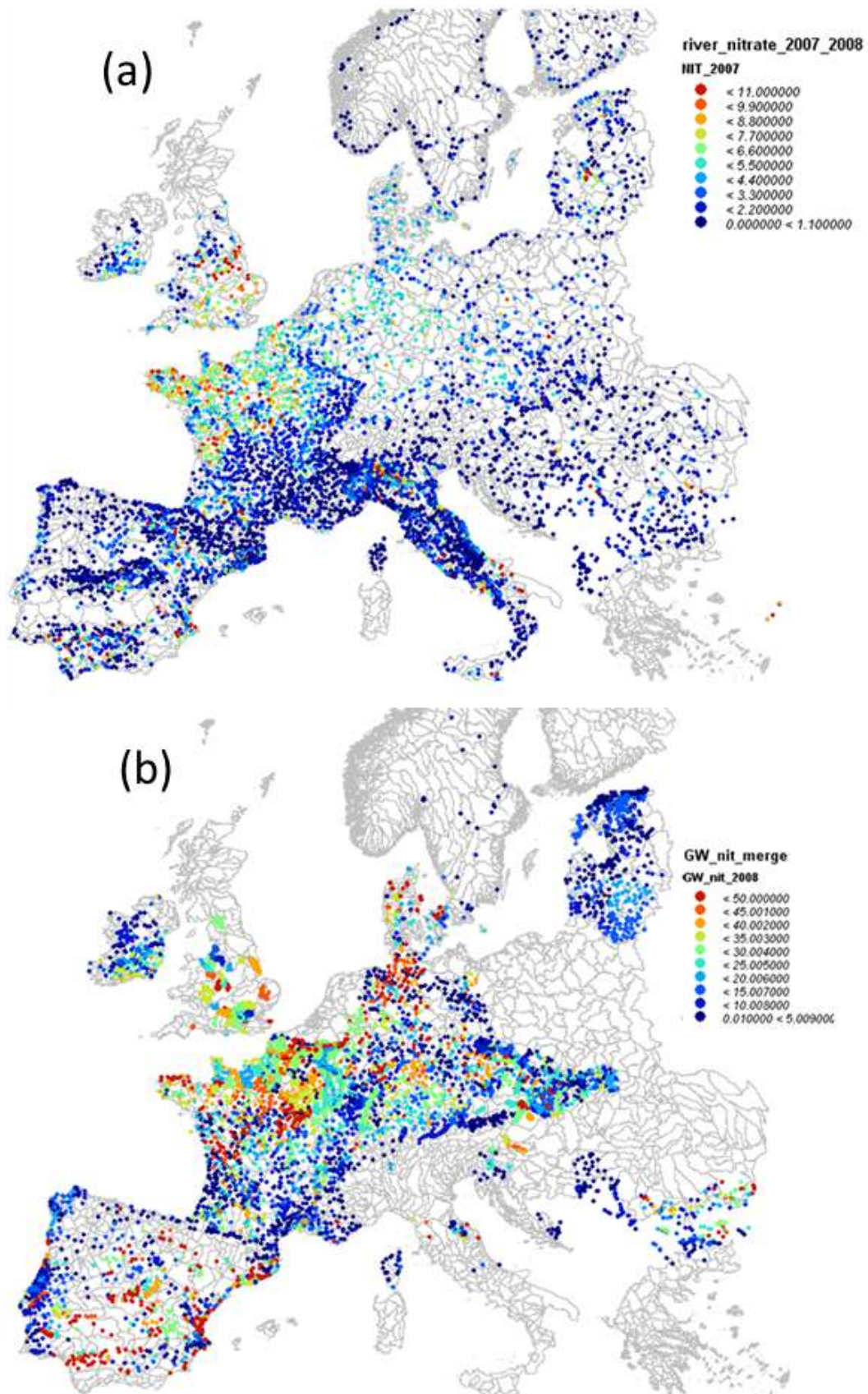
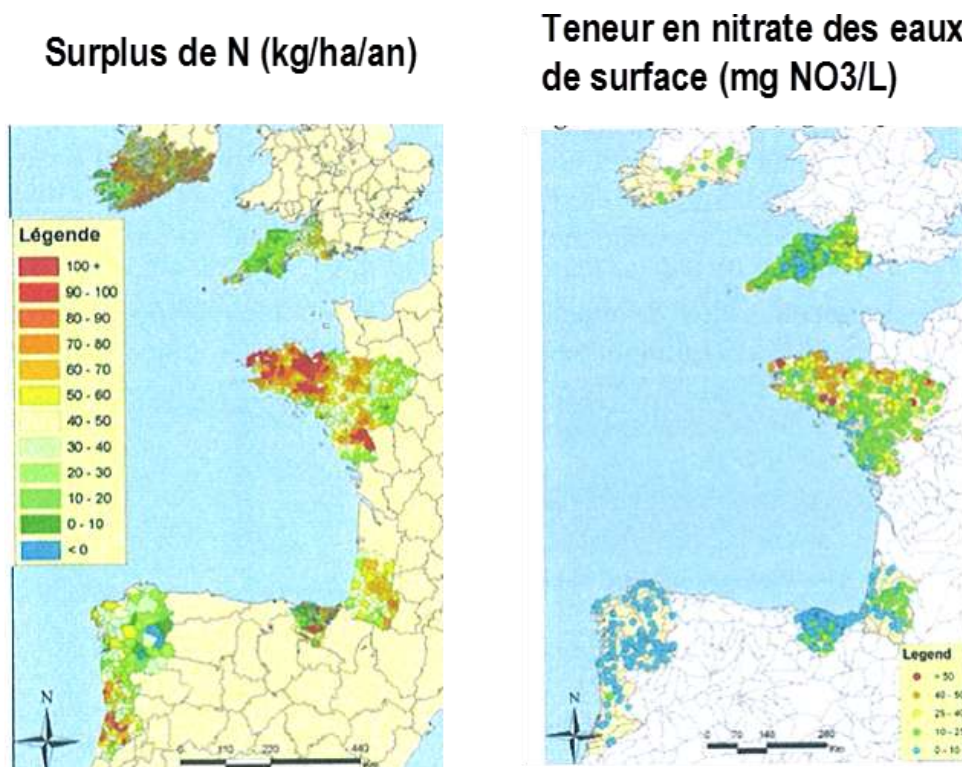


Figure 2.8 : Relation entre les excédents d'azote et la teneur en nitrate des eaux superficielles (projet GreenDairy, (Pflimlin et al., 2006)).



2.4. Les flux d'azote à différents niveaux d'intégration

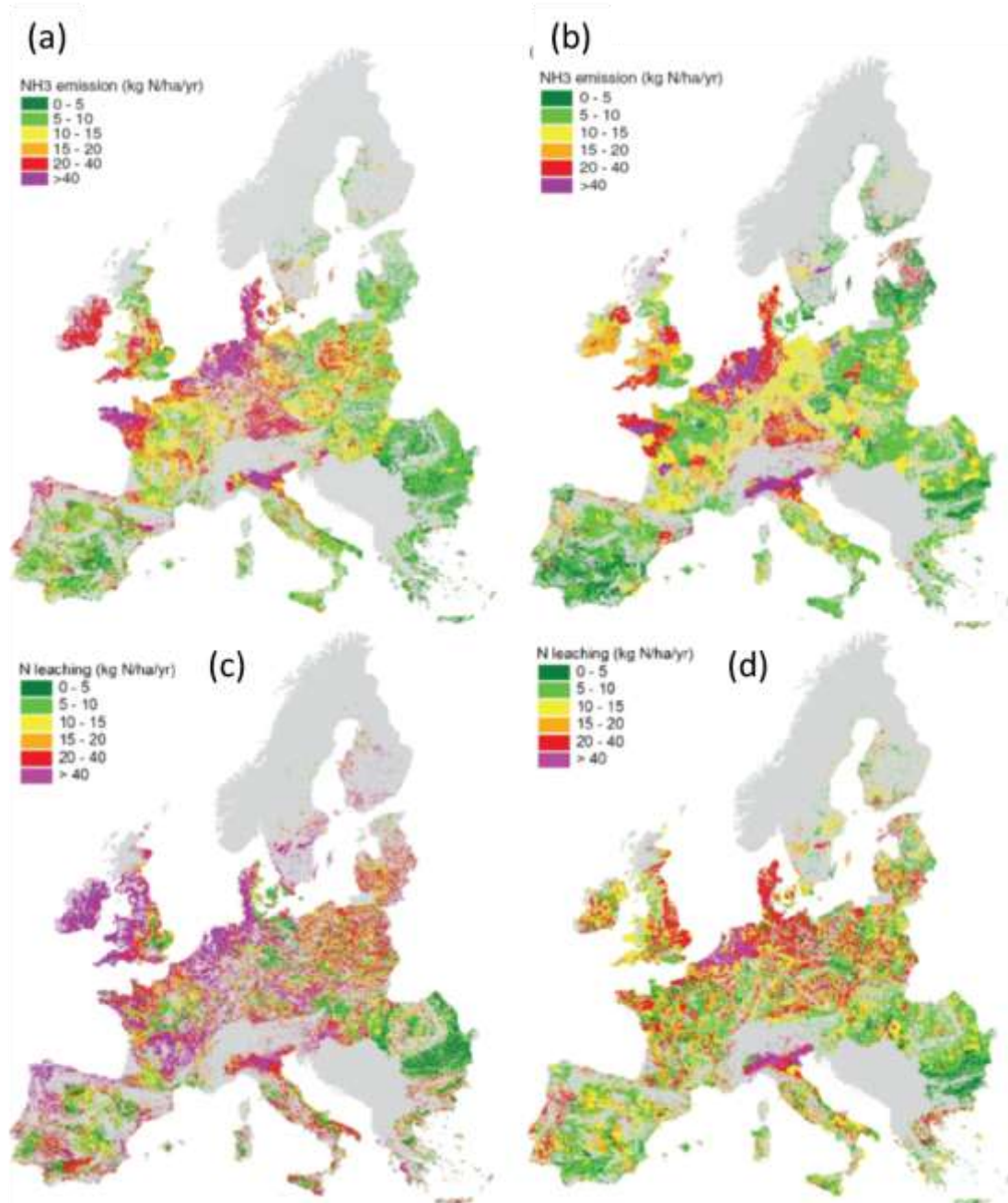
2.4.1. Variabilité des estimations

Les modèles proposant une couverture systématique des territoires pour une estimation des surplus azotés, des pertes hydrologiques et des pertes gazeuses sont très récents. Chaque modèle a généralement un ou des objectifs très spécifiques, si bien que les sorties ne sont pas toujours comparables. Certaines inter comparaisons ont été réalisées dans le cadre du projet européen EUROHARP (Schoumans et al., 2009a ; Schoumans et al., 2009b) ou 9 modèles ont été appliquées sur 17 bassins en Europe, couvrant une large gamme de conditions climatiques, pédologiques et agricoles (Kronvang et al., 2009). Plus récemment, dans le cadre de *l'European Nitrogen Assessment* quatre modèles simulant l'ensemble des pertes hydrologiques et atmosphériques, mais utilisant en partie des bases de données différentes ont été comparés (de Vries et al., 2011 ; Leip et al., 2011a). Les comparaisons entre les différentes évaluations soulignent :

- des différences non négligeables sur les données d'entrée utilisées par ces modèles, résultant de l'utilisation de bases de données et d'unités spatiales différentes. Ces différences ne remettent toutefois pas en cause la validité des conclusions tirées ;
- des estimations à l'échelle de l'Europe semblables entre modèles, mais une variabilité plus grande pour les flux vers l'hydrosphère ;
- des différences dont une part non négligeable peut résulter à la fois des différences de concepts dans la modélisation des processus d'émissions et des unités spatiales considérées et de leur résolution ;
- une augmentation des apports d'azote jusqu'en 1985, suivie par une diminution, liée à la décroissance de la production et du nombre d'animaux.
- la grande variabilité des résultats à l'échelle locale, soulignant la grande incertitude qui prévaut encore dans les estimations (Figure 2.8).

- la similarité des patterns spatiaux pour les surplus et les émissions atmosphériques, qui coïncident avec les zones d'élevages intensifs : Pays-Bas, Allemagne du Nord, Danemark, Bretagne (Figure 2.9).
- une image plus contrastée pour les estimations des flux nitriques par lixiviation (Figure 2.9 c et d), car les zones de grandes cultures sont aussi fortement émettrices, et le contexte pédoclimatique joue un rôle important (Figure 2.9).

Figure 2.9 : Variation des estimations des émissions d'ammoniac (haut) et de nitrate (bas) pour deux modèles : IDEAg (gauche ; (Leip et al., 2008)) et Integrator (droite ; (de Vries et al., 2009)).

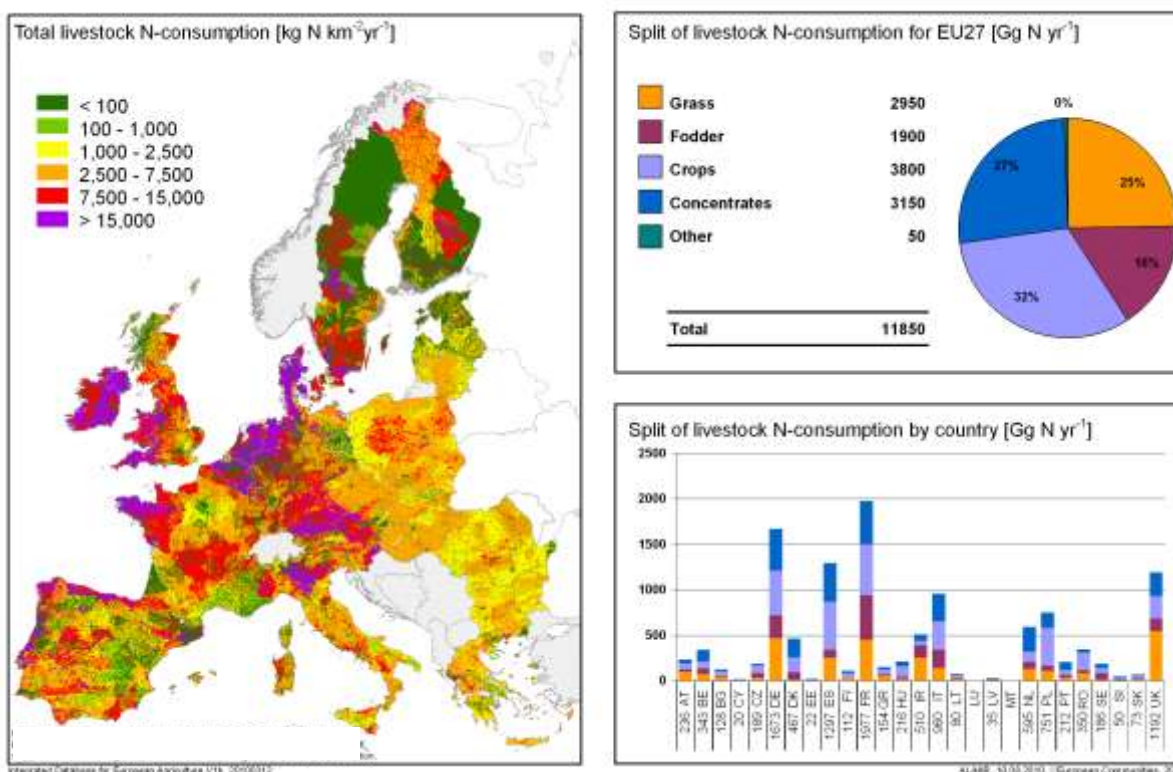


2.4.2. Variations géographiques des flux à l'échelle de l'UE-27

2.4.2.1. Les flux d'azote à l'échelle des pays

La consommation d'engrais azotés s'est considérablement accrue parmi les 27 états membres de l'Union européenne en passant d'environ 4 Tg de N au début des années 1960 à plus de 12 Tg à la fin des années 1980 pour enfin redescendre vers 10,5 Tg en 2002 (Statistiques de la FAO, 2006 ; voir aussi Figure 1.15). Dans le même temps les quantités totales d'azote excrété par les troupeaux dans l'EU-27 étaient d'environ 7-8 Tg au début des années 1960. Elles se sont accrues jusqu'à 11 Tg à la fin des années 1980 pour rediminuer à 10.3 Tg dans les années 2000. Ces quelques données illustrent le très fort accroissement de la charge azotée sur les territoires agricoles depuis 50 ans. Il convient aussi d'ajouter les autres entrées d'azote par la fixation symbiotique (environ 2,2 Tg) et par les dépôts atmosphériques (7,3 Tg). Les importations d'aliments représentent 7,6 Tg (van Egmond et al., 2002). Des évaluations plus récentes, conduites dans le cadre de l'*European Nitrogen Assessment*, donnent des chiffres différents en raison de l'utilisation de bases de données différentes, mais les grandes masses restent très semblables (voir notamment (Erisman et al., 2011 ; Leip et al., 2011a; Sutton et al., 2011a)).

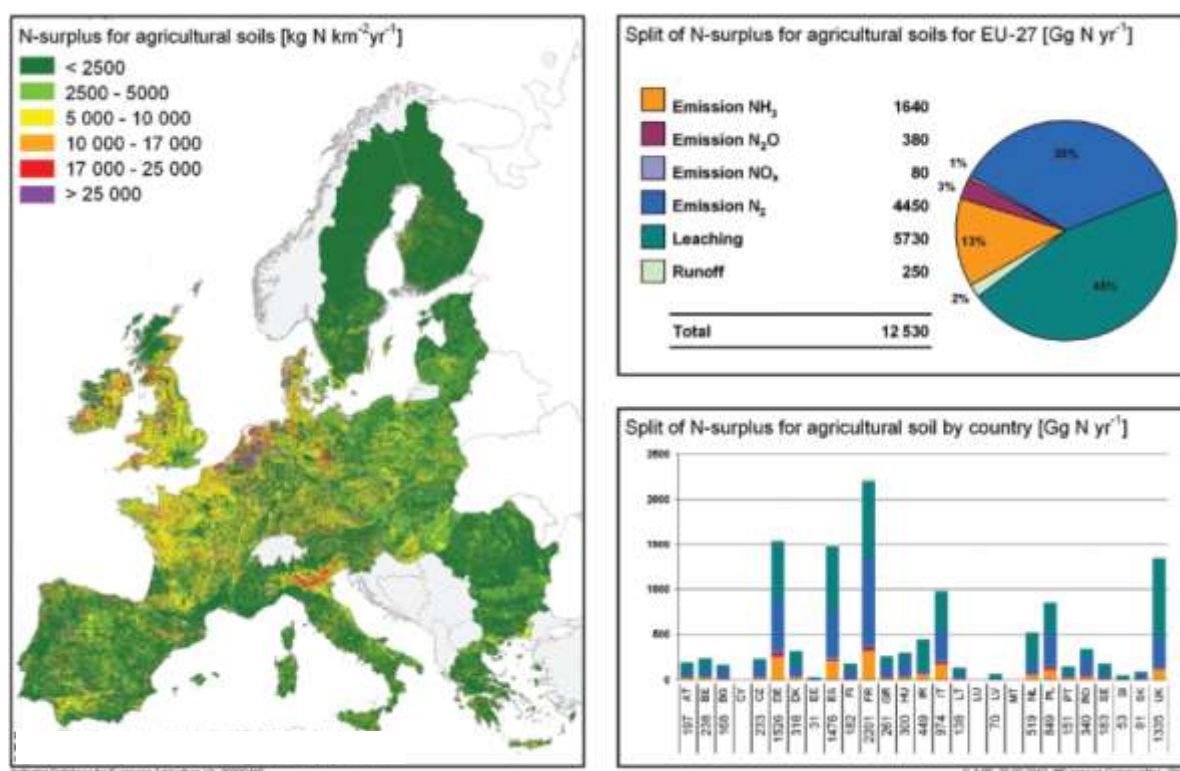
Figure 2.10 : Consommation totale d'azote réactif par l'élevage en Europe pour l'année 2002. La carte à gauche montre la consommation, incluant les pertes d'aliment (données en kg N/km²). Le diagramme en secteurs donne la répartition de la consommation animale en diverses sources : herbe (pâturage et fauche), aliments bruts provenant des terres cultivés (maïs, betterave et autres), grains (céréales, protéagineux et oléagineux), concentrés (concentrés riches en énergie et/ou protéines, tourteaux...) et autres (paille, produits animaux). Le diagramme en histogrammes donne la répartition de la consommation par pays. (source = Indicator Database for European Agriculture V1, 2009)



Les apports d'azote sur les surfaces, sous forme d'engrais de synthèse et de déjections animales, sont plus élevées en Europe que sur les autres continents (Kuczynski et al., 2005 ; Mosier et al., 2004) mais avec une grande diversité de situations selon les pays et les régions. La Figure 2.11 met en évidence les zones de forte concentration en production animale, à savoir l'Irlande et l'ouest des îles britanniques, la Bretagne, un ensemble

constitué de la Belgique, des Pays-Bas, du Danemark et de l'Ouest de l'Allemagne, le sud de l'Allemagne et la Plaine du Pô. Cette diversité, ainsi que ces conséquences sur les bilans sol-végétation de N et P et les émissions des différentes formes de N (et de méthane) dans l'air ainsi que la lixiviation vers les eaux de surface et profondes pour l'ensemble des pays de l'EU-27 ont été simulées à l'aide du modèle MITERRA-Europe (Oenema et al., 2007 ; Velthof et al., 2009b) en utilisant des bases de données régionalisées et uniformisées d'informations et de méthodes de calcul homogène à l'échelle des pays et grandes régions (niveau NUTS2, Nomenclature of Territorial Unit for Statistics in EU, administrative area of 160-440 km²). Un exercice similaire a été effectué plus récemment par de Vries et al. (de Vries et al., 2011) et Leip et al. (Leip et al., 2011a) dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment (Sutton et al., 2011c) avec des résultats parfois différents.

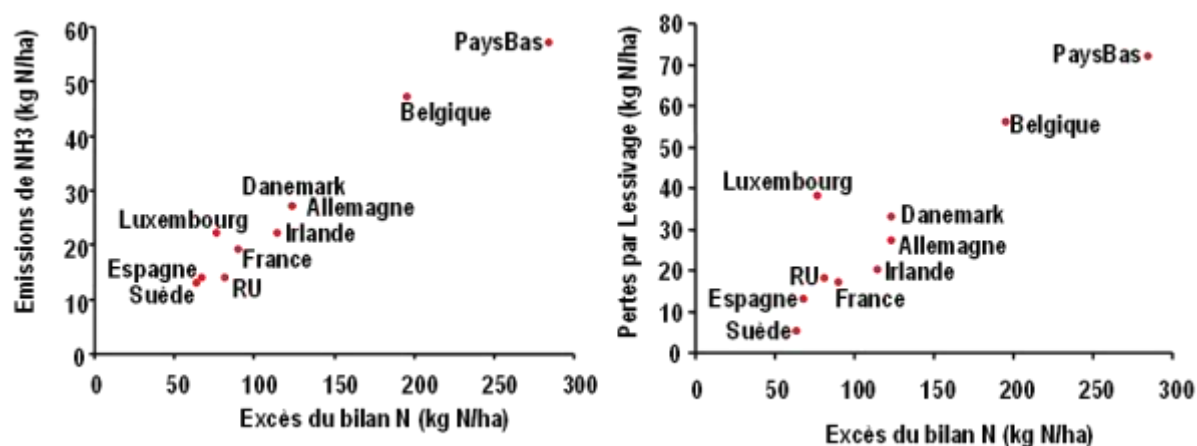
Figure 2.11 : Distribution spatiale et répartition des surplus d'azote en Europe. La carte à gauche montre les surplus calculés selon une méthode de bilan sol-surface (kg N/km²). Le diagramme en secteurs donne la répartition de ces surplus sous les différentes formes de pertes. Le diagramme en histogrammes donne les quantités cumulées de surplus par pays et leur répartition selon les formes.



Le bilan azote des surfaces considère les entrées d'azote (la fertilisation organique, la fertilisation minérale, la fixation d'azote par les légumineuses) et en soustrait les sorties d'azote (les exportations par les cultures et les fourrages). Il faut souligner que si les exportations d'azote par les cultures sont assez bien connues, les exportations par les prairies et fourrages sont beaucoup plus variables et peuvent être source d'imprécision dans le calcul du bilan. La modélisation réalisée pour l'année 2000 avec MITERRA-Europe (Velthof et al., 2009a) montre qu'en moyenne dans l'EU-27, les apports d'azote au sol sont constitués principalement par les engrais de synthèse (66 kg N/ha) et par les effluents d'élevage (61 kg N/ha). La différence est plus marquée dans le cadre des estimations de l'ENA, avec des apports par les effluents d'élevage correspondant à environ 70 % des apports d'engrais de synthèse. 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). Des différences très importantes apparaissent entre les pays, les excédents d'azote étant beaucoup plus importants dans les régions avec des systèmes de productions intensives (Europe du Nord Ouest principalement) que les régions avec des systèmes plus extensifs (montagnes, Europe du Sud). Les estimations d'excès de bilan sont d'ailleurs en bon accord avec les données des bases internationales de l'OCDE (1997) et Eurostat (2000), du moins pour les principaux pays, pour lesquels les informations statistiques sont de bonne

qualité. Le biais est toutefois assez important pour la France (estimation de 90 pour 50 kg N/ha/an dans les bases de données) et le Luxembourg (estimation de 77 vs 170 kg N/ha/an dans les bases OCDE). Dans cette estimation, la dénitrification (N_2 et N_2O) est de très loin la voie principale de perte d'azote (44 kg N/ha SAU) suivie par la volatilisation de NH_3 (17 kg/ha SAU), le lessivage (16 kg/ha SAU) et les émissions de NO_x (2 kg/ha). Il apparaît aussi que les pays qui ont les plus forts surplus de bilan sont aussi ceux qui ont les niveaux d'émission de NH_3 , de N_2O et de nitrate les plus élevés (Figure 2.12). Au grain de cette analyse nationale, la France n'apparaît pas comme un pays très fortement excédentaire en N et émetteur de quantités importantes d'azote dans l'environnement, au moins si elle est comparée à des pays développant une agriculture intensive. Mais il faut compter avec de très fortes disparités régionales (voir partie 2.4.3)

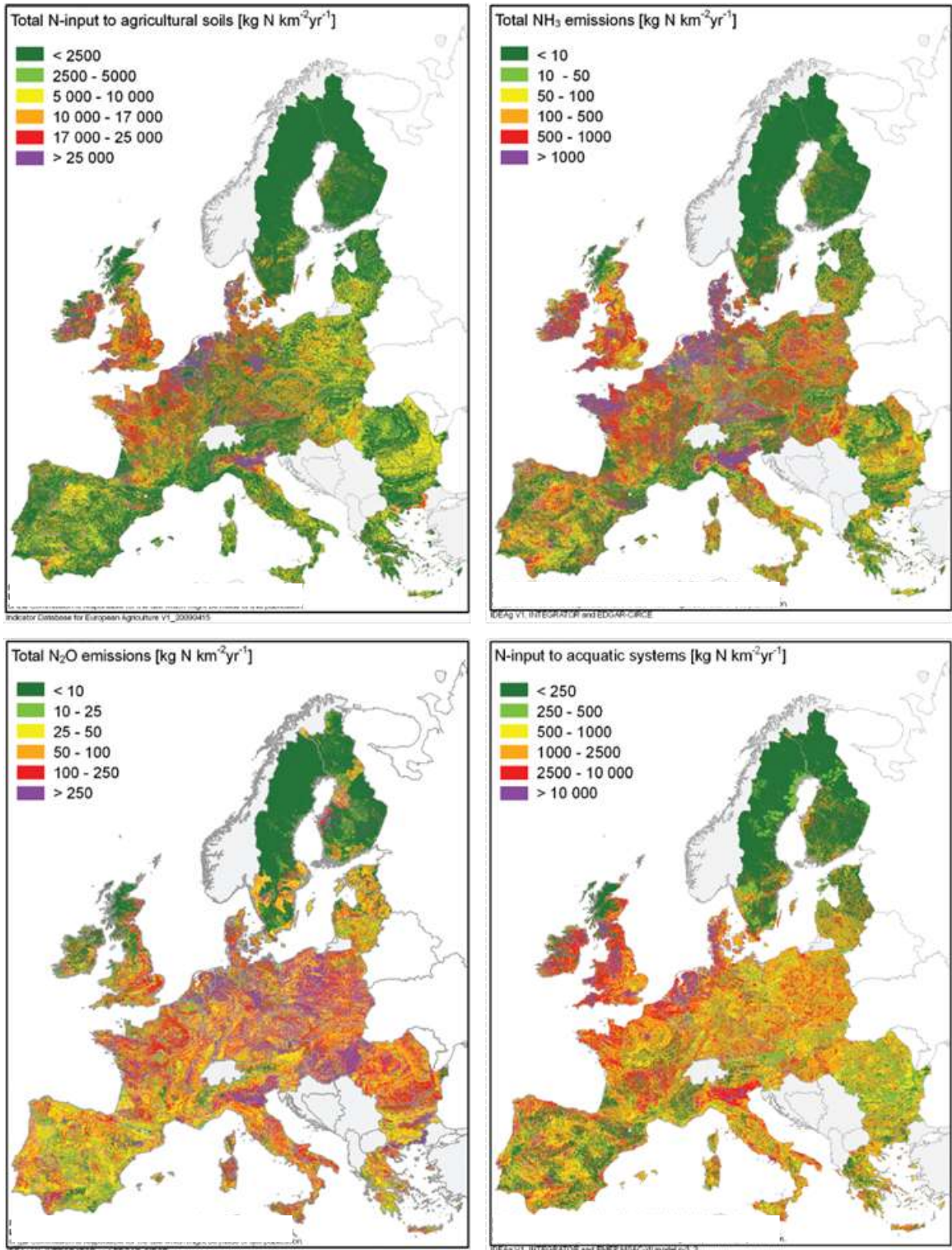
Figure 2.12 : Comparaison des surplus des bilans azotés sol-végétation, des fuites moyennes de nitrate et d'émissions de NH_3 pour quelques grands pays européens, d'après MITERRA-Europe (Velthof et al., 2009a).



Les travaux conduits dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment par Leip et al., utilisent diverses bases de données européennes et plusieurs modèles d'évaluation des bilans et des émissions (Leip et al., 2011a). Si on analyse tout d'abord les surplus des bilans d'azote, on peut voir (Figure 2.13) qu'ils sont excédentaires dans les mêmes zones que celles de fortes densité d'élevage (voir Figure 2.9 et commentaires). Comme les émissions de NH_3 sont directement liées à la densité animale, les patterns d'émissions au niveau européen sont très semblables à ceux de la répartition des troupeaux dans l'EU-27 (Figures 2.9 et 2.13). Les émissions sont donc les plus élevées dans les systèmes d'élevage intensif du Nord-Ouest de l'Europe et dans la plaine du Pô. Le secteur bovin contribue pour 50 % aux émissions de NH_3 . En revanche, les fuites de nitrate et les émissions de N_2O dépendent aussi beaucoup des apports d'engrais minéraux sur les cultures et des propriétés de sols. Les relations entre la densité animale (voire les bilans d'azote) et ces pertes sont donc moins étroites comme l'illustre aussi la Figure 2.7. Cependant la hiérarchie des pertes est différente de celle à laquelle avait abouti le projet MITERRA-Europe : les principales pertes sont ici le nitrate (45 %) et le N_2 (36 %), suivies de plus loin par le NH_3 (13 %) et le N_2O (3 %). Les différences résultent principalement des différentes hypothèses faites dans les modèles d'estimation des pertes dans les deux cas.

Les deux modélisations mettent en avant les zones d'élevage les plus intensives comme des zones à fort surplus azoté et émettrices d'azote réactif dans les milieux. Toutefois, compte tenu de l'hétérogénéité des résultats entre approches, des incertitudes et des artefacts entachant chacune des approches, il est difficile d'aller plus loin dans leur 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 lessivage et émissions gazeuses, qui doivent forcément différer selon le climat et le type de systèmes de production présents sur un territoire. Or rien de net n'apparaît, ni à l'échelle française ni à l'échelle européenne. De toute évidence, ces résultats issus de modèles devront être validés par des réseaux de mesures couvrant des situations agro-pédo-climatiques contrastées avant de pouvoir être exploités plus en détail.

Figure 2.13 : Distribution des apports d'azote sur les terres agricoles et des émissions d'azote réactif en Europe (en kg N km²) incluant les émissions vers l'air sous forme de NH₃ et N₂O et les pertes vers les systèmes aquatiques, incluant le nitrate et autres formes d'azote réactif, ainsi que les eaux usées (d'après (Leip et al., 2011a)).



2.4.2.2. Les flux à l'échelle des troupeaux

Sur les 10,4 Mt de N excrétés par les troupeaux à l'échelle européenne, les vaches laitières représentent 2,67 Mt, les autres bovins 3,21 Mt, les porcins 1,69 Mt, les volailles 1,75 Mt et les autres animaux 1,16 Mt. Les simulations avec le modèle MITERRA montrent que les effluents représentent approximativement 80 % des émissions totales de NH₃ de l'EU-27 et 50 % des émissions de N₂O (Oenema et al., 2007). Ces données sont du même ordre de grandeur que celles proposées par Van Egmond et al. (van Egmond et al., 2002) ou le Citepa (Citepa, 2011) en France. Dans leur synthèse Le Gall et Vertès estiment que l'ensemble du cheptel français produit environ 1,4 Mt d'azote organique par an (Le Gall et al., 2005). Ces rejets proviennent à 75 % des bovins, 8 % des porcins, 6 % des volailles comme des ovins, 3 % des équidés et à 1 % des caprins. Les bovins constituent donc de loin la plus grande part des rejets azotés. On peut estimer que la part des vaches laitières représente environ 35 % des rejets bovins, les vaches allaitantes 30 % et l'ensemble des animaux d'élevage et d'engraissement des 2 troupeaux, laitier et allaitant, également 35 %. Le secteur bovin est le plus concerné par les émissions de NH₃ puisqu'il en représente 50 % du total des émissions européennes (moitié pour les bovins laitiers et moitié pour les autres bovins), les porcins en représentent 25 % (46 %, 12 % et 15 % en France pour les bovins, porcins et volailles, respectivement (Citepa, 2011).

Environ 60 % de l'azote excrété est recueilli en bâtiment mais 30 % de l'azote excrété par les troupeaux en bâtiment est perdu lors des phases de stockage, cette valeur étant évidemment très variable selon les états membres (de 20 à 40 % de pertes totales), notamment en fonction des conditions de logement et de stockage et du respect des réglementations. Sur ces 30 % de pertes en bâtiments, environ 19 % sont liées à la volatilisation, 7 % à la dénitrification et nitrification et 4 % à la lixiviation. Une autre fraction de l'azote (environ 19 %) sera ensuite perdue sous forme de NH₃ essentiellement au moment de l'épandage. Ces valeurs, bien que très globales montrent bien l'importance de ces pertes et que la valorisation de l'azote des effluents est un point clé dans la recherche d'une meilleure efficacité de l'azote en élevage.

La synthèse plus récente de Vries et al., utilise toute une famille de modèles et de sources de données, parmi lesquels le modèle MITERRA-Europe dont ont été tirés les résultats précédents (de Vries et al., 2011). Cette étude montre des tendances semblables, mais apporte en plus une évaluation des incertitudes liées aux méthodes d'estimation des émissions grâce à l'utilisation d'un ensemble de modèles. Le Tableau 2.1 présente les bilans d'azote calculés à l'échelle de l'Europe des 27, ainsi que leurs différentes composantes, pour les années 2000 et 2002. Les chiffres sont logiquement semblables pour les entrées d'azote, mais ils sont plus variables concernant les sorties, en raison des différentes hypothèses faites dans les modèles utilisés. L'incertitude est la plus forte pour les pertes par lessivage de nitrate, puis sous forme de N₂O et N₂.

Tableau 2.1 : Bilan annuel des surfaces agricoles en 2000, incluant les émissions de composés azotés depuis les bâtiments d'élevage, les zones de stockage et les sols ; d'après (de Vries et al., 2011).

Source	N budget (Mton N yr ⁻¹)				
	INTEGRATOR EU 27-2000	IDEAg EU25-2002	MITERRA* EU 27-2000	IMAGE* EU 27-2000	UNFCC* EU27-2002
Input to land					
Biological fixation	1.3	1.0	0.8	1.4	1.1
Manure excretion	10.3	8.8	10.4	9.8	9.1
Synthetic fertilizer	11.5	11.4	11.3	11.3	10.6
Atmospheric deposition	2.7	2.1	2.0	2.8	—
Total	25.7	23.3	24.5	25.3	20.8
Output from land					
Plant removal	15.4 [†]	12.5	11.3	13.5	—
N accumulation	-3.3	-3.5	—	—	—
Emissions of					
NH ₃	2.9	3.1	2.9	2.8	3.1
N ₂ O [‡]	0.40	0.43	0.33	0.43	0.4
NO and NO ₂	0.21	0.11	0.02	0.22	—
N ₂	7.0	4.5	7.2	2.5	nd
Total (Denitrification)	7.6	5.1	7.8	3.1	—
N leaching	2.8	5.7	2.0	—	—
N surface runoff	0.35	0.4	0.75	—	—
Total leaching/runoff	3.1	6.1	2.7	5.9	6.6
Total surplus	10.4	10.8	13.2	11.8	—
Total	25.7	23.3	24.5	25.3	—

[†] Details of the comparison between MITERRA and IMAGE are described in De Vries et al. (2009).
[‡] Source: EA (2008).
[§] Update includes the removal from grassland, rough grazing areas and the net crop removal from arable land.
[¶] N₂O emission refers to direct N₂O-N emission only that is calculated by all models.

2.4.3. La France : de forts contrastes entre les régions et entre systèmes

2.4.3.1. Cartographie des flux et des bilans d'azote à l'échelle du territoire national

Un état des lieux a été réalisé assez récemment par l'Institut de l'Élevage (Bertrand et al., 2007) à partir des données du recensement agricole 2000 (<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/recensement-agricole/>) des enquêtes de structure du SCEES (service statistique du Ministère de l'Agriculture), les enquêtes « pratiques culturales » du SCEES, des données de l'industrie des engrais et du Réseau national des données sur l'eau (RNDE) 2001. Pour cette expertise, nous avons également pu obtenir les résultats détaillés, pour le territoire français, de 4 approches différentes (NOPOLU (Schoumans et al., 2009a), GREEN (Grizzetti et al., 2008) ; 2008), IDEAg (Leip et al., 2011a), INTEGRATOR2 (de Vries et al., 2011). Dans les deux cas de figure on observe :

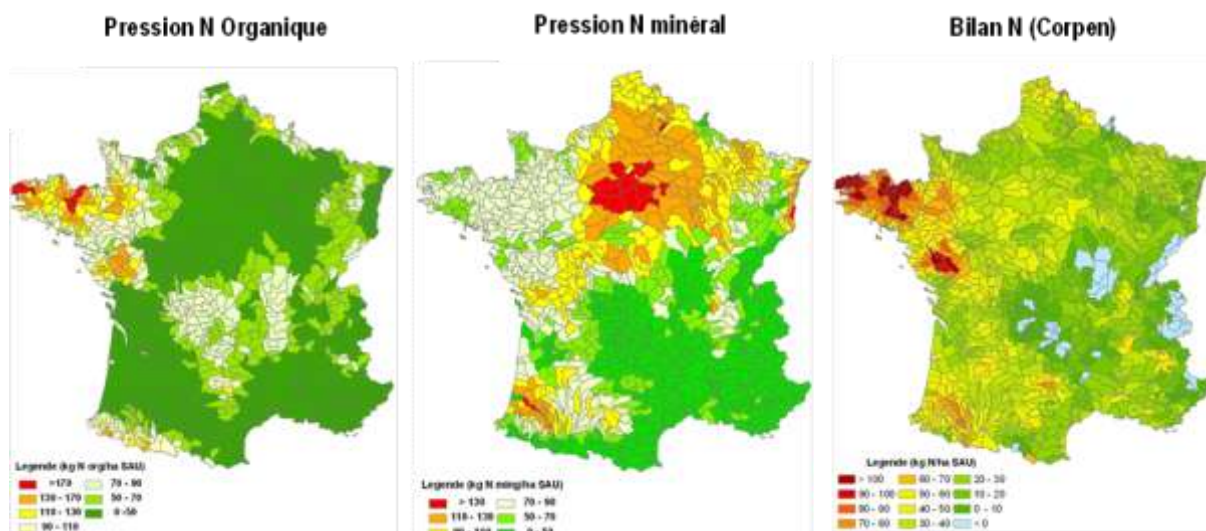
- la grande variabilité des résultats à l'échelle locale, soulignant la grande incertitude qui prévaut encore.
- la similarité des patterns spatiaux pour les surplus et les émissions atmosphériques, qui coïncident avec les zones d'élevages intensifs, avec des niveaux similaires aux grandes régions d'élevage européennes : Pays-Bas, Allemagne du Nord, Danemark (Figure 2.10).
- une image plus contrastée pour les estimations des flux nitriques par lessivage, car les zones de grandes cultures sont aussi fortement émettrices, et le contexte pédoclimatique joue un rôle important. Ceci est confirmé par les données observées de concentrations dans les rivières et les nappes (voir la France sur la Figure 2.7).

Dans l'étude de l'institut de l'Élevage, la charge (définie par la quantité épandue) d'azote organique et minéral varie fortement selon les régions (Bertrand et al., 2007). C'est évidemment sur l'Ouest que la charge en N organique est la plus élevée et de très loin (Figure 2.14). Celle-ci s'élève à 129 kg/ha/an en Bretagne, 90 en Pays de Loire et 80 en Basse Normandie alors que la moyenne nationale s'établit à 50 kg/ha/an. La charge d'azote organique est supérieure à 130 kg N/ha de SAU (soit environ 170 kg N/ha épanuable, plafond de la directive nitrate²) dans plusieurs secteurs de l'Ouest qui combinent production laitière et élevage de monogastriques (Finistère, Côtes d'Armor, Morbihan), production de viande bovine et de volailles (sud des Pays de la Loire) ou bien sont spécialisés en production laitière (sud Manche, Nord Mayenne, Ille-et-Vilaine). La charge d'azote minéral se concentre, au contraire, principalement sur le bassin parisien et le Sud-Ouest qui correspondent aux zones de grandes cultures. Au final les surplus de bilans azotés sol-végétation culminent en Bretagne avec une valeur de 79 kg N/ha/an (et même 95 pour le Finistère et les Côtes d'Armor) alors que la moyenne nationale est de 29 et que plusieurs régions spécialisées en élevage (Franche-Comté, Auvergne-Limousin) ont des bilans nettement inférieurs à 15 kg N/ha/an.

Les teneurs en nitrate des eaux de surfaces sont plus élevées à l'Ouest (Figure 2.15). La valeur moyenne est proche de 30 mg/L en Bretagne mais certains cantons dépassaient le seuil de 50 mg/L en 2000. Des teneurs en nitrate également élevées (au dessus de 25 mg/L) se retrouvent dans les zones de grande culture. En revanche de nombreux territoires d'élevage, comme le grand Massif Central, le Jura ou les Alpes, produisent une eau très peu chargée en nitrate.

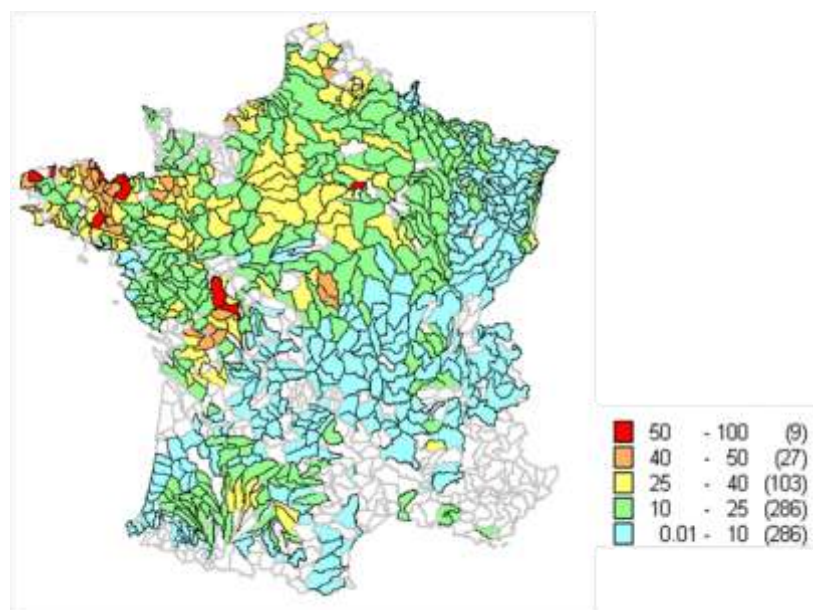
² La décret signé le 11/10/11 modifie le calcul du plafond d'épandage qui va désormais prendre en compte la surface agricole utile (SAU) et non plus la surface potentiellement épanuable (SPE) qui déduisait de la SAU les «surfaces à proximité des cours d'eau, du littoral, des tiers».

Figure 2.14 : Charge en N organique et minéral, bilan azoté des territoires français (en kg N/ha SAU) (Source Institut de l'Élevage)³



La France de l'élevage est donc très loin d'être homogène en termes de bilan azoté et de risques de fuites d'azote. Si l'Ouest et plus précisément la Bretagne peuvent être mis en comparaison avec d'autres territoires d'élevage intensifs à l'échelle européenne, cette comparaison n'a pas de sens pour de nombreux autres territoires. Les concentrations en nitrate se sont en moyenne stabilisées ces dernières années. Alors qu'elles ont continué à augmenter dans certaines zones céréalières, les teneurs en nitrate des eaux superficielles ont diminué modérément (de 1 à 5 mg/L) entre 1993 et 2005 dans les zones vulnérables de l'Ouest de la France, (MEDDTL, 2010) mais cela n'empêche pas la situation de rester critique dans un certain nombre de bassins versants du grand ouest en France.

Figure 2-15 : Teneurs en nitrate (en mg/L) des eaux de surface (RA, 2000
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/recensement-agricole/>)



³ Au moment de la rédaction de ce rapport, les données du recensement 2010 ne sont pas encore toutes disponibles pour actualiser ces cartes.

2.4.3.2. Consommation et approvisionnement en azote pour l'alimentation des animaux

Comme pour l'Europe (Sutton et al., 2011a), en France, les animaux consomment la plus grande partie des matières premières végétales produites. Toutes filières confondues, la consommation estimée d'aliments par les filières animales était de 117 millions de tonnes sur la période 1997-1998 (AFSSA, 2000). Cette consommation permet de valoriser de nombreux sous-produits ou coproduits des productions végétales utilisées directement par l'homme (tourteaux, pulpes, sous-produits de meunerie...), mais l'essentiel est directement à l'usage des animaux, en particulier les fourrages avec près de 82 millions de tonnes consommés essentiellement par les ruminants. Suivant les types de production animale, les rations consommées oscillent entre 2 et 3 % d'N par kg de MS.

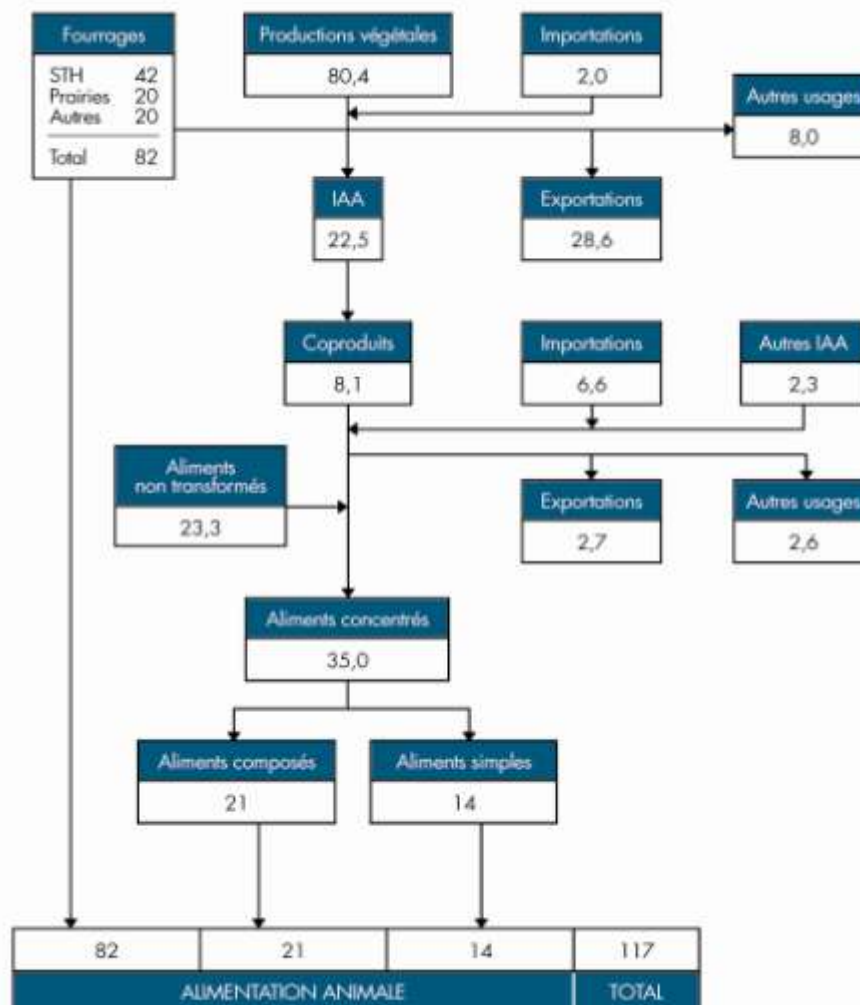
Sur ces 117 Mt d'aliment, les animaux en rejettent 1 820 kt sous forme d'azote. Et sur le total d'azote contenu dans les déjections animales au niveau national, l'élevage bovin en représenterait 70 %, l'élevage porcin et avicole environ 10-15 % chacun (Citepa, 2011 ; Gac et al., 2007). Il convient de resituer ces flux d'azote « déjections animales » par rapport à d'autres flux d'azote majeurs épandus sur les terres agricoles, à savoir 2 110 kt d'engrais de synthèse et 21 kt sous forme de boues de stations d'épuration et de composts (Citepa, 2011). Les émissions de NH₃ liées à la gestion de ces déjections sont estimées à 465 kt N par an selon le Citepa et 382 kt N par an selon (Gac et al., 2007), soit environ ¼ de l'azote contenu dans ces produits, soit un peu plus qu'au niveau mondial (20 %) et moins qu'au niveau des Etats-Unis (50 %). Toutes les cartes d'émission d'ammoniac pour la France montrent que les zones de fortes émissions sont les zones à forte densité d'élevage. Pour le N₂O, les quantités sont plus faibles : 76 kt N par an, dont environ 40 % après épandage sur les terres agricoles (voir Figure 2.13).

Cette représentation de la filière de l'alimentation animale fait apparaître un ensemble d'interactions avec les systèmes de production végétale et de transformation des produits, et des importations d'aliments. Il est en effet difficile d'atteindre l'autonomie protéique pour l'alimentation des troupeaux même dans les systèmes de ruminants qui se fondent sur une valorisation maximale des fourrages et de l'herbe. La comparaison inter régionale montre qu'il existe une bonne relation entre les productions de fourrages et les effectifs exprimés en unité gros bovins standardisés (UGBs) (AFSSA, 2000).

La question de l'autonomie a été documentée à partir de deux analyses nationales conduites sur l'élevage laitier (Paccard et al., 2003) et en production de viande bovine (Kentzel and Devun, 2004) et par des études régionales en Pays de la Loire (Rubin et al., 2004), Poitou-Charentes (Bossis et al., 2004), Rhône-Alpes (Capitain et al., 2004), Jura (Gaillard et al., 2004) pour le lait et dans le charolais (Veysset et al., 2003) pour la viande. Les systèmes laitiers sont généralement plus autonomes que la moyenne, mais une exploitation laitière sur trois achète cependant la totalité de ses aliments concentrés. Les achats de concentrés azotés sont ainsi prépondérants : 25 à 30 % des élevages sont autonomes à plus de 50 % pour la totalité de leur MS (matière sèche) et l'énergie, contre seulement 12 % pour les matières protéiques. Les différents systèmes de production diffèrent surtout par leur autonomie protéique et en concentrés. Parmi les systèmes herbagers, l'agriculture biologique améliore d'environ 15 points l'autonomie protéique, en montrant de surcroît les valeurs les plus élevées (86 et 93 %) du panel d'environ 400 exploitations. L'autonomie décroît avec le niveau d'intensification. En raisonnant sur les valeurs moyennes des systèmes, une relation négative apparaît entre la part de maïs dans la SFP et l'autonomie protéique de la ration totale : les élevages avec beaucoup de maïs ont une faible autonomie, toutefois les bilans en azote apparaissent davantage liés aux achats d'engrais azotés qu'aux achats d'aliments protéiques. En système de bovin viande, la grande majorité de ces exploitations (panel de 400 exploitations) est quasi-autonome en fourrages mais l'autonomie en aliments concentrés n'est que de 43 % en moyenne et l'autonomie protéique de seulement 27 % avec une forte dispersion. L'autonomie protéique totale n'est atteinte que dans un nombre très limité d'élevages (à peine 3 %). Le système fourrager et le lien entre cultures et bovins viande sont les principales composantes des systèmes qui permettent d'influer sur leur niveau d'autonomie protéique. Ceci est confirmé par l'étude dans le bassin charolais qui montre que les exploitations sont très largement dépendantes d'achat d'aliments concentrés et d'engrais, ces derniers constituant les plus fortes entrées d'azote.

Enfin, notons que la France est le pays d'Europe qui produit le plus de fourrages. Et parce que les surfaces fourragères couvrent presque 20% du territoire français, (Ifen, 2002), les élevages d'herbivores structurent le paysage agricole, avec des différences régionales importantes.

Figure 2.16 : Filière simplifiée de l'alimentation animale en France 1997-1998. (Sources : SCEES, FOP, UNIP, SNIA, SYNCOPAC, ONIC, ONIOL, Douanes), (AFSSA, 2000) (unités : millions de tonnes)



2.4.4. Une région française particulièrement concernée par les excédents d'azote : la Bretagne

Le dernier recensement agricole (RGA, 2010, <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>) vient de réactualiser les données sur la filière agricole bretonne. La Bretagne compte 25 900 exploitations agricoles en 2010 de taille économique correspondant à un potentiel de production d'au moins 25 000 €/an (soit au moins 647 millions € de production). La Bretagne réalise 12 % de la production brute standard nationale alors qu'elle ne compte que 6 % de la SAU nationale (1,6 million d'ha). Les productions animales prédominent largement, 70 % des exploitations étant classées en « bovins lait » ou en élevage « hors sol » avec 10 000 exploitations spécialisées lait et 8 000 exploitations spécialisées en élevage de granivores. La Bretagne est ainsi la première région française pour la production de lait, de porc, de volailles et d'œufs. Les effectifs présents à la date du recensement 2010 (Agreste, http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_R5311A06.pdf) s'élevaient à 730 700 vaches laitières (environ 1/5 du cheptel national) et plus de 2 millions de bovins, une capacité (nombre de places) de 602 600 truies et de 3,4 millions de porcs charcutiers (plus de la moitié du cheptel porcin national), quelque 68 millions de volailles (présentes dans les exploitations en fin d'année environ 1/3 de la production nationale) et aussi 88 400 ovins et 27 900 caprins (environ 1 % et 2 % des cheptels nationaux). La production laitière occupe 45 % de la SAU (30 % au niveau national).

2.4.4.1. Une région avec de forts excédents d'azote

Au niveau régional, la SAU n'est pas suffisante pour nourrir l'ensemble du troupeau et la région importe des céréales, du tourteau de soja mais aussi des engrais minéraux en quantités importantes. Tous ces flux ne sont connus que de manière approximative. Outre les incertitudes sur le flux, il faut aussi considérer que les hypothèses de calculs varient ce qui contribue aussi à brouiller l'image exacte des bilans régionaux. Malgré tout, on dispose de bilans sol-végétation à l'échelle de la Bretagne. Ils sont cohérents entre eux à quelques dizaines de milliers de tonnes près. Selon les données rassemblées par le CSEB (Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, <http://www.cseb-bretagne.fr/>) (Aurousseau, comm. personnelle, 2011), la charge en N organique est d'environ 206 000 t pour les années les plus récentes (2006-2008). Les bovins représentent 54% de cette charge, les porcs environ 28% et le secteur avicole environ 16%. Il convient d'ajouter la charge en N minéral qui représente environ 100 000 t de N. Les pratiques de résorption représenteraient environ 11 000 t de N. Les estimations des exportations par les cultures sont extrêmement variables et le solde du bilan reflète toutes ces incertitudes sur les données de bases. Il est, de toute manière, très élevé et sans doute compris entre 50 000 et 100 000 t de N.

Si on se place à l'échelle des exploitations, la charge d'azote organique est en moyenne beaucoup plus élevée en Bretagne que sur le reste du territoire (voir partie 2.4.3 et Figure 2.14). Ce point peut aussi être illustré à partir du travail de Le Gall et Vertes qui ont envisagé un autre découpage des régions (Le Gall et al., 2005). Ils ont classé les cantons à partir d'un certain nombre de variables permettant de caractériser l'activité agricole : proportion de surfaces fourragères et surfaces toujours en herbe, fertilisation azotée (totale, minérale et organique), proportion d'élevages hors-sol (porcs et volailles), surplus du bilan N sol-végétation, % de forêt et densité de population. Trois zones sont relativement spécifiques du Massif Armoricain et présentent des différences assez significatives par rapport à la pollution par le nitrate

Tableau 2.2 : Caractéristiques des bilans azotes sol-végétation de différentes régions

	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 Loire	161	45	45	10	37
Zones grandes culture	123	85	13	2	25
Zones herbagères plaine et montagne	98	31	67	2	9

- La zone "Bretagne lait et porcs" correspond au Nord de la Bretagne. Elle a une charge importante d'azote organique par hectare, la moitié étant liée aux productions porcines et avicoles. Cette zone combine aussi le plus fort niveau de fertilisation azotée minérale et au final offre le plus fort surplus d'azote
- La zone "Bretagne : lait intensif" couvre une large part du Sud et du Centre de la Bretagne. Les systèmes hors sol sont peu nombreux et la zone, présente un plus faible surplus d'azote
- La zone nommée "Nord Pays de La Loire" possède aussi peu de systèmes hors-sol. Elle a en fait un chargement bovin inférieur et au final un plus faible excédent d'azote.
- Les régions de grandes cultures avec pas ou peu d'élevage présentent un faible excédent de bilan Corpen ainsi que les régions herbagères et d'élevage plus extensif.

2.4.4.2. Les marées vertes en Bretagne : un phénomène récurrent aux conséquences encore mal quantifiées

L'apparition des premières marées vertes en Bretagne remonte au début des années 1970. Dès juillet 1972, la DDE des Côtes d'Armor s'inquiétait de dépôts importants d'algues vertes en baie de Saint Brieuc (Dalmas et al., 2010). Le phénomène des marées se développe rapidement au cours des années 1980 et 1990, tant dans leur étendue géographique que dans leur durée et leur importance, pour atteindre un niveau élevé en 2000. Depuis, l'ampleur des marées vertes fluctue autour de ce niveau élevé. La biomasse produite atteint en moyenne 200 000 tonnes par an, dont une partie seulement s'échoue sur les côtes. Aujourd'hui 109 sites d'échouages sont répertoriés. Des événements récents (mort brutale d'un cheval en baie de St Michel en Grève et le malaise de son cavalier en août 2009 puis l'épisode de la mort d'une trentaine de sangliers sur le littoral des Côtes d'Armor en 2011) ainsi que des doutes subsistant après la mort d'un chauffeur ont fortement médiatisé et remis sur le devant de la scène le phénomène et surtout ont constitué des alertes graves sur les risques sanitaires encourus. En outre sur certains sites d'échouage, les seuils de nuisance olfactive sont régulièrement dépassés (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011).

Les efforts des communes pour le ramassage des algues vertes et leur traitement se sont accrus ces dernières années, impliquant une augmentation sensible de leurs dépenses, directes et indirectes. Le dernier rapport du CESR (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011) résume les informations disponibles obtenues à partir des données de la Chambre Régionale des Comptes de Bretagne. Entre 2007 et 2010, les volumes ramassés ont crû de 27 000 à 61 000 m³ et les coûts de ramassage et de traitement sont passés de 345 000 à 850 000 €. Après ramassage et transport (10 €/m³), les coûts de traitement au m³ sont de 2 à 3 € pour l'épandage et de 30 à 40 € pour du compostage confiné (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011). A ces dépenses directes s'ajoutent des dépenses indirectes liées au suivi administratif, à la surveillance, à l'animation des plans d'épandage. (www.ccomptes.fr/fr/CRC06/documents/ROD/BRR201039.pdf). Les autres impacts financiers concernent la baisse de l'attractivité touristique les pertes accusées par les activités primaires telles que les bassins conchylicoles (à notre connaissance, pas d'estimation chiffrée). Le Commissariat général au développement durable a publié une étude sur le coût des principales pollutions agricoles de l'eau, en septembre 2011 (www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED52.pdf).

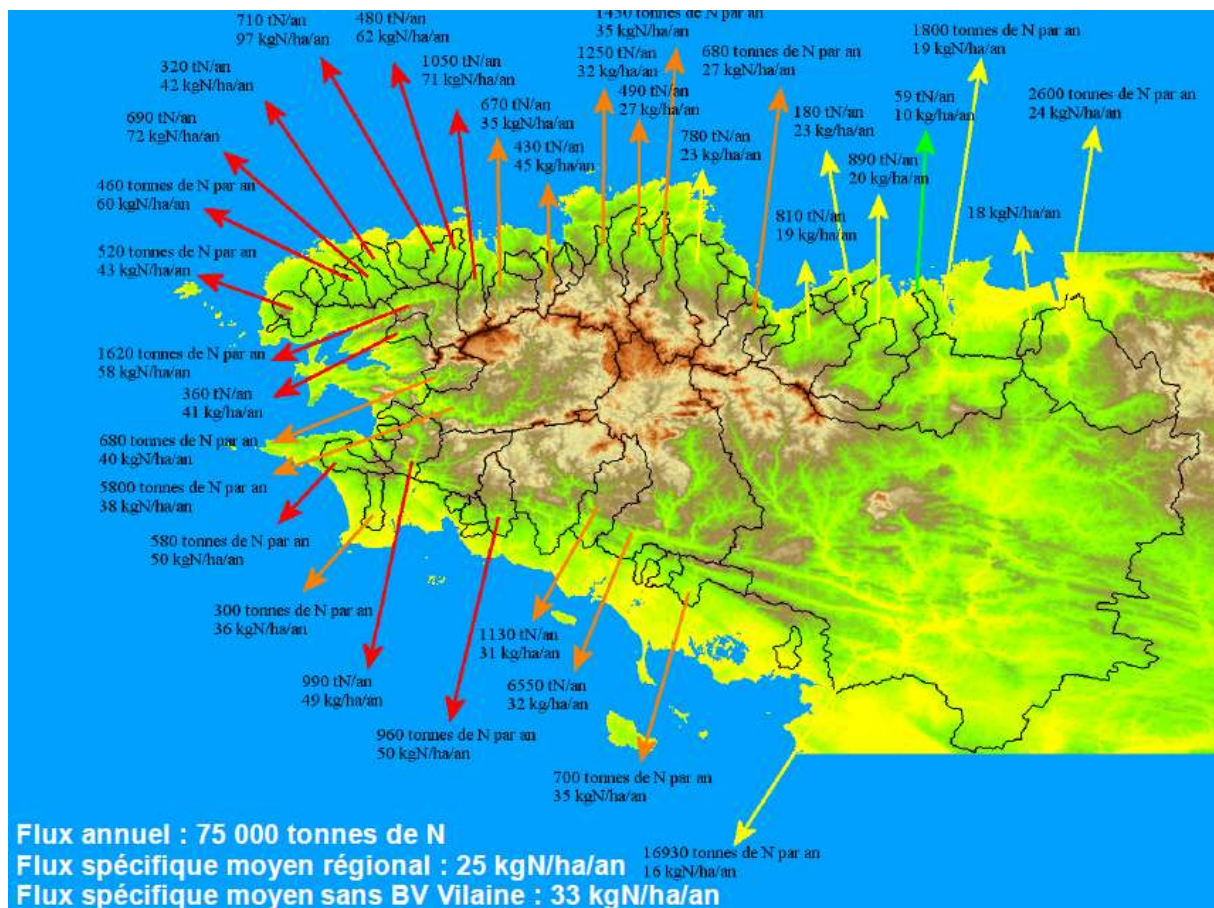
2.4.4.3. L'azote d'origine agricole : un facteur essentiel du contrôle de l'intensité des marées vertes

Si la question du nitrate en Bretagne s'est longtemps focalisée sur les problèmes de respect de la norme de 50 mg/L pour les eaux potables, c'est le phénomène des marées vertes qui domine désormais les débats.

La prolifération d'algues vertes (ulves, entéromorphes...) relève d'un mécanisme bien connu qui est celui de l'eutrophisation, « surproduction » végétale aquatique en lien avec une augmentation des apports en sels nutritifs. D'une façon générale, azote et phosphore sont nécessaires au développement d'une eutrophisation. La communauté scientifique s'accorde aujourd'hui sur le rôle de l'azote comme étant l'élément majeur contrôlant la prolifération des algues vertes que ce soit en Bretagne (Piriou et al., 1991) où pour plusieurs autres grandes marées vertes dans le monde qui sont situées au débouché de bassins versants très agricoles: lagune Sacca di Goro au débouché du Pô (Viaroli et al., 2006). Les genres de chlorophycées (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Monostroma*, *Cladophora*,...) sont des végétaux nécessitant, pour se développer, de fortes concentrations d'azote dans le milieu environnant, et ces algues nitrophiles peuvent donc être considérées comme des indicateurs de milieux riches en azote (Ho, 1987). La courbe d'absorption d'azote inorganique par l'ulve est bien connue. Elle suit une courbe de type Michaelis-Menten avec une demi absorption aux alentours de 25 micromole/L d'azote nitrique (soit 1,5 mg/L d'azote nitrique) (Naldi and Viaroli, 2002). En eau côtière suffisamment enrichie par des apports de rivière (l'eau douce d'une rivière contenant 30 mg/L de nitrate en moyenne en Bretagne), l'absorption par l'ulve va devenir très importante, autorisant une croissance rapide. La croissance rapide finit par priver les individus en croissance de lumière et la croissance s'arrête. A l'inverse le phosphore est pratiquement toujours en excès par rapport aux besoins de la croissance des algues et il ne semble jouer un véritable rôle de limitation de la croissance que de manière occasionnelle et/ou temporaire sur certains sites, comme envisagé récemment par le CEVA en baie de Concarneau où azote et phosphore apparaîtraient comme co-limitants à certaines périodes (CEVA, 2009).

Le suivi de la qualité des eaux en nitrate en Bretagne permet maintenant de disposer d'une vision satisfaisante des flux d'azote vers la mer. Ces flux sortant sont bien documentés et les données sont disponibles dans le Géoserveur (<http://viviane.roazhon.inra.fr/geowww/cseb.html>). Ils sont en moyenne de l'ordre de 75 000 tonnes de N par an en moyenne depuis 1988, ce qui correspond à un flux spécifique de 25 kg N/ha de bassin versant. Ce flux varie fortement entre bassins avec des valeurs s'échelonnant entre 10 à 97 kg N/ha/an en moyenne sur 2005-2008 (Figure 2.17). Il y a aussi une très forte variabilité inter annuelle due aux conditions climatiques (Aurousseau, 2011). Les flux totaux varient en fait de 20 000 les années sèches à 160 000 les années humides. Sur des années particulièrement humides, des bassins ont émis plus de 150 kg de nitrate/ha SAU (cas de l'Horn et du Guillec, (Aurousseau et al., 2009)). Le nitrate est très majoritairement d'origine agricole. Les auteurs des deux premiers projets de territoire présentant leur plan d'action ont fourni des estimations de la part de l'azote non agricole dans les flux arrivant à la côte par le réseau hydrographique (Lannion-Trégor Agglomération, 2010 ; Pays de Saint-Brieuc, 2010). Pour les territoires de la Lieue de Grève et de la baie de Saint-Brieuc, la part d'azote d'origine agricole varie de 93 à 98 %. D'une manière générale, on peut estimer en Bretagne la part de l'azote non agricole à seulement 5 % en moyenne. Il est normal que ces flux de N non agricoles soient faibles puisqu'ils correspondent à de l'azote provenant de l'assainissement collectif et de l'assainissement non collectif alors que les traitements dénitrifiant se sont généralisés dans les stations d'épuration.

Figure 2.17 : Flux annuels d'azote sortant des bassins versants de Bretagne, d'après (Aurousseau, 2011).



Cette arrivée continue de nitrate par les rivières dans les différentes baies a créé des auréoles étendues d'enrichissement des eaux côtières, où l'apport d'azote a largement dépassé les capacités de production d'ulves. Depuis longtemps, la biomasse d'ulves maximale pouvant être produite sur un site ne permet plus d'utiliser tout le nitrate amené d'avril à septembre par les rivières. Une baisse légère des teneurs en nitrate de rivières n'aura donc pas d'effet immédiat sur la biomasse d'algues produite. Les simulations réalisées par l'Ifremer montrent

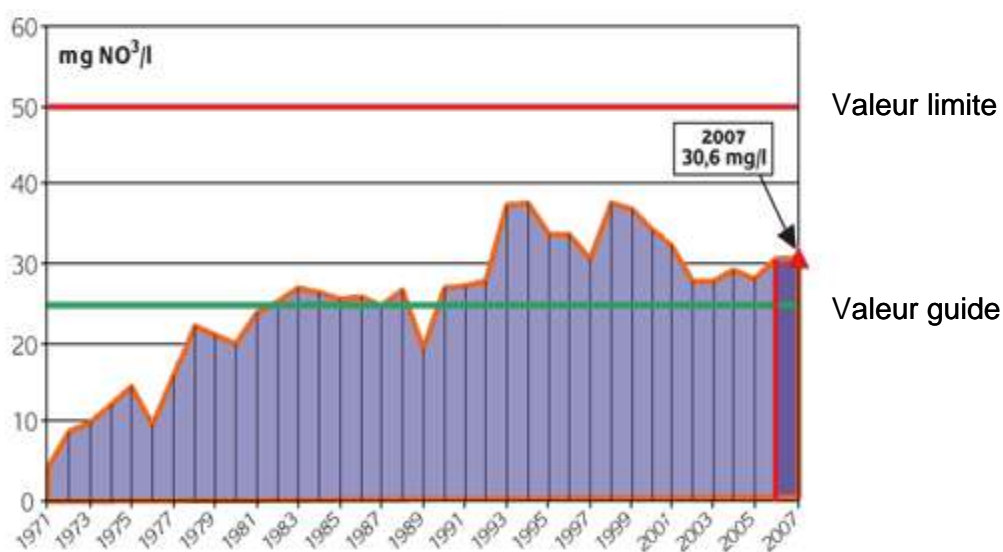
qu'en année hydrologique moyenne, il faudrait redescendre en dessous de 15 mg/L de nitrate dans les rivières, voire moins dans certains sites, pour entrer à nouveau dans une situation où la marée verte baisserait proportionnellement à la baisse des teneurs en nitrate (Ménèsguen and Piriou, 1995). Dans l'état actuel, seules les années à printemps et été très secs (comme 1989 ou 2003) ont permis de diminuer sensiblement les marées vertes en abaissant les débits.

L'importance des échouages d'ulves n'est pas corrélée au niveau des flux annuels d'azote apporté par les rivières (Piriou, 1986). En fait, l'accumulation d'algues est liée non seulement à l'apport d'azote (et de sa conjonction avec la clarté de l'eau) mais aussi au confinement hydraulique de certains fonds de baie, par absence locale de dérive résiduelle de marée (Ménèsguen and Salomon, 1988). Ainsi, malgré des mouvements importants liés aux marées, le courant résiduel peut être très faible dans le fond de certaines baies où l'eau ne s'y renouvelle pas ou très peu. Ce confinement explique la présence de marée verte sur certains estrans et pas d'autres, malgré l'arrivée de flux azotés comparables. Ainsi, seulement une partie de la biomasse d'algue produite s'échoue sur les côtes. La biomasse produite est estimée à 200 000 tonnes par an dont une partie seulement s'échoue sur les côtes. L'estimation en plongée permet de caractériser la part de la biomasse ainsi stockée en mer: Elle varie de 1 % dans les Côtes d'Armor, où la presque totalité des algues s'échouent, à plus de 95 % dans le Finistère sud, où la presque totalité des algues reste donc invisible (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011). Les modèles développés par l'Ifremer (Dussauze and Ménèsguen, 2008; Ménèsguen et al., 2006) permettent aujourd'hui de rendre compte assez précisément des phénomènes de marées vertes en intégrant le rôle de la teneur en N inorganique, l'effet de la température et de la transparence de l'eau, ainsi que ceux de la concentration de l'eau de mer en phosphate dissous sur la croissance de l'ulve et les courants instantanés en 3D. Selon ces modèles, il faudrait diminuer très fortement les teneurs en nitrate des rivières, jusqu'à 10 mg/L ou moins selon les bassins versants, pour réussir à endiguer le phénomène des algues vertes.

2.4.4.4. Evolution de la qualité des eaux en Bretagne

En 2004-2005, un diagnostic de la qualité des eaux avait été effectué dans le cadre de l'évaluation des programmes Bretagne Eau pure à partir de 44 bassins versants. Il concluait que dans la plupart des bassins versants, les teneurs en nitrate des eaux était stabilisée et que l'accroissement continu qui était observé depuis les années 1960-1970 était enrayé. L'Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB) en lien avec la DIREN a récemment réalisé une synthèse sur la qualité des eaux de 108 bassins et sous bassins versants, les données étant publiées par le Conseil scientifique de l'Environnement de Bretagne (Aurousseau et al., 2009).

Figure 2.18 : Moyenne annuelle de la concentration en nitrate dans les eaux superficielles en Bretagne (observatoire de l'eau en Bretagne, 2009 <http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/Media/Donnees/Donnees/Evolution-des-concentrations-en-nitrates-dans-les-cours-d-eau-bretons>)



Les données de qualité des eaux de surface et souterraines publiés régulièrement par les autorités françaises et européennes montrent que les teneurs en nitrate des eaux bretonnes ont légèrement diminué depuis les années 2000. Mais, malgré les progrès accomplis, elles restent en moyenne encore à 30 mg/L de nitrate, cette teneur étant relativement stabilisée (Figure 2.18). Les eaux bretonnes se situent toujours parmi les eaux les plus riches en azote de France et d'Europe (Gascuel-Oudoux et al., 2010) alors que les teneurs en nitrate de cours d'eau des zones à agriculture extensive sont de l'ordre de quelques mg/L seulement. Il faut souligner que la norme de 50 mg/L, qui est une norme réglementaire de potabilité des eaux, est en fait beaucoup moins contraignante que les valeurs qu'il faudrait réussir à atteindre pour limiter le phénomène d'eutrophisation (Billen et al., 2011; Durand et al., 2011). Les objectifs de qualité des eaux qu'il est nécessaire de se fixer pour observer une réduction importante des marées vertes sont bien inférieurs (moins de 10 mg/L de nitrate, voire encore moins dans les sites les plus sensibles).

Dans plusieurs bassins versants on observe ces dernières années une baisse des concentrations maximales en nitrate mais sans que cela ne s'accompagne d'une diminution aussi significative des concentrations moyennes annuelles, sans doute du fait de l'inertie des valeurs moyennes mais aussi parce que les teneurs minimales ont tendance à s'accroître (au moins dans 25 des 108 bassins étudiés). Bien qu'encore non totalement élucidé, cet accroissement des minima pourrait résulter de l'évolution des teneurs en nitrate de la nappe en profondeur, qui répond avec un retard de plusieurs années aux évolutions de pratiques agricoles (Ayraud et al., 2008; Martin et al., 2004; Ruiz et al., 2002a). Elle pourrait être aussi dû, au moins partiellement, à une saturation partielle des processus épurateurs internes au réseau hydrographique (Earl et al., 2006), qui se manifestent principalement en basses eaux, comme la contribution de la nappe profonde.

Références bibliographiques du chapitre 2

AFSSA, 2000. Rapport du groupe de travail « alimentation animale et sécurité sanitaire des aliments » AFSSA. 176 p.

Agouridis, C.T.; Workman, S.R.; Warner, R.C.; Jennings, G.D., 2005. Livestock grazing management impacts on stream water quality: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (3): 591-606.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03757.x>

Aurousseau, P., 2011. Bilan et flux d'azote en Bretagne - Que signifie basses fuites en nitrate ? . 12. *Carrefour des gestions locales de l'eau*. Rennes, France, 26 janvier 2011.

http://www.cseb-bretagne.fr/index.php?option=com_remository&Itemid=92&func=download&id=83&chk=9aacbf940e2556ec95fdbd3f81d4db72

Aurousseau, P.; Launay, J.; Pouline, P.; Squidant, H., 2009. Evolution de la qualité des eaux en nitrate en Bretagne. Rennes, France Conseil Scientifique de l'environnement de Bretagne. 26 p.

Ayraud, V.; Aquilina, L.; Labasque, T.; Pauwels, H.; Molenat, J.; Pierson-Wickmann, A.C.; Durand, V.; Bour, O.; Tarits, C.; Le Corre, P.; Fourre, E.; Merot, P.; Davy, P., 2008. Compartmentalization of physical and chemical properties in hard-rock aquifers deduced from chemical and groundwater age analyses. *Applied Geochemistry*, 23 (9): 2686-2707.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.06.001>

Barton, L.; Mc Lay, C.D.A.; Schipper, L.A.; Smith, C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils : a review. *Australian Journal of Soil Research*, 37 (6): 1073-1093.

<http://dx.doi.org/10.1071/SR99009>

Basset-Mens, C.; Anibar, L.; Durand, P.; van der Werf, H.M.G., 2006. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment*, 367 (1): 367-382.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.026>

Beaujouan, V.; Durand, P.; Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137 (1): 93-105.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00435-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00435-X)

Bertrand, S.; Miramal, Y.; Pflimlin, A.; Le Gall, A.; Raison, C., 2007. Evolution des excédents d'azote en France et contribution du secteur laitier. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 41-44.

Billen, G.; Beusen, A.; Bouwman, L.; Garnier, J., 2010. Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: past, present, and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 24 (2): GB0A11.

<http://dx.doi.org/10.1029/2009GB003702>

Billen, G.; Silvestre, M.; Grizzetti, B.; Leip, A.; Garnier, J.; Voss, M.; Howarth, R.; Bouraoui, F.; Lepisto, A.; Kortelainen, P.; Johnes, P.; Curtis, C.; Humborg, C.; Smedberg, E.; Kaste, O.; Ganeshram, R.; Beusen, A.; Lancelot, C., 2011. Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 271-297.

Billen, G.; Thieu, V.; Garnier, J.; Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3-4): 234-246.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.018>

Billy, C.; Billen, G.; Sebilo, M.; Birgand, F.; Tournebize, J., 2010. Nitrogen isotopic composition of leached nitrate and soil organic matter as an indicator of denitrification in a sloping drained agricultural plot and adjacent uncultivated riparian buffer strips. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (1): 108-117.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.09.026>

Bossis, N.; Jenot, F.; Rouher, L., 2004. Autonomie alimentaire en productions bovines lait et caprins en Poitou-Charente. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 176.

Bourauoi, F.; Grizzetti, B.; Aloe, A., 2009. Nutrient discharge from river to seas for year 2000, EUR Report 24002 EN. Luxembourg European Commission Joint Research Centre.

Boyer, E.W.; Goodale, C.L.; Jaworski, N.A.; Howarth, R.W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 57 (1): 137-169.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1015709302073>

Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Green, P.A.; Vorosmarty, C.J., 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles*, 20 (1).

<http://dx.doi.org/10.1029/2005gb002537>

Bull, K.R., 1991. The critical loads levels approach to gaseous pollutant emission control. *Environmental Pollution*, 69 (2-3): 105-123.

[http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(91\)90137-L](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(91)90137-L)

Butterbach-Bahl, K.; Gundersen, P.; Ambus, P.; Augustin, J.; Beier, C.; Boeckx, P.; Dannenmann, M.; Sanchez Gimeno, B.; Ibrom, A.; Kiese, R.; Kitzler, B.; Rees, R.M.; Smith, K.A.; Stevens, C.; Vesala, T.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2011. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 99-125.

Capitain, M.; Juillet, G.; Lapoute, J.L.; Laurent-Champouillon, M.; Michez, F.; Molin, R., 2004. En Rhône-Alpes, des élevages laitiers économes en concentrés : motivations et pratiques des éleveurs. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 173.

Cellier, P.; Durand, P.; Hutchings, N.; Dragosits, U.; Theobald, M.; Drouet, J.L.; Oenema, O.; Bleeker, A.; Breuer, L.; Dalgaard, T.; Duret, S.; Kros, H.; Loubet, B.; Olesen, J.E.; Merot, P.; Viaud, V.; de Vries, W.; Sutton, M.A., 2011. Nitrogen flows and fate in rural landscapes. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 229-248.

CEVA, 2009. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes CEVA. 26-30.

Chambaut, H.; Bordenave, R.; Durand, R.; Laurent, F.; Fourrie, L., 2008. Modélisation des flux d'azote dans le bassin versant laitier de la Fontaine-du-Theil. *Fourrages*, 193: 35-50.

Citepa, 2011. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en*

France. Paris: Citepa (*Séries sectorielles et analyses étendues. Format Secten*), 328 p.
<http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv1>

Conan, C.; Bouraoui, F.; Turpin, N.; de Marsily, G.; Bidoglio, G., 2003. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*, 32 (6): 2026-2032.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.2026>

Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011. Les marées vertes en Bretagne : pour un diagnostic partagé, garant d'une action efficace. Rennes, France Conseil économique, social et environnemental de Bretagne. 31 p.

Dalmas, D.; Moreau, R.; Quévremont, P.; Frey, V., 2010. Élaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. *Rapport CGAAER*. Paris, France Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche. 144 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elaboration-d-plan-lutte/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_algues_vertes_CGAAER_CGEDD_janv2010.pdf?no_cache=1134040585.85

de Vries, W.; Kros, J.; Reinds, G.J.; Wieggers, R.; Velthof, G.; Oudendag, D.; Lesschen, J.P.; Nabuurs, G.J.; Schelhaas, M.J.; Perez Soba, M.; Rienks, W.; de Winter, W.; van den Akker, J.; Leip, A.; Bakker, M.; Verburg, P.; Neumann, K.; Liski, J.; Eickhout, B.; Bouwman, L., 2009. INTEGRATOR: a modelling tool for European-wide assessments of nitrogen and greenhouse gas fluxes in response to changes in land cover, land management and climate. Calculation procedures, application methodology and examples of scenario results, Alterra Report (in press). Wageningen, Netherlands Alterra Wageningen UR.

de Vries, W.; Kros, J.; Velthof, G., 2005. Integrated evaluation of agricultural management on environmental quality with a decision support system. *3. International Nitrogen Conference*. Nanjing, China: Oct. 12-16 2004, 859-870.

de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 317-344.

Dentener, F.; Drevet, J.; Lamarque, J.F.; Bey, I.; Eickhout, B.; Fiore, A.M.; Hauglustaine, D.; Horowitz, L.W.; Krol, M.; Kulshrestha, U.C.; Lawrence, M.; Galy-Lacaux, C.; Rast, S.; Shindell, D.; Stevenson, D.; Van Noije, T.; Atherton, C.; Bell, N.; Bergman, D.; Butler, T.; Cofala, J.; Collins, B.; Doherty, R.; Ellingsen, K.; Galloway, J.; Gauss, M.; Montanaro, V.; Müller, J.F.; Pitari, G.; Rodriguez, J.; Sanderson, M.; Solomon, F.; Strahan, S.; Schultz, M.; Sudo, K.; Szopa, S.; Wild, O., 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles*, 20 (GB4003): 21 p.
<http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002672>

Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Place, C.J.; ApSimon, H.M.; Sutton, M.A., 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9 (7-8): 626-638.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.002>

Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Place, C.J.; ApSimon, H.M.; Sutton, M.A., 2009. Spatial planning as a complementary tool to abate the effects of atmospheric ammonia deposition at the landscape scale. In: Sutton, M.A.; Reis, S.; Baker, S., eds. *Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts*. Springer, 289-296.

Durand, P., 2004. Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France). *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (4): 793-802.

<http://dx.doi.org/10.5194/hess-8-793-2004>

Durand, P.; Breuer, L.; Johnes, P.J.; Billen, G.; Butturini, A.; Pinay, G.; van Grinsven, H.; Garnier, J.; Rivett, M.; Reay, D.S.; Curtis, C.; Siemens, J.; Maberly, S.; Kaste, O.; Humborg, C.; Loeb, R.; de Klein, J.; Hejzlar, J.; Skoulikidis, N.; Kortelainen, P.; Lepsito, A.; Wright, R., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 126-146.

Duret, S.; Drouet, J.L.; Durand, P.; Hutchings, N.J.; Theobald, M.R.; Salmon-Monviola, J.; Dragosits, U.; Maury, O.; Sutton, M.A.; Cellier, P., 2011. NitroScape: A model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental Pollution*, 159 (11): 3162-3170.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.005>

Dussauze, M.; Ménesguen, A., 2008. Simulation de l'effet sur l'eutrophisation côtière bretonne de 3 scénarios de réduction des teneurs en nitrate et phosphate de chaque bassin versant breton et de la Loire. Plouzané, France Rapport Ifremer pour la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne. 160 p.

Earl, S.R.; Valett, H.M.; Webster, J.R., 2006. Nitrogen Saturation in stream ecosystems. *Ecology*, 87 (12): 3140-3151.

[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[3140:NSISE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[3140:NSISE]2.0.CO;2)

Erisman, J.W.; Domburg, N.; de Vries, W.; Kros, H.; de Haan, B.; Sanders, K., 2005. The Dutch N-cascade in the European perspective. *Science in China Series C-Life Sciences*, 48: 827-842.

<http://dx.doi.org/10.1360/062005-275>

Erisman, J.W.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Powelson, D.; Sutton, M.A.; Bleeker, A.; Reis, S., 2011. The European nitrogen problem in a global perspective. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 9-31.

Evans, R., 2002. Rural land use in England and Wales and the delivery to the adjacent seas of nitrogen, phosphorus and atrazine. *Soil Use and Management*, 18 (4): 346-352.

<http://dx.doi.org/10.1079/SUM2002142>

Freifelder, R.R.; Smith, S.V.; Bennett, R.H., 1998. Cows, humans and hydrology in the nitrogen dynamics of a grazed rural watershed. *Journal of Environmental Management*, 52 (2): 99-111.

<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1997.0165>

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Gaillard, C.; Granger, S.; Meudre, A.M.; Demarest, F., 2004. Autonomie alimentaire : contribution à la durabilité d'exploitations laitières du Jura. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 174

Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R.; Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70 (2): 153-226.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>

Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.C.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892.

<http://dx.doi.org/10.1126/science.1136674>

Garnier, J.; Beusen, A.; Thieu, V.; Billen, G.; Bouwman, L., 2010. N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.

<http://dx.doi.org/10.1029/2009gb003583>

Gascuel-Oudou, C.; Arousseau, P.; Durand, P.; Ruiz, L.; Molenat, J., 2010. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment*, 408 (23): 5657-5666.

Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Billen, G.; van Grinsven, H.; Cardoso, A.C.; Thieu, V.; Garnier, J.; Curtis, C.; Howarth, R.; Johnes, P., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 379-404.

Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; De Marsily, G., 2008. Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles*, 22 (4).

<http://dx.doi.org/10.1029/2007gb003085>

Haag, D.; Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe - A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 86 (1): 1-21.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00266-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00266-8)

Hayakawa, A.; Shimizu, M.; Woli, K.P.; Kuramochi, K.; Hatano, R., 2006. Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments: Impact of wetlands on stream nitrogen concentration. *Journal of Environmental Quality*, 35 (2): 617-627.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0343>

Hayakawa, A.; Woli, K.P.; Shimizu, M.; Nomaru, K.; Kuramochi, K.; Hatano, R., 2009. Nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 55 (6): 800-819.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00421.x>

Hefting, M.M.; Bobbink, R.; de Caluwe, H., 2003. Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1194-1203.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1194>

Hertel, O.; Reis, S.; Skjoth, C.A.; Bleeker, A.; Harrison, R.; Cape, J.N.; Fowler, D.; Skiba, U.; Simpson, D.; Jickells, T.; Baker, A.; Kulmala, M.; Gyldenkaerne, S.; Sorensen, L.L.; Erisman, J.W., 2011a. Nitrogen processes in the atmosphere. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 177-207.

Hertel, O.; Theobald, M.; Cellier, P.; Bleeker, A.; Bruce, D.; Frohn, L.M.; Hill, R.; Noordijk, E.; Sharp, M.; van Pul, A.; van Zanten, M., 2011b. Approaches to modelling local nitrogen deposition and concentrations in the context of Natura 2000 (THEME 4). *Nitrogen Deposition and Natura 2000*:

Science & practice in determining environmental impacts. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings. COST, 199-220.

<http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>

Ho, Y.B., 1987. *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters - its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication. *Asian Marine Biology*, 4: 97-102.

Howarth, R.W.; Swaney, D.P.; Boyer, E.W.; Marino, R.; Jaworski, N.; Goodale, C., 2006. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 79: 163-186.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10533-006-9010-1>

Hutchings, N.; Dalgaard, T.; Rasmussen, B.M.; Hansen, J.F.; Dahl, M.; Rasmussen, P.; Jorgensen, L.F.; Ernsten, V.; von Platen-Hallermund, F.; Pederssen, S.S., 2004. Watershed nitrogen modelling. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, UK, 21-24 September 2003.* Wageningen, Netherlands. Wageningen Academic Publishers, 47-53.

Ifen, 2002. *L'environnement en France.* Paris, France: Editions La Découverte, 607 p.

Jarvie, H.P.; Wade, A.J.; Butterfield, D.; Whitehead, P.G.; Tindall, C.I.; Virtue, W.A.; Dryburgh, W.; McGraw, A., 2002. Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 433-453.

<http://dx.doi.org/10.5194/hess-6-433-2002>

Jarvie, H.P.; Withers, P.J.A.; Hodgkinson, R.; Bates, A.; Neal, M.; Wickham, H.D.; Harman, S.A.; Armstrong, L., 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*, 350 (3-4): 166-186.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.042>

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives.* Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Johnson, G.D.; Myers, W.L.; Patil, G.P., 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (4): 821-835.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05515.x>

Kentzel, M.; Devun, J., 2004. Dépendance et autonomie protéique des exploitations bovines viande. *Rencontres Recherches Ruminants.* Paris, France, 167-170.

Koops, J.G.; Oenema, O.; van Beusichem, M.L., 1996. Denitrification in the top and sub soil of grassland on peat soils. *Plant and Soil*, 184: 1-10.

<http://dx.doi.org/10.1007/BF00029269>

Kronvang, B.; Borgvang, S.A.; Barkved, L.J., 2009. Towards European harmonised procedures for quantification of nutrient losses from diff use sources: the EUROHARP project. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 503 -505.

Kuczynski, T.; Dammgén, U.; Webb, J.; Myczko, A., 2005. *Emissions from European agriculture.* Wageningen: Wageningen Academic Publisher, 384 p.

Lam, Q.D.; Schmalz, B.; Fohrer, N., 2010. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*, 97 (2): 317-325.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.10.004>

Lannion-Trégor Agglomération, 2010. Projet de territoire à basses fuites d'azote dans les bassins versants de la Lieue de Grève (Diagnostic territorial et Programme d'action) Rapports SCE. 130 p. et 73 p. + annexes.

Le Gall, A.; Vertès, F.; Pflimlin, A.; Chambaut, H.; Delaby, L.; Durand, P.; van der Werf, H.; Turpin, N.; Bras, A., 2005. Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. *Collection "Résultats"* Paris, France Inra, Institut de l'Elevage. 64 p.

Leip, A.; Achermann, B.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, A.F.; de Vries, A.; Dragosits, U.; Doring, U.; Fernall, D.; Geupel, M.; Herolstab, J.; Johnes, P.; Le Gall, A.C.; Monni, S.; Neveceral, R.; Orlandini, L.; Prud'homme, M.; Reuter, H.I.; Simpson, D.; Seufert, G.; Spranger, T.; Sutton, M.A.; van Aardenne, J.; Vos, M.; Winiwarter, W., 2011a. Integrating nitrogen fluxes at the European scale. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 345-376.

Leip, A.; Britz, W.; Weiss, F.; de Vries, W., 2011b. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159 (11): 3243-3253.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>

Leip, A.; Marchi, G.; Koeble, R.; Kempen, M.; Britz, W.; Li, C., 2008. Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences*, 5 (1): 73-94.
<http://dx.doi.org/10.5194/bg-5-73-2008>

Loubet, B.; Asman, W.A.H.; Theobald, M.R.; Hertel, O.; Tang, S.Y.; Daemmgen, U.; Cellier, P.; Sutton, M.A., 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: Sutton, M.; Reis, S.; Baker, S., eds. *Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an expert workshop under the convention on long-range transboundary air pollution*. Springer, 205-267.

Mabon, F.; Raimbault, T.; Moreau, P.; Devienne, S.; Delaby, L.; Durand, P.; Ruiz, L.; Vertès, F., 2009. Concilier efficacité technico-économique et environnementale des exploitations agricoles en zone vulnérable : apport du diagnostic agraire. *Fourrages*, 199: 373-388.

Martin, C.; Aquilina, L.; Gascuel-Oudou, C.; Molenat, J.; Faucheux, M.; Ruiz, L., 2004. Seasonal and interannual variations of nitrate and chloride in stream waters related to spatial and temporal patterns of groundwater concentrations in agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 18 (7): 1237-1254.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1395>

Masetti, M.; Poli, S.; Sterlacchini, S.; Beretta, G.P.; Facchi, A., 2008. Spatial and statistical assessment of factors influencing nitrate contamination in groundwater. *Journal of Environmental Management*, 86: 272-281.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.023>

Mayer, B.; Boyer, E.W.; Goodale, C.; Jaworski, N.A.; Van Breemen, N.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.; Billen, G.; Lajtha, L.J.; Nosal, M.; Paustian, K., 2002. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern US: Isotopic constraints. *Biogeochemistry*, 57 (1): 171-197.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1015744002496>

Mayer, P.M.; Reynolds, S.K.; McCutchen, M.D.; Canfield, T.J., 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36 (4): 1172-1180.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2006.0462>

Ménesguen, A.; Cugier, P.; Leblond, I., 2006. A new numerical technique for tracking chemical species in a multi-source, coastal ecosystem, applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limnology and Oceanography*, 51: 591-601.

Ménesguen, A.; Piriou, J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* SP) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42: 227-237.

Ménesguen, A.; Salomon, J.C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. In: Schrefler, B.A.; Zienkiewicz, O.C., eds. *Computer modelling in ocean engineering. Proc. Internat. Conf., 19-22 Sept 1988, Venice (Italy)*. Rotterdam: Balkema 443-450.

Molenat, J.; Durand, P.; GascuelOdoux, C.; Davy, P.; Gruau, G., 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air and Soil Pollution*, 133 (1-4): 161-183.

Molenat, J.; Gascuel-Odoux, C., 2001. Role of shallow groundwater in nitrate and herbicide transport in the Kervidy agricultural catchment (Brittany, France). *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics*, 269: 347-351.

Montreuil, O.; Merot, P.; Marmonier, P., 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. *Freshwater Biology*, 55 (11): 2305-2318.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02439.x>

Mosier, A.R.; Syers, K.J.; Freney, J.R., 2004. *Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Washington, United States: Island Press xxi + 296 p.

Naldi, M.; Viaroli, P., 2002. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Italy). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 65-83.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00387-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00387-2)

Oehler, F.; Bordenave, P.; Durand, P., 2007. Variations of denitrification in a farming catchment area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120 (2/4): 313-324.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.007>

Oehler, F.; Durand, P.; Bordenave, P.; Saadi, Z.; Sairnon-Monviola, J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. *Science of the Total Environment*, 407 (5): 1726-1737.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.069>

Oenema, O.; Oudendag, D.; Velthof, G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science*, 112 (3): 261-272.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.007>

Paccard, P.; Capitain, M.; Farruggia, A., 2003. Autonomie alimentaire des élevages bovins laitiers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 89-93.

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G.; Vertès, F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems*, 94 (2): 416-430.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.014>

Pays de Saint-Brieuc, 2010. Projet de territoire à basses fuites d'azote : Lutte contre le phénomène des

marées vertes Baie de Saint-Brieux (Programme d'action et annexes) Rapports SCE. 282 p.
http://www.pays-de-saintbrieuc.org/CommunsImagesEnLigne/Download/3150676_214_1_49_0-514B5FB8F1F6E413C0D2C86DD81EA864/Projet%20Territorial%20Lutte%20Contre%20les%20Algues%20Vertes%20Baie%20de%20Saint-Brieuc-Programme%20d%27action%20et%20annexes%2030%2011%202010.pdf

Pflimlin, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution du troupeau laitier aux excédents d'azote et de phosphore et aux risques pour l'eau au niveau régional. *Projet Greendairy, Rapport de synthèse, Rennes*. Paris, France Institut de l'élevage. 122 p.

Pionke, H.B.; Gburek, W.J.; Schnabel, R.R.; Sharpley, A.N.; Elwinger, G.F., 1999. Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *Journal of Hydrology*, 220 (1-2): 62-73.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00064-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00064-5)

Pionke, H.B.; Gburek, W.J.; Sharpley, A.N., 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14 (4): 325-335.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00059-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00059-2)

Pionke, H.B.; Gburek, W.J.; Sharpley, A.N.; Schnabel, R.R., 1996. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resources Research*, 32 (6): 1795-1804.
<http://dx.doi.org/10.1029/96WR00637>

Piriou, J.Y., 1986. Les marées vertes sur le littoral breton. Bilan 1985. Brest, France Ifremer. 79 p.

Piriou, J.Y.; Ménesguen, A.; Salomon, J.C., 1991. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. In: Elliott M., D.J.P.e., ed. *Estuaries and coasts : spatial and temporal intercomparisons. Proc. 19th Symp. Estuar. Coast. Sci. Assoc. 4-8 sept. 1989, Caen (France)*. Fredensborg (Denmark): Olsen and Olsen, 117-122.

Rubin, B.; Sabatte, N.; Bousquet, D.; Brunshwig, P.; Perrot, C.; Gaillard, B.; Mulliez, P., 2004. Autonomie alimentaire dans les élevages laitiers des Pays de la Loire : les solutions par territoire et l'intérêt de la filière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 163-166.

Ruiz, L.; Abiven, S.; Durand, P.; Martin, C.; Vertès, F.; Beaujouan, V., 2002a. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 497-505.
<http://dx.doi.org/10.5194/hess-6-497-2002>

Ruiz, L.; Abiven, S.; Martin, C.; Durand, P.; Beaujouan, V.; Molenat, J., 2002b. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3): 507-513.
<http://dx.doi.org/10.5194/hess-6-507-2002>

Schaefer, S.C.; Alber, M., 2007. Temperature controls a latitudinal gradient in the proportion of watershed nitrogen exported to coastal ecosystems. *Biogeochemistry*, 85 (3): 333-346.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10533-007-9144-9>

Schoumans, O.F.; Silgram, M.; Groenendijk, P.; Bouraoui, F.; Andersen, H.E.; Kronvang, B.; Behrendt, H.; Arheimer, B.; Johnsson, H.; Panagopoulos, Y.; Mimikou, M.; Porto, A.I.; Reisser, H.; Le Gall, G.; Barr, A.; Anthony, S.G., 2009a. Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (3): 506-514.
<http://dx.doi.org/10.1039/b823239c>

Schoumans, O.F.; Silgram, M.; Walvoort, D.J.J.; Groenendijk, P.; Bouraoui, F.; Andersen, H.E.;

Porto, A.I.; Reisser, H.; Le Gall, G.; Anthony, S.; Arheimer, B.; Johnsson, H.; Panagopoulos, Y.; Mimikou, M.; Zweynert, U.; Behrendt, H.; Barr, A., 2009b. Evaluation of the difference of eight model applications to assess diffuse annual nutrient losses from agricultural land. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (3): 540-553.

<http://dx.doi.org/10.1039/b823240g>

Simpson, D.; Winiwarter, W.; Börjesson, G.; Cinderby, S.; Ferreira, A.; Guenther, A.; Hewitt, C.N.; Janson, R.; Khalil, M.A.K.; Owen, S.; Pierce, T.E.; Puxbaum, H.; Shearer, M.; Skiba, U.; Steinbrecher, R.; Tarrasón, L.; Öquist, M.G., 1999. Inventorying emissions from nature in Europe *Journal of Geophysical Research*, 104 (D7): 8113 -8152.

<http://dx.doi.org/10.1029/98JD02747>

Sutton, M.A.; Billen, G.; Bleeker, A.; Erisman, J.W.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B.; Howard, C.M.; Leip, A., 2011a. Technical summary. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, xxxv-ii.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011b. Assessing our nitrogen inheritance. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 1-6.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011c. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 612 p.

Sutton, M.A.; Nemitz, E.; Erisman, J.W.; Beier, C.; Bahl, K.B.; Cellier, P.; de Vries, W.; Cotrufo, F.; Skiba, U.; Di Marco, C.; Jones, S.; Laville, P.; Soussana, J.F.; Loubet, B.; Twigg, M.; Famulari, D.; Whitehead, J.; Gallagher, M.W.; Neftel, A.; Flechard, C.R.; Herrmann, B.; Calanca, P.L.; Schjoerring, J.K.; Daemmgen, U.; Horvath, L.; Tang, Y.S.; Emmett, B.A.; Tietema, A.; Penuelas, J.; Kesik, M.; Brueggemann, N.; Pilegaard, K.; Vesala, T.; Campbell, C.L.; Olesen, J.E.; Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Levy, P.; Mobbs, D.C.; Milne, R.; Viovy, N.; Vuichard, N.; Smith, J.U.; Smith, P.; Bergamaschi, P.; Fowler, D.; Reis, S., 2007. Challenges in quantifying biosphere-atmosphere exchange of nitrogen species. *Environmental Pollution*, 150 (1): 125-139.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.014>

Svirejeva-Hopkins, A.; Reis, S.; Magid, J.; Nardoto, G.B.; Barles, S.; Bouwman, A.F.; Erzi, I.; Kousoulidou, M.; Howard, C.M.; Sutton, M.A., 2011. Nitrogen flows and fate in urban landscapes. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 249-270.

Task Force on Reactive Nitrogen, 2011. Draft guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Informal document, No. 7. *Working Group of Strategies and Review, 48th Session, 11-15 April 2011*. Geneva, Switzerland.

<http://www.clrtap-tfrn.org/?q=node/1>

Theobald, M.R.; Dragosits, U.; Place, C.J.; Smith, J.U.; Sozanska, M.; Brown, L.; Scholefield, D.; del Prado, A.; Webb, J.; Whitehead, P.G.; Angus, A.; Hodge, I.D.; Fowler, D.; Sutton, M.A., 2004. Modelling nitrogen fluxes at the landscape scale. *Water Air and Soil Pollution*, 4 (6): 135 -142.

Tiemeyer, B.; Lennartz, B.; Kahle, P., 2008. Analysing nitrate losses from an artificially drained lowland catchment (North-Eastern Germany) with a mixing model. *Agriculture, Ecosystems &*

Environment, 123 (1-3): 125-136.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.05.006>

UNEP; WHRC, 2007. *Reactive nitrogen in the environment: too much or too little of a good thing*. Paris, France: United Nations Environment Programme, The Woods Hole Research Center, 56 p.

van Breemen, N.; Boyer, E.W.; Goodale, C.L.; Jaworski, N.A.; Paustian, K.; Seitzinger, S.P.; Lajtha, K.; Mayer, B.; van Dam, D.; Howarth, R.W.; Nadelhoffer, K.J.; Eve, M.; Billen, G., 2002. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern USA.

Biogeochemistry, 57 (1): 267-293.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1015775225913>

van Egmond, K.; Bresser, T.; Bouwman, L., 2002. The European nitrogen case. *Ambio*, 31: 72-78.

[http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447\(2002\)031\[0072:tenc\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447(2002)031[0072:tenc]2.0.co;2)

van Kessel, C.; Clough, T.; van Groenigen, J.W., 2009. Dissolved organic nitrogen: An overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 393-401.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0277>

Velthof, G.I.; Oudendag, D.A.; Oenema, O., 2007. Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA EUROPE; Task 1 Service contract "Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions" Wageningen, Netherlands Alterra Wageningen. 100 p.

Velthof, G.L.; Oudendag, D.; Witzke, H.R.; Asman, W.A.H.; Klimont, Z.; Oenema, O., 2009a. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 402-417.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0108>

Velthof, G.L.; Oudendag, D.A.; Oenema, O., 2009b. Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA-EUROPE. Task 1 Service contract "Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions. Wageningen, Netherlands Alterra Wageningen UR. 99 p.

<http://content.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterrapporten/AlterraRapport1663.1.pdf>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bebin, D., 2003. Nitrogen balance and nitrogen self-sufficiency on the suckler cattle farm scale: adaptation of the farming systems, economic consequences. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003, 93-96.

Viaroli, P.; Giordani, G.; Bartoli, M.; Naldi, M.; Azzoni, R.; Nizzoli, D.; Ferrari, I.; Zaldívar, J.M.; Bencivelli, S.; Castaldelli, G.; Fano, E.A., 2006. The Sacca di Goro lagoon and an arm of the Po River. In: Wangersky, P.J., ed. *Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag, 197-232.

Vos, M.; Baker, A.; Bange, H.W.; Conley, D.; Cornell, S.; Deutsch, B.; Engel, A.; Ganeshram, R.; Garnier, J.; Heiskanen, A.S.; Jickells, T.; Lancelot, C.; McQuatters-Gollop, A.; Middelburg, J.; Schiedek, D.; Slomp, C.P.; Conley, D.P., 2011. Nitrogen processes in coastal and marine ecosystems. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 147-176.

Wilcock, R.J.; Nagels, J.W.; Rodda, H.J.E.; O'Connor, M.B.; Thorrold, B.S.; Barnett, J.W., 1999. Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33 (4): 683-696.

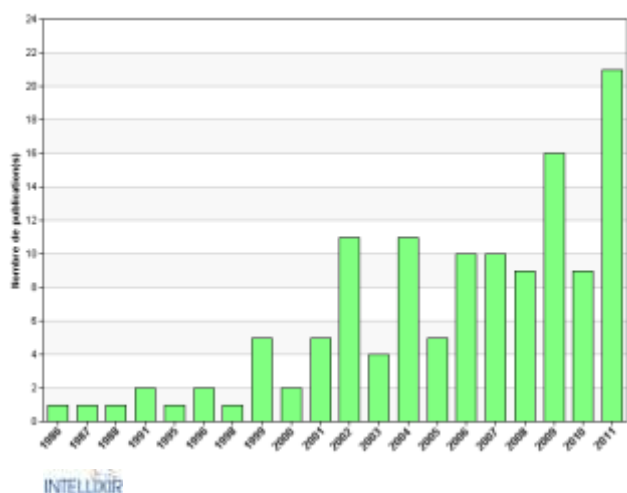
Worrall, F.; Burt, T.P., 1999. Modelling the impact of land-use change on water quality in lowland catchments: the role of dynamic nitrogen reservoirs. In: Heathwaite, L., ed. *Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources*. 151-155.

Worrall, F.; Burt, T.P., 2001. Inter-annual controls on nitrate export from an agricultural catchment - how much land-use change is safe? *Journal of Hydrology*, 243 (3-4): 228-241.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00411-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00411-X)

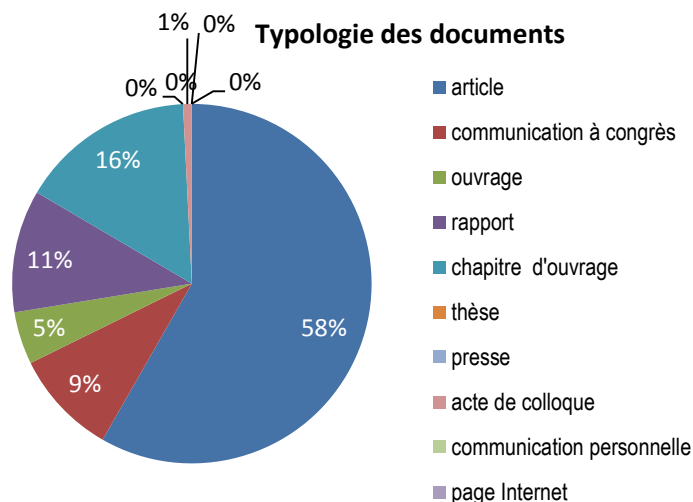
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 2

Le chapitre comporte 127 références, soit 9% du corpus total. Le profil des publications citées dans ce chapitre est très similaire à celui du chapitre « Cascade », très forte citation du rapport ENA.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives	14
Rencontres Recherches Ruminants	8
Biogeochemistry	6
Journal of Environmental Quality	6
Global Biogeochemical Cycles	5
Agriculture, Ecosystems & Environment	4
Environmental Pollution	4
Hydrology and Earth System Sciences	4
Journal of Environmental Monitoring	3
Journal of Hydrology	3
Science of the Total Environment	3
Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts	2
Fourrages	2
Journal of Environmental Management	2
Journal of the American Water Resources Association	2
Livestock Science	2
Water Air and Soil Pollution	2

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Durand P	14
Sutton M	14
Billen G	13
Bouraoui F	9
Grizzetti B	9
Bleeker A	8
Erisman J	8
Theobald M	8
Howarth R	8
De vries W	7
Dragosits U	7
Garnier J	7
Leip A	7
Oenema O	6
Van grinsven H	6
Ruiz L	6
Velthof G	6
Molenat J	6
Boyer E	6

Chapitre 3. Mise en société du problème du nitrate

Auteurs

Christian Nicourt
Magalie Bourblanc (section 3.3.4)

Résumé

La littérature scientifique française en sciences sociales qui traite du nitrate embrasse deux siècles. Au 19^e, c'est la question des odeurs qui est posée puis celle de la fabrication et du développement de l'azote minéral. Les mêmes questions se posent encore à bas-bruit dans la première moitié du 20^e siècle. Au lendemain de la deuxième guerre mondiale, l'usage de l'azote devient un enjeu pour résoudre les pénuries alimentaires. Plus récemment émerge un phénomène de rurbanisation qui va accentuer le tournant environnemental des années 1970, pour transformer la question du nitrate en problème de pollution. C'est alors autant les manières de travailler des agriculteurs que les politiques publiques qui sont interpellées. Les porteurs de ces interpellations sont aussi bien des associations que des critiques internes des politiques publiques. Certes, d'un autre côté, des agriculteurs mettent en place des politiques volontaires. Cependant, l'exemple de ces expériences démonstratives des bonnes manières de travailler peine à faire « tâche d'huile », comme ce fut le cas pour la modernisation de l'après-guerre. Dès lors, la critique environnementale des pratiques agricoles qui se développe est l'expression d'une relation sociale problématique. Du point de vue des agriculteurs, la critique des manières de travailler tend à être reçue comme la critique des individus et d'un métier, réinterrogeant une dignité du métier qu'ils ont cherché à conquérir au long du dernier demi-siècle. Cette critique est d'autant plus problématique aujourd'hui, qu'elle prend pour cible des agriculteurs vulnérabilisés par leur isolement dans le monde rural comme parmi leurs pairs. Le cas breton est emblématique des débats contemporains sur l'usage du nitrate.

Mots clés

Nitrate, pollution, nuisance, agriculture, élevage, réglementation, politique publique, programme d'action, association, travail, rurbanisation

Chapitre 3. Mise en société du problème du nitrate

3.1. <i>Un cadre historique qui marque encore aujourd'hui les processus sociaux à l'œuvre, en France</i>	123
3.1.1. Les nuisances à l'origine de l'encadrement juridique de la pollution des élevages	123
3.1.2. La consommation d'azote, facteur de modernisation de l'agriculture, augmente lentement jusqu'aux années 1950	125
3.1.3. Une évolution forte du travail d'éleveur et une distanciation de la relation à la terre permises par la généralisation de la fertilisation azotée	126
3.1.4. Une lente traduction environnementale de la spécialisation des éleveurs	128
3.2. <i>L'ambiguïté d'approches volontaires et cogérées pour appliquer la directive « Nitrates »</i>	129
3.2.1. Ferti-Mieux : une vitrine professionnelle	130
3.2.2. Le Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole : les limites environnementales de la modernisation des élevages.....	131
3.3. <i>L'usage de l'azote dans une nouvelle configuration sociale</i>	133
3.3.1. Recomposition des territoires et changements des conceptions de l'usage de l'azote	133
3.3.2. Les expertises administratives sources de critiques internes des politiques publiques	135
3.3.3. Interrogations associatives et publiques sur la pollution des eaux par le nitrate	136
3.3.4. Interprétation du cas breton d'un point de vue de la science politique	138
3.3.5. La gestion du nitrate comme travail problématique pour les éleveurs	140
3.3.5.1. Les critiques du travail d'élevage	140
3.3.5.2. Critiques et isolement des éleveurs.....	141
3.3.5.3. L'astreinte des critiques.....	141
3.3.5.4. Des critiques insérées dans des territoires.....	142
3.3.5.5. Des critiques à la co-construction et à la démonstration du travail.....	143
3.4. <i>Conclusion du chapitre</i>	144
<i>Références bibliographiques citées</i>	145
<i>Analyse du corpus bibliographique du chapitre 3</i>	157

Ce chapitre s'intéresse à la construction historique et sociale de l'emploi agricole de l'azote et des questions et problèmes que cet emploi a fait émerger, dans le contexte national. L'histoire montre l'émergence de conceptions de l'usage de l'azote comme source de pollution autant que comme vecteur de modernisation de l'agriculture. Le chapitre détaille ensuite les interrogations sociétales sur les impacts engendrés par l'activité agricole sur les territoires ainsi que les stratégies de mise à l'agenda public qui en découlent (exemple de la Bretagne). L'analyse met en évidence les limites de la politique de maîtrise des pollutions azotées. Au final, le chapitre revient sur les conséquences de la situation actuelle pour les éleveurs pris entre une critique de leur métier et leur nécessaire insertion territoriale.

C'est l'inscription du nitrate comme problème dans la société française qui est ici interrogée. C'est pourquoi les sources mobilisées sont essentiellement celles de la littérature de langue française. Ouvrages de référence et articles scientifiques en constituent l'essentiel. La littérature « grise », ces nombreux rapports que produisent les institutions scientifiques et qui ne donnent pas toujours lieu à publications, a été également mobilisée ; de même que les rapports d'inspections réalisés à la demande de ministères ou d'institutions politiques. Les revues professionnelles et associatives ont aussi été prises en compte ; parce que sans elles, la compréhension des controverses que soulève l'usage agricole du nitrate resterait limitée.

3.1. Un cadre historique qui marque encore aujourd'hui les processus sociaux à l'œuvre, en France

Historiquement, les nuisances liées aux élevages comprenaient le problème des odeurs et des corruptions ponctuelles des eaux. Dès le début du 19^e siècle, un décret régit les relations entre les activités économiques et leur environnement ; il concerne les élevages porcins et laitiers. C'est notamment ce texte et ses déclinaisons ultérieures qui orientent encore aujourd'hui ces relations.

3.1.1. Les nuisances à l'origine de l'encadrement juridique de la pollution des élevages

Le décret impérial du 15 octobre 1810, « *relatif aux manufactures et ateliers qui répandent une odeur insalubre ou incommode* » est le cadre juridique fondateur pour fixer les relations entre les activités économiques et leur environnement (Massard-Guilbaud, 2010). Il s'agit d'encourager le développement des entreprises, et notamment celui de la chimie naissante, dans le contexte du « *passage à une guerre désormais économique entre les Etats* » (Chaptal, 1819). Pour cela, il convient de protéger ces entreprises des plaintes du voisinage. Le préambule du texte définit un compromis. D'un côté protéger la population : « *S'il est juste que chacun soit libre d'exploiter son industrie, le gouvernement ne peut, d'un côté tolérer que, pour l'avantage d'un individu, tout un quartier respire un air infect ou qu'un particulier éprouve des dommages dans sa propriété. J'admets que la plupart des établissements dont on se plaint n'occasionnent pas des exhalaisons contraires à la salubrité publique ; mais à coup sûr on ne saurait nier que ces exhalaisons ne soient fort désagréables et que par cela même, elles ne préjudicient aux propriétaires des maisons en les empêchant qu'ils ne louent ces maisons ou en les forçant, s'ils les louent, à baisser le prix de leurs baux. La sollicitude du Gouvernement embrassant toutes les classes de la société, il est de sa justice que les intérêts de ces propriétaires ne soient pas plus perdus de vue que ceux de manufacturiers* ». De l'autre, assurer le développement des entreprises : « *Tant que le sort de ces fabriques ne sera pas assuré, tant qu'une législation purement arbitraire aura le droit d'interrompre, de suspendre, de gêner le cours d'une fabrication, en un mot, tant qu'un simple magistrat de police¹ tiendra dans ses mains la fortune ou la ruine du manufacturier... Comment a-t-on pu espérer qu'une industrie manufacturière s'établirait sur des bases aussi fragiles ? Cet état d'incertitude, cette lutte continuelle entre le fabricant et ses voisins, cette indécision éternelle sur le sort d'un établissement paralysent, rétrécissent les efforts du manufacturier et éteignent peu à peu son courage et ses facultés* » (Guyton-Morveau and Chaptal, 1804).

¹ Le « *simple magistrat de police* » n'est pas une formulation méprisante, mais fait référence au texte du 21/9/1791 qui maintient, à titre provisoire, les anciens textes de polices. Ce qui entraîna une prolifération de situations différenciées. « *Du coup, chaque département, chaque nouvelle administration communale voulut élaborer les siens* ». Taillandier A. H., 1827. Traité de législation concernant les manufactures et ateliers dangereux et incommodes. Paris.

L'information du public et des prescriptions réglementaires sont alors destinées à gérer le compromis nécessaire au développement économique.

Le décret concerne d'emblée les élevages et fait figurer les porcheries dans la première classe, celle des établissements « *pour la création desquels il sera nécessaire de se pourvoir de l'autorisation du Ministre de l'Intérieur* ». Les porcheries sont ainsi d'emblée classées sur le même plan que les établissements les plus dangereux : « *artificiers, tueries, équarrissages, fours à chaux...* », avec les fabricants de « *suif brun, acide sulfurique, colle forte, soude artificielle, sel ammoniac, vernis, minium...* ». Les risques attribués aux porcheries sont alors les « *très mauvaises odeurs et les cris désagréables* ». Dans l'air, l'odeur a un statut particulier. Elle est aussi bien une incommodité insupportable que le signe de risques plus graves, dont les mécanismes sont au-delà de l'entendement. La théorie des miasmes ou des émanations putrides a construit une étiologie des épidémies où les odeurs prennent une place conséquente. Les « *vapeurs putrides (...) frappent les sens, et produisent sur les organes les moins délicats une impression pénible et repoussante qui se trahit par une répugnance instinctive et semble l'avertissement d'un danger réel* » (Tardieu, 1852).

Dans le préambule du décret, l'information du public et des prescriptions réglementaires sont conçus alors comme des outils de cohabitation des intérêts. « *Un moyen qui me paraît propre à concilier ce qu'on doit aux uns et aux autres serait d'arrêter en principe, que les établissements qui répandent une odeur forte et gênant la respiration ne seront dorénavant formés que dans les localités isolées. Une disposition semblable ne saurait nuire à ces établissements : le seul changement qu'elle apporterait à l'état de choses, c'est qu'au lieu d'être dans les villes où ils font naître des plaintes continuelles, ils se trouveraient dans des emplacements où ils n'incommoderaient personne. Ces considérations m'ont fait penser qu'il serait sage de dresser un tableau de ceux dont la formation ne sera plus permise dans les communes et qu'ils convient d'éloigner des habitations particulières* ». Le décret, en divisant les établissements en trois classes, précise l'organisation administrative de cet éloignement. Ceux de première classe « *ne pourront plus être formés dans le voisinage des habitations particulières* ». Il indique, dans son article 9, que « *l'autorité locale indiquera le lieu où les manufactures et ateliers (...) pourront s'établir et exprimera sa distance des habitations particulières. Tout individu qui fera des constructions dans le voisinage de ces manufactures et ateliers, après que la formation en aura été permise, ne sera plus admis à en solliciter l'éloignement* »². En seconde classe, dans laquelle sont rangées les « *vacheries* », « *l'éloignement des habitations n'est pas rigoureusement nécessaire, mais il importe néanmoins de ne permettre leur formation qu'après avoir acquis la certitude que les opérations qu'on y pratique sont exécutées de manière à ne pas incommoder les propriétaires du voisinage, ni à leur causer des dommages* ». En troisième classe, « *seront placés les établissements qui peuvent rester sans inconvénients auprès des habitations, mais qui doivent rester soumis à la surveillance de la police* ».

Les prescriptions du texte se focalisent sur le principe d'éloignement. La notion d'éloignement est référée plus tard à l'aune de la densité des populations affectées. Elle est liée à la notion d'agglomération urbaine qui apparaîtra dans le décret du 3/5/1886.

Le décret tient en partie compte d'une conception politique issue de la Révolution française, qui vise à mettre en débat public les problèmes de la cité. La référence est ici aussi bien celle de la transparence-contrôle de Bentham (Bentham, 1791), que la multiplication des assemblées où s'interpellent les citoyens (Aberdam et al., 2006). Le texte restructure cet apport selon la conception napoléonienne, pour laquelle l'Etat remodèle la société. Dans cet esprit, les modes d'intervention du public sont différenciés. Les citoyens ne jouent un rôle important que pour les établissements de première classe, où « *tout particulier sera admis à présenter ses moyens d'opposition (...) la demande d'autorisation sera affichée dans toutes les communes à 5 km de rayon (...) les maires des communes auront les mêmes facultés* ». L'outil d'expression du public : l'information de commodo et incommodo, dénommée plus tard enquête de commodo et incommodo, est à l'origine de l'enquête publique actuelle.

L'étude des textes réglementaires met en évidence la poursuite des principes énoncés en 1810 et notamment l'éloignement des établissements classés. La loi de 1917 révèle les hésitations et les ambiguïtés du législateur face à l'agriculture. Celle-ci devient un milieu à protéger selon l'article 1^{er}, qui introduit les Etablissements « *qui présentent des causes de danger ou des inconvénients, soit pour la sécurité, la salubrité ou la commodité de voisinage, soit pour la santé publique, soit encore pour l'agriculture* ». La loi du 20/4/1932 inscrit l'éloignement

² Ce point est toujours objet de litiges et de propositions parlementaire : ainsi des propos du sénateur Rudloff lors des débats de la loi d'Orientation agricole de 1980. Sénat, J.O. des débats, 21/5/1980.

dans une perspective d'aménagement urbain. Le décret du 20/5/1953 refond alors la nomenclature annexée : les porcheries sont classées en première classe à partir de 2 animaux « dans les agglomérations de 5 000 habitants et au-dessus » et ailleurs, au-dessus de 10 animaux. De 6 à 10 animaux, elles sont rangées en deuxième classe, en dehors des agglomérations. Les inconvénients énoncés sont « le bruit, l'odeur, le danger des mouches et l'altération des eaux », qui est mentionnée pour la première fois.

3.1.2. La consommation d'azote, facteur de modernisation de l'agriculture, augmente lentement jusqu'aux années 1950

La question du nitrate a émergé, non pas comme problème de corruption des eaux, mais comme facteur de modernisation de l'agriculture, dans une période d'essor de la chimie, avec les débats sur la production et l'usage d'engrais artificiels. Certes, Chaptal contribua à l'essor de la chimie agricole (Chaptal, 1823), notamment au travers de la Société d'Encouragement de l'Industrie Nationale qu'il préside de 1802 à 1832, mais c'est surtout à Jean-Baptiste Boussingault que l'on doit une progression majeure de la connaissance du rôle de l'azote dans la nutrition des plantes (Boussingault, 1843-1844). Pourtant, ce sont les travaux de Liebig qui marquent l'époque et passeront à la postérité (von Liebig, 1844), bien qu'ils soient beaucoup redevables à ceux de Boussingault, de Lawes et Gilbert, voire de Sprengel. Mais Liebig, homme de laboratoire et de méthode expérimentale, est aussi un habile propagandiste, qui développe l'image d'une agriculture spoliatrice épuisant les terres. Ce qui orientait la quête des hygiénistes français était en effet ce cycle de l'azote, qui invitait à redonner à la terre ce que la ville lui avait pris (Barles and Lestel, 2007). C'est ainsi que pour Tardieu (*op. cit.*), « *L'analyse des poudrettes de plusieurs départements a donné un dosage d'azote à peine appréciable (...) Les matières pulvérisées et mises en tas s'échauffent, la fermentation s'y développe, les gaz s'évaporent et l'engrais perd considérablement de sa qualité et de sa quantité* ». Peut-être aussi parce qu'à l'époque, l'usage de l'azote était surtout celui des déchets (Barles, 1999) et notamment des vidanges (Nicourt and Girault, 2009b) et que les recherches intéressaient surtout des applications militaires, notamment dans le domaine des explosifs. C'est ainsi que l'Office National Industriel de l'Azote n'est créé à Toulouse qu'après l'armistice, la France recevant alors le brevet Haber-Bosch pour dommage de guerre.

La production d'azote aurait pu dès lors s'intensifier. Certes, au sortir de la guerre, des transferts de l'industrie chimique vers l'agriculture s'opèrent en termes d'amendements et d'antiparasitaires. Et le patriotisme d'après-guerre tente aussi d'alimenter le mouvement d'usage du nitrate : le slogan « *fertiliser ses terres c'est servir son pays* », s'affiche au milieu de gerbes de blé, d'un coq gaulois et de sacs d'engrais. Mais la diffusion dans les exploitations reste limitée. Même si la France a importé du nitrate de soude du Chili depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, ce n'est que dans les années 1920 que la consommation d'azote atteint modestement les 100 000 t/an. C'est semble-t-il pour accélérer cette évolution qu'est créé le 27/7/1920 le syndicat national de propagande pour développer l'emploi des engrais chimiques. Celui-ci distribuera du matériel pédagogique dans les écoles tandis que les chemins de fer vulgarisaient l'emploi des engrais au travers d'un train exposition, pour développer leur transport (Gervais et al., 1976). Mais il faudra attendre les années 1950 pour que se généralise l'emploi de l'azote dans les exploitations.

Dans la France d'après la seconde Guerre mondiale, la transformation de l'appareil de production agricole est considérée comme un impératif politique pour résoudre la pénurie alimentaire et réduire l'importation de denrées. Le « *premier plan de modernisation et d'équipement* » de Jean Monet en 1946 donne les orientations d'une politique agricole qu'impulsera le financement du plan Marshall à partir de 1948, en s'adossant à l'expérience des Groupements de Productivité Agricoles dans les Zones Témoins et à des échanges internationaux. Le plan comprend trois secteurs d'intervention. Le premier concerne l'industrie du machinisme agricole et l'industrie de l'azote. Le second : le stockage et la transformation des produits et le dernier la production agricole, notamment l'amélioration foncière et l'achat de matériel. La production et l'usage du nitrate sont alors presque érigés au rang de causes nationales. Mais les commentateurs soulignent que « *la demande des agriculteurs ne suit pas l'augmentation de la capacité de production de nos usines... Sans une aide financière spéciale, il ne saurait y avoir d'expansion rapide de la production agricole et cette expansion est maintenant nécessaire aux industries d'amont* » (Coquery, 1952). A cette époque encore, la diffusion des engrais n'est pas à la hauteur des projets. « *Au 1^{er} octobre 1952 (...) la consommation des engrais ne dépasse guère la moitié des objectifs* » (Houiller, 1953)

3.1.3. Une évolution forte du travail d'éleveur et une distanciation de la relation à la terre permises par la généralisation de la fertilisation azotée

Ce qui va bouleverser la question du nitrate quelques années après, c'est l'apparition du « *hors-sol* » en élevage et les problèmes de gestion de leurs effluents. Le hors-sol, cette nouvelle manière d'élever des animaux dans des bâtiments sans cultiver leur nourriture, peut être vu comme l'application d'un modèle industriel d'organisation du travail (Diry, 1985). Celui-ci passe par une spécialisation des élevages et une transformation de l'organisation familiale du travail. Pour les jeunes éleveurs qui s'installent dans les années 1960, la spécialisation est synonyme de professionnalisation. Il s'agit de rompre avec la polyculture-élevage, cette manière de *faire un peu de tout*, qu'ils considèrent comme du bricolage plutôt que comme un métier. Qualifier de bricolage le travail des parents, c'est montrer leur inadaptation à la société environnante (Rambaud, 1969). Dès lors, la professionnalisation se traduit en une dissociation de la polyculture-élevage et surtout de l'élevage laitier et porcin. Plus concrètement, la jeune génération, sur de très petites surfaces octroyées par les parents qui poursuivent généralement leur élevage laitier, crée des élevages de volailles ou de porcs, sans disposer de surfaces adéquates d'épandage des effluents. Il est alors significatif de l'ampleur de cette dissociation que les potentialités de ces effluents ne soient jamais, à l'époque, envisagées comme des amendements permettant de diminuer le coût des intrants de l'exploitation laitière qui reste généralement associée. C'est aussi que nombre de ces élevages hors-sol sont l'expression d'une autre manière d'exercer le métier : l'intégration. Le travail en intégration fonctionne, le plus souvent, de manière autonome vis-à-vis de l'exploitation dans laquelle il s'insère ; sa dépendance est liée à l'intégrateur. C'est ce qui nourrit de nombreux débats dans les milieux professionnels ; en témoigne un numéro spécial de la revue *Paysans* qui lui est consacré en 1961. L'intégration, qui s'inscrit dans une perspective d'industrialisation de l'agriculture, suscite autant des craintes - celles de voir les éleveurs perdre leur indépendance - que des espoirs : ceux liés à la transformation du métier. « *On va vers une autre agriculture totalement différente de celle que nous avons connue... L'intégration c'est la clé qui ouvre sur un monde auquel nous ne voulons pas croire : l'industrialisation de l'agriculture* » (Anon., 1961). L'enjeu désigné alors est surtout l'indépendance de l'éleveur : « *Lorsque le même contrat de livraison et d'approvisionnement stipule outre que le producteur doit combiner les moyens de production de telle ou telle manière (méthode d'élevage, énumération des travaux nécessaires et leur périodicité, etc...) il y a limitation de l'autonomie des décisions de production... Là est l'enjeu... Il est évident que le contrôle du pouvoir de décision constitue l'un des aspects fondamentaux de ces nouveaux échanges entre les producteurs agricoles et les autres branches d'activité économique* » (Le Bihan, 1961). Mais les partisans de l'intégration font remarquer que le travail effectué est secondaire : ce sont « *des spéculations annexes placées à côté de l'exploitation « principale » ; la liberté de décision de l'entrepreneur est donc préservée* » (Rouveyrant, 1961).

Cette nouvelle génération d'éleveurs de porcs constitue le produit exemplaire des politiques de modernisation agricoles mises en place depuis 1946. Ils symbolisent la rupture de l'histoire longue d'un métier agricole conçu comme un « état » plutôt que comme une profession délimitée par les compétences spécialisées de ses titulaires. Ce sont ces éleveurs qui, au long de leur parcours professionnel, sont devenus des emblèmes des pollutions et nuisances agricoles contemporaines. L'évolution de leur métier et de leurs manières de faire sur leurs territoires constitue ainsi un observatoire privilégié pour comprendre comment a été conçu et géré la fertilisation. Les parcours de ces éleveurs spécialisés tranchent de ceux de leurs pairs. D'origine agricole, mais aussi néo-rurale, après avoir suivi des études relativement longues - pas toujours agricoles - ils ont le plus souvent effectué un détour professionnel avant de rejoindre l'élevage, en exerçant des métiers variés. De ce fait, si certains ont une formation agricole limitée à des stages administrativement indispensables pour l'installation, tous se sont formés aux techniques de leur élevage auprès des organismes du développement qui les ont encadrés fortement. Leurs détours les ont fait concevoir le travail en référence à des modèles salariés qui réinterrogent le retard des méthodes agricoles sur les autres secteurs (Debatisse, 1963). C'est pourquoi ces éleveurs apparaissent emblématiques des évolutions voire des ruptures qui s'opèrent au sein du monde agricole. Même si la plupart sont revenus sur l'exploitation parentale, leur installation en porc marque un infléchissement dans la continuité de l'exploitation qui passe par une double réorganisation. D'abord l'implantation d'un élevage spécialisé et autonome en termes spatial et alimentaire dans l'exploitation - le hors-sol - en contrepoint de la complémentarité agronomique de la polyculture-élevage. Ensuite, une nouvelle organisation qui veut s'affranchir des solidarités familiales traduites dans le travail. Quand les aliments récoltés à la ferme font place à d'autres fabriqués industriellement et achetés, l'élevage de porcs apparaît d'autant plus attractif, pour ces jeunes qui

s'installent, qu'il ne nécessite pas d'entraide. Ces éleveurs s'inscrivent en contrepoint de ce qui est observé ailleurs, où l'accès à la profession agricole passe par une évolution lente des manières de faire des parents, liée au fait que les jeunes agriculteurs n'ont pas « *goûté à autre chose* » avant leur installation (Champagne, 1986).

Avec l'émergence du hors-sol, comme activité principale ou unique de l'exploitation, le territoire de travail de ces éleveurs se recentre dans les porcheries. Le travail auprès des animaux en bâtiments est solitaire, mais il est considéré comme valorisant, tandis que celui des parcelles se transforme en contrainte. Le volume des lisiers croissant, les terres deviennent plutôt des exutoires de ces déchets, au rythme du remplissage de la fosse, que des espaces d'amendement raisonné pour les cultures. Le métier d'éleveur de porcs se caractérise dès lors par un rapport distancié à la terre, une concentration du travail dans les bâtiments et des repères de compétences formalisés en indicateurs chiffrés. Il rompt avec la polyculture élevage, modèle emblématique de l'exploitation familiale, pour dessiner une autre conception de l'élevage. L'organisation du travail qui en résulte se manifeste par un isolement des éleveurs. Ils expliquent cette situation par la distension de leurs solidarités construites au travers de l'évolution de leur travail et notamment par l'usage de techniques qui permettent d'exercer le métier sans recourir aux pairs. Dès lors, les pratiques collectives et les débats se réduisent, limitant les expériences communes qui fondent les solidarités. D'autant que le contexte économique de crises cycliques du marché du porc (Mahé, 1977) met les éleveurs en compétition et accentue le délitement de leurs collectifs.

L'observation de l'évolution de l'organisation sociale du travail agricole met en évidence une individualisation des techniques de travail, une restriction des activités collectives, et l'externalisation de certaines tâches. Ces travaux externalisés sortent ainsi du champ de la responsabilité des éleveurs. C'est notamment le cas des épandages qui ont tendance à être confiés à des salariés de l'élevage, parfois à des CUMA³, mais plus souvent à des ETA⁴. L'externalisation de l'épandage du lisier résulte en partie de la spécialisation des exploitations qui consacrent moins de temps aux activités autres que l'élevage proprement dit. Ainsi, en 2008, 25 % des exploitations spécialisées font appel à une CUMA ou une entreprise contre seulement 15 % des exploitations non spécialisées (Robreau et al., 2010). De même, l'évolution des exigences du contenu des études d'impact⁵ - de quelques pages manuscrites à la fin des années 1980 à des dossiers dactylographiés d'une voire plusieurs centaines de pages dans les années 2000 - ne permet plus aux éleveurs de les réaliser. Ce qui les conduit à les confier à des bureaux d'études. Tandis que les éleveurs se sentent en retrait de la procédure et ne considèrent pas qu'elle influencera leurs manières de travailler, est soulignée la dimension plus formelle que pédagogique de ces études d'impact, et plus largement de la procédure d'autorisation des élevages (Baron et al., 2001).

L'externalisation des travaux concerne également l'élevage lui-même. C'est le cas de la mise en pension chez d'autres éleveurs d'animaux à engraisser. Cette mise en pension consiste en une délocalisation de tout ou partie de ces animaux, sur un ou plusieurs sites. Elle est liée autant à la croissance continue des grands élevages, qu'à leur quête de surfaces d'épandage, pour ne pas traiter ou accroître la capacité de leurs systèmes de traitement. En effet, les textes limitent la taille des élevages aux volumes autorisés qu'il faudrait, pour les accroître, soumettre à une nouvelle procédure d'autorisation, supposant de disposer de surfaces d'épandage ou de systèmes de traitement des lisiers adéquats. Les éleveurs prenant des animaux en pension ont généralement d'autres productions ; plus de la moitié sont des éleveurs laitiers en 2003. Effectué sous le régime du contrat d'intégration, l'engraissement de porcs est une production secondaire qui leur offre la sécurité d'une rémunération régulière. Alors, 1 700 éleveurs donneurs d'ordre confient leurs animaux à 3 100 sous-traitants (SCEES, 2004).

L'abandon des travaux de culture ou leur sous-traitance, comme les mises en pension, conduisent à une distanciation des éleveurs du territoire d'insertion de leurs élevages, et notamment de leurs questionnements environnementaux. Cette distanciation souligne aussi que l'opposition entre cultivateurs et éleveurs se substitue sur la durée à celle entre élevage laitier et porcin. Ce sont deux cultures du métier d'agriculteur qui s'affrontent sur la longue durée. Elles se retrouvent certes au niveau de leur représentation professionnelle, mais aussi dans les manières de travailler et plus largement dans le partage de visions du monde distinctes (Rémy, 1981). Elles se traduisent singulièrement dans les manières de concevoir les cultures et les manières de les amender.

³ Coopérative d'Utilisation de Matériel Agricole.

⁴ Entreprises de Travaux Agricoles.

⁵ Qui, dans le dossier d'enquête publique, met en évidence la pression azotée de l'élevage et les moyens pris par l'éleveur pour les limiter.

3.1.4. Une lente traduction environnementale de la spécialisation des éleveurs

Le développement des élevages hors-sol pousse à la réglementation. La procédure d'autorisation des élevages est précisée par un décret du 1^{er} avril 1964, qui recense les éléments que doit faire figurer le pétitionnaire dans sa demande. La nomenclature ne cesse aussi d'évoluer, comme le montre le décret du 15/9/66, qui modifie les seuils de classement des élevages porcins. Ils sont rangés en 1^{ère} classe si l'établissement est situé à une distance inférieure ou égale à 100 m d'un immeuble occupé par des tiers, au-dessus de 10 animaux et de 25 animaux ailleurs, et en 2^{ème} classe au-delà. Cependant, la mise en œuvre de ces textes sur le terrain par l'administration suit avant tout des objectifs d'hygiène des conditions d'élevage, plutôt que de protection de l'environnement. Les inspecteurs des établissements classés, qui sont généralement aussi directeurs du laboratoire vétérinaire départemental, tout comme les techniciens d'élevage ou les chercheurs, centrent alors leurs efforts sur la question sanitaire. A la fin des années 1970, l'encadrement juridique des élevages vise moins à assurer la protection de l'environnement qu'à soutenir la politique d'amélioration du cheptel (Bonnaud and Nicourt, 2006a).

Pourtant le questionnement social posé par les pollutions agricoles, qui s'était centré sur la recomposition du métier et de qui est agriculteur (Rémy, 1987) évolue avec la montée de la teneur en nitrates des captages d'eau destinés à la consommation humaine (Chrétien et al., 1974). La Loi sur l'Eau de 1964 ne s'en était pas préoccupée. Le renouvellement de la législation sur les installations Classées en 1976 tend cependant à substituer la question de la pollution des eaux à celle des nuisances.

De cette nouvelle loi sur les désormais « installations » classées pour la protection de l'environnement, résulte une révision des prescriptions que doivent respecter les entreprises, tandis que les enquêtes publiques remplacent les procédures de *commodo et incommodo*. Cette évolution vise à répondre à une perception croissante des risques collectifs, par une croissance symétrique des prescriptions réglementaires. Celles-ci offrent au public, et plus particulièrement aux associations, des objets et une grille de lecture de leurs préoccupations en ce domaine. Dès lors, les installations classées sont inscrites dans une dynamique de questionnement public renouvelé, entre les débats dans le domaine environnemental et le contexte d'un milieu rural en pleine mutation. Quant aux prescriptions concernant les élevages, elles suivent le mouvement de formalisation appliqué à l'ensemble des installations, les intégrant ainsi à la logique de conception et d'encadrement des entreprises industrielles.

Les élevages relevant de la législation sur les Installations Classées doivent désormais, lors de leur implantation ou d'une extension, s'ils franchissent le seuil qui nécessite autorisation, réaliser une Etude d'Impact⁶, soumise à Enquête Publique⁷. La période publique de l'enquête d'un mois est suivie d'une présentation du projet au Comité Départemental d'Hygiène, qui marque la dernière étape avant d'aboutir à la signature de l'arrêté préfectoral. L'aire de l'enquête est définie : 3 km autour de l'installation. L'avis du commissaire enquêteur a pour objet d'argumenter et de fonder la décision administrative. Les avis défavorables sont rares (Piechaczyk, 1998). Mais les critiques publiques des éleveurs sont fréquentes et même parfois violentes.

C'est finalement la pression européenne, au travers de la directive Nitrate, qui désigne la production agricole comme problème. Mais ce que certains ont qualifié de tournant environnemental (Alphandéry and Bourliaud, 1996) se manifeste dès le début des années 1970. D'abord avec la création d'un ministre délégué auprès du premier ministre, chargé de la Protection de la nature et de l'environnement, en 1971, dont devient titulaire Robert Poujade. En 1973, il a en charge un ministère à part entière « de la protection de la nature et de l'environnement ». En 1974, René Dumont est candidat à l'élection présidentielle sous l'étiquette du « Mouvement écologique pour une autre civilisation », lui qui fut l'inspirateur du premier plan de modernisation de l'agriculture de Jean Monet en 1946, sur lequel s'est fondée l'intensification de l'agriculture. Au-delà des textes, ce mouvement tisse la toile de fond qui oriente la construction sociale de la question du nitrate. Mais l'émergence d'une nouvelle culture de l'environnement est un processus lent, contrarié voire empêché par la poursuite du modèle de production intensive dominant (Rémy, 1998). C'est la recomposition sociale des territoires dans lesquels s'opère l'activité agricole, qui va renouveler l'interrogation sur l'usage de l'azote (voir 3.3).

⁶ Décret 77-1140 du 12/10/1977, modifié par le décret 94-484 du 9/6/1994.

⁷ Décret 77-1133 du 21/9/1977 modifié par le décret 96-18 du 5/1/1996 et par les arrêtés de février 1992 visant les différentes catégories animales.

3.2. L'ambiguïté d'approches volontaires et cogérées pour appliquer la directive « Nitrates »

La directive CEE 80-778 du 15/7/80, qui limite à 50 mg/L la teneur en nitrates des eaux destinées à la consommation humaine, est à l'origine de la prise en compte de la pollution des eaux par le nitrate issus de l'activité agricole. A la même époque, le rapport Hénin pose le problème en France (Hénin, 1980). Mais c'est une circulaire du 10/7/81 qui marque le point de départ de la préoccupation administrative, en invitant les services des DDASS à effectuer une surveillance. Un inventaire des zones vulnérables, avec un taux de nitrates > 50 mg/l, est décidé par le décret du 27/8/83. Un dispositif d'analyse, le Corpen est créé le 20/6/84 et un « *Programme d'Action Nitrate* » conjoint entre le ministère de l'Agriculture et le ministère de l'Environnement est mis en place le 15/5/85.

La lenteur de la mise en place du dispositif fait prendre au ministre de l'Environnement une position perçue comme quelque peu brutale par les agriculteurs en 1990. Le point presse de Brice Lalonde le 20 février 1990 (Ministère de l'environnement, 1990), vise à répondre à « *la montée de l'inquiétude des Français sur les questions de l'eau* ». Par son audience médiatique, l'intervention donne une portée nationale à l'interrogation sur la pollution des eaux par le nitrate. « *Nous avons beaucoup de textes mais nous n'avons pas de police ou très peu de police. Il n'y a pas assez de sanctions... Le point noir en quelque sorte, c'est la pollution d'origine agricole... Il n'est pas normal que ni les prélèvements agricoles dans les nappes, ni la pollution d'origine agricole, échappent au système qui a été mis en place en 1964 par les législateurs pour introduire une solidarité dans les bassins. Il faut donc que l'agriculture participe à ce système. Nous devons mettre en place de l'aide pour les agriculteurs, pour leurs investissements, et il faut que, en retour, ils participent au système avec des redevances...* ».

Dès 1991, la directive « Nitrates » oblige au respect d'une norme d'épandage maximale des effluents d'élevage sur les terres agricoles. Comme pour toute directive, les Etats membres ont liberté de concevoir les dispositifs qui permettront de respecter cette injonction. Chaque Etat va donc devoir spécifier la manière dont il va s'y prendre pour gérer les excédents d'effluents que cette limite vient de créer dans les régions d'élevage intensif⁸. En France, la mise en avant d'un caractère diffus des pollutions agricoles permet de justifier une approche collective et uniquement volontaire des solutions à apporter au problème (Bourblanc and Brives, 2009). Par la suite, les moyens déployés pour atteindre les objectifs européens vont consacrer une approche *solidariste* des excédents. Cette approche distingue en Europe le dispositif français, par exemple du dispositif néerlandais (mais aussi Danois), qui répond à des enjeux similaires, mais privilégie une approche plus individuelle du problème, exploitation par exploitation (Bourblanc, 2007).

En prenant en charge l'application hexagonale de la directive « Nitrates », les chambres d'agriculture visent tout autant à protéger les agriculteurs des sanctions administratives, qu'à monopoliser l'encadrement environnemental de l'agriculture. Confier cette mission environnementale à ceux qui sont d'abord des techniciens de la production, agents de sa compétitivité, met en porte-à-faux leur culture et leur identité professionnelles (Brives, 1998). Les conseillers agricoles s'inscrivent en effet dans une histoire qui leur a confié la charge de mettre en technique les problèmes rencontrés, ce qui circonscrit leur espace d'action possible (Brives, 2001). De même la position des techniciens des coopératives et des groupements de producteurs qui demeurent autant prescripteurs de conseils que vendeurs d'azote est ambivalente face aux progrès à réaliser (Bourblanc, 2008)

Sous la pression de la directive nitrates, la profession agricole négocie son adaptation française avec les pouvoirs publics. Ainsi naissent *Ferti-Mieux* puis le *Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA)*. Ces dispositifs s'inscrivent dans la perspective des politiques mises en œuvre dans différents secteurs professionnels à la fin des années 1980 et qui ont été initiées comme stratégie d'évitement réglementaire

⁸ Nous utilisons le terme d'agriculture « intensive » ici en dépit de la connotation critique qui lui est associée. Frank Pervanchon et André Blouet avancent en effet que l'apparition du terme « *remonterait à l'époque de la mise en cause de la recherche d'une productivité toujours croissante* ». (Pervanchon and Blouet, 2002) Dans les milieux agricoles, il est plus communément fait usage du terme d'« *agriculture conventionnelle* » pour désigner ce type d'agriculture. Nous proposons malgré tout de conserver le terme, largement répandu dans les milieux profanes.

(Nicourt and Girault, 2002). Lorsqu'elle concerne l'environnement, la politique agricole française est en effet marquée par une forte imbrication entre préoccupations environnementales, économiques et sectorielles (Lacroix and Zaccai, 2010). La directive nitrates peut alors apparaître comme une adaptation d'une politique de protection des eaux à la poursuite de l'activité agricole intensive (Doussan, 1995). La France s'inscrit dans cette perspective, en considérant que seuls des procédés de gestion technique des effluents peuvent fournir des solutions pour résoudre les problèmes de pollution. Mais ce faisant, ces procédés accentuent le caractère hors-sol et artificialisé de l'élevage intensif, de même que la concentration et l'intensification de la production.

3.2.1. Ferti-Mieux : une vitrine professionnelle

Face à la pression européenne qui se traduit par la directive nitrates, la profession agricole met en place, le dispositif Ferti-Mieux. Les travaux du Corpen⁹, créé en 1984, ont montré l'importance de la pollution azotée issue de l'activité agricole. C'est de ces travaux que naît le dispositif Ferti-Mieux en 1991, sur proposition conjointe de la profession agricole et du ministère de l'Agriculture. Il s'agit d'infléchir « *le caractère polluant de l'agriculture intensive telle qu'elle est pratiquée : pollution des eaux par les nitrates...* » (Sebillote et al., 1996). Ferti-Mieux propose aux agriculteurs des actions volontaires de raisonnement des pratiques agricoles, dans le cadre des bassins d'alimentation de ressources en eau à protéger. Ce principe implique de toucher l'ensemble des agriculteurs d'une zone d'action et d'associer tous les prescripteurs intervenant sur ce territoire. Ce qui suppose la constitution de comités locaux de pilotage réunissant tous les partenaires concernés. Se fondant sur les inconnues hydrologiques, la profession agricole refuse un lien *direct* entre les pratiques agricoles et les teneurs en nitrates des eaux. Ainsi, est soutenue la notion de pollution diffuse. En conséquence, l'évaluation du dispositif ne peut porter sur l'évolution de la qualité des eaux, mais sur celle des pratiques des agriculteurs. Tandis que des contrats basés sur des obligations de résultats en termes d'impacts environnementaux incitent les agriculteurs à mieux comprendre les relations entre leurs pratiques et ces impacts, ce n'est pas le cas de ceux basés sur des obligations de moyens (Pech and Dupraz, 2009). Cependant, Ferti-Mieux semble plus à même que les politiques sectorielles de prendre en compte les caractéristiques du milieu et de favoriser de nouvelles formes de régulation territorialisées (Lacroix and Mollard, 1994).

En 1997, un guide développe les trois étapes d'une opération Ferti-Mieux : identification des types d'exploitation présentant les risques les plus significatifs selon le calcul du solde Corpen, caractérisation des situations à risques au niveau parcellaire à travers la construction d'une grille de risque intégrant les connaissances sur les milieux et les systèmes de culture, calcul des pertes d'azote par bassin en s'appuyant sur les modèles théoriques disponibles. Dès lors, la gestion collective des risques est possible par la réflexion sur « *les modifications de pratiques acceptables et leur poids respectif sur le bassin* »¹⁰. Les actions locales sont organisées à partir de comités de pilotage réunissant les partenaires concernés (Nicourt et al., 2001b). Il s'agit donc d'aider les exploitants volontaires à raisonner leurs apports, tandis que la labellisation garanti une reconnaissance publique de leur souci d'adapter leurs pratiques pour préserver la qualité de l'eau. Le dispositif, décliné dans 41 départements, concerne environ 30 000 agriculteurs, majoritairement des céréaliers, et couvre près d'1,8 million d'hectares en juin 2000. Si le ressort fondamental de l'engagement de la profession agricole réside dans la démonstration que les politiques volontaires sont plus efficaces qu'une réglementation ignorant les différences de situation, la DGXI (Environnement) de la Commission européenne considère que les mesures labellisées devraient être accompagnées d'un contrôle efficace. Cependant, au sein même du dispositif, certaines opérations s'en singularisent en cherchant à aller au-delà de l'obligation de moyens. Ainsi, en s'adossant aux CETA¹¹, à la Chambre d'Agriculture et à l'INRA de Mirecourt, l'opération donne en Lorraine des résultats sensibles, en se fondant sur un suivi de la qualité des eaux qui offre aux agriculteurs un retour incitatif à leur action (Bernard, 2004).

⁹ Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates.

¹⁰ Ferti-Mieux. ANDA. Méthode d'évaluation. 2000.

¹¹ Centre d'Etudes Techniques Agricoles.

3.2.2. Le Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole : les limites environnementales de la modernisation des élevages

Tandis que Ferti-Mieux a surtout concerné les zones de grandes cultures, le Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole ou PMPOA ne concerne que les élevages. Le PMPOA 1 est signé le 8 octobre 1993 entre les organisations professionnelles agricoles, le ministère de l'Agriculture et le ministère de l'Environnement. Tandis que le PMPOA 1 concernait principalement les élevages hors-sol les plus importants, le PMPOA 2 en se concentrant sur les élevages des zones vulnérables, concerne plus particulièrement les éleveurs laitiers. Les PMPOA reprennent l'expérience des contrats de branche conclus à partir de 1972 avec plusieurs secteurs industriels (papeterie, chimie, pétrochimie...). Au nom du pragmatisme et moyennant subventions, ces contrats ont institué des arrangements réglementaires à partir des engagements des industriels (Lascoumes, 1994). Ils s'inscrivent pleinement dans la « cogestion » du secteur agricole par l'Etat et la profession organisée, représentée par le syndicalisme majoritaire. Cette alliance pèse lourd sur les limites de la réduction des pollutions d'origine agricole par le PMPOA (Brun, 2003). En effet, lorsqu'elle concerne l'environnement, la politique agricole française est déjà marquée par une forte imbrication entre préoccupations environnementales, économiques et sectorielles (Lacroix and Zaccai, 2010). La comparaison avec la politique agricole néerlandaise souligne le poids historique de la cogestion dans les deux pays. Cependant, tandis qu'aux Pays-Bas, une déstabilisation des arrangements institutionnels s'est opérée face aux problèmes de pollution des eaux (Frouws, 1997), les hypothèses de changement apparaissent bien plus liées, en France, aux interventions de la Commission Européenne avec laquelle les groupes environnementalistes échangent régulièrement (Bourblanc, 2004). Pourtant, au niveau international, l'impression est partagée des limites de la politique française qui renforce, en les finançant, les exploitations les plus intensives, tandis que les plus extensives sont lésées (Tunney et al., 2009). C'est aussi parce que les politiques environnementales agricoles s'inscrivent dans une perspective essentiellement curative, orientées par un paradigme productiviste fondé sur des consensus (Lacroix, 2008). C'est ainsi que si la politique de l'eau n'a pas réduit les pollutions d'origine agricole, parce que les agriculteurs ne modifient pas significativement leurs pratiques, c'est aussi parce que l'Etat rend le système de gestion de l'eau opaque et entretient des rapports ambigus avec les représentants du monde agricole (Brun, 2003). Dès lors, les résultats des PMPOA ne pouvaient qu'être limités.

C'est ce qui s'est confirmé, lorsqu'à été confiée aux chambres d'agriculture la prise en charge de cette application hexagonale de la directive nitrates. L'objectif était tout autant de protéger les agriculteurs des sanctions administratives, que de monopoliser l'encadrement environnemental de l'agriculture. Confier une telle mission environnementale à ceux qui sont d'abord des techniciens de la production, agents de sa compétitivité, met en porte-à-faux leur culture et leur identité professionnelles (Brives, 1998). Les conseillers agricoles s'inscrivent en effet dans une histoire qui leur a confié la charge de mettre en technique les problèmes rencontrés, ce qui circonscrit leur espace d'action possible (Brives, 2001). De même pourrait-on s'interroger sur un autre angle mort dans la conception des dispositifs publics : la position des techniciens des coopératives et des groupements de producteurs qui demeurent autant prescripteurs que vendeurs d'azote, responsables des diagnostics d'exploitation et de la commande de travaux au siège d'exploitation puis maîtres d'œuvre de la réalisation de ces mêmes travaux. On entrevoit clairement ici le conflit d'intérêt (Bourblanc, 2008).

Avec le PMPOA, l'inapplication de la réglementation n'est pas sanctionnée mais encouragée par l'offre de subvention pour la mise en conformité des exploitations (Doussan, 2002b). Chacun constate le faible niveau de mise en œuvre de mesures agricoles destinées à améliorer la qualité des eaux (Brun and Frey, 2009). Les négociations sur la pollution des eaux s'effectuent, contrairement à ce que préconise la Directive Cadre Eau, à une échelle régionale ou locale, plutôt qu'au niveau des bassins hydrographiques entiers (Kastens and Newig, 2008). Pendant la durée du Programme, l'Etat et les Agences de l'Eau prennent en charge les redevances dues au titre de la pollution par les élevages. Le programme autorise des excédents pendant deux années et dispense de payer la redevance aux Agences de l'Eau, grâce aux dérogations accordées par les Préfets, les élevages devant ensuite être progressivement assujettis à la redevance-pollution perçue par les Agences de l'Eau, en contrepartie d'aides financières, pour qu'ils se mettent aux normes. Pour Prieur, ce mécanisme de redevance-pollution est un « véritable achat du droit de polluer » (Prieur, 1996). Le principe pollueur-payeur (qui fait référence à l'article L. 110-1 du Code de l'environnement, selon lequel « les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur »), sans cesse proclamé dans la législation française, demeure sans cesse bafoué (Orange and Hopquin, 2000). Le

PMPOA infléchit également les lignes de forces et la dynamique du dispositif Installation Classée. Tout éleveur s'engageant dans le Programme est considéré en instance de régularisation vis-à-vis de la réglementation pendant le délai des travaux prévus par le Contrat. Ici, se marque la volonté d'autonomie du droit social réclamée par les organisations professionnelles agricoles, dans ses diverses branches (travail, urbanisme, environnement). Concrètement, cela permet à des éleveurs, en s'inscrivant dans le cadre du Programme et sans le mettre en œuvre, d'échapper aux exigences de la réglementation et d'entrer dans le champ d'intervention des Agences de l'Eau¹². L'absence de sanction affichée et la prise en charge publique des coûts de mise aux normes des exploitations annoncent, de fait, l'échec prévisible du PMPOA (Doussan, 2002a).

Paradoxalement, les agriculteurs aidés, désignés comme posant des problèmes d'environnement, sont ceux qui ont été « les bons élèves » du conseil agricole, autant acteurs que fruits de la cogestion. C'est pourquoi ils ne se sentent parfois pas plus responsables des problèmes d'environnement émanant de leurs pratiques que ceux qui les ont conseillés, au sein de l'appareil du développement. C'est eux que le PMPOA aide. Celui-ci, en impliquant l'augmentation des surfaces d'épandage, renchérit le prix du foncier (Roguet et al., 2009) et contribue à accroître les inégalités entre les agriculteurs (Deuffic and Candau, 2006). Quant à ceux qui sont non éligibles aux aides (de taille trop faible...) ou qui décident de ne pas entrer dans le Programme (absence de succession...), ils sortent du cadre des élevages « *compétitifs* ».

Si selon l'Institut de l'élevage les PMPOA ont touché 90 000 éleveurs (dont 70 000 de bovins) et que les capacités de stockage des effluents ont quasiment été doublées, la réduction de la teneur en nitrates des eaux bretonnes depuis les années 2000, ne permet pas de faire la part de ce qui revient au PMPOA2 et à la diminution concomitante des effectifs de volailles (Manneville et al., 2008).

A l'issue de plusieurs années d'action et d'injection de fond publics conséquents, l'efficacité du dispositif se révèle limitée, à l'aune de son impact environnemental : il apparaît essentiellement comme un dispositif d'aide financière, qui prend sa place parmi l'ensemble de ceux proposés aux agriculteurs (Cahart et al., 1999) et privilégiant une résolution des problèmes est orientée vers l'usage de techniques palliatrices, typique du développement agricole (Berlan, 1988). Elle s'appuie sur ses méthodes : technicisation des problèmes, expérimentation, exemplarité, financement indemnitaire...

Finalement, même si les PMPOA apparaissent d'abord comme des dispositifs techniques et financiers et que les agriculteurs les prennent pour tels, ils demeurent cohérent avec l'ensemble des textes en visant « des fins à moyen et long terme et non la sanction de comportements passés ou présents » (Lascoumes, 1995). Dès lors, le PMPOA s'inscrit dans le long processus d'intensification, de sélection et de concentration spatiale des élevages. Plus particulièrement, dans des zones dédiées à l'élevage intensif comme la Bretagne, il renforce les dynamiques spatiales de dégradation environnementale observées. Si les mesures techniques financées contribuent à maîtriser les risques de pollution, elles accentuent aussi la concentration des exploitations en s'appuyant sur la fragilité des plus petites (Bouesse, 2010). Ainsi, en France, aux Etats-Unis comme ailleurs, là où la restructuration des systèmes agro-alimentaire a favorisé le développement d'un élevage intensif et concentré, celui-ci s'est accompagné d'une pollution des eaux liée à cette concentration (Welsh et al., 2003).

La légitimité de telles politiques cogérées étant mise en cause, Le Bourhis avance la notion de parlement de l'eau pour signifier l'enjeu public de la politique de l'eau et l'absence de débat qui concerne ces politiques (Le Bourhis, 2005). La pollution des eaux par le nitrate renouvelle en effet l'interrogation du contrat social passé avec les agriculteurs dans les zones d'agriculture intensive d'Europe. Il s'agit d'élargir au respect de l'environnement les attentes sociétales de quantité et de qualité des produits alimentaires (Dron, 2001). Une telle évolution des situations semble possible sous l'impulsion de politiques publiques. Ainsi, en Belgique, Deneufbourg et al., montrent que la mise en place de pratiques agricoles précautionneuses se traduit sur la qualité des eaux captées dans un délai de quatre à cinq années (Deneufbourg et al., 2010). A défaut, ailleurs, comme dans l'ouest canadien, la pression publique conduit à se traduire en une réglementation plus rigoureuse (Novek, 2003).

¹² Arrêté du Ministère de l'Environnement du 2/11/93.

3.3. L'usage de l'azote dans une nouvelle configuration sociale

3.3.1. Recomposition des territoires et changements des conceptions de l'usage de l'azote

La rurbanisation, en tant que mouvement de diffusion des populations urbaines dans les espaces ruraux, met d'autant plus le travail agricole en société qu'elle accentue sa visibilité. Depuis le milieu des années 1970, l'usage des espaces ruraux a en effet été profondément bouleversé. Ainsi, la DATAR note-t-elle le « *développement spectaculaire* » de la fonction résidentielle (DATAR, 2003) : depuis 1990 et pour la première fois depuis un siècle, la population croît dans la majorité des communes rurales, essentiellement par l'arrivée de nouveaux résidents. Ces évolutions se traduisent en constructions récentes, alignées le long des voies, conduisant aux pôles locaux, par le mitage de lotissements ou le réaménagement d'immeubles - agricoles ou non - en maisons de campagne ou en résidences d'agrotourisme : gîtes, chambres d'hôtes... Du point de vue des éleveurs, cette nouvelle occupation de l'espace réorganise le parcellaire et les capacités de son usage : le respect de la distance aux tiers, qu'imposent les textes réglementaires, modifie l'aptitude des parcelles à l'épandage, en limitant les surfaces utilisables. Dans la perspective de l'effacement des signes de la présence agricole, d'une « *désagricolisation* » de l'espace rural pour le transformer en paysage (Luginbühl, 1991), on assiste, de la part des populations non agricoles, à l'émergence d'une conception visant à la mise en conformité du territoire de travail des agriculteurs aux exigences d'un espace récréatif. Le sens donné à l'espace y devient celui d'un envers de l'urbain autant que du travail ; les manifestations du travail agricole y sont désormais considérées comme dérangeantes voire incongrues.

La transformation physique de l'espace accompagne celle de la population résidente. Dans les espaces « *à dominante rurale* », (INSEE, 1998), le déclin de la population active agricole s'inscrit dans une histoire longue. Elle représentait 65 % de la population active en 1806 contre 50 % en 1870, 30 % en 1950, 10 % en 1975 et 3,6 % en 2005. Le déclin se traduit aussi plus récemment par une réduction de sa représentation au niveau politique (de 39,5 % de maires agriculteurs en 1977 à 19,9 % en 1995 et 15,6 en 2008)¹³. Ce déclin accentue le risque que la marginalisation de ces premiers utilisateurs de l'espace ne se traduise en de nouvelles contraintes de travail. En effet, leur participation politique dans les instances locales permet d'influencer le type d'aménagement de l'espace qui s'y met en place, car toutes les décisions communales impliquant le foncier ont pour eux des conséquences pratiques.

Les agriculteurs utilisent un territoire qui est désormais considéré par d'autres populations comme public et récréatif (Pujol and Dron, 1998). L'agriculture y devient une composante des attributs qui relèvent du naturel dans l'espace rural. Les éleveurs se trouvent dès lors confrontés aux attentes des autres usagers de ce territoire (Perrier-Cornet, 2003). En effet, l'agrotourisme se développe et le « *désir de nature* » (Perrot and de la Soudière, 1998) suscite des populations de résidents temporaires, qui accentuent la transformation du sens de l'espace rural. Ainsi, en 2000, de 35 à 40 % des Français choisissent la campagne pour destination touristique (DATAR, 2003). L'agrotourisme concerne toutes les régions agricoles. La croissance de son importance accentue les exigences environnementales qui visent à la transformation de l'espace agricole travaillé. En effet, le développement du tourisme ne peut faire fi de la qualité de l'environnement (Chassagne, 1993). Dès lors, les concurrences entre éleveurs et agriculteurs exerçant l'agrotourisme apparaissent aussi légitimes : la « *qualité du terroir* » conditionne l'agrotourisme et suppose le maintien de l'agriculture, mais s'oppose à l'intensification. Dans le cas des gîtes ruraux « les effets environnementaux sont partiellement internalisés puisque les propriétaires de gîtes, souvent agriculteurs, perçoivent les différentiels de prix liés à la qualité de l'environnement qu'ils contribuent à façonner » (Le Goffe and Delache, 1997). En Bretagne, les variations peuvent atteindre jusqu'à 15 % du prix moyen. Dès lors, agriculture et tourisme peuvent avoir partie liée et cette cohabitation pose parfois problème.

La conception contemporaine de l'espace rural, plus orientée vers les loisirs que vers la production, est renforcée par la multifonctionnalité de l'agriculture, reconnue par la Loi d'Orientation Agricole de 1999, qui étend la sphère agricole aussi bien à l'entretien de l'espace rural qu'au tourisme. Ce cadre institutionnel permet que s'opère le passage de la reconnaissance des agriculteurs au travers d'un travail sur les parcelles, lié à des productions

¹³ Source Association des Maires de France : www.amf.asso.fr

animales et végétales, à des activités destinées à l'entretien et à l'animation économique et sociale du territoire. Ce sens nouveau attribué à l'agriculture met en porte-à-faux le travail des éleveurs. Dès lors, même si cette multifonctionnalité fragilise l'identité des agriculteurs vis-à-vis de leurs collègues considérés comme des entrepreneurs (Laurent and Rémy, 2004), elle contribue aussi au basculement du jugement public envers le travail agricole, en soulignant l'impact territorial d'une agriculture intensive, notamment celle centrée sur la production animale.

Ce processus de publicisation des espaces ruraux est porteur de tensions (Perrier-Cornet and Hervieu, 2002), faisant pression sur les activités agricoles. Au début de la décennie 2000, les conflits qui concernent les pollutions et l'usage des engrais s'accroissent le plus significativement (Guérin, 2005). Dans ce contexte, les éleveurs développent une rhétorique professionnelle en se présentant comme victimes d'un mouvement de marginalisation sociale de la part d'habitants ne supportant pas les pollutions et nuisances des élevages. Cette marginalisation se traduit aussi au niveau des politiques locales, où se joue leur place, qu'ils défendent en argumentant que leur cessation d'activité menacerait les dynamiques rurales (Granjou and Mauz, 2009). Parce que les collectivités publiques co-assurent le service de l'eau, elles cherchent à en apaiser les conflits d'usage. Elles contribuent ainsi parfois au financement de la mise aux normes des exploitations ou de services environnementaux d'adaptation des pratiques agricoles. Cependant, elles sont conscientes que ce financement a une efficacité limitée, notamment du fait de l'inadéquation entre l'échelle du problème (bassin versant) et celle du service environnemental, rendu au niveau d'une exploitation agricole (Aznar et al., 2006). Les problèmes de pollution des eaux attisent dès lors les concurrences entre collectivités territoriales pour l'accès à une eau potabilisable : les territoires dotés de ressources en eau deviennent enjeux de pouvoir (Grujard, 2008).

Le questionnement de la pollution des eaux par le nitrate prend alors toute sa dimension publique en se combinant avec celui des odeurs liées aux épandages de lisier des élevages. L'azote, qui est un engrais pour les agriculteurs, devient un polluant pour les rurbains. Dans ce contexte, les associations mettent en avant les problèmes de qualité de l'eau liés à cet usage, et entament parfois des procédures contentieuses. Tandis que les populations riveraines posent la question des pratiques d'épandage des lisiers et notamment de leurs nuisances. Pour elles, pollutions et nuisances sont liées. Et, comme pour les agriculteurs qui traitent, les odeurs sont des indicateurs de dysfonctionnements voire de dangers (Nicourt and Girault, 2009a). De fait, si la question du nitrate est secondaire au quotidien pour les éleveurs, par rapport à celle des odeurs des effluents d'élevage, c'est aussi que leur gestion précautionneuse des odeurs est reconnue par leur voisinage comme une expression de leur insertion dans un territoire partagé.

Les problèmes de pollution s'inscrivent dans les histoires et les relations sociales de voisinage. Se construit ainsi un *modus vivendi*, reposant sur différentes formes de négociations : des normes de bon voisinage s'élaborent. A propos de l'azote, les débats se concentrent sur les odeurs liées aux épandages. Les éleveurs ont conscience de ces effets de leurs pratiques : ils distinguent, selon leurs modalités de travail, des degrés divers d'impact, ce qui fait émerger une forme de culpabilité, notamment lors de certaines situations d'épandage de lisier. Ce sentiment de culpabilité, qui entre en tension avec les exigences de productivité, contribue à l'élaboration de normes perçues comme socialement admissibles. Cependant, ces normes varient selon les contextes : tel voisin est plus sensible que tel autre (...) et selon les moments : ne pas épandre lorsque le voisin reçoit, respecter des périodes sans odeurs incommodantes... Cette gestion du *modus vivendi* repose sur une forme originale de communication. Au cours de rencontres, les enjeux des discussions restent toujours implicites. Mais les contraintes-limites sont énoncées et bien entendues par l'éleveur. Dès lors, l'aide, la réalisation de menus travaux ou l'offre de services deviennent autant d'éléments entrant dans un compromis, renforçant la cohésion du voisinage et permettant à chacun de poursuivre ses activités. En effet, sans échanges, la nuisance est source de conflits. Ainsi, la rurbanisation met en cause l'idée que le temps a fait accepter les nuisances à la population de l'espace proche ou que, pour le moins, celle-ci subit du fait de ce temps des « inconvénients normaux du voisinage » (Prieur, 1981). Cette proximité est en effet subie par les populations riveraines (Caron and Torre, 2006), car l'odeur induit une discrimination sociale forte (Corbin, 1982 ; Laporte, 1978) : de tels territoires ne peuvent être habités que par ceux contraints à la subir.

Si l'espace agricole reste un espace privé, il est désormais aussi pensé et abordé comme un espace public. La

rurbanisation a fait découvrir à des populations une agriculture « industrialisée » avec ses pollutions et ses nuisances. Alors, l'absence d'efficacité des textes, comme ressources de régulation des odeurs, accroît les rancœurs et développe les conflits ou suscite une gestion informelle, qui trouve parfois ses limites dans le cadre d'un espace rural en recomposition (Nicourt et al., 2000). Cependant, l'approche interactionniste montre que le conflit construit aussi du lien social, notamment dans des communes rurales où la rurbanisation a pu le délier (Banos et al., 2009). Le conflit est ainsi une forme de relation qui met en œuvre des processus de socialisation pour construire de nouveaux équilibres territoriaux (Simmel, 1912).

Au-delà des conflits de voisinage, la qualité de l'eau est un enjeu qui concerne aussi bien des secteurs économiques que les collectivités territoriales. Elle est l'objet de politiques concertées. Par exemple, le secteur agro-alimentaire réclame souvent pour ses process une eau de grande qualité. Le problème est plus crucial encore pour les vendeurs d'eau minérale. La démarche effectuée par des agriculteurs et la société Vittel, avec des équipes de recherche de l'INRA, montre qu'une exigence de qualité excellente peut être atteinte (Deffontaines et al., 1993), notamment par des reconversions en Agriculture Biologique. L'expérience de La Rochelle se distingue en visant des changements de pratiques agricoles, au travers de mesures agri-environnementales, pour atteindre le maximum d'agriculteurs à court terme, et le développement de l'agriculture biologique à plus long terme. La capacité d'agir sur la demande locale (*bio* dans la restauration collective) et le renforcement du conseil technique *bio* permettent de consolider cette orientation de la démarche (Bertrand et al., 2009). Ainsi s'observe une territorialisation des politiques publiques visant les pratiques agricoles dont la portée repose sur des arrangements locaux et les potentialités de valorisation par les agriculteurs de cette évolution de leurs pratiques (Bosc and Doussan, 2009).

3.3.2. Les expertises administratives sources de critiques internes des politiques publiques

Paradoxalement, la critique associative s'appuie beaucoup sur les expertises administratives. C'est d'une part qu'elle n'a pas les moyens d'investigation dont disposent les inspections générales ou les missions parlementaires, mais aussi que ces sources, qui sont des critiques internes des politiques publiques, constituent un contrepoids politique difficilement mis en cause qui confortent leurs positions. Elles sont aussi des sources argumentaires qui leur permettent de soutenir leur visibilité publique.

En effet, une longue série de rapports des services de l'Etat (Baron et al., 2001 ; Villey Desmererets et al., 2001), qui ont été chargées d'évaluer les politiques publiques mises en place pour réduire la pollution des eaux par le nitrate, notamment dans les régions de concentration des élevages (Pujol and Dron, 1998). Les missions inter-inspections et les rapports de la Cour des Comptes les prennent périodiquement pour objet. Tous remarquent que la construction et le contrôle des normes de gestion du nitrate s'inscrivent dans un contexte de cogestion qui les rend perfectibles. Ils montrent également la dégradation continue de la qualité des eaux, au point qu'une proportion importante des prises d'eau contrevient aux normes réglementaires. Tous soulignent les limites de la mise en œuvre des politiques, notamment une application permissive des textes, accentuée par l'absence de moyen des services, limitant les contrôles effectifs.

Le premier rapport de cette longue série, celui d'Hénin, fournit les grandes orientations des rapports ultérieurs (Hénin, 1980). Trois grands axes s'en dégagent. Il appelle à retrouver le rôle de garantie de la réglementation, propose une conditionnalité des soutiens économiques à son respect et l'application du principe pollueur-payeur.

La focalisation des rapports ultérieurs sur des éléments particuliers du dossier permet d'en souligner les singularités. Ainsi, Cahart et al. évaluent le Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (Cahart et al., 1999). Ils posent le problème d'un programme « *construit sur un paradoxe apparent, qui s'explique par des contraintes politiques : les pouvoirs publics paient pour que des normes - obligatoires par définition - soient appliquées* ». C'est l'absence de résultats significatifs d'un programme coûteux et les inégalités qui en résultent au profit des plus gros éleveurs, que relèvent surtout les auteurs. L'analyse du cas d'un Comité Départemental d'Hygiène par Baron et al., met en évidence l'attachement « au respect formel de la procédure plutôt qu'aux conséquences réelles sur l'environnement » (Baron et al., 2001). Ainsi, les multiples dérogations et la dérive des prêts de terre aboutissent à une application formelle des textes, qui limite le sens et la portée des contrôles. L'analyse de la mise en œuvre des textes, qui visent à protéger la ressource en eau, par Villey-Desmeserets et

al. montrent les difficultés de leur contrôle par des services exsangues (Villey Desmererets et al., 2001). Ils considèrent que les actions fondées sur le volontariat des agriculteurs trouvent rapidement leurs limites. Pour eux, l'éco-conditionnalité des aides européennes est seule susceptible d'infléchir les pratiques problématiques. Analysant le cas breton, la Cour des Comptes pointe les limites de l'efficacité des deux services chargés de la préservation de la ressource en eau (Cour des Comptes, 2002). L'inapplication du régime des Installations Classées et ses contrôles insuffisants, se cumulent avec une police des eaux, « peu orientée vers la lutte contre les pollutions, qui peine à protéger les points de captage ». Dans un contexte où le principe pollueur-payeur n'a pas de sens et des « moyens administratifs insuffisants », les actions entreprises sont coûteuses, difficilement coordonnées et peu efficaces. Pour Lessirard et al., les résultats obtenus par la filière porcine au regard des moyens alloués sont décevants (Lessirard and Quevremont, 2008). La faute en est aux excès de tolérance de la politique menée : accroissement des délais d'exécution pour la réalisation d'investissements déjà subventionnés, limitation des contrôles de fertilisation à leur dimension formelle...

Pour le rapport de la Cour des Comptes de 2010, les résultats décevants constatés sur le nitrate trouvent leur origine dans « 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 » (Cour des Comptes, 2010). Comme le PMPOA, le levier fiscal et les instruments réglementaires ont une portée limitée. Quant aux mécanismes d'incitation aux pratiques agricoles raisonnées, leurs résultats sont limités. La cour insiste sur l'absence de moyens juridiques et humains des services pour effectuer les contrôles. Services qui sont démotivés par l'absence de suites données à leurs propositions de sanction des infractions. La Cour conclut en s'interrogeant sur le risque de perte de crédibilité de l'Etat d'atteindre les objectifs de la directive-cadre sur l'eau, à défaut d'adopter une politique plus volontariste envers les pollutions d'origine agricole. « *D'autant qu'ailleurs, la conjonction de mesures réglementaires, financières et fiscales ambitieuses, impulsées et fortement soutenues par l'Etat, peuvent être efficaces* ».

3.3.3. Interrogations associatives et publiques sur la pollution des eaux par le nitrate

L'émergence publique de la pollution des eaux par les pratiques agricoles a recomposé le paysage des associations de défense de l'environnement. C'est d'abord en Bretagne, là où la situation est emblématique de la pollution par le nitrate, que s'opère cette évolution. Parce qu'elle juxtapose des types d'agriculture avec des niveaux d'intensification très variables, la France de l'ouest est un espace laboratoire, où peut s'observer la dynamique du productivisme, comme les principales critiques issues de réflexions post-productivistes (Pierre et al., 2008).

En 1969 naît l'Association pour la protection du saumon en Bretagne. Elle regroupe surtout des pêcheurs, mobilisés contre les pollutions ponctuelles industrielles et parfois agricoles. En devenant Eau et Rivières de Bretagne en 1983, l'association se recentre sur les pollutions d'origine agricole. En 1987, elle se fait remarquer en dénonçant le laxisme du Comité départemental d'hygiène des Côtes d'Armor envers la création des élevages de porcs et la surcharge de l'inspection des installations classées. Dès 1992, « *lasse de constater que la pollution des eaux bretonnes par les nitrates ne cesse d'empirer* », comme d'autres associations de pêcheurs avant elle (Gramaglia, 2008), elle s'oriente vers une stratégie juridique : le recours contentieux. Ce qui conduit à une première mise en demeure de la France de respecter la directive nitrates. Eau et Rivières de Bretagne s'appuie sur les situations examinées de rapports publics en rapports publics pour pointer ce qu'elle nomme « *l'immobilisme de l'Etat* » face aux pollutions d'origine agricole en Bretagne. Ainsi, après celui de la Cour des Comptes de 2010, Gilles Huet, délégué Général de Eau et Rivières de Bretagne, remarque que les critiques de la Cour n'ont pas varié depuis 2002 : « *L'Etat reste frileux : on ne sort pas de cette logique qui consiste à faire payer par la collectivité la pollution de l'agriculture. Or il ne s'agit que d'appliquer les règles comme le font les autres secteurs de l'économie* ». En effet, selon l'association « *les nitrates qui s'écoulent dans nos rivières proviennent à 98 % de l'activité agricole : du gaspillage des engrais minéraux et de l'épandage des millions de m³ de lisier produits par les porcs et volailles entassés dans les élevages industriels* ». L'association donne à son combat pour la préservation de la qualité de l'eau bretonne une dimension identitaire qui permet une mobilisation élargie. Elle rassemble aussi bien des protecteurs de la nature que des consommateurs et des agriculteurs en marge du développement majoritaire (Maresca, 2003).

Plus récente, l'association S-eau-S est issue de « Landerneau-Ecologie », créé en 1989. Proche du mouvement des Verts, elle est à l'origine de la création du collectif « Eau pure du Finistère ». Elle complète le réseau associatif breton de préservation de la ressource en eau en s'inscrivant dans une perspective d'écologie politique. Pour son président et fondateur de l'association, « *le problème des nitrates en Bretagne c'est le problème du productivisme, c'est tout* » (Borvon, 2009). Tandis que pour Arnaud Gossement, animateur du Réseau Environnement et Droit, « *la France a pris l'habitude de négocier l'application du droit avec la profession agricole* ». Et il ajoute que « *les algues vertes ne sont que la manifestation la plus terrible de ce qui se passe partout ailleurs sur le territoire* » (Chaon, 2010). (Chaon, 2010).

La présidente du WWF France, sous le titre « *Pollution de l'eau : l'Etat doit mettre au pas l'agriculture industrielle* ». Autissier appelle à sortir de la cogestion entre le ministère de l'Agriculture et le syndicalisme majoritaire. Elle mentionne la longue liste de rapports qui désignent l'agriculture intensive comme responsable de la dégradation de la ressource en eau, sans influencer les décisions politiques. Celles-ci « *ont surtout misé sur des traitements curatifs de plus en plus coûteux pour parvenir à transformer une eau de plus en plus polluée en eau potable* »... « *Ainsi, le contribuable, après avoir subventionné des pratiques polluantes, paie pour la dépollution puis les condamnations* » (Autissier, 2010).

Dès 2000, France Nature Environnement publie un ouvrage sur le fonctionnement du CDH d'Ille-et-Vilaine (Picquot, 2000) qui expose les méthodes d'examen et d'arbitrage des nombreux dossiers d'installations classées d'élevages hors-sol. L'association consacre aujourd'hui une revue trimestrielle « la lettre eau » aux problèmes de pollution des eaux. La question du nitrate y est récurrente. Ainsi, le numéro de mars 2010, (France Nature Environnement, 2010) comporte un dossier sur la politique de l'eau où dans l'article « *l'Etat et les marées vertes : trente ans de face-à-face* »¹⁴ l'association reprend essentiellement les propos du Rapport 2010 de la Cour des comptes (Cour des Comptes, 2010). qui confortent les prises de position de l'association., montrant l'absence de volonté politique de l'Etat « *de remettre en cause des pratiques agricoles durablement marqués par l'encouragement au productivisme et le choix d'une agriculture intensive* ». Quant à l'application de la directive nitrates et au travail engagé dans les zones vulnérables, l'association fait sienne que « *la France ne brille pas par son sérieux en la matière* ». Comme l'action de l'Etat, les politiques cogérées avec la profession ne sont pas épargnées : malgré Ferti-Mieux ou Bretagne Eau Pure « *la dégradation des milieux n'a cessé de s'accroître* ». Dès lors, « *cette situation dégradée (est le) résultat de renoncements successifs* ».

Les associations exercent aussi une activité d'expertise pour remettre en cause les décisions publiques et proposer des options alternatives (Ollitrault, 2001). La force de l'expertise associative réside dans sa visibilité publique et sa médiatisation. Elle conduit à s'interroger sur le sens des formes de démocratie participative (procédure des grands débats publics, observatoires...) instaurées en réponse aux mobilisations associatives. Leur moindre ouverture aux groupes émergents, laisse à penser que leur institutionnalisation conduit à un retour vers des modes de légitimation plus classiques (Le Bourhis, 2008). C'est particulièrement le cas de la politique de l'eau qui, notamment au travers des Agences de l'Eau, a induit la formation d'une infrastructure de représentation des problèmes et d'exécution des politiques, reprenant les configurations préexistantes de réseaux d'action publique locaux (Le Bourhis, 2004). Ainsi, les activités d'expertise jouent en France un rôle de structuration et d'institutionnalisation des relations entre acteurs publics et non-publics - bureaucraties locales d'Etat, élus locaux, scientifiques, professionnels et mouvements associatifs - territorialisant la mise en œuvre des politiques de l'eau (Le Bourhis and Silvia, 2007). L'action des associations de défense de l'environnement est relayée par les médias. Cette médiatisation apparaît d'ailleurs comme un instrument de pression sur les agriculteurs, en rendant public leurs manières de travailler considérées comme socialement problématiques. C'est ainsi que les dégâts du progrès agricole, et notamment les pollutions, ont dégradé l'image du paysan (Champagne, 2003).

La presse bretonne est coutumière d'articles sur la pollution des eaux régionales et la presse nationale n'est pas en reste. *Le Monde*, par exemple, relaie la sortie du rapport de l'IFEN de 1997 « *Agriculture et environnement : les indicateurs* » (IFEN, 1997) en titrant « *Un tiers des ressources en eau potable sous la menace du nitrate* » (Zappi, 1997), de même qu'il rappelle, en 2011, la contribution de l'agriculture à la pollution atmosphérique en commentant une carte publiée par l'Agence européenne de l'environnement (Le Monde, 2011)¹⁵. Le 29 juillet

¹⁴ <http://www.fne.asso.fr/documents/lettre-eau/le50.pdf>

¹⁵ <http://prtr.ec.europa.eu/DiffuseSourcesAir.aspx>

1999, le quotidien récidive avec : « La Bretagne échoue dans sa « reconquête » de l'eau » (Dupont, 1999). On pouvait lire en sous-titre : « *Malgré la mise en place d'un programme de 1,4 milliard de francs, la pollution des sols et des rivières par les nitrates d'origine agricole dans les quatre départements de la région est remontée, en 1998, à ses niveaux records* ». La médiatisation de la dégradation de la qualité des eaux prend toute son ampleur lors du procès de Guingamp, dont le jugement de la cour d'appel de Rennes donne raison aux plaignants, en condamnant le syndicat d'adduction d'eau du Trégor pour n'avoir pas fourni une eau conforme aux normes réglementaires. Se confirme ainsi l'idée que l'eau potable ne l'est plus (Giblin, 2003). Notamment lorsque les propos médiatiques sont amplifiés par le contexte, ainsi lors de la campagne présidentielle de 2007, lorsque des éleveurs bretons manifestent contre l'obligation de réduire l'épandage d'azote sur cinq bassins versants hors normes. Les manifestants, qui s'en prennent aux locaux de Eau et Rivières de Bretagne à Brest, considèrent que cette diminution de la fertilisation azotée entraînera celle de la taille des élevages, et condamnera les petites exploitations, incapables d'investir dans des installations de traitement. Ils interpellent aussi l'Etat qui impose des règles environnementales en rapide évolution. Un responsable syndical souligne les efforts des éleveurs, qui ont permis de passer de 37 à 9 bassins versants dépassant les seuils de pollution en 14 années. Tandis qu'Eau et Rivières de Bretagne relativise ce progrès, par la fermeture de certains captages d'eau destinés à la consommation humaine. L'association dénonce également la politique de l'Etat qui continue à autoriser la création et l'extension des élevages (Allain, 2007). En général, la presse régionale tend à présenter les agriculteurs comme des acteurs locaux dont les contraintes économiques et la pression foncière limitent les marges de manœuvre. Tandis que les critiques des élevages sont présentées comme des réactions de citoyens, méconnaissant les réalités de la production moderne, et soulignant l'histoire longue des problèmes relationnels entre villes et campagnes (Kirat et al., 2004). Les propositions parlementaires controversées sont aussi l'occasion de rappeler l'historique du débat. Ainsi, sous le titre « la Bretagne terre de nitrates depuis 40 ans », l'Express déploie une chronique de la pollution du nitrate en Bretagne. Elle part de la naissance de l'association pour la protection du saumon en Bretagne pour s'achever à la succession paradoxale en 2010 du plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes qui précède l'amendement Le Fur - Le Guen, qui vise à relever le seuil d'autorisation des élevages. En accroche, l'article souligne la liaison entre le taux de nitrate et la prolifération des algues et conclut que « les défenseurs de l'environnement font face aux lobbies agricoles et aux hésitations de l'Etat » (Gouëset, 2010). Tout récemment, en 2011, c'est France Nature Environnement qui, au moment du salon de l'agriculture, lance une campagne d'affichage dans le métro parisien dénonçant les conséquences des excès des pratiques agricoles : toxicité des pesticides, algues vertes...¹⁶. La censure de la RATP, relayée par toute la presse, n'a fait qu'amplifier la portée de cette campagne.

3.3.4. Interprétation du cas breton d'un point de vue de la science politique (contribution de M. Bourblanc)

L'analyse de l'action publique s'intéresse ainsi à la fois aux mesures adoptées et mises en œuvre pour tenter de résoudre un problème donné mais aussi aux revendications sociales qui finissent parfois par déboucher sur une prise en compte et un traitement par les autorités publiques (Duran, 1999). L'exemple de la Bretagne est intéressant dans la mesure où la région est un terrain d'expérimentations du jeu des acteurs et pionnier dans la mise en place de la réglementation contemporaine. La Bretagne est en effet le théâtre de controverses environnementales particulièrement vives autour des activités d'élevage intensif depuis une trentaine d'années. Afin de surmonter la légitimité dont bénéficient les tenants du modèle de l'agriculture intensive au sein de la population bretonne (Berger, 1972), les associations environnementales ont dû s'engager dans un processus de construction stratégique d'un problème digne de figurer à l'agenda public.

Cette légitimité des promoteurs du modèle agricole intensif s'explique par la charge symbolique qui entoure le « modèle agricole breton » (Le Bourdonnec, 1996). Alors que de nombreux récits populaires rappellent l'état de sous-développement de nombreuses parties du territoire jusqu'au milieu du XX^{ème} siècle¹⁷, l'élite agricole issue des années 1950 crée de nouvelles organisations - les groupements de producteurs - qui s'émancipent de la tutelle politique des anciens notables ruraux (Gervais et al., 1965). Ces groupements de producteurs pionniers développent la production agricole qui devient rapidement la première activité économique de la région : ce « miracle économique breton » sort la région de son relatif isolement géographique et permet un certain

¹⁶ La campagne de France Nature Environnement censurée ! http://www.fne.asso.fr/fr/la-campagne-de-france-nature-environnement-censuree.html?cmp_id=33&news_id=12097

¹⁷ voir notamment *Le Cheval d'orgueil* de Per-Jakez Elias, Paris, Plon, 1975

rattrapage économique de la Bretagne par rapport aux autres régions françaises, tout en conservant une agriculture de type familial. Ces producteurs pionniers jouissent alors d'une aura de sympathie au sein du monde agricole mais aussi dans les autres cercles de la population bretonne à qui l'on rappelle les mérites de ces « capitaines d'industries » (Le Bourdonnec, 1996), capables de stopper l'exode rural et de maintenir des campagnes vivantes¹⁸. La légitimité économique et symbolique dont bénéficie l'agriculture intensive est telle que si des faits avérés de pollution agricole sont rapportés depuis les années 1970 (Hénin, 1980), l'existence publique et politique de ces pollutions agricoles est niée jusqu'au début des années 1990¹⁹. Par la suite, les Organisations professionnelles agricoles (OPA) déplacent le problème : la Bretagne dispose de trop peu de terres pour une population agricole nombreuse. Ce « récit » contribue à *naturaliser* le recours au modèle intensif, c'est-à-dire à le poser comme indépassable du fait des conditions naturelles de la région (Freudenburg, 2005) inversant ainsi le statut de l'élevage intensif qui de problème devient une solution. En effet, si le problème de pollutions peut se résumer de la sorte : « un nombre trop élevé d'animaux produit des quantités trop importantes de déjections pour des terres quant à elles en quantité insuffisante pour les absorber », les environnementalistes tendent à insister sur la première partie de la proposition (des tailles d'élevages trop importantes) alors que les OPA insistent sur la dernière partie de la proposition (des terres en quantité insuffisante). Ce recadrage fait du problème de pollution, un problème foncier plutôt qu'un problème de taille d'élevage.

Pour le mouvement environnemental, cela implique de réaliser un travail de construction et de mobilisation autour d'une « définition » du problème à même de trouver un écho auprès de la population et des pouvoirs publics. Autrement dit, le processus de mise à l'agenda a fait l'objet d'une construction stratégique de la part « d'entrepreneurs de cause » (Kingdon, 1984), qu'on pourra plus justement qualifier ici d'« entrepreneurs de morale » (Becker, 1985) ou encore d'entrepreneurs de *problèmes* pour souligner le poids des processus de qualification et d'étiquetage des problèmes au sein de l'action publique. Le mouvement associatif va ainsi mettre à l'agenda des enjeux évolutifs et mouvants qui rebondissent sur de multiples opportunités. La construction stratégique d'un problème social se caractérise en effet par une grande instabilité, d'où la nécessité de distinguer le problème affiché –mouvant et qui est mis à l'agenda public- et le problème pour soi -ou problème vécu-, véritable déterminant du problème aux yeux des porteurs de cause et qui se caractérise par une forte stabilité dans la mesure où il ne correspond pas aux nécessités de la montée en généralité (Bourblanc, 2007). *Eau et rivières de Bretagne* (ERB) a ainsi démarré par des actions de sensibilisation sur le dépeuplement des saumons dans les rivières bretonnes. A cette occasion, les participants découvrent le revers de l'intensification agricole. Très vite, les actions de sensibilisation n'apparaissent plus suffisantes pour peser sur les questions de préservation de la qualité de l'eau. L'association se tourne alors vers le droit en intentant des recours contre des éleveurs qui agrandissent leur élevage sans autorisation administrative²⁰. Ces recours débouchent souvent sur des succès et jettent un discrédit sur les professionnels agricoles, écornant l'aura dont ils jouissaient, sans pour autant modifier le cours des politiques. L'association engage donc aussi dans les années 1980 une bataille administrative longue de plus de dix ans pour forcer l'administration à transcrire la directive « Nitrates » en droit français ; cette démarche donne lieu au dépôt d'une plainte en 1992 auprès des instances européennes pour non-respect des obligations d'une directive (Bodiguel, 1996), plainte qui aboutira à la condamnation du gouvernement français en 2001 puis en 2007, provoquant une forte pression de l'Union européenne en faveur d'un changement de pratiques agricoles en Bretagne. D'autres mouvements, comme les Collectifs Eau Pure se mobilisent contre le non-respect de la qualité de l'eau potable et poursuivent les compagnies distributrices d'eau. Pendant les années 1980, la médiatisation de l'impact du nitrate sur la santé humaine prend de l'ampleur. Plus récemment, la controverse scientifique sur les risques liés aux nitrates amène dans les années 2000 ERB à relativiser la place centrale du nitrate dans son discours et à donner de l'importance à d'autres flux issus de l'activité agricole, dont le phosphore.

Cependant, la confrontation entre problème tel qu'il est mis successivement à l'agenda par le monde associatif, et les mesures d'action publique en matière de qualité de l'eau montre toujours un décalage : la réglementation retraduisant le problème environnemental en un problème de modernisation renforcée des élevages intensifs. Ce constat souligne en fait un mécanisme de retraduction du problème à l'agenda par les acteurs publics au cours

¹⁸ voir notamment sur le sujet les travaux de Y. Fournis, *Les régionalismes en Bretagne. La région et l'Etat (1950-2000)*, Bruxelles, Presses universitaires européennes, 2006

¹⁹ Avec la déclaration de Lalonde sur la nécessité de faire entrer l'agriculture dans le système « pollueur-payeur-bénéficiaire » des agences de l'eau.

²⁰ Réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) à laquelle sont soumises les exploitations d'élevage à partir d'un certain nombre d'animaux (loi de 1976)

du processus d'action publique (Sheppard, 2004). Dans le cas présent, (Chateauraynaud and Torny, 1999) « *les lanceurs d'alerte* » ne parviennent pas à transformer les institutions, celles-ci continuant de fonctionner sur le même mode, recourant à des solutions d'action publique déjà éprouvées mais plus nécessairement adaptées au nouveau problème posé. La situation semble ici plus proche des travaux sur « l'émergence des problèmes publics » où « *les acteurs politiques jouent le plus souvent un rôle déterminant de sélection et de reconstruction* » des problèmes à l'agenda au moment de la conception des mesures d'action publique qui viendront répondre au problème soulevé (Bossy, 2010). Ce constat amène à distinguer les processus de luttes définitionnelles autour du problème en jeu, du processus d'élaboration du contenu des politiques (relatif à la définition des instruments et des outils d'action publique) qui reste, en l'espèce, fidèle aux arrangements institutionnels pré-existants.

3.3.5. La gestion du nitrate comme travail problématique pour les éleveurs

De manière générale, les modèles du bon éleveur, exprimés au travers des concours agricoles publics, orientent la construction des métiers et tendent à homogénéiser ce que les éleveurs considèrent comme des manières de bien travailler (Nicourt, 2007). Mais sur le plan des pratiques de travail, pour les éleveurs de porcs, les modèles d'excellence qui guident leurs manières de travailler sont d'abord le fruit d'une politique traduite en outils de gestion. Ces derniers orientent vers des performances productives plutôt qu'environnementales (Nicourt, 2009). Certes, l'adoption de mesures précautionneuses envers l'environnement n'est pas conditionnée que par la seule rationalité économique des agriculteurs. C'est en situation qu'ils évaluent les risques associés, l'efficacité, ou le travail impliqué par la mise en œuvre des mesures (Sattler and Nagel, 2010). Ainsi en élevage laitier, la relation au territoire clive les éleveurs. Tandis que l'élevage plus « extensif » repose sur des dynamiques sociales et écologiques nécessitant un territoire qui ne soit pas dédié à la seule agriculture pour se reproduire, un modèle plus « productiviste » correspond mieux aux exigences posées par les filières en aval (régularité de la production et qualité du lait) alors même qu'il génère des tensions dans les territoires non dédiés à l'agriculture (van Tilbeurgh et al., 2008). Ainsi, on peut se demander, si le développement des élevages n'est pas davantage fonction des ressources symboliques, sociales et politiques mobilisées par les éleveurs, que de critères technico-économiques (Bourliaud et al., 2007). D'autant que l'on observe que le manque de reconnaissance par les pairs des pratiques innovantes de réduction de fertilisation limite leur diffusion et invite à explorer d'autres modes de légitimation (Lamine, 2011). Il apparaît notamment que c'est à l'aune de ce qu'ils considèrent comme la défense de leurs conceptions du métier et de son avenir, que les agriculteurs orientent leurs pratiques dans le domaine environnemental (Weiss et al., 2006).

Pour les éleveurs, la gestion de l'azote est un problème qui influence leurs manières de faire comme l'organisation de leur travail. Il s'agit de renseigner des outils de gestion : cahier d'épandage, carnet de fertilisation... Mais aussi de réaliser un travail dont la pertinence n'est pas conçue comme évidente : l'appréhension culturelle de l'azote du lisier oscille toujours entre déchet et amendement. Tandis que le recours à l'azote minéral, produit normalisé, est plus facile à piloter (Baschet, 2009). Il s'agit aussi pour les éleveurs d'effectuer, dans un espace « désagricolé », des travaux porteurs de critiques sociales. Ces critiques ont un coût humain. C'est donc aussi en termes de souffrance au travail et d'identité professionnelle qu'il faut considérer les problèmes de gestion du nitrate (De Gasparo et al., 2002) .

3.3.5.1. Les critiques du travail d'élevage

« *La déprime au travail* », titrait l'hebdomadaire *Le Nouvel Observateur* (Linares et al., 2002), en s'appuyant sur les travaux de Hamon-Cholet et Rougerie, pour qui 30 % des salariés vivent des situations de tension avec le public en 1998 (Hamon-Cholet and Rougerie, 2000). Face aux critiques de leur travail, les éleveurs de porcs sont dans une situation comparable. On évoquera plutôt pour eux des situations de vulnérabilité sociale (Castel, 1991) qui rendent compte autant de leur isolement, de leur manque de reconnaissance, que de la précarité de leur travail dans un monde concurrentiel. Mais cette vulnérabilité peut aussi devenir un vecteur de leur réinsertion territoriale. Les critiques exercent en effet une pression sur les éleveurs qui recompose leur identité professionnelle autant qu'elles les conduisent à modifier leurs pratiques (Bonnaud and Nicourt, 2006c). Les inflexions sont limitées cependant, car les éleveurs n'envisagent que des améliorations qui passent par l'adaptation de leur modèle actuel, quand les autres populations prônent un système alternatif. Ainsi, les premiers voient l'intérêt technique de l'élevage sur lisier et les problèmes de travail posés par un système paillé, tandis que

les seconds associent l'élevage sur lisier, à une qualité médiocre de l'eau et le système paillé à la diminution des pollutions (Petit and Werf, 2003).

3.3.5.2. Critiques et isolement des éleveurs

La critique est une forme particulière de contrainte du travail. C'est le cas des critiques environnementales des éleveurs de porcs, devenus emblématiques des pollutions et nuisances agricoles (Bonnaud and Nicourt, 2006a). Pour les agriculteurs, les critiques de leur travail sont des épreuves. Des épreuves aussi au sens où elles s'insèrent dans la construction de leurs expériences. Ainsi, l'enquête publique est d'autant plus une épreuve pour l'éleveur qu'il n'en a pas l'expérience. Il maîtrise mal sa procédure et son inscription temporelle. Pour ceux qui ont développé leur élevage en renouvelant les enquêtes, celle-ci devient une expérience du travail : une compétence d'éleveur (Nicourt and Girault, 2004). Mais cela reste cependant une épreuve parce qu'elle affecte les individus : aussi bien travailleurs que résidents sur leur territoire de travail, les éleveurs sont particulièrement éprouvés par les critiques publiques de leur travail (Bonnaud and Nicourt, 2006b). De telles critiques ont d'autant plus d'impact qu'ils sont fragilisés par la conjonction des transformations du sens de l'espace rural et de leur travail (Bonnaud and Nicourt, 2006d). Quand le travail ne permet pas la reconnaissance de l'individu, son identité est fragilisée. Comme le salarié mis « *au placard* », l'éleveur se retrouve en quarantaine. Les critiques le mettent à l'écart en construisant une situation dans laquelle sont réinterrogées ses relations sociales. Du point de vue du travail, elles opèrent un retournement. Elles induisent une désinsertion sociale, au sens où le travail ne joue plus son rôle d'intégrateur, mais au contraire intervient dans une dynamique de vulnérabilité et de marginalité sociale. Il s'agit d'une forme de désaffiliation, ce résultat d'une fragilité identitaire dans le domaine du travail et d'un isolement qui frappe plus communément les exclus (Castel, 1999). Le travail de l'éleveur peut même conduire à son déni social, à l'image de toutes les populations mises à l'écart pour exercer un métier socialement repoussant ou suspect : charbonniers à l'écart dans les bois, vidangeurs... (Corbin, 1982).

Les critiques sont particulièrement éprouvantes lors des enquêtes publiques, car elles se concentrent sur la durée d'un mois. Les formes qu'elles peuvent prendre - pétitions, porte-à-porte, manifestations, interventions des médias - accroissent particulièrement leur portée. Parce que les consignataires se nomment sur le registre d'enquête, ces critiques renvoient à des proches. Pour l'éleveur, le contenu de leurs critiques, même s'il ne remet généralement pas en cause son projet, compte moins en termes d'épreuve que sa proximité sociale avec celui qui l'émet. Car c'est alors son inscription dans les sociabilités locales qui est en cause. Au-delà de l'enquête, les critiques proférées par les populations proches, parce qu'elles s'expriment au quotidien, dissocient difficilement le résident du travailleur. Dans un contexte de co-activité, elles engendrent une pression permanente qui tend à transformer des effets non intentionnels du travail en un incivisme. Elles exercent une domination symbolique sur les éleveurs en les projetant dans un registre suscitant la réprobation morale et la culpabilité. Ainsi, le contrat social de l'agriculture est mis à mal par son interpellation environnementale (Mathieu et al., 1993). Dès lors, cette rupture interroge la légitimité d'action des agriculteurs dans un espace ruralisé (Banos and Candau, 2006).

La multiplication des critiques conduit les éleveurs à s'isoler : ils se mettent en retrait (Genest et al., 2005). Ainsi peut-on comprendre la faiblesse ou l'absence de soutien des pairs dans les contextes exacerbés de critiques que sont les enquêtes publiques. D'autant aussi que la concurrence entre éleveurs, accentuée par les crises cycliques, a neutralisé leur solidarité face aux critiques (De Gasparo et al., 2006). Cette incapacité à agir ensemble semble renvoyer autant à une culpabilité partagée d'infliger des pollutions et des nuisances à autrui, qu'à la stigmatisation sociale du métier qui amène à se considérer responsable des dérives de ses pairs. La perception collective d'une identité professionnelle fragilisée renforce d'autant la vulnérabilité de chacun. Les éleveurs cherchent alors à ne pas s'exposer à d'éventuelles critiques. Leur désengagement des activités sociales en est la conséquence la plus évidente. L'éleveur devient ainsi l'agent de son propre isolement, qui devient paradoxalement un moyen pour « *tenir* ». Retrouver une sérénité suppose de nouer ailleurs des relations sociales capables d'écoute et de débats. Dès lors, l'éleveur ne peut que s'interroger sur la signification publique de son travail. Et il perçoit la mise à l'écart des élevages comme une injustice sociale, une atteinte à son droit de travailler, à celui de contribuer à la construction de la cité (Pharo, 1991).

3.3.5.3. L'astreinte des critiques

Dans un parcellaire réorganisé et parsemé de résidences, la visibilité du travail de l'éleveur l'inscrit dans une dynamique de surveillance et de contrôle social (Foucault, 1975). Un tel contrôle existe d'autant plus dans les

communes rurales, où les populations ont une interconnaissance de leurs activités, de leur périodicité comme de leur localisation (Maget, 1955).

Selon la position économique et l'ancrage territorial des éleveurs, la mise sous le regard public n'a pas la même portée. Ceux ancrés dans leurs territoires sont affectés directement par les critiques, au sens où ils sont interpellés en face à face lors de leur travail. Tandis que d'autres, plus *nomades*, dont le travail repose sur des activités diversifiées adossées à des territoires multiples, reçoivent des critiques médiatisées : ils n'en sont pas la cible physique. Dans ce cas, la question posée concerne non pas un éleveur en particulier, mais la profession dans son ensemble. Pour eux, c'est plus « *d'image* » dont il s'agit (Nicourt et al., 2001a).

L'affectation de l'éleveur diffère aussi selon les relations qu'il entretient avec la société locale et selon son implication dans les épandages. Lorsque les critiques sont formulées et construites par des résidents proches et portent sur des expériences du territoire, elles visent souvent à négocier les pratiques. Quand la multiplication des co-activités sur le territoire accroît la potentialité d'expression des critiques, l'éleveur détaché de la société locale se trouve moins affecté par de telles critiques. D'un autre côté, des associations le critiquent comme un archétype d'élevage polluant. Cette dernière critique n'atteint l'éleveur qu'en tant que discours sur la profession, détaché des situations. Mais dans les deux cas, les éleveurs peuvent être affectés ; dans l'un c'est un éleveur singulier qui est touché et le problème posé est celui de la souffrance de cet individu, tandis que dans l'autre, c'est la profession dans son ensemble qui est désignée. Cette stigmatisation identitaire peut cependant affecter les éleveurs à de nombreuses occasions, au point que certains dissimulent leur profession, là où ils ne sont pas connus comme tels.

Les éleveurs de porcs estiment qu'ils sont toujours les premiers critiqués. L'odeur, qui a été un marqueur historique de l'existence des porcheries, les a désignées comme source *a priori* de toutes les pollutions ou nuisances mises en évidence. Quand l'odeur ne signale pas l'élevage de porcs, c'est la vision de la tonne à lisier qui prend le relais. Les emblèmes et le sens qui leur est attribué prennent ici toute leur importance. Dans le jugement public et même lorsqu'ils sont formalisés dans le cadre de procédures, les arguments étayés sont de peu de poids face aux situations conçues comme emblématiques et aux expériences nourries par des distinctions sociales (Lahire, 2004).

Les éleveurs ne comprennent pas certaines critiques. Des conflits éclosent quant à l'interprétation des normes qui, pour les opposants, ne s'avèrent pas toujours efficaces pour prévenir ou réduire les pollutions et les nuisances. Le contenu de l'arrêté préfectoral d'autorisation n'est pas toujours à la hauteur des situations conflictuelles, entre des populations qui souhaitent résoudre un problème de pollution ou de nuisances, et des éleveurs qui respectent l'arrêté sans voir d'amélioration sensible dans leur relation avec le voisinage. C'est notamment le cas lorsque la qualité des eaux a été incriminée lors de l'enquête publique. La dispersion des élevages sur les territoires tend à rendre chacun autant responsable qu'irresponsable des concentrations observées. Là se manifeste toute l'ambiguïté de la notion de pollution diffuse (Bourblanc and Brives, 2009). C'est pourquoi les éleveurs peuvent tous considérer les critiques comme injustes et inappropriées. D'autant qu'en situation, ils ne sont pas toujours concernés par celles qui leur sont adressées, mais plutôt interpellés comme représentants d'un pollueur emblématique.

3.3.5.4. Des critiques insérées dans des territoires

Les conflits environnementaux sont ambivalents. Ce sont des catalyseurs de situations territoriales dégradées, qui dissimulent parfois des oppositions d'intérêts d'ordre privé ou de vieilles histoires (Pol et al., 2006). Si les critiques sont des indicateurs de qualité environnementale des territoires, ce sont aussi des marqueurs de distinctions sociales (Weersink and Raymond, 2007). Les conflits révèlent en effet les différences de pouvoir et les positions dans l'espace des acteurs. Ils sont producteurs de changement, en particulier de règles et de régulations locales (Torre et al., 2006).

Lors des enquêtes publiques, les critiques des éleveurs varient selon la proximité territoriale de ceux qui les émettent. Les plus proches mettent en avant les nuisances, tandis que les plus éloignés se mobilisent surtout sur les pollutions des eaux (Nicourt and Girault, 2001). Mais cette distanciation se cumule à des distinctions sociales pour affecter les individus. L'ancrage territorial des éleveurs est cependant une ressource pour faire face aux problèmes territorialisés (Raulet-Croset, 2008) : ainsi, ils sont mieux à même de gérer les critiques qui leur sont adressées. Cependant, lorsque territoires de travail et de résidence se confondent, les critiques ne sont pas adressées qu'à l'éleveur, les membres de son ménage sont également impliqués, en étant considérés comme

des représentants ou des messagers. C'est le cas du conjoint ou des enfants pris à partie. Quand les critiques rejaillissent sur les membres du ménage, c'est qu'elles ont acquis une ampleur qui irrigue la société locale. Elles vulnérabilisent d'autant l'éleveur qu'il est économiquement et socialement fragile (Nicourt and De Gasparo, 2005).

3.3.5.5. Des critiques à la co-construction et à la démonstration du travail

Confrontés aux critiques et à l'expérience de l'isolement, les éleveurs, malgré des configurations territoriales différentes, vivent une épreuve comparable, qui les conduit semblablement à reconsidérer leur travail. Comme le client peut, dans le cadre d'une relation de service, devenir de fait une ressource humaine externe (Gadrey, 1990), ceux qui critiquent l'éleveur lui font améliorer ses pratiques de travail. Ce qui implique aussi pour lui un engagement subjectif croissant pour construire une manière de produire acceptable et acceptée. D'un côté, le travail en est transformé mais aussi contraint par l'usage de marques de respect, de négociations, d'aides et d'échanges, qui visent à l'exemplarité. De l'autre, il devient un référent partageable sur le territoire, intégrant les exigences des co-activités avec d'autres acteurs. La situation est comparable à celle que décrit (Weller, 1998), pour qui le public intervient dans la construction des pratiques des agents administratifs : les résidents qui critiquent l'éleveur influencent ses manières de travailler. C'est ainsi qu'ils élaborent des procédures précautionneuses (Nicourt and Girault, 2006b) : ils « *font savoir* » qu'ils vont épandre, sollicitant d'éventuels conseils de report. Ils prévoient leurs déplacements, leurs horaires et leurs destinations, pour éviter un voisin grincheux ou ne pas gêner ou, a contrario, pour susciter l'occasion d'une rencontre, afin de gérer une critique. Pour cela, il leur faut recueillir au quotidien les réactions que peut susciter leur travail. C'est généralement là que les agricultrices ou les conjointes d'agriculteurs interviennent dans la gestion des critiques. Elles jouent un rôle de médiatrices (Nicourt and Girault, 2006a). Au travers de leurs relations de sociabilité, et souvent de leur implication dans la scolarité de leurs enfants - les attentes aux portes des écoles étant des hauts lieux des débats critiques locaux - elles savent transmettre les critiques qui les prennent pour relais. Quant aux éleveurs, ils acquièrent ainsi de nouvelles compétences, notamment de négociation et de présentation de soi. Dès lors, les histoires et les expériences entre éleveurs et résidents normalisent aussi le travail d'élevage.

Dans les situations de cohabitation sociale, les relations de confiance se dégradent plus facilement qu'elles ne se construisent. Des pratiques peu précautionneuses, même anciennes, laissent des traces durables qui, par extension, désignent les autres élevages comme polluants et nuisants. Pour sortir de cette stigmatisation, chaque éleveur a à faire la preuve qu'il se singularise de cet archétype. Il se doit alors de mettre en place des pratiques démonstratives. C'est ainsi que certains recherchent des *techniques pour* atténuer les odeurs. Leur adoption, qui permet de limiter les nuisances, est aussi considérée comme un signe qui vise à la transformation des relations sociales entre l'éleveur et les populations qu'il côtoie. Là encore, se manifeste la distinction entre la gestion des nuisances et celle de la pollution des eaux. C'est que la pollution des eaux n'est pas l'objet de pressions sociales au quotidien. Et que les éleveurs savent bien que la notion de pollution diffuse empêche toute incrimination de l'un d'entre eux en particulier, à moins qu'il ne soit devenu le pollueur emblématique du territoire.

Quand les odeurs sont la source essentielle des critiques, c'est à l'aune de l'épandage du lisier qu'est jugée l'attitude précautionneuse de l'éleveur : enfouir simultanément ou rapidement. Avertir des épandages en projet, modifier les horaires ou les parcours et anticiper les utilisations possibles d'un espace partagé par les voisins deviennent des préalables indispensables. Montrer le travail et en signaler les contraintes, tout en témoignant de marques de précaution permet d'en rendre acceptable des incidents éventuels. Parfois même des offres de services apparaissent compensatoires des nuisances, ainsi de certaines actions si chargées de sens, que des agriculteurs les qualifient de « pédagogiques ». Vider les fosses septiques des voisins constitue une compensation qui transforme la tonne à lisier en objet transactionnel (Nicourt and Girault, 2003). D'autant qu'elle permet d'épandre le contenu des fosses sur les mêmes parcelles.

Lorsque la pression s'exerce dans l'espace public, la réponse vise à l'exemplarité. Celle-ci s'opère au travers de la présentation de l'élevage et de la mise en visibilité des précautions. C'est le cas de la visite de l'installation conçue comme démonstration du travail. Elle vise à mettre en évidence les pratiques qui y sont exercées et à signifier la transparence de l'action de l'éleveur. Certes, les visiteurs ne sont pas des pairs, mais leur jugement participe à la reconnaissance du travail de l'éleveur, au travers de ce substitut. Comme le cahier des charges pour l'aval de la filière ou le label pour le consommateur, la démonstration de travaux emblématiques et la visite d'élevage sont proposées par les éleveurs comme des traductions pouvant avoir valeur probante de leurs

manières de bien travailler aux yeux des profanes que sont les auteurs des critiques. Dès lors, les critiques peuvent autant rendre le métier éprouvant en accentuant l'isolement de l'éleveur, qu'en le remettant en société.

3.4. Conclusion du chapitre

Il existe une large littérature dans le domaine permettant d'expliquer l'origine sociale des excédents d'azote sur certains territoires et le fait que la tendance puisse se poursuivre. L'usage de l'azote organique a d'abord été posé comme problème de nuisances limitées à quelques territoires circonscrits tandis que celui de l'azote minéral préoccupait d'abord les militaires (explosifs). C'est l'intensification de la production agricole, organisée en France depuis 1946, à la rencontre de la recomposition des territoires ruraux des années 1980, qui l'ont fait émerger comme problème social de pollutions et de nuisances issues des activités agricoles.

Le long parcours de la mise à l'agenda de ce problème met en évidence la dualité du processus entre son affichage stratégique (préserver la qualité des eaux) et le problème perçu (modèle agricole intensif). Bien que conceptuelle, cette précision a des conséquences majeures pour l'action publique puisque même si le problème de qualité de l'eau se résout ou enregistre des avancées substantielles, cela ne terminera pas nécessairement le problème pour autant. Or l'action publique porte non seulement une ambition environnementale mais aussi sociale et économique ce qui détourne l'esprit des outils forgés. Cette situation aboutit à des conflits et des controverses dont l'un des enjeux va jusqu'au sens contemporain du travail agricole. Pour les agriculteurs impliqués, c'est un renouvellement, humainement coûteux, de leur interrogation sur la dignité de leur métier tel que redéfini dans les années cinquante.

Références bibliographiques du chapitre 3

- Aberdam, S.; Bianchi, S.; Demeude, R.; Ducoudray, E.; Gainot, B.; Genty, M.; Wolikow, C., 2006. *Voter, élire pendant la Révolution française 1789-1799. Guide pour la recherche*. Paris: Editions du CTHS, 573 p.
- Allain, P.H., 2007. Les engrais font croître la colère en Bretagne. *Libération* (03/03/2007),
- Alphandéry, P.; Bourliaud, J., 1996. L'agri-environnement, une production d'avenir ? . *Etudes Rurales*, 141-142: 21-43.
- Anon., 1961. Editorial : L'intégration en agriculture. *Paysans*, 31.
- Autissier, I., 2010. Pollution de l'eau : l'Etat doit mettre au pas l'agriculture industrielle. *Le Monde* (16/06/2010),
- Aznar, O.; Guerin, M.; Jeanneaux, P.; Kirat, T.; Torre, A., 2006. Quels indicateurs mobiliser pour les politiques environnementales locales ? Une approche à partir des services environnementaux et des conflits d'usage. . *Géographie, économie, société*, 8 (3): 369 - 384.
<http://dx.doi.org/10.3166/ges.8.369-384>
- Banos, V.; Candau, J., 2006. Recomposition des liens sociaux en milieu rural : De la fréquentation d'espaces à la production de normes collectives ? *Espaces et sociétés*, 4 (127): 97-112.
<http://dx.doi.org/10.3917/esp.127.0097>
- Banos, V.; Candau, J.; Baud, A.C., 2009. Anonymat en localité : Enquête sur les relations de voisinage en milieu rural *Cahiers internationaux de sociologie*, 127 (2): 247-267.
<http://dx.doi.org/10.3917/cis.127.0247>
- Barles, S., 1999. *La ville délétère*. Seyssel: Champs Vallon, 384 p.
- Barles, S.; Lestel, L., 2007. The nitrogen question - Urbanization, industrialization, and river quality in Paris, 1830-1939. *Journal of Urban History*, 33 (5): 794-812.
<http://dx.doi.org/10.1177/0096144207301421>
- Baron, P.; Barthelemy, F.; Bouvier, M.; Martin, X.; Vogler, J.P., 2001. Elevages et fonctionnement du Conseil départemental d'hygiène en Ille et Vilaine. Paris IGE-CGGREF. 73 p.
<http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/PDF/RapportCDH35.pdf>;
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elevages-et-fonctionnement-du-conseil-departemental-dhygiene-en-ille-et-vilaine/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_cdh-0.pdf?nocache=1134040585.85
- Baschet, J.P., 2009. Fiche variable : gestion de l'azote. . *Agriculture Energie 2030* [Paris]: 9 p.
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_AE2030_Gestion_de_l_azote.pdf
- Becker, H.S., 1985. *Outsiders. Etudes de sociologie de la déviance*. Paris: Métailié (*Leconschoses*), 247 p.
- Bentham, J., 1791. *Panoptique. Mémoire sur un nouveau principe pour construire des maisons d'inspection et notamment des maisons de force*. Paris: Imprimerie Nationale - Belfond 1977, 221 p.
- Berger, S., 1972. *Peasants against politics: rural organization in Brittany 1911-1967*. Cambridge: Harvard University Press, 298 p.

- Berlan, J.P., 1988 La logique infernale des rendements agricoles. *Le Monde* (14 juin),
- Bernard, P.Y., 2004. Gestion concertée de l'eau en Lorraine. Quels enseignements tirer d'une opération Ferti-Mieux ? *Travaux et innovations*, 10 (111): 25-28.
<http://www.cra-lorraine.fr/fichiers/agrimieux-travaux-innovation.pdf>
- Bertrand, J.; Gamri, S.; Monteillier, S., 2009. L'agriculture biologique peut-elle être une réponse adaptée aux enjeux territoriaux et environnementaux de qualité de l'eau ? Secrétariat général - Service de la statistique et de la prospective - SSP / SSP/AgroParisTech. 36 p.
http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/agribio_qualite-eau_ssp_2009.pdf
- Bodiguel, M., 1996. *La qualité des eaux dans l'Union européenne : pratique d'une réglementation commune*. Paris: L'Harmattan (Collection Environnement), 361 p.
- Bonnaud, L.; Nicourt, C., 2006a. Fragilisation de l'identité professionnelle des éleveurs de porcs et interpellation environnementale. *Rapport pour le Programme Porcherie Verte, Ivry : INRA-SAE2*. Paris INRA. 104 p.
- Bonnaud, L.; Nicourt, C., 2006b. La réorganisation du territoire de l'éleveur mise à l'épreuve des critiques de son travail. *Journées de la Recherche Porcine*. Paris, France: 2006/01/31, 2006/02/01-02. ITP, 241-246.
- Bonnaud, L.; Nicourt, C., 2006c. Les éleveurs de porcs face à leurs détracteurs en Dordogne et dans le Finistère. *Etudes Rurales*, 177: 55-68.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ETRU_177_0055
- Bonnaud, L.; Nicourt, C., 2006d. When farmers face criticism. 5. *Congrès international Environnement et Identités en Méditerranée*. Corte, France: 2006/07/10-12, 2006/07/13. Università di Corsica Pasquale Paoli, 15 p.
- Borvon, G., 2009. Entretien : Morceaux choisis. *Projet europe.eu : écologie de la norme nitrates*.
<http://europe.sciences-po.fr/index.php/acteurs/associations-ecologistes/33-gerard-borvon>
- Bosc, C.; Doussan, I., 2009. La gestion contractuelle de l'eau avec les agriculteurs est-elle durable ? Approche politique et juridique. *Economie Rurale*, 309 (1): 65-80.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECRU_309_0065;
<http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2009-1-page-65.htm>
- Bossy, D., 2010. La mise sur l'agenda des problèmes publics saisie par ses niveaux d'analyse : des espaces discrets aux équilibres ponctuels. *Revue Française de Science Politique*, 60 (6): 1180-1183.
- Bouesse, M., 2010. Réduction des risques de pollution d'origine bovine. *Agreste Primeur*, (240 avril): 1-4.
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur240.pdf
- Bourblanc, M., 2004. The multi-level integration of policies: linear or circular movement? The case of water quality policies dealing with agricultural pollutions in Brittany (France). *Conference on the Human Dimensions of Global environmental Change*. Berlin, Germany, 3-4 December 2004, 15 p.
- Bourblanc, M., 2007. *Les politiques de reconquête de la qualité de l'eau face aux pollutions agricoles : changement et stabilité dans les arrangements institutionnels en Côtes-D'Armor (France) et dans le Noord-Brabant (Pays-Bas)*. Science politique, Institut d'études politiques, Paris ; Radboud Universiteit Nijmegen, 613 p.

Bourblanc, M., 2008. Le mythe de l'unité professionnelle agricole à l'épreuve de l'environnement: l'alliance fragile du syndicalisme majoritaire et des organisations coopératives dans la controverse sur les pollutions agricoles en Bretagne. *Les cahiers du Cevipof*, 48: 65-89.

Bourblanc, M.; Brives, H., 2009. La construction du caractère « diffus » des pollutions agricoles. *Etudes Rurales*, 183 (1): 161-176.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ETRU_183_0161; <http://www.cairn.info/revue-etudes-rurales-2009-1-page-161.htm>

Bourliaud, J.; Girault, J.M.; Nicourt, C., 2007. La production agricole face au questionnement environnemental. *Colloque : Nouvelles urbanités, nouvelles ruralités en Europe*. Bruxelles (BEL); Strasbourg (FRA): 2000/05/10-12. Peter Lang, 233-240.

Boussingault, J.B., 1843-1844. *Economie rurale considérée dans ces rapports avec la chimie, la physique et la météorologie*. Paris: Béchet Jeune, 643 p. - 636 p.

Brives, H., 1998. L'environnement, nouveau pré carré des Chambres d'agriculture ? *Ruralia*, (1998-02).
<http://ruralia.revues.org/pdf/30>

Brives, H., 2001. *Mettre en technique : conseillers agricoles et pollution de l'eau en Bretagne*. Université Paris X, Paris. 356 p.
<http://strates.revues.org/440>

Brun, A., 2003. Aménagement et gestion des eaux en France : l'échec de la politique de l'eau face aux intérêts du monde agricole. *Vertigo*, 4 (3): 1-6.
<http://vertigo.revues.org/3779?file=1>

Brun, P.; Frey, V., 2009. Mise en œuvre des mesures agricoles dans les SDAGE et les zones soumises à contraintes environnementales Ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation / Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux. 68 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/mise-en-oeuvre-mesures/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport1764-%20mesuresagricoles-SDAGE.pdf?nocache=1134040585.85

Cahart, P.; Burgard, L.R.; Joly, A.; Rogeau, C.; Benetière, J.J.; Gravaud, A.; Le Bail, P.; Vogler, J.P., 1999. Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole. Tome 1 rapport de synthèse. Tome 2 Annexes Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Inspection générale des Finances; Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Conseil général du génie rural des eaux et forêts; Ministère de l'agriculture et de la Pêche, Comité permanent de coordination des inspections. 421 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/rapport-devaluation-sur-la-gestion-et-le-bilan-du-programme-de-maitrise-des-pollutions-dorigine-agricole/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_pmpoa-0.pdf?nocache=1134040585.85

Caron, A.; Torre, A., 2006. Vers une analyse des dimensions négatives de la proximité : Les conflits d'usage et de voisinage dans les espaces naturels et ruraux. *Développement Durable et Territoires*, (7).
<http://developpementdurable.revues.org/pdf/2641>

Castel, R., 1991. De l'indigence à l'exclusion, la désaffiliation. Précarité du travail et vulnérabilité relationnelle. In: Donzelot, J., (dir.), ed. *Face à l'exclusion. Le modèle français*. Paris: Esprit, 137-168.

Castel, R., 1999. *Les métamorphoses de la question sociale : une chronique du salariat*. Paris: Gallimard (*Folio*), 813 p.

- Champagne, P., 1986. La reproduction de l'identité. *Actes de la recherche en sciences sociales*, (65): 41-64.
<http://dx.doi.org/10.3406/arss.1986.2349>
- Champagne, P., 2003. Douleuruse marche vers « le progrès ». Quand les paysans servent de cobayes. *Le Monde diplomatique* (04/2003): p. 8,
<http://www.monde-diplomatique.fr/2003/04/CHAMPAGNE/10079>
- Chaon, A., 2010. Pollutions agricoles : la Cour des comptes pointe le coût de l'inaction. *Dépêche AFP* (09/02/2010),
- Chaptal, J.A., 1819. *De l'industrie française*. Paris: A. A. Renouard, 248p. - 462 p.
- Chaptal, J.A., 1823. *Chimie appliquée à l'agriculture*. Paris: Mme Huzard, 484 p.
- Chassagne, E., 1993. Le tourisme vert. In: (dir), H.B., ed. *L'aménagement de l'espace rural : rapport de séminaire établi par les élèves de l'ENA de la promotion Gambetta*. Paris: La Documentation Française, 339-414.
- Chateauraynaud, F.; Torny, D., 1999. *Les sombres précurseurs : une sociologie pragmatique de l'alerte et du risque*. Paris: Éd. de l'École des hautes études en sciences sociales (*Recherches d'histoire et de sciences sociales* ; 87), 476 p.
- Chrétien, J.; Concaret, J.; Mere, C., 1974. Evolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation. *Annales Agronomiques*, 253 (2): 499-513.
- Coquery, M., 1952. L'agriculture française et le plan de modernisation et d'équipement. *Bulletin de la Société française d'économie rurale*, 4 (3): 76-81.
<http://dx.doi.org/10.3406/ecoru.1952.1286>
- Corbin, A., 1982. *Le miasme et la jonquille : L'odorat et l'imaginaire social XVIII^e-XIX^e siècles*. Paris: Aubier-Montaigne (*Collection Historique*), 334 p.
- Cour des Comptes, 2002. La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne. Rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés Paris Cour des Comptes. 294 p.
<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/024000109/0000.pdf>
- Cour des Comptes, 2010. Les instruments de la gestion durable de l'eau In: comptes, C.d., ed. *Rapport public annuel 2010 de la Cour des comptes* Paris: Cour des comptes, 617-655.
http://www.ccomptes.fr/fr/CC/documents/RPA/24_instruments-gestion-durable-eau.pdf
- DATAR, 2003. *Quelle France rurale pour 2020 ? Contribution à une nouvelle politique de développement rural durable*. Paris: La Documentation française (*Etude prospective*), 64 p.
http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/cgi-bin/brp/telestats.cgi?brp_ref=034000553&brp_file=0000.pdf
- De Gasparo, S.; Dejours, C.; Nicourt, C., 2002. Pressions environnementales, souffrances et recomposition du métier d'éleveur *Colloque : Organisation, intensité du travail, qualité du travail, 2002/11/21-22*. Paris, France, 8 p.
- De Gasparo, S.; Dejours, C.; Nicourt, C., 2006. Interpellations environnementales d'élevages et vécu au travail d'éleveurs. *Organisation et intensité du travail*. Toulouse (FRA): Octarès, 335-343.
- Debatisse, M., 1963. *La révolution silencieuse*. Paris: Calman-Levy (*Questions d'actualité*), 275 p.

Deffontaines, J.P.; Benoit, M.; Brossier, J.; Chia, E.; Gras, F.; Roux, M., 1993. *Agriculture et qualité des eaux. Diagnostic et propositions pour un périmètre de protection*. Paris: INRA, 334 p.

Deneufbourg, M.; Vandenberghe, C.; Marcoen, J.M., 2010. Application of the Action Programme and impact evaluation at a catchment scale (Arquennes, Belgium). *Biotechnologie Agronomie Societe et Environnement*, 14 (S1): 27-38.

<http://www.bib.fsagx.ac.be/base/>

Deuffic, P.; Candau, J., 2006. Farming and landscape management: How French farmers are coping with the ecologization of their activities. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 19 (6): 563-585.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10806-006-9010-0>

Diry, J.P., 1985. *L'industrialisation de l'élevage en France. Economie et géographie des filières avicoles et porcines*. Paris: Ophrys, 680 p.

Doussan, I., 1995. Du droit des nuisances au droit des pollutions, ou le droit protecteur de l'agriculture intensive. *Revue de Droit Rural*, 234 (6-7): 322-326.

Doussan, I., 2002a. *Activité agricole et droit de l'environnement, l'impossible conciliation ?* Paris: L'Harmattan (*Logiques juridiques*), 485 p.

Doussan, I., 2002b. Droit, agriculture, environnement: Bilan et perspectives ou dépôt de bilan en perspective ? *Droit de l'environnement*, (99): 156-162.

<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364658/en/>

Dron, D., 2001. L'environnement ou la résurrection des agriculteurs ? *Etudes*, 394 (5): 617-627.

http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ETU_945_0617; <http://www.cairn.info/revue-etudes-2001-5-page-617.htm>

Dupont, G., 1999. La Bretagne échoue dans sa « reconquête » de l'eau. *Le Monde* (29/07/1999),

Duran, P., 1999. *Penser l'action publique* Paris: LGDJ (*Droit et société. Série Politique*), 212 p.

Foucault, M., 1975. *Surveiller et punir. Naissance de la prison*. Paris: Gallimard, 328 p. .

France Nature Environnement, 2010. La Lettre eau. *Revue de France Nature Environnement*, n°50 (mars 2010): 16 p.

Freudenburg, W.R., 2005. Privileged access, privileged accounts: Toward a socially structured theory of resources and discourses. *Social Forces*, 84 (1): 89-114.

<http://www.escholarship.org/uc/item/3mv1z5n8>

Frouws, J., 1997. The Changing Parameters of Social Regulation and Governance in Agriculture. *Images and Realities of Rural Life. Wageningen Perspectives on Rural Transformations, Henk de Haan and Norman Long, Van Gorcum, Assen (1997)*. 77-88.

Gadrey, J., 1990. Rapports sociaux de service : une autre régulation. *Revue Economique*: 49-70.

<http://dx.doi.org/10.2307/3502124>

Genest, C.; Leclercq, C.; Maranda, M.F., 2005. Les conduites de retrait comme stratégies défensives face au harcèlement psychologique au travail. *Pistes*, 7 (3): 18 p.

<http://www.pistes.uqam.ca/v7n3/pdf/v7n3a5.pdf>

Gervais, M.; Jollivet, M.; Tavernier, Y., 1976. *La fin de la France paysanne*. Paris: Le Seuil (*Histoire de la France rurale*).

Gervais, M.; Servolin, C.; Weil, J., 1965. *Une France sans paysans*. Paris: Éditions du Seuil (*Société ; 7*), 128 p.

Giblin, B., 2003. L'eau : une question géopolitique, en France aussi. *Hérodote*, 110: 9-28.
<http://dx.doi.org/10.3917/her.110.0009>

Gouëset, C., 2010. La Bretagne terre de nitrates depuis 40 ans. *L'Express* (25/06/2010),
http://www.lexpress.fr/actualite/environnement/la-bretagne-terre-de-nitrates-depuis-40-ans_779749.html

Gramaglia, C., 2008. Des poissons aux masses d'eau : les usages militants du droit pour faire entendre la parole d'êtres qui ne parlent pas. *Politix*, 83 (3): 133-153.

Granjou, C.; Mauz, I., 2009. Les éleveurs et leurs voisins. Etude du renouvellement des rhétoriques professionnelles d'une profession contestée. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 90 (2): 215 - 235.
<http://www.raestud.eu/pdf/leseleveurset%20leursvoisins.PDF>

Grujard, É., 2008. Les conditions géopolitiques d'une gestion durable de l'eau : le cas du bassin rennais. *Norois*, 206 (1): 91-110.
<http://dx.doi.org/10.4000/norois.92>

Guérin, M., 2005. *Conflits d'usage à l'horizon 2020 : quels nouveaux rôles pour l'État dans les espaces ruraux et périurbains ?* Paris: Commissariat général du plan, 220 p.
http://www.projetdeterritoire.com/index.php/plain_site/content/download/1945/15725/version/1/file/conflits_usage_territoire.pdf

Guyton-Morveau, A.; Chaptal, J., 1804. Rapport demandé à la classe des Sciences Physiques et Mathématiques de l'Institut, sur la question de savoir si les manufactures qui exhalent une odeur désagréable peuvent être nuisibles à la santé. *Annales de chimie*, 54: 96-109.

Hamon-Cholet, S.; Rougerie, C., 2000. La charge mentale au travail : des enjeux complexes pour les salariés. *Economie et statistiques*, (339-340): 243-255.
<http://dx.doi.org/10.3406/estat.2000.7487>

Hénin, S.c., 1980. *Activités agricoles et qualité des eaux. Rapport du groupe de travail*. Paris: Ministère de l'agriculture;Ministère de l'environnement.

Houiller, F., 1953. Les plans de modernisation de l'agriculture. *Revue Economique*, 4 (5): 639-672.
<http://dx.doi.org/10.2307/3497114>

IFEN, 1997. *Agriculture et environnement : les indicateurs*. Orléans: IFEN, 72 p.

INSEE, 1998. *Les campagnes et leurs villes*. Paris: INSEE-INRA (*Contours et caractères*), 203 p.

Kastens, B.; Newig, J., 2008. Will participation foster the successful implementation of the water framework directive? The case of agricultural groundwater protection in northwest Germany. *Local Environment*, 13 (1): 27-41.
<http://dx.doi.org/10.1080/13549830701581713>

Kingdon, J.W., 1984. *Agendas, alternatives, and public policies*. Boston: Little, Brown 240 p.

Kirat, T.; Torre, A.; Caron, A.; Aviles, A.; Lefranc, C.; Galman, M.; Melot, R.; Rialland, C.; Salazar, M.-I., 2004. Modalités d'émergence et procédures de résolution des conflits d'usage autour de l'espace et des ressources naturelles. Analyse dans les espaces ruraux CNRS, Programme Environnement, Vie, Sociétés : Territoires, environnement et nouveaux modes de gestion : La gouvernance en question. 250 p.

http://halshs.archives-ouvertes.fr/docs/00/03/42/68/PDF/Programme_Environnemen_kirat_torre.pdf

Lacroix, A.; Mollard, A., 1994. Agriculture et gestion de l'environnement : du conflit au compromis ? CNRS. 18.

Lacroix, V., 2008. *Evolution des politiques environnementales françaises sur quarante ans*. Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire, Université Libre de Bruxelles Bruxelles. <http://www.memoireonline.com/11/08/1622/Evolution-des-politiques-environnementales-franaises-sur-quarante-ans.html>

Lacroix, V.; Zaccai, E., 2010. Quarante ans de politique environnementale en France : évolutions, avancées, constante. *Revue française d'administration publique*, 134 (2): 205-232. <http://dx.doi.org/10.3917/rfap.134.0205>

Lahire, B., 2004. *La culture des individus : dissonances culturelles et distinction de soi*. Paris: La Découverte (Textes à l'appui), 780 p.

Lamine, C., 2011. Anticiper ou temporiser : injonctions environnementales et recompositions des identités professionnelles en céréaliculture. *Sociologie du Travail*, 53 (1): 75-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soctra.2010.12.002>

Laporte, D., 1978. *Histoire de la merde*. Paris: Bourgeois (Première livraison), 119 p.

Lascoumes, P., 1994. *L'éco-pouvoir ; environnement et politiques*. Paris: La Découverte, 318 p.

Lascoumes, P., 1995. Les arbitrages publics des intérêts légitimes en matière d'environnement. *Revue Française de Science Politique*, 6. http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/rfsp_0035-2950_1995_num_45_3_403538

Laurent, C.; Rémy, J., 2004. Multifonctionnalité des activités, pluralité des identités. *Cahiers de la Multifonctionnalité*, (7): 152 p. http://agents.cirad.fr/pjjimg/marcel.djama@cirad.fr/M._Djama_CAHIERMF7_pp_36_39_2004.pdf

Le Bihan, J., 1961. Qu'est-ce que l'intégration ? *Paysans*, 31: 7-20.

Le Bourdonnec, Y., 1996. *Le miracle breton*. Paris: Calmann-Lévy.

Le Bourhis, J.-P., 2004. *La publicisation des eaux. Rationalité et politique dans la gestion de l'eau en France (1964-2003)*. Université Panthéon-Sorbonne - Paris I. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00352536/PDF/lebourhis_2004_these_base_sans_ill.pdf

Le Bourhis, J.-P., 2005. Water Parliaments : some examples. *Making things public, Atmospheres of democracy*. MIT Press, p.482-485. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00275803/en/>

Le Bourhis, J.-P., 2008. Expertise en réseau et légitimation de l'action publique. In: Vion, A.e.a., ed. *Action publique et légitimité professionnelle*. Paris, LGDJ, p. 209-222. <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00416001/en/>

Le Bourhis, J.-P.; Silvia, B., 2007. De l'expertise comme mode d'articulation entre l'Etat et les

mouvements sociaux; Etude de deux réseaux d'acteurs autour de la gestion du territoire en France et en Italie (1975-2005).

http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00475602/PDF/lebourhis_bruzzone_2007_1_expertise_comme_mode_d_articulation_entre_Etat_et_mouvement_environnemental.pdf

Le Goffe, P.; Delache, X., 1997. Impacts de l'agriculture sur le tourisme. Une application des prix hédonistes. *Economie Rurale*: 3-10.

<http://dx.doi.org/10.3406/ecoru.1997.4861>

Le Monde, 2011. Gros plan sur les pollueurs d'atmosphère. *Le Monde*, n°20636 (samedi 28 mai 2011): p. 10,

Lessirard, J.; Quevremont, P., 2008. La filière porcine française et le développement durable. Ministères de l'écologie et de l'agriculture, Paris, France. 74p. + annexes.

<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/084000311/0000.pdf>

Linares, J.; de Fauconnier, P.; Radier, V., 2002. Déprime au travail. L'épidémie. De l'ouvrier au cadre sup. *Le Nouvel Observateur*, 1941: 12-22,

Luginbühl, Y., 1991. Le paysage rural. La couleur de l'agricole, la saveur de l'agricole, mais que reste-t-il de l'agricole ? *Etudes Rurales*, (121-124): 27-44.

Maget, M., 1955. Remarques sur le village comme cadre de recherches anthropologiques. *Bulletin de psychologie*, 6 (7-8): 375-382.

Mahé, L.P., 1977. Le coût des fluctuations cycliques agricoles pour la collectivité. *Revue Economique*, 28 (6): 974-1004.

<http://dx.doi.org/10.2307/3500949>

Manneville, V.; Lequenne, D.; Le Gall, A.; Lucbert, J., 2008. *Evaluation du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole, 2 Juillet 2008 Compte rendu n°190833012*. Paris: Institut de l'Élevage, Département Techniques d'Élevage et Qualité, Service Bâtiment-Environnement

Maresca, B., 2003. Eaux et Rivières de Bretagne, une association de protection de la nature et de défense de l'environnement entre contestation et participation. *20 ans d'enquêtes publiques en Bretagne. Protection de l'eau et participation du public* France, 37-42.

http://eau-et-rivieres.asso.fr.iodia.info/media/user/File/colloque_EnqPublique03%281-33%29.pdf

Massard-Guilbaud, G., 2010. *Histoire de la pollution industrielle*. Paris: Editions de l'EHESS, 404 p.

Mathieu, N.; Pivot, A.; Auris, A., 1993. Agriculture et environnement : quelle recherche pour quelle société ? Un entretien avec Edgard Pisani. *Natures Sciences Sociétés*, 1 (4): 336-341.

<http://dx.doi.org/10.1051/nss:2006009>

Ministère de l'environnement, 1990. Discours de Monsieur Brice Lalonde : point presse sur la politique de l'eau 20 février 1990. 4 p.

Nicourt, C., 2007. Distinguer les "bons éleveurs". *Journées de la Recherche Porcine*. Paris, France: 2007/02/06-08. ITP, 187-192.

Nicourt, C., 2009. Le Cochon d'Or : un modèle d'excellence professionnelle pour l'élevage des porcs ? *Economie Rurale*, (313-314): 24-37.

http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECRU_313_0024

Nicourt, C.; De Gasparo, S., 2005. Critique du travail et fragilisation de l'identité de l'éleveur.

Journées de la Recherche Porcine. Paris, France: 2005/02/01, 2005/02/03. ITP Editions, 391-396.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2001. Interpellations centrales et périphériques d'éleveurs au cours d'enquêtes publiques. *Colloque sur la dynamique rurale, l'environnement et les stratégies spatiales*. Montpellier, France: 2001/09/13, 2001/09/14. Université Paul Valéry, 145-153.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2002. Politiques réglementaires et politiques volontaires : un couple de prescriptions efficace pour limiter les pollutions d'origine agricole ? *INRA Sciences Sociales*, 15 (4/01): 1-4.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2003. Oppositions et gestions des oppositions à l'installation ou au développement des élevages : des éleveurs dans des enquêtes publiques. *Journées de la Recherche Porcine*. Paris, France. ITP Editions, 211-216.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2004. L'enquête publique : un travail pour l'éleveur. *Journées de la Recherche Porcine*. Paris, France, 3-5/02/2004: 2004/02/03, 2004/02/05. ITP Editions, 113-118.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2006a. Contributions invisibles au travail d'élevage et fragilisation identitaire des conjointes d'agriculteurs. *Ruralia, revue de l'Association des ruralistes français*, (18-19): 277-289.

<http://ruralia.revues.org/pdf/1311>

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2006b. Une co-construction territoriale des règles du travail d'éleveur. *Economie Rurale*, (291): 42-59.

<http://economierurale.revues.org/pdf/598>

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2009a. Le coût humain des pesticides : comment les viticulteurs et les techniciens viticoles français font face au risque. *Vertigo*, 9 (3): 1-12.

<http://vertigo.revues.org/9197?file=1>

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2009b. Une histoire des boues : le sort des vidanges à Paris au XIX^{ème} siècle et les difficultés du passage de l'amendement agricole à l'épuration. In: Khallaayoune, K.; Cabaret, J., eds. *Traitement et réutilisation des eaux usées : impact sur la santé et l'environnement*. Rabat (MAR): Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, 7-20.

Nicourt, C.; Girault, J.M.; Bourliaud, J., 2000. Les odeurs d'élevages : textes, conflits et négociations locales. *Economie Rurale*, (260): 79-89.

http://www.persee.fr/articleAsPDF/ecoru_0013-0559_2000_num_260_1_1112/article_ecoru_0013-0559_2000_num_260_1_1112.pdf

Nicourt, C.; Girault, J.M.; Bourliaud, J., 2001a. Droit de l'environnement et recomposition de l'espace rural : l'impossible refoulement des odeurs. *Colloque : Le droit rural et ses pratiques dans l'agriculture, l'agro-alimentaire et l'espace rural. Approche conjointe des économistes, des juristes et des sociologues*. Paris, France: 1999/11/25, 1999/11/26. L'Harmattan, 359-369.

Nicourt, C.; Girault, J.M.; Bourliaud, J., 2001b. *L'implication environnementale des agriculteurs : entre prescriptions réglementaires et politiques volontaires. Etudes de cas en Dordogne et Seine-et-Marne*. Ivry-sur-Seine (FRA): INRA-STEPE.

Novek, J., 2003. Intensive hog farming in Manitoba: Transnational treadmills and local conflicts. *Canadian review of sociology and anthropology*, 40 (1): 3-26.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-618X.2003.tb00233.x>

Ollitrault, S., 2001. Les écologistes français, des experts en action. *Revue Française de Science Politique*, 51 (1-2): 105-130.

<http://dx.doi.org/10.3406/rfsp.2001.403609>

Orange, M.; Hopquin, B., 2000. L'impossible transparence de l'eau. *Le Monde* (12 novembre 2000),

Pech, M.; Dupraz, P., 2009. *De l'intérêt des observatoires dans la résolution des conflits locaux : une approche en termes de science politique et de droit public*. Paris: INRA-Institut National de la Recherche Agronomique, 38 p.

Perrier-Cornet, P., 2003. Quelles perspectives pour les campagnes françaises ? *Projet*, 274 (2): 42-50.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=PRO_274_0042;
<http://www.cairn.info/revue-projet-2003-2-page-42.htm>

Perrier-Cornet, P.; Hervieu, B., 2002. *A qui appartient l'espace rural ? Enjeux publics et politiques*. La Tour d'Aigues: Ed. de l'Aube, 141 p.

Perrot, M.; de la Soudière, M., 1998. La résidence secondaire : un nouveau mode d'habiter la campagne ? *Ruralia, revue de l'Association des ruralistes français*, (2): 137-149.
<http://ruralia.revues.org/pdf/34>

Pervanchon, F.; Blouet, A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 45: 117-137.

Petit, J.; Werf, H.M.G.v.d., 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *Journal of Environmental Management*, 68 (4): 377-386.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797\(03\)00105-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797(03)00105-1)

Pharo, P., 1991. *Politique et savoir-vivre : enquête sur les fondements du lien civil*. Paris: L'Harmattan (*Logiques sociales*), 159 p.

Picquot, J.F., 2000. 24 mois de fonctionnement du conseil départemental d'hygiène d'Ille-et-Vilaine mai 1997-mai 1999 ou le temps du tango Comité de défense des 4 cantons (Maure de Bretagne - Guichen - Pipriac - Plélan le Grand); France nature environnement. 377 p.
http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/Le%20Temps%20du%20Tango_1999.pdf

Piechaczyk, X., 1998. Les rôles des commissaires enquêteurs et l'intérêt général. *Politix*, 42: 93-122.
<http://dx.doi.org/10.3406/polix.1998.1726>

Pierre, G.; Madeline, P.; Margetic, C.; Bermond, M., 2008. Durabilité, agricultures et territoires : quels questionnements pour les ruralistes d'universités de l'Ouest ? *Géocarrefour*, 83 (3): 245-250.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=GEOC_833_0245;
<http://www.cairn.info/revue-geocarrefour-2008-3-page-245.htm>

Pol, E.; Di Masso, A.; Castrechini, A.; Bonet, M.R.; Vidal, T., 2006. Psychological parameters to understand and manage the Nimby effect. *Revue Européenne de Psychologie Appliquée/European Review of Applied Psychology*, 56 (1): 43-51.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.erap.2005.02.009>

Prieur, M., 1981. Requiem pour la réserve des droits des tiers. *Revue Juridique de l'Environnement*, (4): 289-293.

Prieur, M., 1996. *Droit de l'environnement*. Paris: Dalloz-Sirey (*Precis Dalloz*), 916 p.

Pujol, J.L.; Dron, D., 1998. *Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige*. Paris: Documentation française (*Collection des rapports officiels*).

- Rambaud, P., 1969. *Société rurale et urbanisation*. Paris: Le Seuil, 318 p.
- Raulet-Croset, N., 2008. La dimension territoriale des situations de gestion. *Revue française de gestion*, 184 (4): 137-150.
<http://dx.doi.org/10.3166/rfg.184.137-150>
- Rémy, J., 1981. *Le métier d'agriculteur. Façons de produire et façons d'être des agriculteurs sarthois*. Paris: INRA, 265 p - 290 p. - 239 p.
- Rémy, J., 1987. La crise de professionnalisation en agriculture : les enjeux de la lutte pour le contrôle du titre d'agriculteur. *Sociologie du Travail*, (4): 415-441.
- Rémy, J., 1998. Quelle(s) culture(s) de l'environnement ? *Ruralia*, (2): 85-103.
<http://ruralia.revues.org/pdf/31>; <http://ruralia.revues.org/document31.html>
- Robreau, F.; Massabie, P.; Martin-Houssart, G., 2010. Les bâtiments d'élevage porcin entre 2001 et 2008 : La gestion des effluents dans les élevages porcins. *Agreste Primeur*, 248: 4 p.
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur248.pdf
- Roguet, C.; Massabie, P.; Ramonet, Y.; Rieu, M., 2009. Les élevages porcins de demain vus par les acteurs de terrain. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 285-290.
<http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2009/eco/eco01.pdf>
- Rouveyrans, J.C., 1961. Quelques éléments d'information sur l'intégration verticale en matière de production porcine. *Paysans*, 31: 21-27.
- Sattler, C.; Nagel, U.J., 2010. Factors affecting farmers' acceptance of conservation measures-A case study from north-eastern Germany. *Land Use Policy*, 27 (1): 70-77.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.002>
- SCEES, 2004. 14% de porcs à l'engraissement en pension. *Agreste Primeur*, (148): 4 p.
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur148.pdf>
- Sebillote, M.; Allais, C.; Landais, E.; Lecoeur, H., 1996. *Les mondes de l'agriculture : une recherche pour demain*. Paris: INRA (*Sciences en questions*), 258 p.
- Sheppard, E., 2004. Problème Public. In: Boussaguet, L.; Jacquot, S.; Ravinet, P., eds. *Dictionnaire des politiques publiques*. Paris: Presses de Sciences Po, 405-413.
- Simmel, G., 1912. *Le conflit*. Dijon-Quetigny: Circé (ed 1998), 160 p.
- Tardieu, A., 1852. *Dictionnaire d'hygiène publique et de salubrité*. Paris: Baillière, 1879 p.
- Torre, A.; Aznar, O.; Caron, A.; Chia, E.; Galman, M.; Jeanneaux, P.; Melot, R.; Paoli, J.C.; Thinon, P.; Bonin, M.; Guérin, M.; Kirat, T.; Lefranc, C.; Salazar, M.I., 2006. Conflits et tensions autour des usages de l'espace dans les territoires ruraux et périurbains : Le cas de six zones géographiques françaises. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, (3): 415-453.
- Tunney, H.; Schulte, R.; Schmidt, O., 2009. Selected papers from the international conference "Grassland and the Water Framework Directive" held at Teagasc, Johnstown Castle Environment Research Centre, Wexford, Ireland, 12-14 November 2008. *Grassland and the Water Framework Directive*. Wexford, Ireland, 12-14 November 2008. School of Agriculture, Food Science and Veterinary Medicine, 1-255.
<http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2010/20103226762.pdf>

van Tilbeurgh, V.; Le Cozler, Y.; Disenhaus, C., 2008. La durabilité des exploitations laitières : rôle du territoire dans leur fonctionnement en Ille-et-Vilaine. *Géocarrefour*, 83 (3): 235-244.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=GEOC_833_0235;<http://www.cairn.info/revue-geocarrefour-2008-3-page-235.htm>;<http://geocarrefour.revues.org/index6976.html>

Villey Desmererets, F.; Ballay, D.; Tricard, D.; Henry de Villeneuve, C.; Commissariat général du plan; CAS Conseil national de l'évaluation, 2001. *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine*. Paris: La Documentation française, 408 p.
<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/014000744/0000.pdf>

von Liebig, J., 1844. *Chimie organique appliquée à la physiologie végétale et à l'agriculture. Traduction faite sur les manuscrits de l'auteur par Charles Gerhardt*. Paris: Fortin, Masson et Cie, 544 p.

Weersink, A.; Raymond, M., 2007. Environmental Regulations Impact on Agricultural Spills and Citizen Complaints. *Ecological Economics*, 60 (3): 654-60.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.12.023>

Weiss, K.; Moser, G.; Germann, C., 2006. Perception de l'environnement, conceptions du métier et pratiques culturelles des agriculteurs face au développement durable. *Revue Européenne de Psychologie Appliquée/European Review of Applied Psychology*, 56 (2): 73-81.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.erap.2005.04.003>

Weller, J.M., 1998. La modernisation des services publics par l'utilisateur : une revue de la littérature (1986-1996). *Sociologie du Travail*, 40 (3): 365-392.

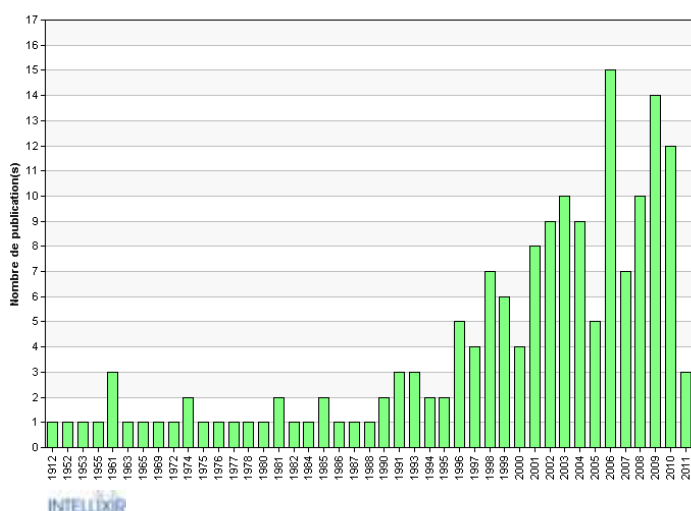
Welsh, R.; Hubbell, B.; Carpentier, C.L., 2003. Agro-Food System Restructuring and the Geographic Concentration of US Swine Production. *Environment and Planning A*, 35 (2): 215-29.
<http://dx.doi.org/10.1068/a352>

Zappi, 1997. Un tiers des ressources en eau potable sous la menace des nitrates. *Le Monde* (10/07/1997),

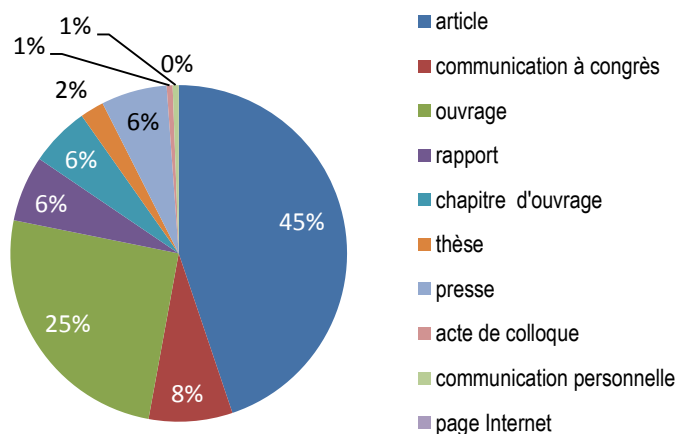
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 3

Le chapitre comporte 174 références, soit 12% du corpus total. De par la thématique, les références citées sont plus anciennes, 32 % antérieures à 1998. Il s'agit surtout d'ouvrages ou chapitres d'ouvrages (31 %) et de revues (45 %) majoritairement francophones. Les domaines de compétences des principaux auteurs sont la sociologie, le droit et les sciences politiques.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
Journées de la recherche porcine	6
Economie Rurale	6
Le Monde	6
Études rurales	4
Revue française de science politique	4
Ruralia	4
Agreste Primeur	3
Paysans	3
Revue Economique	3
Sociologie du Travail	3
Géocarrefour	2
Politix	2
Revue Européenne de Psychologie Appliquée/European Review of Applied Psychology	2
VertigO	2

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Nicourt C	21
Girault J	12
Bourliaud J	5
Bourblanc M	5
Rémy J	4
Le Bourhis J	4
Bonnaud L	4
Torre A	4
Doussan I	4
De Gasparo S	3
Caron A	3
Brives H	3
Candau J	3
Kirat T	3
Chaptal J	3
Gervais M	2
Lascoumes P	2
Prieur M	2
Castel R	2

Chapitre 4. Les dynamiques de concentration, origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires

Auteur

Carl Gagné

Résumé

Depuis plusieurs décennies, on assiste à un double mouvement de concentration industrielle et spatiale dans les filières animales en France, comme dans de nombreux pays d'Europe et d'Amérique du Nord. La baisse du prix relatif de l'énergie depuis plusieurs décennies, la présence d'économies d'échelle aux différents stades des filières animales, les gains économiques liés à la concentration spatiale et à la proximité géographique entre les éleveurs et les industries de grande dimension constituent des facteurs importants de ce processus de concentration des productions animales au niveau des territoires. Cette agglomération des productions animales se traduit cependant par une concentration des effluents d'élevage, dont l'épandage a des conséquences environnementales souvent néfastes et des mesures de régulation environnementale ont vu le jour, notamment au travers de la Directive Nitrates de 1991 (Conseil des communautés européennes, 1991). A l'occasion du Grenelle de l'Environnement de 2007, la question de la localisation des productions agricoles et notamment de sa dispersion a été évoquée comme un levier possible pour réduire les problèmes environnementaux mais il apparaît que les mesures actuelles sont insuffisantes pour contrecarrer ces facteurs d'agglomération à l'origine des excès d'azote dans les territoires spécialisés dans les productions animales. Plusieurs arguments peuvent en revanche être avancés montrant qu'il pourrait être plus efficace d'appliquer des régulations au niveau des filières plutôt que seulement sur les éleveurs.

Mots clés

Filière animale ; agglomération ; excès d'azote ; régulation environnementale

Chapitre 4 : Les dynamiques de concentration, origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires

<i>4.1. Origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires</i>	161
4.1.1. Economies de coût liées à la taille des élevages	162
4.1.2. Economies liées à la concentration spatiale de la production	164
4.1.3. Le rôle de la restructuration industrielle dans les filières animales dans le processus d'agglomération.....	166
4.1.4. Des économies d'échelle permises par la concentration spatiale dans les industries amont et aval	166
4.1.5. Rôle de la proximité géographique des éleveurs et des industriels.....	167
4.1.6. Rôle de l'intégration verticale	169
<i>4.2. Régulation environnementale et relocalisation des productions animales</i>	170
4.2.1. Décalage persistant entre les besoins d'azote et l'azote organique issu des productions animales.....	170
4.2.2. La localisation des productions animales est-elle sensible aux différentiels de coûts dus à la réglementation ?	172
4.2.3. La disponibilité foncière limite-t-elle la concentration spatiale des productions animales ?	173
<i>4.3. Quel avenir ?</i>	174
4.3.1. Le prix de l'énergie : vers une meilleure valorisation des déchets ?.....	174
4.3.2. Dérèglementation des marchés agricoles : vers une plus grande concentration la production ou une plus grande autonomie alimentaire des territoires?	175
4.3.3. Faut-il réguler les industriels des filières animales ?	176
<i>4.4. Conclusion</i>	177
<i>Références bibliographiques du chapitre 4</i>	179
<i>Analyse du corpus bibliographique du chapitre 4</i>	184

Depuis plusieurs décennies, on assiste à un mouvement en France de concentration de la production animale au niveau, d'une part, des régions et, d'autre part, des exploitations. Les effectifs des différents cheptels se concentrent à la fois dans quelques bassins de production et dans les grandes exploitations (Abdalla et al., 1995) ; (Conseil des communautés européennes, 1991).

Après avoir décrit le phénomène, nous mettrons en évidence les mécanismes à l'origine de cette forte agglomération des productions animales et de ses industries. La localisation des activités et la spécialisation des territoires n'est pas le fruit du hasard. Nous mettrons en évidence que la tendance à la baisse du prix relatif de l'énergie depuis plusieurs décennies et la présence d'économies d'échelle aux différents stades des filières animales peuvent constituer des facteurs importants de ce processus de concentration des productions animales au niveau des territoires. Mais cela ne suffit pas à expliquer la concentration géographique au niveau de quelques bassins de production: on peut avoir des exploitations spécialisées dispersées. Deux autres facteurs, moins connus dans le champ de l'économie agricole, contribuent à cette concentration spatiale des productions animales. Il s'agit tout d'abord des gains économiques liés à la concentration spatiale (Krugman, 1997,)l'histoire des Etats-Unis étant intéressante de ce point de vue (Cronon, 1991). Le second facteur concerne les restructurations industrielles dues à l'intégration verticale ont favorisé la spécialisation régionale dans les productions animales.

Les effets environnementaux indésirables de cette concentration spatiale de la production sont aujourd'hui indéniables et sont de plus en plus dénoncés. L'Union Européenne a, au travers de la directive « Nitrates », cherché à limiter la pollution des eaux. La restriction des droits d'épandage a logiquement engendré des difficultés dans les régions à forte densité de cheptel. Nous verrons en quoi les différents instruments de régulation environnementale mis en œuvre jusqu'ici ont eu des effets limités sur la réduction des excès d'azote dans certains territoires et que d'autres secteurs d'activité nous apprennent qu'il pourrait être plus efficace de faire porter la réglementation à l'échelle des filières.

4.1. Origines économiques des excès d'azote au niveau des territoires

Les origines économiques de la concentration spatiale des productions animales sont diverses. Les exploitations et les territoires se sont tout d'abord de plus en plus spécialisés dans les productions animales ou végétales. Deux événements en sont à l'origine qui ont pour cause commune la baisse des prix de l'énergie. Le premier événement concerne la baisse relative des prix des fertilisants chimiques dans les années 1980 et 1990 (voir le rapport du ministère de l'Agriculture de janvier 2010 *Etat, perspectives et enjeux du marché des engrais*) (GCL Développement Durable, 2010). Cette baisse a favorisé l'usage croissant de fertilisants chimiques au détriment de l'azote organique. Le second événement est relatif à la baisse des coûts et temps de transport (Combes and Lafourcade, 2001). L'abaissement des coûts de transport, accompagné par l'élargissement des marchés, qui permet le transport des produits et matières premières plus légère par rapport à leur prix : cas des engrais minéraux, des grains, des produits de substitution aux céréales, des tourteaux protéagineux et des produits alimentaires élaborés tels que le sucre, le vin, le fromage ou la charcuterie. Ceci permet de comprendre pourquoi les produits légers et chers voyagent sur des distances de plus en plus grandes tandis que la production des produits lourds et bon marché se concentre autour des établissements portuaires ou industriels d'amont (productions hors sol près des ports) ou d'aval (lait près des laiteries). Cette diminution des coûts de transport a donc incité à la spécialisation régionale dans les productions animales et au commerce interrégional et international de céréales, de produits de substitution aux céréales et aux protéagineux destinés à l'alimentation animale, entrant sans droit de douane en Europe dès le *Kennedy round*, conclu en 1967. Ce phénomène n'est pas spécifique à l'agriculture mais est observé pour de nombreuses activités économiques (Fujita and Thisse, 2002). D'autres facteurs ont également contribué à ce processus de division spatiale du travail et de spécialisation des territoires, que nous détaillons dans ce qui suit.

Tableau 4.1. Evolution de la taille moyenne des élevages. Source : Agreste, ensemble des exploitations, RA1988, RA2000 et Enquête structure

Type de cheptel	Nombre d'exploitations			Effectif des cheptels			Taille moyenne		
	1988	2000	2007	1988	2000	2007	1988	2000	2007
Vaches	449 649	258 506	195 982	9 175 025	8 470 195	8 043 777	20	33	41
Bovins	503 659	281 308	210 792	21 217 251	20 157 760	19 236 903	42	72	91
Caprins	62 491	26 894	16 108	1 209 302	1 209 732	1 253 632	19	45	78
Ovins	165 104	95 489	65 250	11 498 746	9 279 343	8 430 778	70	97	129
Porcins	170 339	59 702	31 678	12 212 554	14 775 689	14 177 846	72	247	448
Volailles		261 584	129 961		295 543 345	272 840 213		1130	2099

4.1.1. Economies de coût liées à la taille des élevages

La présence d'économies liées à la taille des exploitations, signifiant qu'un accroissement de la production se traduit par une baisse du coût moyen de production, provoque la spécialisation des exploitations. De telles économies sont suggérées par le constat concernant les évolutions parallèles de la productivité et de la spécialisation des élevages. Cela est une caractéristique technologique, encouragée par les rapports de prix, en particulier la croissance plus rapide du prix du travail par rapport à ceux des autres facteurs, qui conduit à la spécialisation des exploitations (Dupraz, 1997).

La hausse continue de la productivité dans les exploitations dédiées aux productions animales est observée, comme dans de nombreux pays, en France. La taille moyenne des exploitations a plus que doublé en 20 ans (voir le Tableau 4.1) concernant les effectifs des cheptels bovins et vaches. Cette hausse de la taille moyenne atteint des proportions plus importantes pour la volaille et le secteur porcin. La taille moyenne des exploitations porcines a été multipliée par 6 en 20 ans. Cet accroissement a été substantiel dans les années 1990, période pendant laquelle la production porcine a augmenté de plus de 20% tandis que le nombre d'exploitations porcines a chuté de 65%. Non seulement la taille moyenne des exploitations augmente, mais la production se concentre de plus en plus dans les élevages de grande taille quel que soit le type de cheptel. Les exploitations porcines avec plus de 200 truies concentrent près de la moitié des effectifs de truie (voir le Tableau 4.2).

Tableau 4.2. Evolution du poids des plus grandes exploitations. Source : Agreste, ensemble des exploitations, RA1988, RA2000 et Enquête structure

Type de cheptel	Tranches d'effectifs	2000	2007
Vaches	70 têtes et plus	2 020 155	2 893 640
		25%	37%
Bovins	200 têtes et plus	4 148 482	5 789 175
		21%	31%
Ovins	900 têtes et plus	1 198 597	1 430 263
		15%	19%
Truies mères	200 têtes et plus	429 863	444 409
		36%	43%
Porcs à l'engraissement	1200 têtes et plus	2 140 276	2 592 571
		28%	34%
Volaille	50 milliers de têtes et plus	72 120 000	78 467 268
		36%	41%

Ce mouvement de concentration de la production s'accompagne d'un renforcement de la spécialisation des exploitations. Comme le rappelle très justement Dupraz, depuis 1970, on assiste à un mouvement de spécialisation (Dupraz, 1997), caractérisé grossièrement par le passage d'une situation où le secteur agricole était dominé par les exploitations mixtes à une situation où les exploitations spécialisées, animales et végétales, fournissent l'essentiel des productions au détriment des exploitations mixtes. En effet, les facteurs de production, comme le travail, qui sont économisés par l'agrandissement d'un atelier voient leur prix croître plus rapidement que ceux, comme l'énergie et les engrais minéraux, qui sont économisés par l'association des productions animales et végétales. Dupraz (1997) montre empiriquement qu'agrandissement d'un atelier de production et

association des productions ne vont pas de paire. La raison ultime est sans doute liée à la spécificité des compétences pour chaque production et aux coûts d'organisation internes liés à l'association de ces compétences. On observe des évolutions comparables aux Etats-Unis. Par exemple, selon MacDonald et McBride, le nombre de fermes ayant des vaches laitières a diminué de façon constante et fortement entre 1970 et 2006 tandis que la taille moyenne des troupeaux est passée de seulement 19 vaches par ferme en 1970 à 120 vaches en 2006 (MacDonald and McBride, 2009). En outre, parce que la production de lait par vache a doublé entre 1970 et 2006 (de 4,5 tonnes à ç par an) la production moyenne de lait par exploitation a été multipliée par douze. Ces exploitations laitières sont de plus en plus spécialisées. Les fermes de plus de 2 000 vaches ont doublé entre 2000 et 2006 et représentent 25% de la production de lait.¹ Concernant le secteur bovin, jusqu'au milieu des années 1960, les éleveurs bovins, généralement dans le Midwest, ont produit leurs propres aliments. En 1964, les exploitations bovines d'une capacité de moins de 1 000 têtes ont traité plus de 60 % des mises en marché des bovins. En 2007, 262 exploitations bovines ont une capacité d'au moins 16 000 têtes et assurent 60 % des mises en marché des bovins US (la plus grande peut nourrir 100 000 bovins) et utilise de l'aliment industriel.

Le double processus de concentration et de spécialisation des exploitations reflète les caractéristiques des technologies agricoles mises en œuvre. Il s'agit d'une part de l'existence d'économies d'échelle – l'accroissement de la production d'un bien s'accompagne d'une diminution des coûts moyens de production – et, d'autre part de la faiblesse relative des économies de gamme réalisées par l'association de différents types de productions au sein d'une même entreprise – la baisse des coûts due à la production conjointe par rapport à la production séparée de quantités égales de biens. Le mouvement de spécialisation des exploitations suggèrent que les économies de gamme sont insuffisantes, voire négative dans certains cas, pour compenser les économies d'échelle réalisées en monoproduction.²

Au niveau de l'exploitation, les économies de gamme peuvent provenir des engrais minéraux économisés en raison de l'association agriculture/élevage permettant l'utilisation fertilisante des effluents animaux ou, éventuellement, d'une baisse des coûts d'achat de l'aliment industriel due à la fabrication à la ferme de l'alimentation pour les animaux. Les facteurs de production contribuant aux économies d'échelle sont généralement le travail. Par ailleurs, certains équipements caractérisant la production spécialisée, comme les installations d'élevage, génèrent des coûts fixes non récupérables et donc sont plus aisément amortis si on produit à grande échelle. Comme le rappelle Chavas, les travaux empiriques descriptifs montrent l'existence d'une relation en « L » entre coût moyen de production et niveau de production (Chavas, 2008; Chavas and Kim, 2001). Autrement dit, le coût moyen diminue quand la production augmente pour les exploitations de petites tailles et le coût moyen évolue peu avec la production à partir d'une certaine taille. Ceci a deux implications. Tout d'abord, l'absence de « dés-économies » d'échelle au niveau de la production agricole. Ensuite, il existe une taille minimum pour être efficace. Toutefois, à ce niveau d'analyse, on compare des exploitations de grandes tailles et de petites tailles qui peuvent utiliser des technologies différentes. Autrement dit, peuvent coexister des technologies à rendements croissants puis décroissants à partir d'un certain seuil de production mobilisées par les petites exploitations et des technologies à rendements constants utilisées par les grandes exploitations.

Les économies de coûts liées à la taille des exploitations ne s'expliquent pas uniquement par des facteurs liés à la technologie de production. Les grandes exploitations peuvent payer moins cher certains biens intermédiaires en raison d'une part, de la présence de coûts de transaction et de transport et, d'autre part, d'un plus grand pouvoir de négociation. C'est le cas par exemple de l'alimentation industrielle pour les porcs. Les fournisseurs peuvent réaliser des économies lorsqu'ils livrent un éleveur de grande taille plutôt que plusieurs petits éleveurs. Ces gains monétaires sont capitalisés dans le prix de l'input. C'est pourquoi le prix d'achat des aliments est négativement corrélé avec la taille des exploitations porcines (Duvaleix-Tréguer and Gaigné, 2011). En revanche, pour certains inputs comme le travail, les coûts de transaction augmentent avec la taille. En effet, le coût de la gestion de la main-d'œuvre augmente avec le nombre de salariés (Chavas and Kim, 2001). Dans ce cas, la

¹ Cette hausse la productivité des exploitations laitières s'est accompagnée par un accroissement de la spécialisation des Etats de l'ouest et par une augmentation de la part d'achat d'aliment industriel pour nourrir le bétail.

² Même si le processus de spécialisation des exploitations est une réalité depuis plusieurs décennies, se caractérisant par un recul des exploitations de polyculture-élevage, la situation peut changer avec une part croissante des formes sociétaires (notamment des GAEC à plusieurs associés). La fusion d'exploitations individuelles tendrait donc, du moins à court terme, à élargir le spectre des productions agricoles au sein d'une même structure. A moyen et long termes, une tendance à la spécialisation peut émerger au sein de ces nouvelles structures.

grande taille des exploitations implique des désavantages³, sauf si le chef exploitant valorise le temps de loisir supplémentaire lié à la présence de salarié

Le recours à des outils sophistiqués d'inférences statistiques est nécessaire pour déterminer l'existence et l'ampleur des économies de coûts liées à la taille des exploitations. De manière générale, les travaux économétriques montrent que les économies de coûts liés à la taille des exploitations ne sont pas négligeables dans les élevages laitiers Européens (Tauer and Mishra, 2006; Wieck and Heckelei, 2007) et d'Amérique du Nord (Key et al., 2008; Kumbhakar, 1993; Mosheim and Lovell, 2009) tandis que les économies de gamme sont faibles (Wieck and Heckelei, 2007). Dans le secteur du porc, nous manquons de travaux économétriques sur cette question. Sur données américaines, Azzam et al. concluent à la présence d'économies d'échelle spécifiques pour les grandes exploitations (Azzam and Skinner, 2007). Un travail en cours de Duvaleix-Tréguer et Gagné sur données françaises montrent la présence d'économies d'échelle (Duvaleix-Tréguer and Gagné, 2011). Ceci confirme l'enquête cheptel porcin (Agreste) de novembre 1998 laquelle montrait que la productivité du travail progresse fortement avec la taille de l'atelier porcin. Par exemple, chez les naisseurs-engraisseurs, les exploitations de moins de 50 truies utilisent en moyenne 8 UTA (unité de travail annuel) pour 100 truies, tandis que celles de plus de 200 truies se contentent de 1,2 UTA pour 100 truies. Au vu des travaux existants, il apparaît d'ailleurs que les économies de gamme dans les productions animales/végétales sont potentiellement faibles relativement aux gains associés à la spécialisation.

Par ailleurs, les économies de gamme au sein des productions animales sont aujourd'hui questionnées. Par exemple, dans le modèle Breton se caractérise par des exploitations porcines ayant à la fois des ateliers de naissance et d'engraissement. La question est de savoir s'il serait souhaitable économiquement que les éleveurs se spécialisent sur un des stades du processus de production. Autrement dit, on pourrait assister à une micro-spécialisation des élevages allant de pair avec une désintégration verticale des élevages. La dynamique actuelle du bassin de production constitué par le Nord de l'Allemagne, les Pays-Bas et le Danemark est intéressante de ce point de vue. Comme le rappellent Roguet et al., cette région d'Europe est devenue un bassin de production unique avec spécialisation géographique des activités et flux transfrontaliers importants d'animaux (Roguet and Duflot, 2010). La politique salariale dans l'industrie de la viande lui a permis de développer sa production de porc. Les exploitations allemandes se sont spécialisées dans l'engraissement au détriment du naissance. Selon Roguet et al., l'Allemagne a importé 9 millions de porcelets et 5 millions de porcs charcutiers, du Danemark et des Pays-Bas principalement et ces dix dernières années (Roguet and Duflot, 2010). En même temps, 7 élevages de truies sur 10 ont disparu au Danemark, 6 sur 10 aux Pays-Bas. En utilisant des données sur des porcheries situées dans le Midwest américain, Azzam et al. montrent cependant l'existence d'économies de gamme verticales dans la production porcine (Azzam and Skinner, 2007). Ceci devrait être testé dans le cas français.

4.1.2. Economies liées à la concentration spatiale de la production

Cette hausse de la productivité des exploitations spécialisées dans les productions animales peut être associée également l'accroissement de la concentration spatiale des productions animales. En effet, ce secteur d'activité de l'agriculture est particulièrement concentré géographiquement. Le calcul de simple indice de Gini met en évidence que les productions animales sont en moyenne plus concentrées spatialement que les productions végétales (Ben Arfa et al., 2009). Par ailleurs, les productions animales non soutenues directement par la PAC sont davantage concentrées géographiquement que les autres productions, comme le suggère le Tableau 4.3. Ainsi, les secteurs des productions animales peu aidés directement par la PAC et qui ont évolué dans un cadre plus libéral se caractérisent par des exploitations agricoles de relativement grandes tailles et localisées principalement dans quelques bassins de production, comme le secteur porcin. A l'inverse en bovins, la gestion des quotas a été un instrument pour figer régionalement l'offre de lait et un frein à la concentration. Les primes à la vache allaitante (PMTVA) et les aides pour le maintien des surfaces en herbe et pour compenser les handicaps naturels ont soutenu la présence des ruminants dans des zones difficiles. On peut donc s'interroger sur les effets à venir de la fin programmée du soutien du secteur du lait sur la réorganisation spatiale et économique de cette filière. La fin des quotas peut provoquer davantage d'agglomération. C'est une question à la recherche qui mérite une attention particulière.

³ Il existe par ailleurs un lien entre l'exposition aux risques (de prix et de production) et la taille des exploitations. D'un côté, l'exposition au risque est plus forte pour les exploitations de grande de taille. D'un autre côté, la grande taille permet une meilleure gestion du risque. Néanmoins, nous manquons de travaux empiriques pour déterminer quel est l'effet dominant.

Tableau 4.3. Concentration spatiale des productions animales. Source : Agreste

	Vaches		Bovins		Truies mères		Porcins		Volaille	
	2000	2007	2000	2007	2000	2007	2000	2007	2000	2007
France métropolitaine	813287	778624	1931832	1859469	120285	102631	1450528	1386577	19908582	18908641
	7	1	3	6	0	6	9	1	3	6
Bretagne	11%	11%	11%	10%	53%	55%	55%	56%	38%	39%
Pays de la Loire	12%	12%	14%	14%	11%	13%	12%	12%	19%	21%
Basse-Normandie	8%	8%	8%	9%	4%	4%	4%	4%	2%	2%
Grand Ouest	31%	31%	37%	37%	68%	72%	71%	72%	61%	63%
Nb régions avec 5<%<10	5	4	4	4	0	0	0	0	1	0
Nb régions avec <5%	14	15	15	15	19	19	19	19	18	19

Au vu des résultats des tableaux 4.1, 4.2 et 4.3, l'agglomération des productions animales semble être une source de gains de productivité. On sait grâce aux travaux de la nouvelle économie géographique que la manière dont les activités économiques sont réparties dans l'espace n'est pas neutre sur la performance économique des producteurs. Les nombreux travaux relevant de l'économie géographique, depuis le travail pionnier du prix Nobel d'Economie Paul Krugman, ont bien mis en évidence les gains économiques liés à la concentration géographique des entreprises (Krugman, 1997). Son message est simple : même sans avantage comparatif, une région peut se spécialiser dans un secteur d'activité. Paul Krugman soutient que, depuis la révolution industrielle, le développement économique résulte de la combinaison des économies d'échelle (plus on produit, moins cela coûte par unité produite) et des coûts de transport. Sans nier le rôle des ressources disponibles, l'existence de gains tirés de la concentration géographique de la production devient un élément central pour expliquer la spécialisation des régions.

La littérature montre également que les producteurs peuvent aussi bénéficier de la simple proximité géographique entre producteurs d'un même secteur. Les interactions non marchandes, qu'ils nouent d'autant plus facilement entre eux qu'ils sont proches, permettent de modifier la relation entre coût et production. La proximité géographique entre producteurs favorise la circulation rapide et fiable (ou le partage) d'informations relatives aux évolutions des marchés de fournitures ou de produits mais aussi au développement d'innovations techniques, organisationnelles ou des produits (Duranton and Puga, 2004). Nous avons alors affaire à ce qui est communément nommé *spillovers* (*retombées*) d'information. La proximité permet également aux producteurs de partager des inputs communs dont les investissements ne seraient, au regard de l'usage qu'ils en ont, pas supportables individuellement, ou, dans certains cas, une main-d'œuvre formée aux tâches spécifiques de cette production. La fréquence des contacts permet en outre aux clients et aux fournisseurs de construire des relations de confiance nécessaires à la rédaction de contrats incomplets comme l'ont montré Leamer et Storper (Leamer and Storper, 2001). Dit autrement, l'efficacité productive des élevages s'accroît avec le nombre d'élevages localisés dans la même zone géographique et s'atténue à mesure qu'augmente la distance entre eux. Tous ces facteurs non marchands favorisant l'agglomération relèvent de ce que l'on nomme en économie spatiale, les « externalités technologiques ou marshalliennes ».

Ces externalités spatiales positives seraient en œuvre dans les élevages. Les résultats sont basés sur cinq études adoptant la même démarche d'un point de vue méthodologique pour tester la présence d'économies d'agglomération. Il s'agit de trois articles sur la filière porcine (Larue et al., 2011 (Larue et al., 2011) sur données danoises ; Gagné et al., 2011 (Gagné, 2004) sur données françaises et Roe et al. (Roe et al., 2002) sur données US et de deux articles sur la filière lait sur données françaises (Ben Arfa et al., 2010) et sur données US (Isik, 2004). Ces cinq études concluent que les filières animales sont caractérisées par des externalités spatiales positives liées à la proximité entre éleveurs. Autrement dit, la proximité géographique entre éleveurs leur permet d'accroître leur productivité. Ce résultat demeure même si l'on contrôle la relation causale inverse (une hausse de la productivité accroît la concentration spatiale de la production) et la présence de facteurs de localisation communs (proximité des industries d'abattage et d'alimentations animales notamment). Notons également que les économies d'agglomération sont particulièrement importantes dans le secteur porcin. En effet, si on a observé une délocalisation des productions porcines aux Etats-Unis à la fin du XX^{ème} siècle, celle-ci n'a pas débouché sur une plus grande dispersion entre les Etats américains mais sur une forte concentration spatiale dans d'autres Etats. En effet, si la production porcine US s'est principalement développée dans des Etats de la « Corn Belt » au

sud de Chicago depuis le XIX^{ème} siècle (Cronon, 1991), à partir des années 1980, la production porcine s'est relocalisée dans les Etats des « Great Plains » et « Mountain states ». Comme le montrent Hubbel et Welsh (Hubbell and Welsh, 1998), si le développement de la production porcine dans les Etats du Sud et du Sud-Est s'est fait au détriment des Etats de la « Corn Belt », cette relocalisation s'est également accompagnée par une plus forte concentration spatiale de la production porcine au sein des Etats à partir des années 1990.

4.1.3. Le rôle de la restructuration industrielle dans les filières animales dans le processus d'agglomération

Les changements opérés au niveau des exploitations agricoles ne sont pas suffisants pour expliquer l'ampleur de la concentration spatiale des productions animales. Les évolutions dans les industries amont et aval ont également participé à ce mouvement de concentration des activités d'élevages.⁴

Tableau 4.4 : Dynamique des industries des viandes et de l'alimentation animale. Source : Enquête EAE (valeur ajoutée en million d'euro)

Industrie		1996	2000	2007
<i>Viande de boucherie</i>	Nombre d'entreprises [1]	460	429	367
	Taille moyenne (effectif/[1])	91	110	130
	Effectif de la plus grande entreprise	1890	2425	4501
	Productivité travail (Val. Ajoutée /effectif)	33.11	34.48	42.89
<i>Viande de volaille</i>	Nombre d'entreprises [1]	199	186	160
	Taille moyenne (effectif/[1])	135	155	181
	Effectif de la plus grande entreprise	2042	1749	2797
	Productivité travail (Val. Ajoutée/effectif)	34.28	35.13	39.40
<i>Produits à base de viande</i>	Nombre d'entreprises [1]	462	437	383
	Taille moyenne (effectif/[1])	91	106	112
	Effectif de la plus grande entreprise	1329	1457	1561
	Productivité travail (Val. Ajoutée/effectif)	33.55	40.66	44.40
<i>Industrie du Lait</i>	Nombre d'entreprises [1]	344	312	294
	Taille moyenne (effectif/[1])	170	190	181
	Effectif de la plus grande entreprise	3347	3155	2394
	Productivité travail (Val. Ajoutée/effectif)	40.51	41.97	61.92
<i>Fabrication aliments pour Bétail</i>	Nombre d'entreprises [1]	220	215	174
	Taille moyenne (effectif/[1])	58	61	65
	Effectif de la plus grande entreprise	449	531	813
	Productivité travail (Val. Ajoutée/effectif)	46.23	41.36	61.85

4.1.4. Des économies d'échelle permises par la concentration spatiale dans les industries amont et aval

Quelle que soit l'industrie liée aux productions animales, on assiste à un mouvement de concentration de l'appareil productif. Dans les quatre grandes industries (de la viande de boucherie et de volaille, du lait, de produits à base de viande, de la fabrication d'aliments pour bétail), le nombre d'entreprises a baissé, la taille moyenne des entreprises a augmenté ainsi que la taille des plus grandes entreprises et leur productivité, comme le montre le Tableau 4.4. Ceci est observé dans différents pays industrialisés. Par exemple, aux Etats-Unis, les industries de la viande sont particulièrement très concentrées : les 4 plus grandes entreprises qui contrôlaient à peu près 20% du marché en 1977 détenaient 82% des parts de marchés au début des années 1990. Différents travaux économétriques mettent en évidence la présence d'économie d'échelle dans les industries aval (Gervais et al., 2008 ; MacDonald and Ollinger, 2000 ; Morrison Paul et al., 2001 ; Ollinger et al., 2005). En revanche, les études sur les gains liés à l'accroissement de la taille des entreprises en raison d'un plus fort

⁴ On n'abordera pas ici le rôle joué par la hausse de la demande de produits transformés issus des productions animales. Ce phénomène a été important aux Etats-Unis, où 70% des poulets étaient vendus entiers en 1970 tandis que cette part a chuté à 10% en 2003 (Goodwin, 2005). Ce changement du côté de la demande a eu des conséquences importantes dans l'organisation industrielle et spatiale des filières animales, qui ne seront pas abordées ici.

pouvoir de marché fournissent des résultats contradictoires (Azzam, 1998 ; Crespi and Sexton, 2005 ; Crespi and Sexton, 2004 ; Crespi et al., 2010).

Ce mouvement de concentration de la production au niveau des industries aval et amont devrait vraisemblablement se poursuivre en France, quel que soit le type d'activités. En effet, les changements en cours dans les différentes activités mènent vers une plus grande concentration industrielle des activités se situant à l'aval et l'amont des élevages.

Industrie de la viande volaille. En 2007, les quatre premiers groupes assuraient 63% du chiffre d'affaires de la filière volailles de chair produites en France, et les dix premiers 80%. Néanmoins, la concentration dans le secteur avicole est plus faible en France que dans d'autres pays, notamment européens. A côté des grands groupes du secteur de la volaille, il existe de nombreuses petites et moyennes entreprises. Le processus de concentration sectorielle devrait se poursuivre dans les prochaines années.

Industrie de la viande de boucherie. En 2007, les entreprises de plus de 20 salariés réalisent 54 % du chiffre d'affaires de l'industrie des viandes et regroupent 46 % des salariés du secteur. Si la tendance à long terme de la consommation de viande fraîche est relativement stable avec une tendance à la baisse^{5,6}, la production et la consommation de produits élaborés ont fortement progressé depuis 2001 (près de 50 % entre 2001 et 2007). Par ailleurs, malgré la diminution du nombre d'abattoirs, ces derniers demeurent en surcapacité. La restructuration devrait encore donc se poursuivre dans ce secteur dans les années à venir.

L'industrie du lait. L'industrie du lait compte près de 300 entreprises de plus de 20 salariés mais 10 groupes transforment 75 % du lait produit en France. Ces dix groupes transforment chacun au minimum plus de 500 millions de litres de lait. Les restructurations dans ce secteur induisent une baisse du poids du secteur coopératif (environ 40% de la collecte française) au profit des groupes privés. Ces restructurations prennent la forme d'acquisition pour accroître la gamme de produits ou pour exploiter les économies d'échelle et accroître le volume de lait disponible. Des partenariats sont également en œuvre pour accroître les parts de marché ou les pouvoirs de négociations avec les acteurs de l'aval.

L'industrie de préparation industrielle de produits à base de viandes. Ce secteur, avec un chiffre d'affaires de plus de 6 milliards d'euros, transforme 70% de la production porcine française. En 2007, 59% du volume et plus de 60 % de la valeur de la production totale étaient réalisés par les 29 plus grandes entreprises du secteur. Le marché est dominé par des entreprises multinationales. Comme pour les autres secteurs liés aux productions animales, la tendance est à la concentration des entreprises. Ce mouvement de concentration risque de se poursuivre afin de faire face à la concentration dans le secteur de la grande distribution (plus de 80 % de la production de charcuterie est vendue en GMS).⁷

L'industrie de la fabrication d'aliments pour animaux en France. En 2007, il existait 210 entreprises de fabrication, dont 174 de plus de 20 salariés et 301 sites. Ces chiffres sont en baisse constante depuis plus de vingt ans ; le nombre d'entreprises (par rachat et cessation d'activité) et de sites (par fermeture) a été divisé par deux depuis 1988. La taille moyenne des entreprises et des établissements augmente constamment depuis vingt ans. Aujourd'hui, 29 entreprises assurent 62% de la production. Selon CoopdeFrance, le tonnage moyen par entreprise se situe environ à 107 000 tonnes/an, avec cependant un écart important entre les coopératives, plus grosses (158 000 tonnes/an) et les entreprises privées (75 000 tonnes/an).

4.1.5. Rôle de la proximité géographique des éleveurs et des industriels

Les relations entre l'agriculture et les industries sont également un facteur puissant d'agglomération des différentes étapes des filières agro-alimentaires (Bagoulla et al., 2010). L'agglomération de la production est un processus de long terme pour partie due aux gains qui existent pour les firmes à se localiser à proximité de leurs clients (industries

⁵ La consommation de viande fraîche a atteint 5,2 millions de tonnes équivalent carcasse (tec), dont 4,1 million de tec de viande d'animaux de boucherie.

⁶ La France est importateur nette de viande fraîche. En 2009, le déficit s'établit à 204 160 tec en volume et à 828 millions d'euros en valeur. Nos principaux fournisseurs sont les Pays-Bas, l'Allemagne et l'Irlande pour la viande bovine et l'Espagne pour la viande porcine.

⁷ Par exemple, l'acquisition de Brocéliande par Cooperl-Arc-Atlantique, en octobre 2009, lui permet de se positionner comme un des dix plus gros opérateurs français du secteur, avec une capacité d'abattage de 100 000 porcs par semaine et des capacités de salaisons qui progresseraient de 27 000 tonnes en 2008, de 50 000 tonnes supplémentaires.

avales) et de leurs fournisseurs (industries amonts) pour bénéficier d'économies d'échelle et de coûts de transport bas (Gaigné, 2004 ; Venables, 2006). L'idée est simple : les producteurs sont incités à se localiser près de leurs clients pour diminuer leurs prix, grâce à de moindres coûts de transport des marchandises. Cette baisse suscite une demande plus élevée et permet donc de produire à plus grande échelle. Accroître le niveau de production fait baisser les coûts moyens en raison des économies d'échelle. Production en hausse et coûts moyens de production en baisse permettent d'accroître les niveaux de profits et de salaires. De même, pour éviter les coûts monétaires et les pertes de temps liés à l'éloignement géographique, les entreprises sont incitées à se rapprocher de leurs fournisseurs. Le regroupement géographique permet de réduire le prix des biens intermédiaires, les délais de livraison du bien ou du service et d'obtenir plus facilement les caractéristiques précises du produit souhaité. Les firmes appartenant à une même filière s'attirent donc spontanément. Les travaux de Gaigné et al. (Gaigné et al., 2011), Isik (Isik, 2004) et Roe et al. (Roe et al., 2002) suggèrent que de tels mécanismes sont en œuvre dans les filières du porc et du lait.

Les études sur la filière porcine nous enseignent également que si la proximité des transformateurs et des industriels de l'alimentation animale sont sources d'économies d'agglomération, la proximité géographique de la matière première pour l'alimentation (Blé, Orge, Maïs et Soja – pour les Etats-Unis) n'est pas un facteur important pour le développement local de la production de porcs. Ceci contraste avec les débuts de la concentration spatiale de la production porcine au XIXème siècle. En effet, Cronon soulignait le rôle clé de la proximité géographique entre productions céréalières comme matières premières de l'alimentation animale et les productions animales (Cronon, 1991). Il indiquait notamment « *Their prodigious meat-packing powers meant that once farmers had harvested their corn crop, pigs (along with whisky) were generally the most compact and valuable way of bringing it to market* » (p. 226). Aujourd'hui, la baisse des prix du transport et le développement des industries de fabrication d'aliments pour bétail ont favorisé le détachement spatial des productions animales et des productions végétales.

Tableau 4.5. Répartition régionale des industries avales et amont

	<i>Viande de boucherie</i>	<i>Viande de volaille</i>	<i>Produits à base de viande</i>	<i>Industrie du lait</i>	<i>Fabrications aliments pour bétail</i>
Nombre d'emploi	47957	28962	43253	53284	11376
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%
<i>Grand Ouest</i>	46%	34%	39%	23%	52%
Nb régions avec 5%<10	1	3	3	5	1
Nb régions avec <5%	19	14	16	15	17

Ces mécanismes évoqués précédemment expliquent assez bien la spécialisation de la Bretagne dans les productions animales. L'industrie de production de viandes de boucherie s'y est fortement développée au cours des dernières décennies. La région est le premier bassin d'emploi de ce secteur, avec environ 14 000 emplois salariés. Ce n'est pas un hasard si, en Bretagne, cette industrie s'est surtout développée dans la zone d'emploi de Saint-Brieuc (un emploi sur quatre), là où la production animale est très concentrée. En dépit de la baisse des coûts de transport en Bretagne, l'activité d'abattage et de découpe s'est encore rapprochée des lieux d'élevage. Cette décroissance des coûts de transport a permis d'exploiter les économies d'échelle dans cette activité industrielle. Les gains de productivité qui en découlent, à ce stade de la production, ont permis en retour d'accroître la production animale. Ceci explique pourquoi également la Bretagne reste la première région en termes de préparation industrielle de produits à base de viandes (9 000 emplois), mais aussi pour la fabrication d'aliments pour animaux de ferme (4 000 emplois). Aujourd'hui, l'industrie agro-alimentaire est le premier secteur exportateur en Bretagne (plus de 2 milliards d'euros), bien loin devant l'industrie automobile et l'industrie des biens d'équipements.

4.1.6. Rôle de l'intégration verticale

Abordons un dernier facteur explicatif de la concentration spatiale des productions animales peu évoqué malgré son importance : l'intégration verticale au sein des filières animales. On a assisté ces deux dernières décennies à, non seulement, une multiplication des acquisitions et fusions d'entreprises agroalimentaires dans ce secteur d'activité, mais aussi à un renforcement de l'intégration verticale se traduisant par un plus fort contrôle des industriels sur les fournisseurs des produits agricoles. En réduisant le nombre de décideurs et en relâchant la concurrence entre industriels, le niveau de décision est devenu ainsi très centralisé. La gestion du risque des aléas liés aux variations de prix ou de production est de moins en moins réalisée au niveau de l'exploitation mais de plus en plus au niveau des industriels de l'aval. Autrement dit, les exploitants peuvent moins diversifier leurs activités pour réduire le risque de pertes de revenu contrairement aux industriels. Par ailleurs, le coût de transaction est davantage supporté par l'industriel et moins par les éleveurs. Les industriels sont donc incités à réduire le nombre de fournisseurs pour minimiser les coûts de transaction et à favoriser la spécialisation des élevages pour exploiter les économies d'échelle. Ainsi, les industriels peuvent gérer les risques en se dotant d'un portefeuille diversifié d'activités constituées d'unités de production avec différentes spécialités. En déplaçant la gestion du risque au niveau des industries de l'aval au détriment des élevages, l'intégration verticale a favorisé la concentration spatiale des productions animales. Le cas des Etats-Unis illustre bien ce phénomène.

Aux Etats-Unis, à partir des années 1980, le secteur de la volaille est devenu de plus en plus intégré verticalement et la part de la volaille produite sous forme de contrat a augmenté. Selon une étude de Goodwin, cette évolution industrielle s'est traduite par une concentration géographique dans le Sud-Est des Etats-Unis de l'appareil productif et de la transformation (Goodwin, 2005). Cette agglomération de la production de volaille a eu lieu dans des régions bénéficiant d'un bon accès à la production de céréales et de soja. Selon l'auteur, plus de la moitié de la production de poulets de chair se concentre sur 77 comtés US, soit 2,5 % des comtés US et 90 % de la production sur 10 % des comtés US. En 2004, 47 % de la production de l'industrie de la volaille était assurée par 3 entreprises. Cette part a doublé en vingt ans. La taille moyenne des établissements des 8 plus grandes entreprises a plus que doublé entre 1982 et 2002.

En parallèle, comme le rappellent MacDonald et McBride (MacDonald and McBride, 2009) la plupart des porcs mis sur le marché en 1992 provenaient d'indépendants qui combinaient les différentes étapes de la production (de naisseur à engraisseur). Aujourd'hui, l'activité porcine est concentrée géographiquement et la plupart de la production est organisée par les intégrateurs qui coordonnent la production entre les producteurs spécialisés en plusieurs étapes distinctes. Certains intégrateurs organisent la production de porcs exactement comme les intégrateurs de poulets de chair. Environ 40 grands intégrateurs coordonnent désormais 75 % des 100 millions de porcs commercialisés chaque année aux Etats-Unis.

A l'inverse, la filière lait des Etats-Unis est moins intégrée verticalement et la production de lait y reste plus dispersée géographiquement que les autres productions animales. L'organisation de la filière laitière a peu évolué car la plupart des fermes vendent encore leur lait à travers des coopératives laitières, ce qui peut expliquer pourquoi cette production demeure la moins concentrée géographiquement (Herath et al., 2005). En effet, 70 % des producteurs laitiers, ce qui représente 76 % de la production de lait, expédient leur lait aux usines liées à leurs propres coopératives. Notons que la production laitière est également moins concentrée spatialement que la production bovine (Herath et al., 2005). En effet, certaines exploitations bovines sont détenues par l'industrie avale ou des entreprises spécialisées dans l'élevage bovin possédant leur propre usine d'aliments pour bétail.

Le secteur de la volaille en France est également un bon exemple. En effet, la filière française de volailles de chair est fortement intégrée et est fortement concentrée spatialement. Elle est organisée autour d'un nombre limité de groupes transformateurs et de nombreux éleveurs avec des contrats d'intégration. Plus de 90 % des éleveurs ont des contrats d'intégration si on inclut les contrats coopératifs, 75 % si on les exclut. Plus de 60 % de la production de volaille est concentrée dans les régions Bretagne et Pays de La Loire.

4.2. Régulation environnementale et relocalisation des productions animales

La concentration géographique de la production animale, en se traduisant par une concentration géographique des effluents issus de ces élevages, peut devenir une source importante de pollutions. Ilari *et al.* montrent qu'en 2000, les exploitations spécialisées en production porcine détenant de 40 à 60 porcs/ha épandent de 720 à 910 kg d'azote par hectare (Ilari *et al.*, 2003). Dans les années 1990, selon les données Agreste, la forte concentration s'est opérée à un rythme soutenu dans les exploitations porcines tandis que les structures foncières sont restées assez stables pendant cette période. Aux Etats-Unis, les exploitations de plus de 1 000 places, qui représentent 2 % des élevages, détiennent 35 % du potentiel de production mais seulement 2 % des surfaces agricoles (Tregaro and Lossouarn, 2004).

Les effets environnementaux indésirables de cette concentration sont aujourd'hui indéniables et sont de plus en plus dénoncés. L'Union Européenne a, au travers de la directive « Nitrates », cherché à limiter la pollution des eaux liée à une trop forte concentration des nitrates. L'épandage des effluents a été limité par un niveau maximum d'azote par hectare et par an. Cette restriction des droits d'épandage a logiquement engendré des difficultés dans les régions à forte densité animale et où les surfaces disponibles ou accessibles pour l'épandage n'étaient pas suffisantes. Autrement dit, cette mesure a réintroduit un lien entre les productions dites hors-sol et la question foncière. De manière générale, la mise en place de la directive « Nitrates » peut avoir joué le rôle de force de dispersion de la production en limitant le développement des élevages dans les zones de forte concentration en raison des coûts non négligeables notamment de transport ou de traitement qu'elle a induit et des liens entre niveau de production et quantité de terre disponible.

Dans ce qui suit, nous évaluons, tout d'abord, si les réglementations environnementales ont permis d'éliminer les excès d'azote dans certains territoires, comme la Bretagne. Ensuite, nous nous interrogeons si les mesures prises en matière de régulation environnementale (notamment, les contraintes sur les surfaces d'épandage qui réintroduisent un lien au foncier) peuvent conduire à la dispersion géographique de la production. Autrement dit, si la politique environnementale, telle qu'elle est appliquée peut contrebalancer les forces de marchés poussant à l'agglomération des productions. Enfin, nous discuterons des effets possibles des changements structurels dans le secteur agricole sur la situation environnementale des territoires avec forte densité animale.

4.2.1. Décalage persistant entre les besoins d'azote et l'azote organique issu des productions animales

La spécialisation des exploitations et des territoires dans les productions animales a en contrepartie fait émerger des territoires avec des excédents d'azote comme en Bretagne. Le Tableau 4.6 montre que si la situation environnementale globale s'est améliorée, la Bretagne a toujours de nombreux cantons en excédent d'azote en 2008. La baisse des excédents d'azote est très concentrée sur le territoire breton car seuls 14 cantons sur 104 ne sont plus classés en zone d'excédent structurel (ZES) entre 2000 et 2008. Malgré les efforts effectués en Côtes d'Armor et dans le Finistère, liés surtout à la multiplication des stations de traitement des effluents (IFIP, 2006), les excédents d'azote demeurent principalement dans les cantons de ces deux départements. Par ailleurs, si on observe une baisse de l'excédent d'azote en Bretagne entre 2001 et 2008, celle-ci est largement imputable à la baisse d'environ 20 000 tonnes d'azote organique issu des productions animales car, en même temps, le besoin en azote organique a très légèrement diminué (voir Tableau 4.6). Cette baisse est surtout liée à la diminution des effectifs dans le secteur avicole et, dans une moindre mesure, dans le secteur bovin mais aussi à une hausse des prix des fertilisants chimiques (voir Figure 4.1). La quantité d'azote organique produite par le secteur porcin a augmenté en dépit de la généralisation de l'alimentation biphase et de l'incorporation de phytases dans les aliments.⁸ De plus, on débouche sur une situation paradoxale en Bretagne, dans la mesure où on élimine de l'azote dans l'ouest de la Région tandis que la production d'azote est inférieure au besoin en azote dans l'est de la Bretagne.

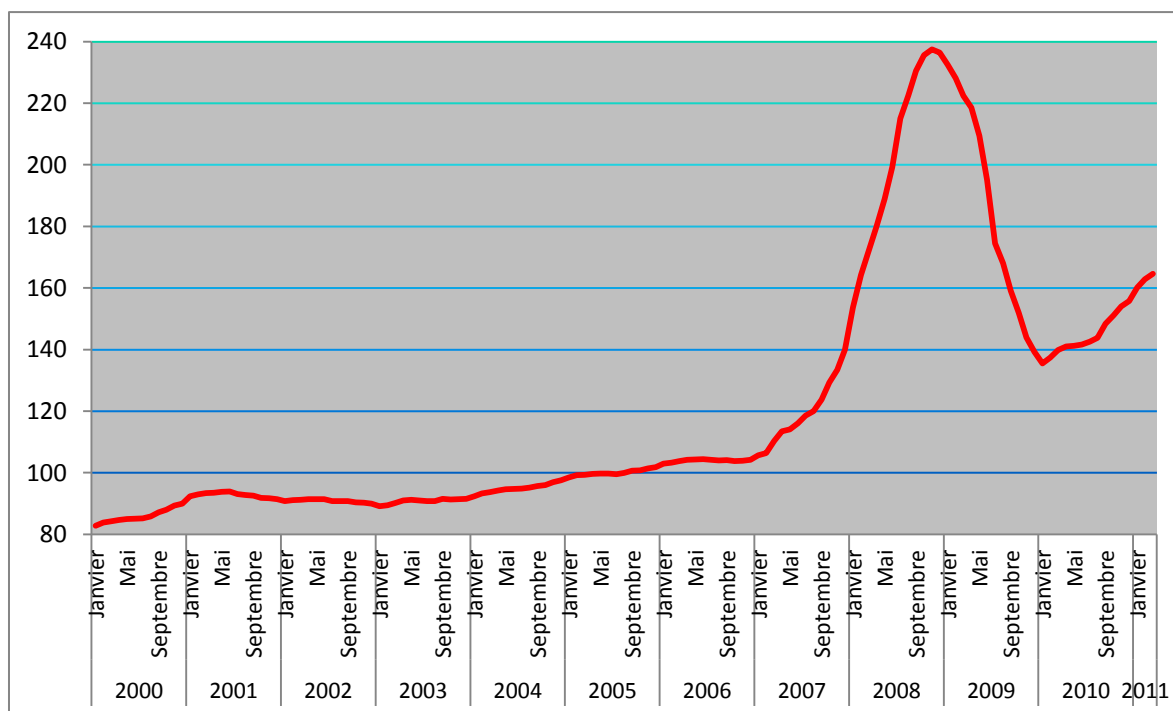
⁸ En 2008, 81% des places de truies et 83% des places d'engraissement sont en alimentation biphase contre respectivement 65 % et 59 % en 2001 selon l'enquête Bâtiment Elevage (Agreste).

Tableau 4.6. Bilan azote en Bretagne (méthode « bilan Corpen », voir chapitre 8) Source : Agreste (ne tient pas compte des effets précédents et des reliquats)

	2001	2008
Surface Agricole Utile (SAU)	1701566	1 661 332
Surface Potentiellement Epanable (SPE)	1191096	1162932
Nombre de canton en ZES	104	90
Part des exploitations en ZES	64	
[1] Azote organique (en tonne)	226 900	204 288
<i>dont Bovin</i>	121622	110831
<i>dont Porcin</i>	61354	64356
<i>dont Avicole</i>	39954	29101
[2] Azote organique résorbé	11 500	35 578
[3] Azote organique net ([1]- [2])	215 400	168 710
Azote organique [1]/SPE (kg/ha)	190	176
Azote organique /SPE (kg/ha) dans ZES	216	
Azote organique net [3] /SPE (kg/ha)	181	145
[4] Apport en azote minéral (en tonne)	120 600	100 035
[5] Besoin en azote (en tonne)	237900	213638
Besoin en azote organique [5]-[4]	117300	113603
[6] Excédent d'azote ([3]+[4]-[5])	103300	57107
Excédent d'azote en % [6]/[5])	43%	26%
Excédent d'azote par ha de SPE	86	49

SPE=70% SAU, ZES : zone en excédent structurel

Figure 4.1. Indice des prix « Engrais et amendements » (Base 100 : 2005 – Source : IPAMPA, INSEE)



Il est donc très clair que l'application de la réglementation environnementale n'est pas suffisante pour réduire les excès d'azote et la concentration spatiale des productions animales.

Tableau 4.7. Bilan azote en Bretagne par département. Source Agreste (ne tient pas compte des effets précédents et des reliquats)

	Côtes d'Armor		Finistère		Ille-et-Vilaine		Morbihan	
	2001	2008	2001	2008	2001	2008	2001	2008
SAU	453464	439 366	397508	393 237	465568	450 949	385026	377780
SPE	317425	307556	278256	275266	325898	315664	269518	264446
Nb de canton en ZES	40	35	29	30	19	13	16	12
Part des expl. en ZES	83%		70%		46%		58%	
N org. (en T)	66907	62 166	58358	53077	53411	46 920	48236	42 125
N org. Résorbé (en T)		15 130		11 885		1 681		4 882
N org /SPE (kg/ha)	211	202	210	193	164	149	179	159
N org /SPE en ZES (kg/ha)	222		235		191		206	
N org net / SPE		153		150		143		141
Apport N minéral		23 990		28 271		27 192		20 582
Besoin N (en tonne)		56537		47880		64877		44344
Excédent d'azote		14489		21583		7554		13481
Excédent d'azote en %		25.6%		45.1%		11.6%		30.4%

Au moins deux raisons peuvent être avancées pour expliquer la persistance d'excès d'azote dans nombreux cantons en France 20 ans après l'apparition de la directive « Nitrates ». Tout d'abord, la réglementation n'est pas respectée. Ensuite, les coûts associés à la réglementation ne sont pas dissuasifs pour changer les pratiques des éleveurs. Les deux explications sont vraisemblablement valables. Les gains à l'agglomération sont tels que les coûts sont insuffisants pour affecter substantiellement les comportements des éleveurs.

4.2.2. La localisation des productions animales est-elle sensible aux différentiels de coûts dus à la réglementation ?

De nouveau, l'expérience du Canada et des Etats-Unis est intéressante. En effet, il y existe une mesure du degré de sévérité de l'application de la réglementation environnementale par les différentes collectivités locales (les exigences environnementales, les contraintes sur les plans d'installation et de fertilisation, les niveaux de contrôle... varient suivant les territoires). Autrement dit, le coût du respect des contraintes environnementales varie selon les territoires. Cette mesure a été utilisée pour analyser l'impact du degré de sévérité, et donc des coûts associés à la réglementation environnementale, sur la distribution spatiale des productions animales.

A partir de données canadiennes, Weersink et Eveland montrent que les différences entre les communes en matière de sévérité pour le respect des règlements environnementaux n'influencent pas le nombre d'installations et le nombre d'autorisations d'expansion des élevages (Weersink and Eveland, 2006). Ce dernier augmente là où le nombre d'éleveurs est élevé, suggérant le rôle important des économies d'agglomération. Par ailleurs, Metcalfe, à partir de données permettant d'identifier le degré de sévérité de l'application de la réglementation environnementale, montre que la localisation des élevages porcins de grandes tailles n'est pas affectée par les différences spatiales dans les coûts liés à la politique environnementale (Metcalfe, 2000). En revanche, ces différences de coûts ont affecté la distribution spatiale de la production porcine d'exploitation de taille modeste. Plus précisément, l'accroissement de la sévérité aux Etats-Unis à la fin des années 1990 (Metcalfe, 2001) a surtout impacté négativement les petites exploitations. En revanche, en contrôlant mieux le rôle des économies d'agglomération, les études de Roe et al. (Roe et al., 2002) et Isik (Isik, 2004) suggèrent que les effets de la réglementation environnementale sont globalement négatifs pour les productions porcines et laitières. Par ailleurs, en contrôlant les problèmes d'inférence statistiques liés à l'endogénéité entre le niveau de production animale et le degré de sévérité, Herath et al. confirment que le niveau de sévérité de l'application de la politique environnementale selon les Etats US influence la localisation des productions animales, plus particulièrement la production porcine et laitière (Herath et al., 2005). Néanmoins, ces études montrent que les économies d'agglomération liées à la proximité des industriels structurent davantage l'organisation spatiale des productions animales. Il apparaît donc que l'action publique n'est pas en mesure de contrecarrer les concentrations spatiales excessives des productions animales.

4.2.3. La disponibilité foncière limite-t-elle la concentration spatiale des productions animales ?

En fixant une valeur maximale à la quantité d'azote organique à épandre par hectare de surface épandable, la concurrence pour la terre pour épandre les excès d'effluent devrait favoriser la dispersion géographique des productions animales. En effet, pour les exploitations ayant une production animale, et donc d'effluent, supérieure à leur surface en terre doivent trouver des terres supplémentaires en dehors de son exploitation pour épandre le lisier. Ainsi, les éleveurs ayant des excédents d'effluents doivent louer la possibilité d'épandre aux agriculteurs ayant des capacités d'accueil et doivent assurer le transport et l'épandage. Autrement dit cette mesure environnementale génère des coûts de location de terre ainsi que des coûts de transport et d'épandage. Les études empiriques montrent que ces coûts ne sont pas négligeables. Même si les prix des transactions sur les services d'épandage ne peuvent être observés, on peut les révéler indirectement en s'intéressant à la capitalisation de la rente d'épandage sur le prix des terres agricoles. A partir d'une analyse hédoniste sur une base de 7 000 transactions foncières en Bretagne, Le Goffe et Salanié montrent que le prix de la terre agricole croît, toutes choses égales par ailleurs, avec la densité animale ou avec la densité de porcs (Le Goffe and Salanie, 2005). Par ailleurs, les coûts monétaire et en temps liés à l'épandage (chargement, transport et application) ne sont pas négligeables. Dans Djaout et al., les coûts de transport sont estimés de 1,50 € à 4,50 € par kg d'azote pour le porc et de 0,40 € à 1 € pour la volaille en fonction de la distance parcourue (Djaout et al., 2009). Smith a évalué ce coût à 2,13 \$CAN par tonne de lisier pour les exploitations porcines et laitières et à 4,28 \$CAN/t pour les exploitations avicoles (Smith et al., 2006). En conséquence, la contrainte d'épandage introduite par la directive « Nitrates » implique des coûts croissants avec la densité animale car les éleveurs devront payer un droit d'épandage plus élevé ou épandre de plus en loin au fur et à mesure que la production locale s'accroît. Cette contrainte devrait donc décourager l'agglomération de la production animale et, au contraire, induire son éparpillement spatial.

L'étude de Kaplan et al. est intéressante sur les effets de la contrainte d'épandage liée à la terre sur la localisation des productions agricoles (Kaplan et al., 2004). Elle concerne 34 Etats des Etats-Unis d'Amérique qui ont décidé de limiter les taux d'application du lisier sur les surfaces agricoles. Plus précisément la contrainte vise à ce que la production de fertilisants organiques issus des animaux n'excède pas les besoins en fertilisant des cultures de la région. Les auteurs simulent l'impact, sur les niveaux de production animale et végétale par Etat, de la mise en place d'une contrainte concernant l'application du lisier sur les terres agricoles en considérant différents taux de substitution entre les fertilisants chimiques et organiques (de 20 à 40 %). Si l'on considère un taux de substitution de 20 % (taux moyen aux USA) et un coût lié à la gestion du lisier, l'ensemble des productions animales baissent, surtout dans le secteur de la volaille (-7 %) et dans une moindre proportion dans les secteurs de la viande bovine et porcine (respectivement -2,20 et -1,56 %). La production de maïs baisse également tandis que la production de blé augmente. En effet, la production de volaille requiert des quantités relativement importantes de maïs et cette culture est produite dans des régions peu spécialisées dans la volaille. En revanche, le blé étant relativement plus consommateur de phosphore, la mise en place de la contrainte accroît la demande de blé pour l'épandage. Par ailleurs, cette baisse de la production animale s'accompagne d'une relocalisation des productions des régions spécialisées et intensives vers les Etats de la « Corn Belt ». Autrement dit, les contraintes d'application du lisier sur les surfaces agricoles induisent une dispersion des productions animales vers les régions spécialisées dans les productions végétales.

Or, les études sur données françaises montrent que la disponibilité foncière n'est pas un frein à l'agglomération (Ben Arfa et al., 2010 ; Gaigné et al., 2011). Pour tenter de comprendre la non-influence de l'application locale de la norme environnementale, il faut prendre en compte la possibilité que peuvent avoir les éleveurs (et notamment les plus performants) de faire évoluer leur technologie pour atténuer les effets négatifs de la contrainte environnementale sur leur productivité (par réduction de leurs effluents ou par modification de la nature de leurs gestions des effluents). Cette réaction est conforme à l'hypothèse dite « de Porter » exprimée par Porter (Porter, 1991) et développée par Porter et van der Linde (Porter and van der Linde, 1995). Bien qu'assez controversée (cf. Ambec et Barla (Ambec and Barla, 2005)), cette hypothèse stipule que, sous certaines conditions et en dépit des surcoûts qu'elles induisent, les contraintes environnementales peuvent inciter à l'innovation et entraîner des changements de *trends* technologiques bénéfiques en termes de compétitivité pour les entreprises qui s'y engagent. Cette vision « win-win » des relations entre les actions environnementales et les intérêts économiques semble se traduire, dans notre cas, par la poursuite des mouvements antérieurs de concentration géographique des productions animales en France.

Par ailleurs, en France, les exploitations sont autorisées à éliminer les excès d'azote en procédant à son traitement. Ainsi, la région Bretagne concentre 81 % des volumes de lisiers traités alors que cette région représente 52 % des exploitations et 60 % des places selon l'*Enquête cheptel porcin de novembre* Agreste 2008 ((Robreau et al., 2010)). Rappelons que plus de 80 % des exploitations porcines en Bretagne sont situées en ZES. Or, les technologies de traitement sont caractérisées par des charges fixes élevées. Selon une étude de l'IFIP (IFIP, 2006), l'introduction d'une station de traitement implique un surcoût d'environ 10 € par porc, soit 8 à 10 cts/kg de porc.⁹ Cette analyse technico-économique repose sur l'étude du poste "déjections" de 39 élevages de porcs. Les volumes traités par an sont en moyenne de 8 000 m³. Le coût de fonctionnement (électricité, additifs, main d'œuvre, ...) est en moyenne de 2,60 € par m³ traité tandis que l'investissement moyen est 46 € par m³ (de 25 à 86). L'investissement de départ est donc important. Ainsi, le coût moyen de traitement décroît avec la quantité de lisier traitée. Autrement dit, le traitement peut être mis en place par les élevages de grande taille et peut accroître la taille des élevages. Même si la mutualisation des stations de traitement est possible, le traitement est le plus souvent réalisé au niveau de l'exploitation (75 % du lisier traité et 68 % des exploitations selon l'*Enquête cheptel porcin de novembre* 2008).

Le travail de Smith et al., démontre bien l'intérêt de considérer le traitement des effluents comme une voie alternative à la gestion des effluents (Smith et al., 2006). En effet, leurs résultats contrastent avec les études antérieures qui considéraient seulement l'épandage sur le sol pour résorber les effluents. La prise en compte de la possibilité de traiter les effluents apporte des nouveaux éclairages comme l'illustrent deux travaux sur données françaises. Djaout et al., en s'intéressant à l'adaptation des élevages aux contraintes de la directive « Nitrates » en Côtes d'Armor, montrent que les élevages les plus efficaces sont incités à traiter leurs effluents tandis que les élevages les moins efficaces sont incités à réduire leur cheptel (Djaout et al., 2009). Par ailleurs, Gagné et al., montrent que le recours au traitement du lisier peut accroître la concentration spatiale de la production porcine en favorisant une réallocation de la production des petites exploitations vers les plus grandes (Gagné et al., 2011).

L'application de la directive « Nitrates » en France ne réduit pas la concentration spatiale excessive des productions animales en raison des technologies de traitement du lisier favorisant la concentration spatiale des productions animales. Les subventions publiques en France pour les élevages localisées dans les ZES mettant en place des stations de traitement a donc favorisé principalement les grandes exploitations (au détriment des plus petites) qui sont à la fois à l'origine des excédents d'azote et en mesure de supporter les charges fixes liées au traitement.

4.3. Quel avenir ?

Nous avons vu que l'application de la directive « Nitrates » en France avait eu peu d'effets sur les excès d'azote dans les territoires avec une forte densité animale. Les incitations créées par la puissance publique à travers sa politique environnementale ne sont pas suffisamment puissantes pour améliorer significativement la situation environnementale des bassins de production animale en excédent d'azote. Les mécanismes de marché et le premier pilier de la PAC sont beaucoup plus structurants dans l'organisation économique et spatiale des filières animales. Or, le secteur agricole en Europe entre dans une nouvelle ère qui ne sera pas sans conséquences sur les niveaux de pollution selon les territoires. Deux événements méritent une attention particulière : (i) la montée du prix de l'énergie et (ii) la dérèglementation des marchés agricoles.

4.3.1. Le prix de l'énergie : vers une meilleure valorisation des déchets ?

La baisse du prix relatif de l'énergie (notamment par rapport au prix du travail), pour les raisons évoqués plus hauts, joue un rôle important dans la persistance des problèmes environnementaux. La principale source d'azote des cultures est donc fournie par les engrais minéraux. Une grande partie des effluents d'élevage ne trouve donc pas d'usage fertilisant. Or, on a vu en début de cette section que la baisse en 2008 de la consommation d'engrais minéral est imputable à la hausse de son prix (voir Figure 4.1). Dans un contexte où le prix de l'énergie va vraisemblablement augmenter, l'accroissement possible des coûts de transport et des prix des fertilisants

⁹ Le CER22 aboutit à des résultats proches. Le traitement du lisier coûte entre 6,31 € le m³ pour des stations à traitement simplifié, et 10,49 € dans le cas d'un traitement complet.

chimiques peut constituer un puissant levier favorisant une meilleure valorisation des matières organiques.

Ce qui compte dans les choix des producteurs, ce sont les prix relatifs entre les différents fertilisants et la quantité de travail nécessaire par type de fertilisant pour son application. Autrement dit, l'utilisation croissante de l'engrais organique requiert non seulement des prix relativement élevés des engrais minéraux mais aussi une gestion des engrais organiques relativement économe en travail. Pour ce dernier point, les évolutions technologiques sont cruciales. Or, on voit déjà émerger de nouveaux types de producteurs d'engrais à partir des effluents d'élevage et déchets des industries agroalimentaires. Les industriels proposent des nouvelles technologies avec une phase de méthanisation des déchets organiques et une phase d'extraction de l'azote, le phosphore et la potasse des déchets pour les transformer en engrais et les expédier vers les régions de cultures. D'autres solutions techniques ont été récemment mises en œuvre. Il s'agit de bâtiments d'un nouveau genre permettant de récupérer plus facilement les effluents pour pouvoir ensuite fabriquer des engrais organiques. Les solutions techniques et économiquement rentables semblent permettre une plus grande utilisation des engrais organiques. Dans tous les cas, ces solutions, permettant une meilleure valorisation des effluents et de réduire les excédants de nitrates dans les territoires d'élevage, ne favorisent pas la dispersion des productions animales. En effet, l'intérêt de ces solutions est d'exporter le lisier sous forme d'engrais organique pour ne pas être limité par la quantité de terre disponible pour l'épandage. Au contraire, ces innovations technologiques risquent de renforcer le processus d'agglomération des productions animales. La production d'engrais organique impliquant des charges fixes, cette activité est rentable que si l'on produit à grande échelle.

Par ailleurs, dans une perspective de prix élevés de l'énergie, le bilan énergétique des différents systèmes de production sera décisif (Dupraz et al., 2010). Les techniques permettant d'économiser de l'énergie sans accroître significativement la quantité de travail seront favorisées. Par rapport à notre question, il est intéressant de distinguer les bilans énergétiques des systèmes intensifs et extensifs. Par exemple, les élevages laitiers intensifs, qui utilisent beaucoup plus d'énergie, que les systèmes plus extensifs optimisant le pâturage seront défavorisés (Dupraz et al., 2010). Toutefois, dans le cas du lait, cela ne va pas forcément induire la dispersion géographique des productions de lait. Pour cela, il faut que les gains en énergie deviennent supérieurs aux économies de taille au niveau des exploitations et des territoires.

4.3.2. Déréglementation des marchés agricoles : vers une plus grande concentration la production ou une plus grande autonomie alimentaire des territoires?

Ensuite, la poursuite de la dérégulation des marchés agricoles aura des répercussions non négligeables sur l'organisation économique et spatiale sur les secteurs subissant la déréglementation mais aussi sur les autres secteurs des productions animales en raison de leurs interdépendances, notamment à travers le marché foncier. Rappelons que la baisse du prix relatif de l'énergie (et donc du transport et des intrants chimiques) a favorisé la concentration géographique des élevages et la dissociation régionale des productions végétales et animales pour les raisons évoqués plus haut. La principale source d'azote des cultures est donc fournie par les engrais minéraux tandis que les protéines nécessaire à l'alimentation animale sont issues dans une large mesure des importations de protéagineux. Or, s'il est aisé de prévoir que la déréglementation des marchés agricoles va affecter l'organisation spatiale des filières animales, il est plus difficile de prévoir dans quel sens cela va modifier la structuration des territoires: vers une accentuation de l'agglomération des productions animales et la spécialisation des territoires ou vers un retour de bassins de production avec élevage et production végétale.

Toutes choses égales par ailleurs, la concentration spatiale des productions animales se renforcera avec la fin du soutien de la PAC à certaines catégories d'éleveurs. Nous avons vu plus haut que les secteurs fortement soutenus par la PAC sont moins concentrés géographiquement. Or, la suppression du régime des quotas laitiers prévue à horizon 2015 modifiera sensiblement la localisation de la production de lait en France (Chatellier and Dupraz, 2011; Perrot and Chatellier, 2009). Cette politique, par ses mesures, avait figée dans l'espace l'offre territoriale de lait. C'est une des raisons pour laquelle le secteur du lait apparaît moins concentré que les secteurs dit « hors sol » (voir Tableau 4.3). Or, à partir de 2015, les règles administratives décidées par les pouvoirs publics ne dicteront plus les ajustements de l'offre de lait à la demande. Le niveau de décision sera décentralisée et, de fait, reviendra aux industriels de la transformation. Des systèmes de contractualisation entre éleveurs et industriels vont se développer. Au vu des mécanismes évoqués plus haut, l'inégale répartition de la production de lait ainsi que les transformateurs devraient s'accroître au profit des bassins les plus compétitifs et au détriment

des petites exploitations. Ce mouvement de polarisation aura également des conséquences sur les autres secteurs partageant les mêmes ressources (l'alimentation animale et la terre pour l'épandage). Sur ce dernier point nous manquons cruellement de travaux de recherche. Dans tous les cas, le renforcement de l'intégration verticale dans la production du lait et le poids croissant des forces de marché dans la régulation de ce secteur va vraisemblablement intensifier la volonté de regrouper géographiquement les différents acteurs de la filière lait et d'accroître la taille de ses producteurs et transformateurs. Cette tendance rend plus que nécessaire de mener une politique environnementale stricte et efficace.

Toutefois, la dérèglementation des marchés agricoles associée à une hausse des prix de l'énergie et de la demande alimentaire mondiale ont fortement modifié les paramètres influençant les choix des éleveurs. En effet, ces changements ont engendré un accroissement du niveau et de la volatilité des prix des céréales ainsi qu'une accentuation des risques de défauts d'approvisionnement. Ces changements structurels concernant le marché des céréales peut constituer un puissant levier favorisant le retour de territoires mixtes en termes de production animale et végétale. En effet, si le recul de l'élevage dans les régions dominées par les productions céréalières persistera vraisemblablement, les zones d'élevage peuvent connaître un développement des activités céréalières. En effet, dans un souci de sécuriser leur approvisionnement pour nourrir leurs animaux (en termes de coût, quantité et qualité), les éleveurs sont davantage incités à développer des exploitations mixtes. La production de céréales au sein des élevages peut être un moyen de maîtriser les coûts liés à l'alimentation animale et de s'assurer de disposer des quantités suffisantes de matières premières pour nourrir les animaux dans un contexte d'incertitude croissante sur les prix et les quantités disponibles de céréales. Cependant, les gains associés à l'autonomie des systèmes alimentaires dans un contexte de fortes tensions sur les marchés des céréales devront être élevés pour compenser les gains à la spécialisation.

4.3.3. Faut-il réguler les industriels des filières animales ?

La faible efficacité des politiques environnementales incite à s'interroger sur la manière dont les politiques devraient être menées. Le secteur de l'élevage, par ses caractéristiques, rend difficile la réduction des excès d'azote par le biais des politiques environnementales. Tout d'abord, la pollution d'origine agricole des eaux est une pollution diffuse. Le régulateur ne peut pas observer précisément la contribution individuelle des éleveurs dans les excès d'azote. Il est par exemple très difficile de mesurer directement les émissions individuelles dans les nappes phréatiques. Ensuite, les producteurs sont très nombreux, plus de 320 000 exploitations professionnelles en France selon l'Enquête Structure 2007 (dont près de la moitié concernant l'élevage). Ce très grand nombre d'éleveurs rend très coûteux l'administration des politiques environnementales. Et si ce n'est pas le cas, cela se traduit par une probabilité de subir un contrôle qui est relativement faible (ce qui devrait être moins vrai pour les plus grandes exploitations, soumises à la réglementation des exploitations classées). Autrement dit, rien ne garantit que le niveau d'effort souhaité au niveau des éleveurs pour réduire les excès d'azote soit atteint.

En conséquence, il convient de s'interroger sur la ou les cibles des mesures liées à la régulation environnementale : le pollueur ou l'acquéreur du bien produit par le pollueur (dans notre cas la coopérative ou les industries d'abattage, découpe et transformation, ...). La question est légitime car les industriels s'approvisionnent massivement auprès d'éleveurs localisés dans les cantons classés en ZES. Or des travaux récents se sont interrogés sur le maillon le plus pertinent le long de la chaîne verticale sur lequel doit s'exercer la régulation environnementale (Aggarwal and Lichtenberg, 2005 ; Bushnell and Mansur, 2011 ; Mansur, 2011 ; Metcalf and Weisbach, 2009). L'objectif est de déterminer s'il est préférable de réguler l'industrie polluante ou les industries se situant en amont ou aval de ces industries polluantes (*vertical targeting*). C'est le fondement même du Principe Pollueur Payeur qui est ici en discussion. Dans certains cas, il est souhaitable de réguler l'acheteur du bien produit par le pollueur. Les conditions sont les suivantes. Ces travaux concluent qu'il peut être plus 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, industrie d'abattage, de découpe, de transformation, laiterie...).

Ces travaux montrent tout d'abord, que le niveau de la filière où il y a relativement moins d'acteurs doit être privilégié. Comme le nombre d'éleveurs est bien plus grand que le nombre d'industriels, les coûts associés à l'administration de la politique liée à la directive nitrates seraient significativement plus faibles si la régulation portait sur la demande des productions animales et non sur l'offre. Comme on l'a vu plus haut, les dix premiers groupes dans l'industrie de la viande volaille représentent 80 % du chiffre d'affaire du secteur et de l'industrie

laitière transforment 75 % du lait produit en France. De même, 80 % de la production porcine en Bretagne sont détenues par cinq organisations de producteurs (qui sont très intégrés verticalement).

Ensuite, il peut être préférable de réguler le segment de la filière qui est en situation de concurrence imparfaite. D'un côté, les taxes peuvent être inférieures au dommage environnemental marginal pour un même niveau d'efficacité environnemental lorsque l'industrie a un pouvoir de marché (Canton et al., 2008). D'un autre côté, l'économie géographique montre que ce sont essentiellement les secteurs en concurrence imparfaite qui bénéficient des économies d'agglomération (Fujita and Thisse, 2002). Nous avons vu plus haut que les industries des filières animales n'échappent pas à ce constat. Autrement dit, une taxe environnementale appliquée aux industriels des filières animales ne ferait que capter la rente dont bénéficient ces industriels due à la concentration spatiale des productions animales. En effet, rappelons que si l'agglomération des élevages sur quelques cantons est à l'origine des excès d'azote, cette agglomération permet de réduire les coûts de production des industriels des filières animales.

Par ailleurs, lorsque les éleveurs et les industriels sont liés par des doubles contrats (ces derniers fournissent des inputs aux éleveurs qui vendent leur production à ces industriels), Aggarwal et Lichtenberg montrent que la taxe optimale sur la pollution doit porter sur les éleveurs et les industriels (Aggarwal and Lichtenberg, 2005). Dans une situation d'imperfections de marché, il existe des interactions entre les décisions des producteurs et de leurs clients qui ne sont pas internalisées. Dans ces circonstances, si une taxe environnementale est seulement appliquée sur l'activité d'élevage, alors cette taxe est sous optimale. En effet, en fixant les termes du contrat avec les éleveurs, les transformateurs n'internalisent pas l'impact de leur choix sur la situation environnementale liée à l'activité d'élevage. Une taxe environnementale appliquée également aux industriels de la transformation est souhaitable pour garantir une diminution des excès de pollution.

Enfin, le choix du niveau d'intervention dans la filière doit minimiser les « fuites », c'est-à-dire de ne pas favoriser l'importation en provenance d'autres bassins de productions dotés de modes de production plus polluants. Or, il est montré que, lorsque les marchés internationaux sont intégrés, ces fuites sont réduites si les industries aval ou amont sont taxées au lieu de l'activité qui est à l'origine de la pollution (Bushnell and Mansur, 2011). Sur ce dernier point, les travaux scientifiques sont peu développés et méritent d'être approfondis afin d'évaluer la robustesse de ces premiers résultats.

Au vu des spécificités des industries des filières animales, la régulation environnementale concernant les pollutions liées aux excès d'azote pourrait être plus efficace si elle cible également ces acteurs. On pourrait par exemple prélever une taxe sur les industriels des filières animales en fonction du nombre d'animaux ou de la quantité de lait en provenance des cantons classés en ZES. L'information est déjà disponible pour les industries de la viande car les mouvements des animaux sont répertoriés. La provenance et la destination des animaux sont connues. De plus, cela permettrait d'impliquer davantage les industriels des filières animales, qui ont des capacités financières bien plus importantes que les éleveurs, à mettre en place des technologies valorisant mieux les rejets d'azote et de phosphore.

4.4. Conclusion

Dans cette note, nous avons mis en avant les mécanismes provoquant l'agglomération des productions animales et les excès d'azote au niveau des territoires. Les facteurs physiques comme le climat et la disponibilité des terres ont donc un rôle moins important dans la localisation des productions agricoles en raison des changements technologiques dans la production, le transport et la transformation. A l'inverse, les mécanismes de marché affectent de manière croissante l'allocation spatiale des activités des filières animales et impliquent une densification des productions animales, en raison notamment d'une déréglementation en cours des marchés agricoles. Comme souvent, le marché n'internalise pas les effets négatifs environnementaux. D'où les excès d'azote dans de nombreux territoires dans l'ouest de la France, grand bassin européen de production animale.

L'accent a été mis sur le rôle du prix de l'énergie ainsi que les économies d'échelle et les économies d'agglomération dont bénéficient les élevages et les industries des filières animales. Il existe une large littérature dans ce domaine. Même si la présence d'économies d'échelle pour des raisons technologiques au niveau des élevages est parfois remise en cause, d'autres facteurs poussent à l'émergence d'exploitations de grande taille, comme la possibilité de mieux négocier les prix des biens intermédiaires ainsi que la présence d'économies

d'échelle au niveau des industries et d'économies d'agglomération au niveau des territoires. Notons également que les restructurations dans les industries se situant à l'aval et l'amont des élevages sont également responsables de cette concentration spatiale des productions animales.

Notre attention s'est ensuite portée sur la capacité des outils de régulation des excès d'azote à contrecarrer ces mécanismes poussant à la concentration spatiale des rejets d'azote. Nous avons vu que, en l'état actuel de l'action publique, elle n'est pas en mesure de déconcentrer géographiquement les productions animales. Au contraire, les mesures favorisant le développement du traitement du lisier, la méthanisation ou la production d'engrais organique renforcent le processus de concentration spatiale des activités d'élevage. L'amélioration de la situation du bilan azote dans les années 2000 de la Bretagne est surtout due à une baisse des productions animales, essentiellement dans le secteur avicole, et à une hausse des prix relatifs des engrais. L'organisation des filières animales va se modifier dans les années à venir en raison des déréglementations sur les marchés agricoles et la montée des prix relatifs de l'énergie. Ces changements auront des effets ambigus sur la situation environnementale des bassins d'élevage. Ces changements peuvent, d'un côté, favoriser une meilleure valorisation des effluents d'élevage mais, d'un autre côté, renforcer le processus d'agglomération des productions animales.

Références bibliographiques du chapitre 4

Abdalla, C.W.; Lanyon, L.E.; Hallberg, M.C., 1995. What we know about historical trends in firm location decisions and regional shifts: Policy issues for an industrializing animal sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (5): 1229-1236.

<http://www.jstor.org/sici?sici=0002-9092%28199512%2977%3A5%3C1229%3AWWKAHT%3E2.0.CO%3B2-E&origin=ISI&>

Aggarwal, R.M.; Lichtenberg, E., 2005. Pigouvian taxation under double moral hazard. *Journal of Environmental Economics and Management*, 49 (2): 301-310.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2004.05.004>

Ambec, S.; Barla, P., 2005. *Quand la réglementation environnementale profite aux pollueurs : survol des fondements théoriques de l'hypothèse de Porter*. Working paper. 16 p.

<http://www.grenoble.inra.fr/Docs/pub/A2005/gael2005-07.pdf>

Azzam, A.; Skinner, C.S., 2007. Vertical economies and the structure of US Hog farms. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroeconomie*, 55 (3): 349-364.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2007.00096.x>

Azzam, A.M., 1998. Testing for Vertical Economies of Scope: An Example from US Pig Production. *Journal of Agricultural Economics*, 49 (3): 427-433.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.1998.tb01282.x>

Bagoulla, C.; Chevassus-Lozza, E.; Daniel, K.; Gaigné, C., 2010. Regional production adjustment to import competition: Evidence from the French agro-industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (4): 1040-1050.

<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq053>

Ben Arfa, N.; Daniel, K.; Jacquet, F., 2010. A generalized cross entropy approach to analyse the structural and spatial change in the French dairy farms. 4. *Journées de recherches en sciences sociales INRA-SFER-CIRAD*. Rennes, France, 9-10 décembre 2010, 35 p.

Ben Arfa, N.; Rodriguez, C.; Daniel, K., 2009. Dynamiques spatiales de la production agricole en France. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 4: 807-834.

Bushnell, J.B.; Mansur, E.T., 2011. Vertical targeting and leakage in carbon policy. *American Economic Review*, 101 (3): 263-267.

<http://dx.doi.org/10.1257/aer.101.3.263>

Canton, J.; Soubeyran, A.; Stahn, H., 2008. Environmental taxation and vertical cournot oligopolies: How eco-industries matter. *Environmental & Resource Economics*, 40 (3): 369-382.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10640-007-9158-8>

Chatellier, V.; Dupraz, P., 2011. Politiques et dynamique des systèmes de production : Comment concilier compétitivité, défi alimentaire et environnement ? 6. *Edition des Entretiens du Pradel*. Mirabel, France, 15-16 septembre 2011, 27 p.

http://www.agronomie.asso.fr/fileadmin/user_upload/EntretiensPradel/Pradel_2011/Chatellier-Dupraz_Politiques_alimentaires_et_environment_Pradel2011.pdf

Chavas, J.-P., 2008. On the economics of agricultural production. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52 (4): 365-380.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8489.2008.00442.x>

- Chavas, J.-P.; Kim, K., 2001. An econometric analysis of the effects of market liberalization on price dynamics and price volatility. *Annual meeting of American Agricultural Economics Association*. Chicago, USA, 5-8 August 2001. American Agricultural Economics Association, 27 p.
<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/20649/1/sp01ch05.pdf>
- Combes, P.-P.; Lafourcade, M., 2001. Transport cost decline and regional inequalities: Evidence from France. *CEPR Discussion Papers*, 2894: 49 p.
<http://www.enpc.fr/ceras/labo/artinf.pdf>
- Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*, (n° L 375 du 31/12/1991): 1-8.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>
- Crespi, J.; Sexton, R., 2005. A multinomial logit framework to estimate bid shading in procurement auctions: Application to cattle sales in the Texas panhandle. *Review of Industrial Organization*, 27 (3): 253-278.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11151-005-1755-5>
- Crespi, J.M.; Sexton, R.J., 2004. Bidding for cattle in the Texas Panhandle. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (3): 660-674.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00609.x>
- Crespi, J.M.; Xia, T.; Jones, R., 2010. Market power and the cattle cycle. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (3): 685-697.
<http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aap034>
- Cronon, W., 1991. *Nature's Metropolis: Chicago and the Great West*. New York: Norton & Co, 592 p.
- Djaout, F.; Le Goffe, P.; Tauber, M., 2009. Comment appliquer la directive nitrates et à quel coût ? Une modélisation spatiale du marché de l'épandage. *Economie et Prévision*, 188: 43-61.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECOP_188_0043;http://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2009-2-page-43.htm
- Dupraz, P., 1997. La spécialisation des exploitations agricoles : changements techniques et prix des facteurs. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 45: 94-122.
- Dupraz, P.; Ruas, J.F.; Samson, E., 2010. Le calcul d'indicateurs environnementaux selon l'analyse du cycle de vie à partir du RICA (programme ANR SPADD). *Séminaire José Rey : Impact des mesures agro-environnementales et des soutiens au développement rural*. Montreuil-sous-bois, France, 1er février 2010, 47 p.
http://www.prodinra.inra.fr/prodinra/pinra/data/2010/07/PROD20101d8efa4_20100715023939843.pdf
- Duranton, G.; Puga, D., 2004. Micro-foundations of urban agglomeration economies. In: Henderson, J.V.; Thisse, J.-F., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Amsterdam: Elsevier, 2063-2117.
<http://dx.doi.org/10.1.1.127.7456-1>
- Duvaleix-Tréguer, S.; Gagné, C., 2011. On the nature and the magnitude of scale economies in hog production. *Mimeo*.
- Fujita, M.; Thisse, J.-F., 2002. *Economics of agglomeration; cities, industrial location and regional growth*. Cambridge: Cambridge University Press, 466 p.

Gagné, C., 2004. Intégration et inégalités régionales : une relation en U inversé ? *Economie Internationale*, 99: 113-131.

<http://www.cepii.fr/francgraph/publications/eointern/rev99/gaigne.pdf>

Gagné, C.; Le Gallo, J.; Larue, S.; Schmitt, B., 2011. Does manure management regulation work against agglomeration economies? Evidence from France. *American Journal of Agricultural Economics*, in press.

GCL Développement Durable, 2010. *État, perspectives et enjeux du marché des engrais*: Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Service de la Statistique et de la Prospective, 94 p.

http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/etudes/etat-perspectives-enjeux/downloadFile/FichierAttache_1_f0/prospect-engrais%20mineraux_0906_ssp_rapport%20final.pdf?nocache=1134040585.85

Gervais, J.P.; Bonroy, O.; Couture, S., 2008. A province-level analysis of economies of scale in Canadian food processing. *Agribusiness*, 24 (4): 538-556.

<http://dx.doi.org/10.1002/agr.20178>

Goodwin, H.L., 2005. Location of production and consolidation in the processing industry: The case of poultry. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 37 (2): 339-346.

<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/43510/2/Goodwin%20JAAE%20August%202005.pdf>

Herath, D.P.; Weersink, A.J.; Carpentier, C.L., 2005. Spatial and temporal changes in the US Hog, dairy, and fed-cattle sectors, 1975-2000. *Review of Agricultural Economics*, 27 (1): 49-69.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9353.2004.00207.x>

Hubbell, B.J.; Welsh, R., 1998. An examination of trends in geographic concentration in U.S. hog production, 1974-96. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 30 (2): 285-299.

IFIP, 2006. *Le porc par les chiffres : édition 2006*. Paris: ITP, 52 p.

Ilari, E.; Daridan, D.; Desbois, D.; Fraysse, J.L.; Fraysse, J., 2003. *Les systèmes de production du porc en France : typologie des exploitations agricoles ayant des porcs*. Paris: OFIVAL, 124 p.

Isik, M., 2004. Environmental regulation and the spatial structure of the US dairy sector. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 949-962.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00645.x>

Kaplan, J.D.; Johansson, R.C.; Peters, M., 2004. The manure hits the land: Economic and environmental implications when land application of nutrients is constrained. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (3): 688-700.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00611.x>

Key, N.; McBride, W.; Mosheim, R., 2008. Decomposition of total factor productivity change in the U.S. hog industry. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 40 (1): 137-149.

<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/45512/2/jaae-40-01-137.pdf>

Krugman, P., 1997. *Development, geography, and economic theory*. Cambridge, USA: The MIT Press (MIT Press Books), 127 p.

Kumbhakar, S.C., 1993. Short-run returns to scale, farm-size, and economic efficiency. *Review of Economics and Statistics*, 75 (2): 336-341.

<http://dx.doi.org/10.2307/2109441>

Larue, S.; Abildtrup, J.; Schmitt, B., 2011. Positive and negative agglomeration externalities:

Arbitration in the pig sector. *Spatial Economic Analysis*, 6 (2): 167-183.
<http://dx.doi.org/10.1080/17421772.2011.557773>

Le Goffe, P.; Salanie, J., 2005. Le droit d'épandage a-t-il un prix ? Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 77: 35-62.
<http://www.inra.fr/esr/publications/cahiers/pdf/legoffe.pdf>

Leamer, E.E.; Storper, M., 2001. The economic geography of the Internet age. *Journal of International Business Studies*, 32 (4): 641-665.
<http://dx.doi.org/10.1057/palgrave.jibs.84909988>

MacDonald, J.M.; McBride, W.D., 2009. The transformation of U.S. livestock agriculture: Scale, efficiency, and risks. *Electronic information bulletin*, 43: 46 p.
<http://www.ers.usda.gov/publications/eib43/eib43.pdf>

MacDonald, J.M.; Ollinger, M.E., 2000. Scale economies and consolidation in hog slaughter. *American Journal of Agricultural Economics*, 82 (2): 334-346.
<http://dx.doi.org/10.1111/0002-9092.00029>

Mansur, E., 2011. Upstream versus downstream implementation of climate policy. In: Fullerton, D.; Wolfram, C., eds. *The Design and Implementation of U.S. Climate Policy*. Chicago: University of Chicago Press, in press.
<http://www.nber.org/chapters/c12146.pdf>

Metcalf, G.E.; Weisbach, D., 2009. The design of a carbon tax. *Harvard Environmental Law Review*, 33 (2): 499-556.
http://www.law.harvard.edu/students/orgs/elr/vol33_2/Metcalf%20Weisbach.pdf

Metcalf, M., 2000. State legislation regulating animal manure management. *Review of Agricultural Economics*, 22 (2): 519-532.
<http://dx.doi.org/10.1111/1058-7195.00036>

Metcalf, M., 2001. US hog production and the influence of state water quality regulation. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroeconomie*, 49 (1): 37-52.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2001.tb00289.x>

Morrison Paul, C.J.; Nehring, R.F.; Banker, D.E.; Breneman, V.E., 2001. Productivity growth, technological progress, and technical efficiency in the heartland and southern cotton states:1996-1999. *Annual meeting of American Agricultural Economics Association*. Chicago, USA, 5-8 August 2001. American Agricultural Economics Association, 19 p.
<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/20679/1/sp01mo03.pdf>

Mosheim, R.; Lovell, C.A.K., 2009. Scale economies and inefficiency of US dairy farms. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (3): 777-794.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2009.01269.x>

Ollinger, M.; MacDonald, J.M.; Madison, M., 2005. Technological change and economies of scale in U.S. poultry processing. *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (1): 116-129.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2005.00706.x>

Perrot, C.; Chatellier, V., 2009. Evolution structurelle et économique des exploitations laitières du nord de l'Union européenne de 1990 à 2005 : des trajectoires contrastées. *Fourrages*, 197: 25-46.

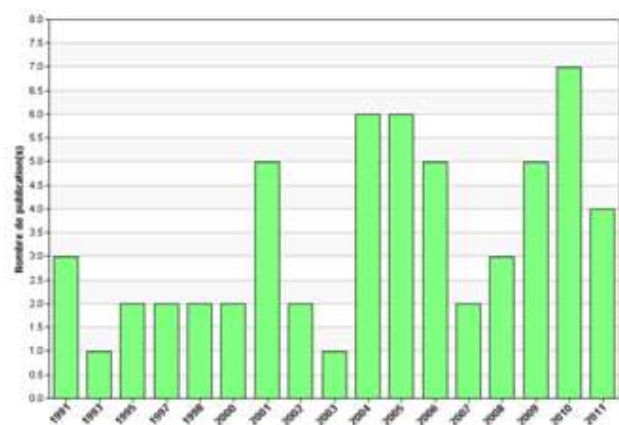
Porter, M.E., 1991. America's green strategy. *Scientific American*, 264 (4): 168-176.

- Porter, M.E.; van der Linde, C., 1995. Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives*, 9 (4): 97-118.
http://www.greengrowth.org/download/green-business-pub/Greening_of_the_Business/Additional_E_resources/Greening_Business/Porter.pdf
- Robreau, F.; Massabie, P.; Martin-Houssart, G., 2010. Les bâtiments d'élevage porcin entre 2001 et 2008 : La gestion des effluents dans les élevages porcines. *Agreste Primeur*, 248: 4 p.
http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur248.pdf
- Roe, B.; Irwin, E.G.; Sharp, J.S., 2002. Pigs in space: Modeling the spatial structure of hog production intraditional and nontraditional production regions. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (2): 259-278.
<http://dx.doi.org/10.1111/1467-8276.00296>
- Roguet, C.; Duflot, B., 2010. La production porcine au Danemark : mégafermes, environnement et compétitivité. *Le Nouveau Praticien Vétérinaire Elevages et Santé*, 15: 43-47.
- Smith, E.G.; Card, G.; Young, D.L., 2006. Effects of market and regulatory changes on livestock manure management in Southern Alberta. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroeconomie*, 54 (2): 199-213.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00045.x>
- Tauer, L.W.; Mishra, A.K., 2006. Can the small dairy farm remain competitive in US agriculture? *Food Policy*, 31 (5): 458-468.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2005.12.005>
- Tregaro, Y.; Lossouarn, J., 2004. Dynamique de la production porcine mondiale et européenne: enjeux de localisation et de relations au territoire. *Séminaire Porcherie Verte*. La Rochelle, France, 7-8 décembre 2004. INRA.
- Venables, A.J., 2006. Shifts in economic geography and their causes. *Economic Review Federal Reserve Bank of Kansas City*, Q IV: 61-85.
http://eprints.lse.ac.uk/19774/1/Shifts_in_Economic_Geography_and_their_Causes.pdf
- Weersink, A.; Eveland, C., 2006. The siting of livestock facilities and environmental regulations. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 54 (1): 159-173.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00043.x>
- Wieck, C.; Heckelei, T., 2007. Determinants, differentiation, and development of short-term marginal costs in dairy production: An empirical analysis for selected regions of the EU. *Agricultural Economics*, 36 (2): 203-220.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2007.00199.x>

Analyse du corpus bibliographique du chapitre 4

Le chapitre comporte 58 références, soit 4% du corpus total. 86 % sont des articles, issus de revues nord-américaines ou des communications à colloque.

Répartition par date de publication

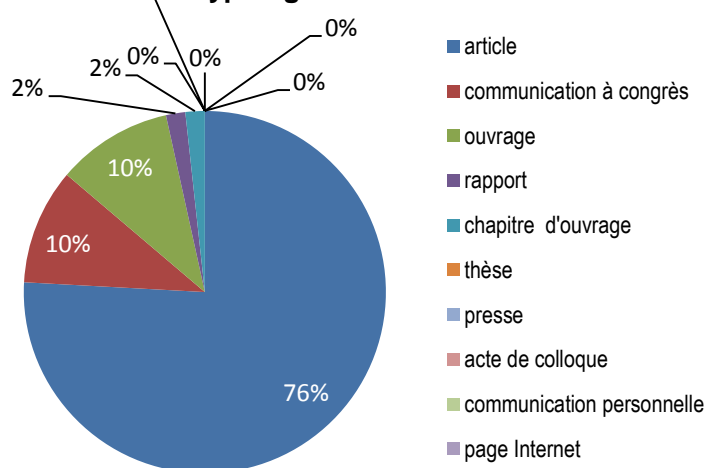


INTELLEXIR

Principales sources citées

Sources	Documents
American Journal of Agricultural Economics	11
Canadian Journal of Agricultural Economics	4
Journal of Agricultural and Applied Economics	3
Annual meeting of American Agricultural Economics Association 2001	2
Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales	2
Review of Agricultural Economics	2

Typologie des documents



Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Gagné C	4
Dupraz P	3
Daniel K	3
Macdonald J	3
Crespi J	3
Ben arfa N	2
Schmitt B	2
Larue S	2
Chatellier V	2
Porter M	2
Metcalfe M	2
Ollinger M	2
Sexton R	2
Azzam A	2
Weersink A	2
Chavas J	2
Le Goffe P	2
Mosheim R	2
Mcbride W	2

INTELLEXIR

Partie II

Description et quantification des flux d'azote associés aux systèmes de production animale

Chapitre 5 : Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

Chapitre 6 : Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage au système de culture

Chapitre 7 : Bilan des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

Chapitre 5. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

Auteurs

Luc Delaby
Jean-Yves Dourmad
Philippe Faverdin
Jean-Louis Fiorelli,
Philippe Lescoat
Jean-Louis Peyraud
Patrick Veysset

Avec la contribution des auteurs des chapitres 6 et 7

Résumé

L'efficacité est le rapport entre les quantités d'azote générées et valorisables et les quantités d'azote mobilisées pour la production agricole. Ce ratio traduit l'efficacité technique et est un déterminant de la rentabilité économique. Il peut être calculé à différents niveaux du système de production : l'animal, l'atelier de production, l'atelier de gestion des effluents, la sole cultivée ou l'exploitation agricole. L'efficacité 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. Des gains significatifs ont néanmoins été accomplis par le passé *via* l'amélioration génétique et l'ajustement de l'alimentation des troupeaux. Il reste encore des possibilités de progrès, notamment en recourant à des techniques d'alimentation de précision, mais les gains seront modestes dans la mesure où les rations sont déjà aujourd'hui à des niveaux planchers en protéines.

Mots clés

Porc, volaille, bovin laitier, bovin allaitant, ruminant, efficacité, alimentation, génétique

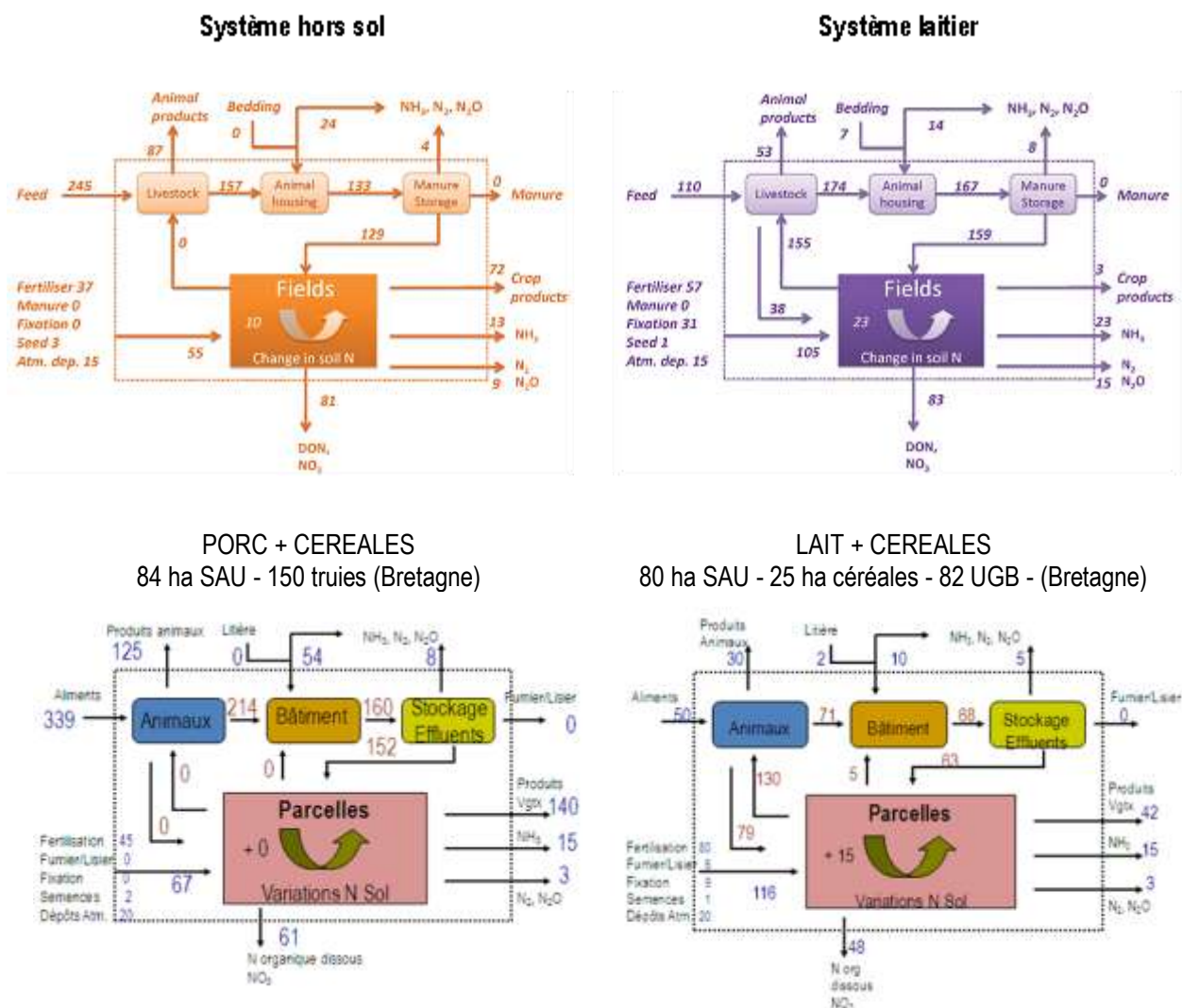
Chapitre 5. Quantification des flux d'azote à l'échelle de l'animal et des ateliers d'élevage

5.1. Description et quantification des flux d'azote en élevage porcin	190
5.1.1. Bilan d'azote des porcs	190
5.1.2. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs	193
5.1.3. Devenir de l'azote excrété par les porcs	194
5.1.4. Estimation des bilans d'azote des élevages de porcs	199
5.2. Les flux d'azote en élevage avicole	201
5.2.1. Les flux d'azote au sein d'ateliers avicoles	201
5.2.1. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote	202
5.3. Les flux d'azote en élevage bovin	208
5.3.1. Bilan azoté chez les ruminants	208
5.3.2. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote	209
5.3.3. Réduire les rejets à productivité égale des animaux.	211
5.3.4. Facteurs de variation des émissions d'ammoniac par les bovins en stabulation	213
5.3.5. Spécificité de l'azote excrété par les bovins au pâturage	215
Références bibliographiques du chapitre 5.....	216

Le chapitre 5 présente les connaissances scientifiques sur la nature et les quantités de flux d'azote liés à trois grands types de production animale : les porcs, les volailles et les bovins. Ce premier chapitre de la partie II approche l'efficacité des flux à l'échelle de l'animal et de l'atelier de production animale. Cette échelle a fait l'objet des travaux les plus nombreux, comparativement à l'échelle de l'exploitation et du territoire. En effet, connaître l'utilisation des nutriments par les animaux permet à la fois de déterminer les quantités d'azote excrétées et d'envisager des voies de réduction des rejets tout en maintenant des niveaux de production satisfaisants quel que soit le système de production. La prise en compte des émissions gazeuses des effluents permet ensuite de déterminer la quantité d'azote épandable (van der Peet-Schwering et al., 1999a). Ce chapitre va quantifier ces pertes.

La Figure 5.1 illustre la complexité, la forte variabilité et les interactions entre flux d'azote à l'intérieur d'exploitations laitières et porcines. Ces schémas seront complétés et commentés dans les chapitres 7 et 8. Le devenir des flux excrétés par les animaux et leur valorisation agronomique seront détaillés dans le chapitre 6. Si l'essentiel des connaissances scientifiques se situe au niveau de l'animal et des parcelles, la pertinence d'une gestion des flux d'azote porte sur les échelles supérieures, l'en particulier l'échelle territoriale où s'apprécient les impacts (chapitre 7).

Figure 5.1 : Flux d'azote (en kgN/haSAU/an) avant traitement éventuel des effluents pour deux types d'exploitations -laitière et porcine- danoises (1^{ère} ligne, (Jarvis et al., 2011) et françaises (2^e ligne, synthèse ESCo).



5.1. Description et quantification des flux d'azote en élevage porcin

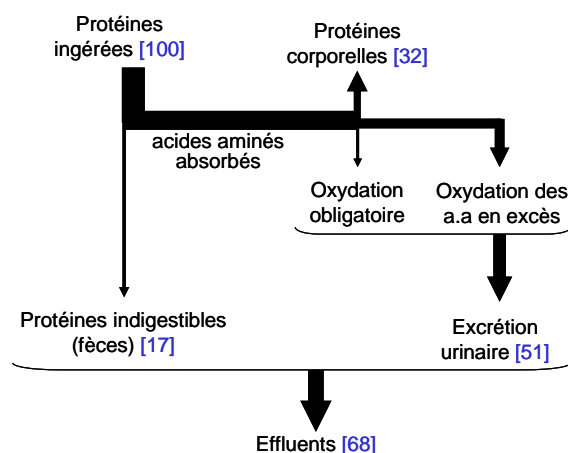
Chez le porc, la quantité d'azote excrété peut être déterminée simplement par différence entre l'ingestion et la rétention, approche utilisée pour fixer les références de rejets dans la plupart des pays (Dourmad et al., 1999b ; Jongbloed et al., 1999). La composition des aliments varie selon le stade physiologique et l'objectif de performance des animaux. Les besoins en protéines des porcs sont déterminés sur la base des apports en acides aminés indispensables. La teneur en protéines de l'aliment varie donc selon le niveau des besoins en acides aminés mais également selon le contexte de prix des matières premières (Dourmad et al., 1995).

5.1.1. Bilan d'azote des porcs

5.1.1.1. Bilans pour les porcs en croissance

L'efficacité d'utilisation des protéines alimentaires par les porcs dépend de la composition de la ration, du statut physiologique et du stade de croissance des animaux. Un porc à l'engraissement recevant une ration à base de céréales et de tourteau de soja, retient environ 32% de l'azote qu'il ingère (Dourmad and Jondreville, 2007; Dourmad et al., 2009). Il en excrète en moyenne 17% dans les fèces (Figure 5.2), cette fraction correspondant aux protéines indigestibles et aux pertes endogènes, principalement des sécrétions digestives et des cellules desquamées de la paroi intestinale (Sève, 1994) et à la biomasse microbienne. Les protéines digérées sont absorbées sous la forme d'acides aminés qui servent à la synthèse des protéines corporelles.

Figure 5.2 : Utilisation de l'azote chez un porc à l'engraissement (60 kg de poids vif) recevant un régime à base de céréales et de tourteau de soja (Dourmad et al., 1999b).



Des pertes obligatoires d'acides aminés ont été identifiées en relation avec le métabolisme protéique (turnover, au renouvellement de la peau et des soies (van Milgen et al., 2008) ou liées à d'autres fonctions importantes comme par exemple les défenses immunitaires. Les acides aminés en excès, une fois ces pertes et les besoins pour la synthèse protéique couverts, sont catabolisés et excrétés dans l'urine, principalement sous la forme d'urée. Avec les rations conventionnelles, cette dernière fraction est souvent la plus importante (51% de l'ingéré). Au final environ 60 à 70% de l'azote ingéré est excrété, dont près des $\frac{3}{4}$ dans l'urine. Compte tenu de l'importance relative des différents flux d'azote, c'est la diminution de l'oxydation des acides aminés en excès qui constitue la voie principale de réduction des rejets, comme nous le verrons ci-après. Pour les animaux en période de post sevrage, à savoir entre 8 à 30 kg de poids vif, l'efficacité de rétention de l'azote est supérieure (environ 40%), les protéines des aliments distribués à cette période étant plus digestibles et mieux équilibrées.

La rétention protéique des porcs en croissance est influencée par de nombreux facteurs de variation. Elle dépend des caractéristiques des animaux, en particulier l'origine génétique et le type sexuel (mâle, castré, femelle) et des conditions de logement et d'alimentation. Noblet et al. ont ainsi comparé la rétention protéique chez des porcs de différentes races entre 20 et 90 kg (Noblet et al., 1994). Exprimée en % du gain de poids vif la rétention protéique variait dans cette étude entre 16,5% pour les porcs mâles issus des lignées sélectionnées pour une forte

croissance et 10,7% pour des mâles castrés de la race Meishan gras à très faible croissance. Intra race (Large White) les mâles entiers présentent une teneur en protéines du gain de poids plus élevée que les femelles et les mâles castrés, avec respectivement 16,1 - 15,4 et 15,3% pour les trois types d'animaux. Les relations allométriques ($Y = a X^b$) sont couramment utilisées pour décrire la croissance relative des différents compartiments corporels. Dans l'étude de Noblet et al. la valeur du coefficient d'allométrie (b) est influencée par l'origine génétique des animaux (Noblet et al., 1994). Les valeurs sont supérieures à 1 pour les animaux maigres à croissance rapides (1,04 à 1,06) alors qu'elles sont inférieures à 1 pour les animaux gras à faible croissance (0,88 à 0,92), la valeur étant proche de 1 pour les animaux conventionnels. Une relation générique a ainsi été proposée (Dourmad et al., 1999b ; Rigolot et al., 2010a) en prenant en compte la teneur en maigre de la carcasse (tmp) à l'abattage (eq 1) comme indicateur de composition du gain.

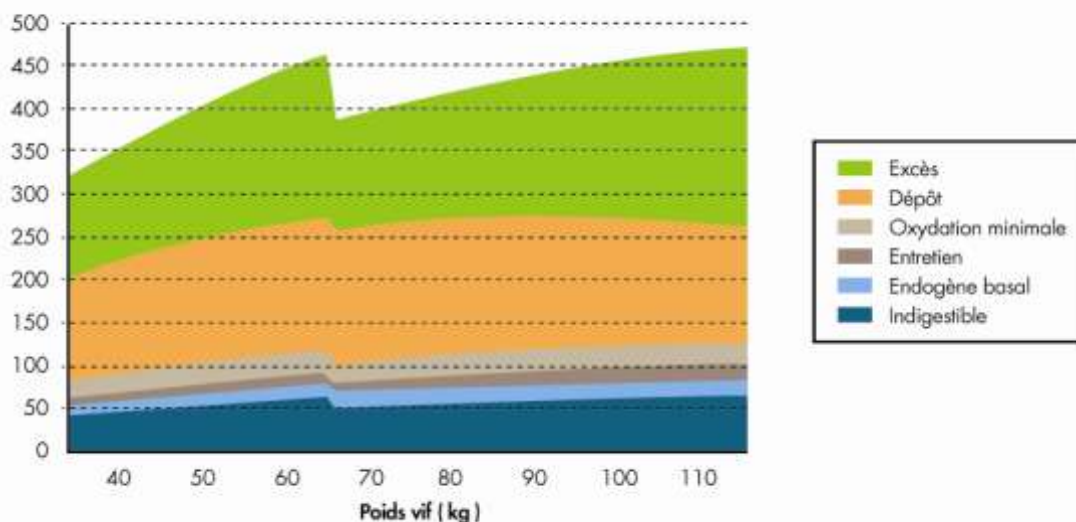
$$N_{\text{Corporel}} = e^{(-0,9892 - 0,0145 (\text{tmp}-2,2))} \times \text{PVV}^{(0,7518 + 0,0044 (\text{tmp}-2,2))} / 6,25 \quad (\text{eq 5.1})$$

avec $\text{PVV} = 0,96 \times \text{PV}$ et $\text{PVV} = \text{poids vif vide}$, $\text{PV} = \text{poids vif}$ et $\text{tmp} = \text{teneur en maigre des pièces}$.

Cette relation a été retenue pour la détermination des références de rétention corporelle d'azote des porcs en croissance en France (Corpen, 2003). Elle est robuste et bien adaptée à une utilisation en élevage puisque les informations relatives au poids et à la teneur en maigre sont enregistrées pour tous les animaux dans les abattoirs commerciaux. Pour un tmp de 61 kg/100 kg de carcasse et un poids vif de 115 kg, ce qui correspond à la moyenne des abattages français, ceci correspond à teneur en protéines corporelle de 16,0% ou à 25,6 g N / kg PV. Ce même type de relation est utilisé par d'autres auteurs pour estimer la rétention et l'excrétion azotée. Ainsi au Danemark, Damgaard Poulsen et al. retiennent des valeurs de teneurs en protéines corporelles de respectivement 15,0 - 16,2 et 16,9% à respectivement 7,5 - 30 et 100 kg de poids vif (Damgaard Poulsen and Kristensen, 1992). Au Pays Bas, van der Peet-Schwering et al. utilisent une valeur un peu plus faible de 15,5% (van der Peet-Schwering et al., 1999b).

Par contre ce type de relation ne permet pas de prédire la réponse *ex ante* de la rétention protéique à des changements de pratiques alimentaires. En effet ces changements entraînent généralement une modification des performances de croissance et/ou de la composition corporelle des animaux. Des modèles mécanistes de prédiction de la réponse des porcs en croissance aux apports nutritionnels ont été développés au cours des dernières années (Pomar et al., 1991a; van Milgen et al., 2008 ; Whittemore and Fawcett, 1976), modèles qui permettent de prédire les performances des animaux en réponse à des stratégies alimentaires. Une description détaillée d'un tel modèle et de l'outil d'aide à la décision qui lui est associé est faite par van Milgen et al. (van Milgen et al., 2008). La rétention protéique est déterminée sur une base journalière en tenant compte du potentiel des animaux et de l'effet des apports d'énergie et d'acides aminés. Ces modèles permettent d'analyser en dynamique l'évolution de l'utilisation des protéines alimentaires et leur répartition entre rétention et excrétion urinaire et fécale. Un exemple de simulation est rapporté à la Figure 5.3 dans le cas d'un animal représentatif de la production porcine française (GMQ = 700 g/j, IC=2,90 kg/kg) et recevant successivement un aliment de croissance à 16,5% de protéine puis un aliment de finition à 15,0% de protéines. Pour réduire l'excès d'apport en protéine deux voies sont envisageables. La première consiste à mieux suivre l'évolution des besoins en distribuant un nombre plus important d'aliments différents, et la seconde à mieux équilibrer les apports en acides-aminés pour mieux se rapprocher du profil idéal des besoins (Dourmad and Jondreville, 2007 ; Dourmad et al., 2009).

Figure 5.3 : Évolution dynamique de l'utilisation des protéines de l'aliment (MAT g/j) par le porc en croissance (simulation à l'aide du logiciel InraPorc pour un porc à l'engraissement représentatif de la production française)



5.1.1.2. Bilan d'azote des truies reproductrices

La prédiction de la rétention d'azote est plus complexe pour les truies reproductrices, puisque ces animaux poursuivent leur croissance tout au moins pendant une partie de leur carrière et produisent des porcelets pendant la gestation et du lait pendant la lactation. La relation allométrique utilisée pour le porc en croissance peut l'être pour prédire la teneur en protéines corporelle des truies reproductrices, alors qu'elle conduit à légèrement surestimer la quantité de protéines corporelles pour les porcelets de la naissance au sevrage. Noblet et al. rapportent à ces deux stades des valeurs de teneurs en protéines corporelles de respectivement 14,8 et 14,9% alors que l'équation générique rapportée ci-dessus donne des valeurs de 15,3 et 15,5% (Noblet and Etienne, 1987). Toutefois ceci conduit au final à des écarts faibles de rétention. Pendant la lactation les truies se trouvent souvent en bilan azoté négatif, et mobilisent donc des tissus corporels.

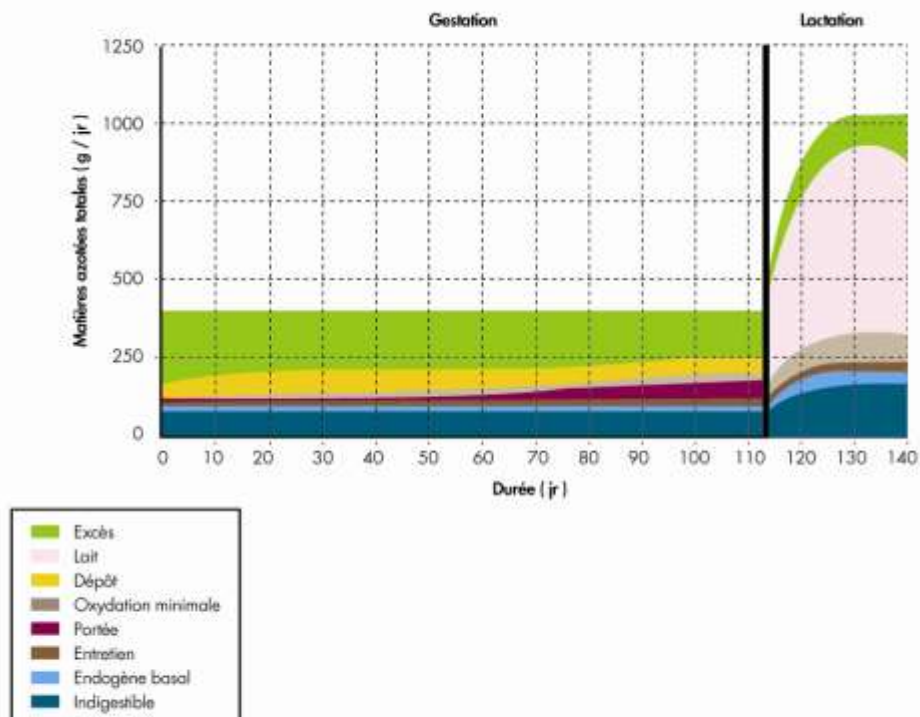
La production d'azote dans le lait peut être estimée à partir de la croissance ($GMQ_{portée}$, g/j) et de la taille de la portée (TPor) à l'aide de l'équation proposée par Noblet et al. (Noblet and Etienne, 1989) également utilisée pour estimer les besoins en acides aminés pour la production de lait (Dourmad et al., 2008a).

$$N \text{ lait (g/j)} = 0,0257 GMQ_{portée} + 0,42 TPor \quad (\text{eq 5.2})$$

Les truies et les porcelets étant logés ensemble pendant la lactation, leurs excréta se trouvent mélangés. Selon les auteurs la rétention totale est calculée soit en prenant en compte la rétention corporelle cumulée de la truie et de ses porcelets, soit séparément à partir de la production laitière. Dans ce second cas le taux de rétention de l'azote du lait par les porcelets est de 90% (Noblet and Etienne, 1987).

De même que pour les porcs en croissance, des modèles mécanistes de prédiction de la réponse des truies reproductrices aux apports nutritionnels ont été développés au cours des dernières années (Dourmad et al., 2008a; Pomar et al., 1991b). Une description détaillée d'un tel modèle et de l'outil d'aide à la décision qui lui est associé est faite par Dourmad et al. (Dourmad et al., 2008a) : le bilan azoté y est déterminé sur une base journalière en tenant compte du potentiel des animaux, en particulier la prolificité, et de l'effet potentiellement limitant des apports d'énergie et d'acides aminés. Ces modèles permettent une analyse dynamique de l'évolution de l'utilisation des protéines alimentaires et de leur répartition entre rétention et excrétion urinaire et fécale illustré à la Figure 5.4 dans le cas d'une truie en seconde portée représentative de la production porcine française.

Figure 5.4 : Évolution dynamique de l'utilisation des protéines de l'aliment (MAT g/j) par la truie en gestation (estimation à l'aide du logiciel InraPorc pour une truie en seconde portée représentative de la production française)



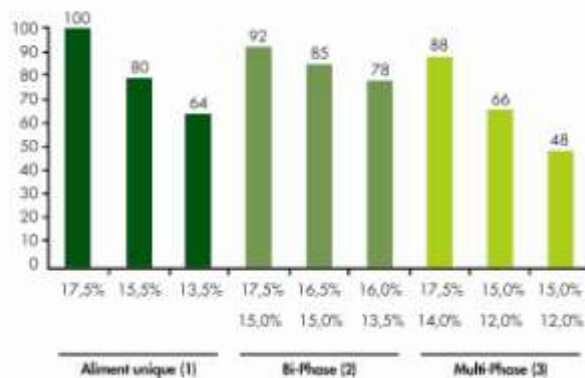
5.1.2. Influence de l'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs

Deux approches complémentaires peuvent être envisagées pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote par le porc et par conséquent en réduire l'excrétion. La première consiste à ajuster l'apport de protéines et d'acides aminés au cours du temps en fonction de l'évolution du potentiel de croissance des animaux ou de leur état physiologique. Ceci nécessite d'adapter conjointement les apports de protéines (et d'acides aminés) et d'énergie en fonction du stade et 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. Une réduction supplémentaire pourrait être envisagée dans le cas de l'utilisation de plusieurs aliments différents pendant la gestation, les besoins protéiques étant bien plus faibles au début qu'à la fin de la gestation (Figure 5.4). 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, plus en accord avec les besoins des animaux pour la croissance (Figure 5.3). La seconde approche consiste à améliorer l'équilibre en acides aminés de la ration, ce qui permet de réduire sa teneur en protéines tout en apportant chacun des acides aminés indispensables en quantité suffisante. Ceci peut être réalisé grâce à une combinaison judicieuse des matières premières et/ou la substitution de protéines par des acides aminés sous forme pure. Chez le porc à l'engrais, Dourmad et al. ont ainsi mesuré une réduction de 35% de l'excrétion d'azote 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 (Dourmad et al., 1993).

La réduction la plus importante des rejets est obtenue avec une alimentation « multi-phase » combinée avec des régimes parfaitement équilibrés en acides aminés (d'une composition proche de celle de la protéine idéale) et à teneur réduite en acides aminés non indispensables. Une telle stratégie a été testée avec succès par Bourdon et al. (Bourdon et al., 1995). Dans cette étude un régime unique contenant 17% de protéines utilisé sur toute la période d'engraissement est comparé à une stratégie « multi-phase » qui consiste à mélanger en proportions variables au cours de la croissance deux régimes parfaitement bien équilibrés en acides aminés et

correspondant aux besoins des animaux en début (13,0% protéines) et en fin de croissance (10,7% de protéines). Alors que les performances de croissance et la qualité des carcasses sont identiques pour les deux traitements l'excrétion azotée est réduite de près de 50% pour la stratégie multi-phase (1,83 versus 3,56 kg N / porc) tout en maintenant le niveau de performances des animaux pour les différents traitements (Figure 5.5). Ceci peut être considéré comme la réduction maximale qu'il est possible d'atteindre sur le plan technique. Toutefois une stratégie de réduction aussi poussée est difficilement envisageable en pratique compte tenu de l'accroissement du coût de l'aliment qui y est associé (Dourmad et al., 1995)(Dourmad et al., 1995).

Figure 5.5 : Influence de la teneur en protéines de l'aliment et de la stratégie d'alimentation sur l'excrétion d'azote des porcs à l'engraissement (100 = excrétion avec un régime à 17,5% de protéines). Adapté de [1] aliment unique (Dourmad et al., 1993), [2] alimentation biphasé (Latimier and Dourmad, 1993) et [3] alimentation multi phase avec passage progressif de l'aliment initial à l'aliment final (Bourdon et al., 1995).



Il est important de noter que le développement de telles stratégies de réduction des rejets de N nécessite une très bonne connaissance de la valeur des matières premières, en particulier la digestibilité des acides aminés, et de l'évolution des besoins des animaux en fonction de la croissance ou du stade physiologique. Ceci est maintenant réalisable grâce au développement de modèles, tel InraPorc® (www.rennes.inra.fr/inraporc/), de prédiction des besoins (Dourmad et al., 2008a; van Milgen et al., 2008) et de tables de valeur de digestibilité idéale des acides aminés (Sauvant et al., 2004). De plus, en élevage, des technologies utilisant des systèmes de mélange et de distribution d'aliment pilotés par ordinateur permettent maintenant d'adapter la composition du régime sur une base hebdomadaire ou même journalière (Pomar et al., 2007).

La diminution de la teneur en protéines de la ration entraîne une réduction proportionnellement plus importante de l'excrétion urinaire que de l'excrétion fécale d'azote, ce qui pourrait affecter la valeur fertilisante azotée des effluents lors de l'épandage (Sorensen and Fernandez, 2003). Ainsi dans l'étude de Portejoie et al. le ratio N ammoniacal : N total dans les excréta diminue de 0,79 à 0,63 lorsque la teneur en protéines du régime passe de 20% à 12% (Portejoie et al., 2004). Cependant, aussi bien dans l'étude de Gerdemann et al. (Gerdemann et al., 1999) que dans celle de Sorensen et al. (Sorensen and Fernandez, 2003), la disponibilité mesurée de l'azote pour les plantes est très élevée et n'est pas influencée par la teneur en protéines du régime, ce qui semble indiquer que les conséquences de la modification de teneur en protéines de l'aliment sur la valeur fertilisante de l'effluent sont très limitées.

5.1.3. Devenir de l'azote excrété par les porcs

L'azote de l'urine est constitué très majoritairement d'urée et cette fraction est rapidement minéralisable puis volatilisable (Portejoie et al., 2004) tandis que l'azote fécal est sous forme protéique plus complexes et se minéralise à un rythme beaucoup plus lent. L'évolution de l'azote ammoniacal de l'effluent dépend des conditions de stockage, en particulier si elles sont anaérobie ou aérobie. On trouve principalement deux modes de gestion des effluents. La première consiste à collecter l'effluent au travers d'un caillebotis. Après une durée de stockage variable dans le bâtiment le lisier liquide ainsi formé est transféré pour être épandu ou stocké dans des fosses extérieures. En France, plus de 90% des effluents sont gérés de cette manière (Gac et al., 2007). La seconde modalité de collecte des effluents consiste à élever les animaux sur des litières de paille ou de sciure. Dans le

cas d'une gestion sous la forme de lisier, donc en conditions anaérobies, les pertes d'azote ont lieu principalement sous la forme d'émission d'ammoniac. Des émissions de N_2O peuvent également avoir lieu à la surface du caillebotis par nitrification en conditions aérobies. 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 et de N_2O . Des émissions de NH_3 sont également observées. L'importance relative de ces différentes émissions dépend de la température et de l'humidité de la litière et de la présence d'oxygène.

On dispose dans la bibliographie de deux types d'informations relatives à la quantification des émissions gazeuses de composés azotés, en relation avec deux groupes de méthodologies de mesure. La première consiste à évaluer les émissions par des méthodes de bilan, par différence entre l'excrétion des animaux et la quantité finale dans l'effluent. Cette approche permet d'estimer un taux d'abattement mais n'informe pas sur la nature des gaz émis. Cette méthode robuste se heurte toutefois à la difficulté à constituer un échantillon représentatif de l'effluent final, en particulier pour les litières. La seconde méthode consiste à mesurer les flux d'air sortant du bâtiment ainsi que les teneurs en gaz de l'air entrant et sortant, sa principale difficulté résidant d'une part dans la mesure précise des débits, en particulier pour des bâtiments en ventilation statique, et d'autre part dans la durée de la mesure, compte tenu de la forte variation des concentrations avec le temps.

5.1.3.1. Estimation des émissions gazeuses de composés azotés des lisiers en bâtiment

La méthode des bilans a été utilisée par Rigolot et al., sur la base d'une analyse de la bibliographie, pour estimer l'émission cumulée de composés azotés des lisiers (Rigolot et al., 2010a). Les valeurs excrétées calculées par un bilan au niveau de l'animal sont comparées aux valeurs mesurées dans l'effluent à partir de 19 publications regroupant 55 traitements expérimentaux. La corrélation entre les prédictions et les mesures est bonne ($R^2=0,87$) mais il existe un biais, l'azote du lisier représentant 76% de l'excrétion, les 24% restant pouvant être attribués aux émissions gazeuses (Figure 5.6).

La plupart des mesures directes d'émission de composés azotés ont concerné l'ammoniac qui est la principale forme d'émission dans le cas du lisier. Ces travaux ont fait l'objet d'une revue détaillée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007). Cet auteur a ainsi recensé 26 expériences dans lesquelles l'émission d'ammoniac a été mesurée dans des systèmes avec stockage du lisier sous les animaux. Il a réalisé des corrections pour tenir compte de l'effet de la saison et du moment de la journée durant lequel les mesures étaient réalisées. Les résultats de cette étude sont rapportés à la Figure 5.7, l'émission de $N-NH_3$ étant exprimée en % de l'excrétion de N. On note une grande variabilité dans les valeurs obtenues, puisque celles-ci varient de 10% à près de 50% pour les valeurs extrêmes, les valeurs les plus élevées étant mesurées en conditions estivales. En moyenne l'émission de $N-NH_3$ s'élève à 22,4% de l'excrétion. L'écart-type est de 9,1% ce qui conduit un intervalle de confiance (à 95%) entre 17,7% à 24,8%.

Figure 5.6 : Relation entre la quantité d'azote excrétée prédite par un bilan au niveau de l'animal (prédicte) et la quantité d'azote du lisier, mesurée à la sortie du bâtiment (mesurée) (55 traitements expérimentaux issus de 19 publications), d'après (Rigolot et al., 2010a).

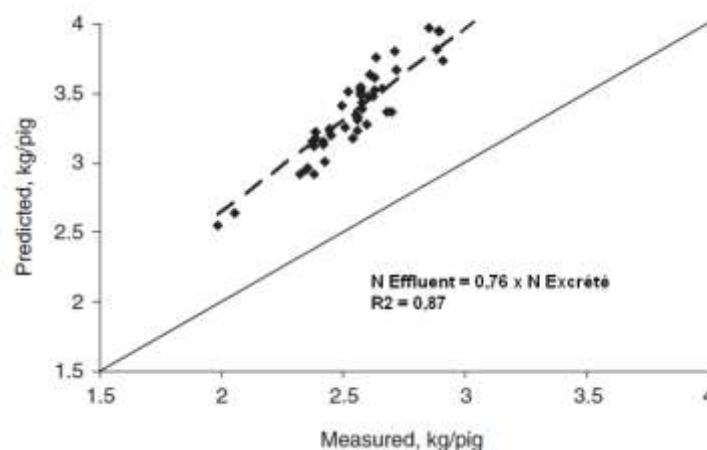
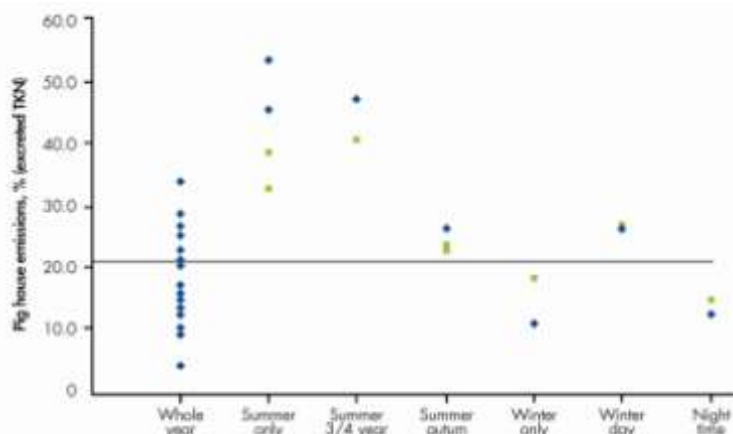


Figure 5.7 : Synthèse de la bibliographie (26 essais) sur les émissions d'ammoniac dans les bâtiments d'élevage de porcs avec production de lisier, d'après (Griffing et al., 2007). Les "◆" = valeurs TKN (total Kjeldahl nitrogen) non corrigées ; les "■" = valeurs corrigées.



Cette grande variabilité s'explique en partie par des différences de méthodes de mesure et par une grande variabilité dans la conception et la gestion des bâtiments. Ainsi l'utilisation d'un caillebotis partiel au lieu d'un caillebotis intégral réduit la surface d'émission dans la fosse mais l'accroît sur le sol. Ceci peut conduire à la réduction des émissions d'ammoniac comme dans les études de Hoeksma et al., Aarnink et al. (Aarnink et al., 1997; Aarnink et al., 1996 ; Hoeksma et al., 1992), à l'absence d'effet (Guingand et al., 2010) ou au contraire à une augmentation des émissions, en particulier en été (Guingand and Granier, 2001). Les différences de réponses s'expliquent en grande partie par le comportement des animaux et la propreté du sol plein. A température élevée, les porcs excrètent de préférence sur le sol plein (Aarnink et al., 2006) ce qui peut augmenter l'émission d'ammoniac (de plus de 50%) comme dans le cas de l'étude de Guingand et al. (Guingand and Granier, 2001), alors que lorsque le sol plein reste propre ces émissions sont réduites. La nature du caillebotis influence également les émissions d'ammoniac qui sont plus faibles avec un caillebotis métallique qu'avec un caillebotis béton (Aarnink et al., 1997). La fréquence d'évacuation des effluents peut également influencer les émissions d'ammoniac (Guingand, 2000; Hoeksma et al., 1992 ; Voermans and van Poppel, 1993). Différentes techniques d'évacuation rapide du lisier existent soit à l'aide d'un racleur soit à l'aide d'une « chasse d'eau » (Ramonet et al., 2007). Ces différents systèmes entraînent une réduction des émissions d'ammoniac de 20% pour les systèmes de raclage à plat (Groenestein, 1994), d'environ 50% pour les systèmes de raclage en V (Belzile et al., 2006; Landrain et al., 2009) et de 60% pour les systèmes avec chasse d'eau. Certaines études montrent également que le type de ventilation peut influencer l'émission d'ammoniac. L'extraction basse de l'air en accroissant le renouvellement et la vitesse de l'air à la surface du lisier pourrait en effet favoriser l'émission, mais ces effets n'ont pas été bien quantifiés.

La température de l'effluent peut également influencer les émissions d'ammoniac, puisqu'elle affecte l'équilibre entre les différentes formes (NH_4^+ , NH_3) et donc directement l'émission gazeuse. En pratique l'effet est très complexe puisque lorsque la température s'accroît le renouvellement de l'air et l'évaporation d'eau augmentent et l'efficacité alimentaire des animaux est souvent améliorée. Massabie et al. notent peu d'effet de la température ambiante sur la teneur en ammoniac de l'air ambiant alors que l'émission est accrue (Massabie et al., 2006). Avec une approche par modélisation, Dourmad et al. montrent chez des animaux rationnés en eau que le taux de volatilisation de l'ammoniac passe de 15 à 38% lorsque la température ambiante passe de 17°C à 28°C (Dourmad et al., 2008b). L'écart est moins marqué (de 15 à 26%) lorsque l'eau est disponible à volonté, l'effluent étant alors moins concentré.

Différents modèles sont disponibles dans la bibliographie pour prédire les émissions d'ammoniac des lisiers dans les bâtiments (Aarnink and Elzing, 1998 ; Dourmad et al., 2008b), et/ou au cours du stockage (Berthiaume et al., 2005 ; Olesen and Sommer, 1993 ; Zhang et al., 2008). Il s'agit de modèles mécanistes prenant en compte les différentes formes de l'ammoniac dans l'effluent et les différents facteurs de variation de la volatilisation. La plupart de ces modèles concernent le porc à l'engraissement et nécessitent pour fonctionner un paramétrage assez complexe, ce qui en fait plus des modèles de recherche que des outils d'aide à la décision. Une approche plus empirique, basée en partie sur ces modèles mécanistes, est proposée par Rigolot et al. (Rigolot et al., 2010b) avec des paramètres d'entrée associés aux pratiques d'élevage (Rigolot et al., 2010b).

Les émissions gazeuses des autres composés azotés sont beaucoup moins bien connues. En effet, les conditions anaérobies du lisier limitent les phénomènes de nitrification-dénitrification, ce qui conduit souvent à les négliger. A partir des études disponibles (Durmad et al., 2009; Guingand et al., 2010; Hassouna et al., 2005; Kermarrec et al., 1998; Massabie et al., 2006; Osada et al., 1998; Philippe et al., 2007) on peut estimer les émissions de N-N₂O à environ 0,8 g/j par porc soit 2,2% de l'azote excrété. Les valeurs sont toutefois très variables puisqu'elles évoluent entre 0,3 et 4,0% de l'excrété. Toutes sont toutefois supérieures à la valeur de 0,2% retenue par l'IPCC pour les lisiers (IPCC, 2006). Il est par ailleurs vraisemblable que d'autres émissions de composés azotés, en particulier N₂, sont associées aux émissions de N₂O.

5.1.3.2. Estimation des émissions gazeuses de composés azotés des litières

Les études relatives aux émissions gazeuses des litières sont beaucoup moins nombreuses que pour les lisiers. Le Corpen en a réalisé une synthèse afin d'évaluer le devenir de l'azote excrété dans des litières accumulées par la méthode des bilans (15 essais avec des litières de paille, 24 avec des litières de sciure) (Corpen, 2003). La quantité d'azote des fumiers en fin de période d'élevage (dont une partie provient du substrat) représente respectivement pour les litières de paille et de sciure l'équivalent de 51% ($\pm 13\%$) et 30% ($\pm 8\%$) de l'azote excrété par les animaux. On peut estimer que les pertes d'azote par volatilisation s'élèvent à respectivement 57% ($\pm 13\%$) et 72% ($\pm 7\%$) de l'azote total pour les litières de paille et de sciure. Hassouna et al., Robin et al. et Bonneau et al. rapportent une forte variabilité des émissions d'ammoniac des litières en fonction du type de litière (paille, sciure), des modalités de gestion, de la saison et de la densité animale, les valeurs extrêmes allant de 2 à 20 g N-NH₃/j par porc charcutier (Bonneau et al., 2008; Hassouna et al., 2005; Robin et al., 2004). De la même manière les émissions de N₂O des litières sont très variables, entre 1 et 10 g N-N₂O/j par porc. Avec une litière de paille (Groenestein and van Faassen, 1996) mesurent des émissions de N-NH₃ allant de 2,9 à 4,8 g/j par porc et des émissions de N-N₂O allant de 4,8 à 7,2 g/j par porc. Des émissions plus fortes de N-NH₃ (12,5 g/j par porc) et plus faibles de N-N₂O (0,80 g/j par porc) sont mesurées par Philippe et al. (Philippe et al., 2006).

La nature des gaz azotés émis semble donc plus variable que l'émission totale. Dans le cas de litières bien conduites, propices à la dénitrification, les émissions d'ammoniac sont faibles et celle N₂O et surtout de N₂ sont élevées, le contraire étant observé dans le cas de litières humides. Rigolot et al. ont proposé sur la base de la bibliographie et de la contribution de plusieurs experts des coefficients de correction des émissions en fonction de la nature du substrat, de la surface par porc et de la quantité et de l'entretien de la litière (Tableau 5.1) (Rigolot et al., 2010b).

Tableau 5.1 : Estimation des facteurs d'émission des composés azotés des litières de porcs (Rigolot et al., 2010b)

	N-NH ₃	N-N ₂ O	Total N
Facteur d'émission (FE, kg/kg N excrété) ¹	0,20	0,06	0,64
Corrections du facteur d'émission ²			
Type de litière			
Paille	1,0	0,8	0,88
Sciure	1,0	1,2	1,13
Surface / porc			
<1 m ² /porc	1,1	0,8	1,0
>2 m ² /porc	0,5	0,5	1,1
Entretien de la litière			
très soigné	0,8	0,5	1,1
Déficient	2,0	0,2	1,0
Quantité de litière			
>100 kg/porc	0,8	0,8	0,9
<30 kg/porc	1,2	0,8	1,0
Mélange de la litière			
Fréquent	1,0	2,0	1,1

¹ Le facteur d'émission moyen est estimé à partir de 15 études conduites sur litières de paille et 24 études sur litières de sciure (Corpen, 2003); ²: Le FE corrigé est obtenu en multipliant le FE moyen par le(s) coefficient(s) de corrections

5.1.3.3. Influence de l'alimentation sur les émissions d'ammoniac

En changeant la stratégie d'alimentation il est possible de modifier la teneur en azote ammoniacal de l'effluent et son pH, deux paramètres qui influencent la volatilisation de l'ammoniac (van der Peet-Schwering et al., 1999a). Réduire la teneur en protéines des régimes diminue la concentration en urée de l'urine et son pH (Canh et al., 1998b ; Canh et al., 1998c ; Portejoie et al., 2004). Lorsque l'abreuvement est à volonté, la diminution de la teneur en protéines entraîne également une réduction de la consommation d'eau et par conséquent de la production d'effluents (Portejoie et al., 2004). Ces modifications des caractéristiques des déjections s'accompagnent d'une réduction marquée des émissions d'ammoniac dans le bâtiment puis au cours du stockage et de l'épandage des effluents (Canh et al., 1998b ; Hayes et al., 2004 ; Portejoie et al., 2004). Ainsi, dans l'étude de Portejoie et al., l'émission d'ammoniac depuis l'excrétion jusque l'épandage était réduite de 63% lorsque la teneur en protéines du régime passait de 20 à 12% (Portejoie et al., 2004). Toutefois ces résultats ont été obtenus en conditions de laboratoire ou sur des durées limitées et il conviendrait de vérifier si les mêmes effets se retrouvent dans la pratique des élevages.

Le bilan électrolytique (BE) calculé comme $(Na^+ + K^+ - Cl^-)$ est souvent utilisé par les nutritionnistes pour évaluer le pouvoir acidogène des régimes, une réduction de ce bilan conduisant à la production d'urines plus acides. Lorsque la teneur en protéines du régime est réduite, le BE diminue, compte tenu de la forte teneur en K de la plupart des sources de protéines (tourteaux), ce qui explique en partie la réduction du pH des effluents.. Toutefois, comme le montrent Canh et al., une réduction plus poussée du pH urinaire peut être obtenue en remplaçant le carbonate de calcium ($CaCO_3$) par d'autres sels de calcium ($CaSO_4$ ou $CaCl_2$) plus acidogènes (Canh et al., 1998a). L'addition de benzoate de Ca (Canh et al., 1998a) ou d'acide benzoïque (Daumer et al., 2007) dans l'aliment réduit également le pH de l'effluent et la volatilisation d'ammoniac, ces produits étant transformés en acide hippurique qui est excrété dans l'urine. Ainsi dans l'étude de Daumer et al., l'addition de 1% d'acide benzoïque dans l'aliment s'accompagnait d'une diminution d'environ 40% des émissions d'ammoniac, plus marquée dans le régime à faible teneur en protéines (Daumer et al., 2007). Des effets similaires (25% de réduction) ont aussi été observés avec l'acide adipique (van Kempen, 2001), qui est partiellement excrété dans l'urine.

L'excrétion d'azote urinaire peut également être réduite par l'ajout de fibres fermentescibles dans le régime. En effet, l'augmentation des fermentations dans le gros intestin suite à l'addition de fibres favorise l'utilisation d'ammoniac par les bactéries et la synthèse de protéines microbiennes excrétées dans les fèces, aux dépens de l'excrétion urinaire (Canh et al., 1998d ; Canh et al., 1998e ; Jarret et al., 2011 ; Sorensen and Fernandez, 2003) alors que l'excrétion totale n'est pas influencée. Ces phénomènes favorisent l'excrétion de l'azote sous forme protéique, limitant ainsi par la suite la volatilisation d'ammoniac (mesurée en condition de laboratoire). Par ailleurs, l'ajout de fibres favorise la production d'acides gras volatils dans l'intestin et l'effluent ce qui réduit également le pH. Canh et al. ont ainsi mesuré une relation linéaire entre la quantité de fibres dans le régime d'une part et le pH de l'effluent et la volatilisation d'ammoniac d'autre part; pour un accroissement de 100 g/j de la quantité de fibres ingérée le pH de l'effluent diminue de 0,12 point et la volatilisation d'ammoniac de 5,4% (Canh et al., 1998e).

L'utilisation ultérieure de l'azote de l'effluent par les plantes pourrait aussi être influencée par l'incorporation de fibres, une plus grande partie de l'azote étant excrétée sous forme organique dans les fèces. La disponibilité de l'azote de l'effluent est ainsi réduite lorsque la proportion de fibres non fermentescibles (lignine) est augmentée (Sorensen and Fernandez, 2003) alors qu'elle n'est pas affectée avec l'ajout de fibre fermentescibles (Gerdemann et al., 1999 ; Sorensen and Fernandez, 2003), bien que la proportion de N excrété dans les fèces soit accrue dans les deux cas. La proportion d'azote urinaire et la teneur en fibre des fèces permettent de prédire de façon satisfaisante la disponibilité pour les plantes de l'azote des effluents (Sorensen and Fernandez, 2003).

5.1.3.4. Les références d'émissions de composés azotés des effluents porcins en bâtiment et stockage

La référence recommandée pour le calcul des émissions nationales d'ammoniac est celle de l'agence européenne de l'environnement (EEA-EMEP/CORINAIR, 2007). Pour les effluents d'élevage les émissions sont estimées en % de l'azote ammoniacal des effluents. Dans le cas des lisiers, les valeurs retenues pour le porc en croissance (28% en bâtiment, 14% au stockage) sont différentes de celles retenues pour les truies reproductrices

(22% en bâtiment, 14% au stockage). Exprimée en fonction de l'azote total sur la base d'un rapport N ammoniacal/N excrété de 0,8, l'émission en bâtiment est de 22,4% et elle est de 10,4% au stockage, soit 30,5% au total. Les valeurs sont plus faibles pour les truies avec des facteurs d'émission de respectivement 17,6%, 10,6% et 26,3% en bâtiment, au stockage et au total, très proches de la valeur moyenne proposée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007). Toutefois certains pays utilisent des facteurs d'émission en bâtiment de l'ordre de 15-20% (Amon et al., 2005) pour l'Autriche, (Linjordet et al., 2005) pour la Norvège, (Damgaard Poulsen and Kristensen, 1998) pour le Danemark, (Gac et al., 2007) pour la France.

L'origine de ces facteurs d'émission n'est pas toujours précisée. Dans le cas de l'étude de Gac et al. pour la France, le facteur d'émission retenu est la moyenne des valeurs disponibles dans la bibliographie internationale et concerne à la fois les élevages sur litières et sur caillebotis (Gac et al., 2007). La moyenne du facteur d'émission ainsi obtenu (17,5%) est faible comparativement à la valeur rapportée par Griffing et al. (Griffing et al., 2007) ou recommandée par l'EEA (EEA-EMEP/CORINAIR, 2007). Ceci s'explique vraisemblablement par le fait que la synthèse de Gac et al. (Gac et al., 2007) considère toutes les modalités de gestion des effluents alors que celle de Griffing et al. se limite aux porcheries sur caillebotis avec stockage du lisier sous les animaux (Griffing et al., 2007), système connu pour favoriser les émissions d'ammoniac et qui est de loin le plus fréquemment rencontré dans les élevages Français (plus de 80%).

Pour les émissions de N₂O c'est généralement la référence de l'IPCC (IPCC, 2006) qui est retenue avec une valeur par défaut de 0,2% (entre 0 et 0,4%) pour les lisiers, 1% pour les litières accumulées sans brassage et 7% pour les litières brassées. Toutefois comme indiqué ci-dessus la référence IPCC utilisée pour les lisiers semble faible au regard des valeurs publiées.

La détermination des émissions totales de composés azotés est également importante dans la mesure où elle conditionne la quantité d'azote « maitrisable » dans le cadre de la directive « nitrates ». Dans le cas des lisiers les émissions d'ammoniac sont très voisines des émissions totales, bien que selon certaines études les autres composés puissent représenter 1 à 2% de l'excrétion. La valeur retenue par le Corpen (Corpen, 2003) pour les émissions en bâtiment (25%) paraît donc en accord avec la valeur d'émission d'ammoniac proposées par Griffing et al. (Griffing et al., 2007) ou retenue par l'EMEP/CORINAIR (22,4%). Si l'on tient compte des émissions au cours du stockage extérieur (5% pour le Corpen, 10% pour EMEP CORINAIR) on obtient des valeurs très voisines d'émissions totales avant épandage (respectivement 28,5 et 30,5% pour le Corpen et l'EMEP/CORINAIR). La valeur proposée par l'IPCC pour les émissions cumulée est un peu plus faible (25%) avec une plage de variation entre 15 à 30% (IPCC, 2006).

5.1.4. Estimation des bilans d'azote des élevages de porcs

Sur la base des informations présentées ci-dessus il est possible de déterminer le flux d'azote moyen des principales catégories de porcs élevés en France, selon la méthodologie proposée en 1999 dans une étude conjointe en France (Dourmad et al., 1999a), au Danemark (Fernandez et al., 1999) et aux Pays-Bas (van der Peet-Schwering et al., 1999b) et reprise par le Corpen (Corpen, 2003). Les teneurs en protéines des aliments correspondent aux valeurs maximales recommandées par le Corpen (2003) et appliquées dans la très grande majorité des élevages, à savoir 14% en gestation, 16,5% en lactation, 20% en porcelet 1^{er} âge, 18% en 2^{ème} âge, 16,5% en croissance et 15,0% en finition. Les performances moyennes des élevages suivis en gestion technique par l'IFIP pour l'année 2010 sont retenues pour le calcul.

Les valeurs obtenues sont rapportées au Tableau 5.2. Pour les truies reproductrices les valeurs sont exprimées par truie et par an. Les truies sont considérées « productives » entre la première insémination et le dernier sevrage et « présentes » depuis l'arrivée dans l'élevage, en tant que jeune reproducteur, jusqu'à leur sortie. En moyenne la rétention azotée des truies représente 28,9% de l'ingestion et l'excrétion 71,1% dont environ les ¾ sont excrétés au niveau urinaire. Au final l'excrétion azotée annuelle s'élève à 20,4 kg par truie présente, cette valeur étant identique à celle calculée par le Corpen en 2003.

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 jusque l'épandage (Tableau 5.3), selon que les porcs soient élevés sur caillebotis intégral ou sur litière. Dans le cas d'un logement sur caillebotis l'émission de N-NH₃ avant l'épandage représente 26,4% de l'azote excrété et l'émission de N-N₂O 0,4%. Au final 72,4% de l'azote excrété est épandu. Dans le cas d'un logement sur litière la part des émissions de N-N₂O (4,7%) et des émissions de N₂ (29,7%) est beaucoup plus élevée et au final seulement 45% de l'azote excrété est épandu.

Tableau 5.2 : Estimation de la consommation de la rétention et de l'excrétion d'azote (kg) par les truies et les porcs en croissance (estimation à partir des performances 2010) avec une alimentation biphase (Corpen, 2003).

	Durée, j	N ingéré	N retenu	N excrété			
				Fèces	Urine	Total	
Truie productive							
lactation	24	3,8	1,6	0,6	1,6	2,2	
gestation-ISSF	123	8,0	1,8	1,3	4,9	6,2	
total/ cycle	147	11,7	3,4	2,0	6,4	8,4	
total/an	365	29,2	8,4	4,9	15,9	20,8	
% ingéré		100	28,9	16,6	54,5	71,1	
Truie présente							
	365	28,7	8,3	4,7	15,7	20,4	
% ingéré		100	28,9	16,5	54,7	71,1	
Porc en croissance							
porcelet (8-30 kg)	47	1,11	0,55	0,15	0,41	0,56	
Engrais (30-115 kg)	106	5,94	2,16	0,95	2,82	3,78	
total (8-115 kg)	153	7,05	2,71	1,11	3,23	4,34	
% ingéré		100	38,4	15,7	45,9	61,6	
Elevage de 100 truies^a							
truies		2873	829	473	1571	2043	17,1%
post sevrage		2535	1255	347	933	1280	10,7%
engraissement		13604	4946	2185	6472	8657	72,3%
total		19011	7030	3005	8976	11981	100%
% ingéré		100	37,0	15,8	47,5	63,0	

^aElevage de 100 truies présentes, 22,9 porcs charcutiers vendus par truie présente et par an

Tableau 5.3 : Estimation des flux d'azote d'un élevage de 100 truies présentes selon le mode de gestion des effluents

	Effectif	N excrété	N-NH ₃ ^(a)	N-N ₂ O ^(b)	N Gaz	N épannable
Lisier						
truies présentes	100	2043	539	8	563	1480
porcelets produits	2290	1280	338	5	353	927
porc à l'engrais produits	2290	8657	2283	35	2387	6270
total		11980	3160	48	8677	8677
% excrété		100	26,4	0,4	27,6	72,4
Litière de paille^(c)						
truies présentes	100	2043	448	88	959	1084
porcelets produits	2290	1280	256	61	721	559
porc à l'engrais produits	2290	8657	1731	416	4876	3781
total		11980	2435	565	6555	5425
% excrété		100	20,3	4,7	54,7	45,3

^ale facteur d'émission d'ammoniac dans le bâtiment est fixé à 22,5% (EEA-EMEP/CORINAIR, 2007 ; Griffing et al., 2007) pour les bâtiments sur caillebotis intégral, plus 5% pendant le stockage, et à 20% pour les bâtiments sur litière de paille.

^ble facteur d'émission de N₂O est fixé à 0,04% pour les bâtiments sur caillebotis intégral et 0,48% pour les bâtiments sur litière de paille.

^cconduite sur litière de paille pour tous les animaux sauf les truies en lactation sur caillebotis

5.2. Les flux d'azote en élevage avicole

La production avicole française, en elle-même, est un problème peu important en termes de volume total des rejets azotés comparativement aux ruminants et aux porcs. En 2006, le CORPEN estimait que les filières avicoles représentaient 3% des volumes de déjections de l'ensemble des productions animales pour un volume estimé de 7,5 millions de tonnes de déjections, dont 2,5 de fumier (Corpen, 2006). De plus, la production en bâtiments peut permettre une gestion efficace des déjections, comme le montrent les systèmes de traitements couramment développés pour les poules pondeuses. Toutefois, un point critique en aviculture est l'utilisation de ressources azotées importées, principalement du tourteau de soja, en raison de l'absence de production métropolitaine suffisante, ce besoin s'étant accru fortement suite à l'interdiction de l'incorporation des farines animales. Ces importations contribuent à augmenter la pression azotée sur certains territoires et notamment dans le Grand Ouest où une part importante des élevages avicoles se concentre en plus des porcs et bovins. La localisation des déjections avicoles et leur teneur en azote mal connue et en font des ressources assez difficiles à bien maîtriser. Par ailleurs, si les volumes de déjections sont faibles, du fait de leur concentration, ils contribuent pour une part significative à la production d'ammoniac. A titre d'exemple, l'aviculture représente 16% de la production d'ammoniac aux USA (Méda et al., 2011a). Il est donc important de déterminer les flux au sein des élevages et d'en étudier des voies de contrôle.

5.2.1. Les flux d'azote au sein d'ateliers avicoles

Les flux d'azote et leur ordre de grandeur au sein des élevages avicoles peuvent être systématisés de par la structuration majoritairement « hors-sol » et standardisée des élevages. Bien que les modalités de production sur parcours se développent, tant en volaille de chair qu'en pondeuse, les données sont encore insuffisantes pour ces systèmes d'élevage sur parcours.

5.2.1.1. Filière poulets de chair

Des simulations de flux sont effectuées à partir de 3 études. La première est le travail de Mitran et al. qui a suivi par des mesures directes la production et les pertes d'azote au sein d'un élevage de poulets de chair standard sur l'ensemble du cycle de production (ici 42 jours, assez représentatif de ce qui peut être observé en élevage (Mitran et al., 2008). Dans cette étude 99% de l'azote entre sous forme d'aliments et se retrouve au bout de 42 jours à 67% dans les poulets, 26 % dans la litière et 13% dans les émissions gazeuses azotées. La somme des taux dépasse les 100 % du fait des difficultés de mesurer les flux avec précision. Les pertes gazeuses ont lieu pour 23% dans les 21 premiers jours et pour 77% entre 22 à 42 jours, en lien avec le métabolisme des oiseaux, l'interaction entre les animaux et la litière au sein du bâtiment et aussi parce que les quantités ingérées et donc excrétées sont nettement plus élevées sur la deuxième partie du cycle de production. Sur le cycle de production, chaque oiseau produit 15,3 g d'azote volatilisé, très majoritairement du NH₃. Le second travail est celui de Guiziou et Béline (Guiziou and Béline, 2005) où les flux volatilisés étaient trois fois inférieurs à ceux de Mitran et al., montrant les difficultés méthodologiques et aussi la grande variabilité des phénomènes de volatilisation selon les conditions d'élevage et les bâtiments (Mitran et al., 2008). La troisième étude concerne les systèmes volailles intensifs en Irlande (Hayes et al., 2006). Ces trois études balayent la diversité des systèmes de production présents dans la revue de Méda et al. et permettent de simuler les flux annuels pour un bâtiment en volaille de chair classique (Tableau 4.4), et de fournir des ordres de grandeur des flux d'azote dans la litière et volatilisés (Méda et al., 2011a). L'ensemble est comparé aux valeurs du Corpen qui apparaissent légèrement inférieures pour l'azote présent dans les déjections, mais (par mesure de « sécurité » ?) légèrement plus élevé pour l'azote volatilisé que les trois études compilées (Corpen, 2006).

Tableau 5.4 : Flux d'azote excrétés présents dans la litière et les fientes ou volatilisés pour différents systèmes d'élevage avicole. Filière poulet de chair. Synthèse Esco.

Elevage représentatif de la situation en France	Azote présent dans les déjections (Kg N/an)	Azote volatilisé (Kg N/an)
Poulet standard, 22000 poulets/bande, 6,3 bandes/an de 38 jours		
Guiziou et Béline (2005)	6926	710
Hayes et al (2006)	6083	1553
Mitran et al (2008)	5673	1962
CORPEN (2006)	5373	2262
Poulet label, 11000 poulets/bande, 3,2 bandes/an de 87 jours		
Guiziou et Béline (2005)	5131	408
Hayes et al (2006)	4646	893
Mitran et al (2008)	4410	1128
CORPEN (2006)	4238	1301

5.2.1.2. Filière poule pondeuse

Neijat et al. réalisé un bilan des flux d'azote pour des poules pondeuses d'un format inférieur aux poules françaises, mais les chiffres peuvent donner un bon ordre de grandeur : pour une ingestion moyenne de 3 g d'azote par jour, 2% sont retenus par la poule, 33% exportés dans l'œuf et 65% excrétés dans les fientes (Neijat et al., 2011). Par la suite, en fonction du système de collecte des fientes, la production d'ammoniac peut être estimée à 0,163 kg par poule par an pour un système sur fosse profonde ou 0,062 kg par poule par an pour un système avec convoyage et séchage (Fabbri et al., 2007), correspondant à des taux de volatilisation de respectivement 23 et 9%. Ces valeurs sont assez cohérentes avec les données proposées par Méda et al. (Méda et al., 2011a). Mais elles sont basses par rapport à celles proposées par le Corpen, qui s'élèvent à 60% et 25% pour ces deux systèmes (Corpen, 2006).

Le tableau 5.5 illustre la forte variabilité des valeurs obtenues en fonction des systèmes de production. Le choix des unités de référence détermine les résultats des comparaisons de systèmes. Ainsi, les unités d'élevages de poulets standards produisent nettement plus d'azote que les exploitations de poulets labels, alors que les analyses de cycle de vie ayant comme unité fonctionnelle le kg de poulet produit montrent un résultat inverse (Da Silva et al., 2010). Pour les poules pondeuses, les simulations soulignent trois points. Tout d'abord, les élevages de poules pondeuses sont des producteurs importants de déjections étant donnée leur taille.

Tableau 5.5 : Comparaison des normes Corpen avec les résultats d'une étude récente par Fabbri et al. (Fabbri et al., 2007)

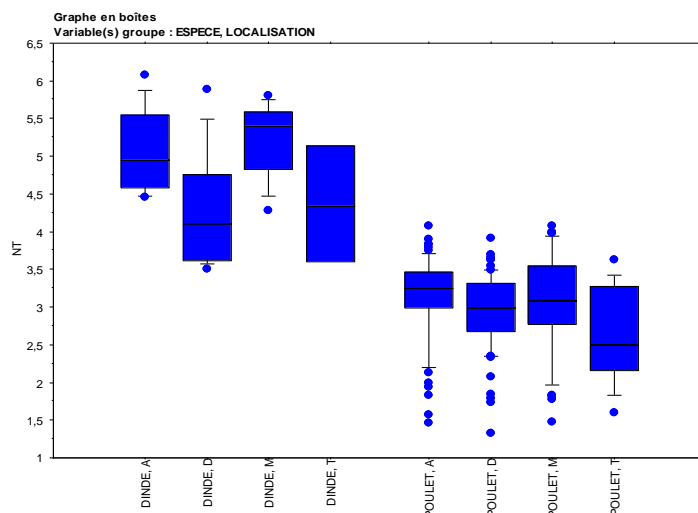
Elevage représentatif de la situation en France	Déjections (Kg N/an)	Volatilisation (Kg N/an)
Poules pondeuses convoyage et séchage 60000 poules sur l'année (Fabbri et al (2007)	38774	3723
CORPEN (2006)	31985	10512
Poules pondeuses : Lisier sur fosses profondes, 60000 poules sur l'année, (Fabbri et al (2007))	32642	9855
CORPEN (2006)	16874	25623

5.2.1. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote

Il est difficile d'évaluer précisément les sorties d'azote des ateliers avicoles. Concernant l'air, plusieurs travaux expérimentaux s'attachent à mettre en place des méthodologies de mesure des flux de débit d'air et de composition en ces différents composants (exemple : (Méda et al., 2011a)), mais il est très difficile d'arriver à calculer des bilans en lien avec le pilotage de la ventilation et les variations continues observées.

Deux formes principales de gestion des effluents coexistent : les litières et les lisiers. La première difficulté à résoudre est la mesure du contenu en azote de l'effluent, notamment dans le cas des litières. L'échantillonnage des litières est une opération délicate car elles n'ont pas la même composition dans les différentes zones d'un même bâtiment, où peuvent se distinguer des aires d'abreuvement, des mangeoires et des zones dortoirs, avec des occupations par les volailles, des déjections et des teneurs en azote variables. Des suivis en élevage réalisés conjointement par l'Inra et l'ITAVI en 2006 ont mis en évidence cette variabilité et la difficulté de réaliser des échantillons composites représentatifs. La Figure 5.8 illustre ces variations pour des élevages de dinde et de poulets avec des zones d'abreuvoir (A), de dortoir (D) et de mangeoire (M), T étant la composition des échantillons. Cette différenciation est confirmée comme nécessaire par Méda et al. qui mettent en avant notamment les différentes teneurs en humidité en fonction des zones au sein du bâtiment, entraînant des taux de volatilisation différents (Méda et al., 2011a). De plus, la connaissance du contenu des litières en bâtiment n'est qu'un élément indicatif, étant donné les changements sur la nature et les teneurs en azote induits par le stockage, avant épandage ou transformation pour exporter vers les zones de grande culture. Enfin, les coûts d'analyse et la nécessité de multiplier leur nombre pour capter l'incertitude de l'échantillonnage font un frein aux mesures directes. Une piste actuellement mise en œuvre au sein d'un projet collaboratif est le développement d'outils de mesures rapides permettant à la fois de connaître la valeur des litières et la valorisation de la ration par les oiseaux (Programme DIGSPIR, CASDAR 2011-2013).

Figure 5.8 : teneur en azote total (% MS) des litières en élevage de dindes et poulets pour les zones abreuvoir (A), dortoir (D) et mangeoire (M), T étant un échantillon composite



Le second point est le grand nombre de facteurs de variations induisant des modifications de la composition des déjections, notamment en termes de taux de matière sèche (Corpen, 2006). Ce taux de MS est un facteur déterminant de variation des fermentations qui conduisent à la volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac (forme très largement majoritaire), de protoxyde d'azote (N_2O) et de diazote (N_2), et joue donc un rôle important dans l'évolution de la teneur en azote de l'effluent. Les chiffres les plus élevés pour le protoxyde d'azote sont ceux de Calvet et al. qui n'excèdent pas l'équivalent de 8,8% de la production d'ammoniac (Calvet et al., 2011). Des chiffres assez différents sont rapportés par Méda et al. mais les valeurs de N_2O restent très faibles et les lois de variation de cette production semblent reliées de façon quadratique à la teneur en eau des litières avec une augmentation de la production jusqu'à une certaine humidité puis une diminution (Méda et al., 2011a).

5.2.1.1. Influence des espèces et des lignées d'animaux

Chez les volailles, l'espèce a un rôle primordial dans la quantité et la composition des déjections au sein des bâtiments d'élevage. En moyenne on peut retenir une production de 150 kg de fumier/m²/an pour les élevages de volailles de chair avec des variations allant de 90 kg/m²/an environ pour les poulets labels à 200 kg/m²/an en élevage de dindes. La teneur des fumiers en azote (mais aussi dans les autres éléments fertilisants) varie sensiblement selon l'espèce, nécessitant leur connaissance précise pour une utilisation agronomique adaptée. Pour les poules pondeuses, les quantités brutes de déjections à stocker sont comprises entre 10-12 kg/place/an pour des fientes à 80% de matière sèche (litières) et 70 kg/an pour du lisier (Corpen, 2006). Ces différences et

les efficacités induites en termes d'utilisation de l'azote sont principalement liées à la combinaison de deux facteurs : le système de production et les lignées génétiques utilisées.

Concernant les lignées ou les espèces, les indices de consommation sont très contrastés. Pour les poulets de chair, entre les souches à croissance rapide (1,9 kg de poids vif à 37 jours d'âge) et les souches à croissance lentes (2,25 kg de poids vif à 87 jours d'âge), l'indice de consommation sur l'ensemble de la période d'élevage n'est pas du même ordre de grandeur (IC= 1,9 kg/kg et 3,15 respectivement). Ceci induit une ingestion globale nettement plus élevée en élevage long et des rejets vers l'environnementaux fortement augmentés. Ainsi Bokkers et de Boer ont montré des émissions beaucoup plus importantes de l'élevage biologique comparé à l'élevage conventionnel aux Pays-Bas (Bokkers and de Boer, 2009). Une sélection génétique focalisée sur une amélioration de la rétention protéique par l'oiseau, voire directement sur une diminution des rejets, est envisageable. Des lignées avicoles divergentes en terme de digestibilité de l'énergie ont été développées à l'Inra (de Verdal et al., 2010 ; Mignon-Grasteau et al., 2010). Les résultats obtenus laissent envisager la possibilité de travailler sur une meilleure digestibilité, et si l'absorption correspond à une utilisation métabolique améliorée des acides aminés, à une rétention plus élevés de l'azote par les oiseaux. De la même façon, rendre les oiseaux capables de s'adapter à des systèmes d'alimentation variables peut permettre une valorisation des protéines alimentaires. Deux exemples peuvent être développés : en poulet de chair, les lignées actuelles sont capables de réagir à très courts termes (quelques minutes) à l'apport d'aliments contrastés, ce qui a permis de développer des systèmes d'alimentation séquentielle alternant des aliments riches ou pauvres en azotes et en énergie. Les oiseaux ont eu des performances identiques, ouvrant la possibilité de mieux valoriser des matières premières riches en protéines mais trop pauvres en énergie pour permettre des croissances suffisantes. Ce système est envisageable sur des lignées à croissance rapide mais il ne semble pas fonctionner sur des lignées à croissance lente, montrant l'aspect génétique de cette adaptabilité (Bouvarel et al., 2007). En poule pondeuse, la capacité d'adaptation des oiseaux à une alimentation séquentielle, comme démontré par les travaux de Faruk et al. où une amélioration de l'indice de consommation de 5% a été observée, peut être mise en avant dans le cadre d'une sélection adaptée à des réactions à des systèmes d'alimentation contrastés (Faruk et al., 2011). Des pistes combinant des approches génétiques et de systèmes d'alimentation semblent donc à développer.

5.2.1.2. Influence de l'alimentation

La nature de l'alimentation influence la composition et l'état des litières à travers plusieurs éléments : la quantité d'azote ingérée par l'oiseau, la nature des matières premières incorporées et les teneurs en électrolytes en lien avec la consommation d'eau. Le cas le plus courant est l'incorporation quasi-systématique en alimentation avicole de tourteau de soja, riche en potassium, et entraînant par conséquent une consommation d'eau élevée. Les valeurs observées en élevage et en conditions expérimentales montrent que pour des poulets à croissance rapide, il est possible d'observer une ingestion d'eau allant de 1,7 à 2,5 litres par kilogramme d'aliment ingéré en fonction des régimes, des conditions d'élevage et des vitesses de croissance (résultats non publiés). Étant donné que la rétention d'eau ne varie pas significativement à l'échelle de l'oiseau, cette ingestion influence l'humidité de la litière et par conséquent la volatilisation, sans doute maximale pour une humidité comprise entre 40 et 60% (Méda et al., 2011a).

De même que pour les porcs, l'utilisation de certaines matières premières, caractérisées par une disponibilité élevée des protéines (Sauvant et al., 2004) et un équilibre entre les acides aminés (AA) (combiné ou non avec l'ajout d'AA de synthèse) permet d'augmenter significativement la rétention des protéines ingérées et de diminuer l'excrétion d'azote jusqu'à 40% (Nahm, 2007) avec une diminution approximative de 10% des rejets azotés par pourcent de diminution des protéines dans l'aliment. Corrélativement, cette diminution des rejets impacte sur la fraction volatilisée (Méda et al., 2011a). Des travaux importants co-construits par l'industrie et la recherche ont permis d'aboutir à des équations de prévisions des valeurs nutritionnelles améliorant nettement la valorisation de ces matières premières, comme par exemple les drèches (Cozannet et al., 2010). Mieux connaître les coproduits de l'industrie des biocarburants (drèches, tourteau de colza) est une nécessité pour les incorporer de façon pertinente dans l'alimentation des volailles, comme source majeure d'apports de protéines. Certains cahiers des charges de production avicoles n'acceptent pas l'utilisation des AA de synthèse, et les déséquilibres nutritionnels ainsi assumés au titre des cahiers des charges contribuent à accroître les rejets, comme illustré par Kratz et al., ce qui peut jouer en défaveur de ces filières (Kratz et al., 2004a). De même, des contraintes d'incorporation de certaines matières premières ont un effet négatif en filière de production sous signe de qualité.

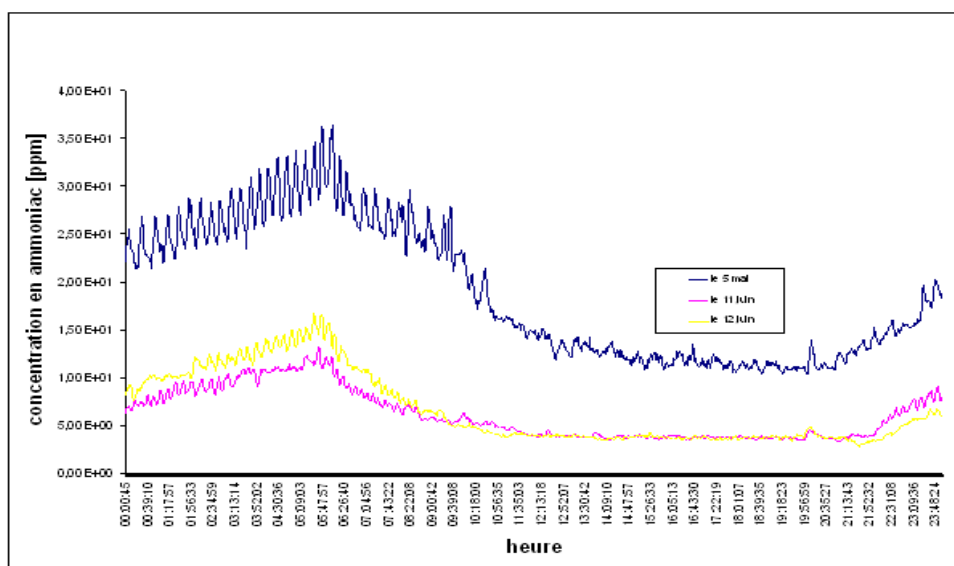
Par ailleurs, la mise en œuvre de traitements technologiques particuliers et l'utilisation d'enzymes exogènes conduisent à des gains importants de digestibilité de la matière organique, avec pour conséquence immédiate une diminution des rejets azotés. A titre d'exemple, la combinaison de 3 AA de synthèse et de 2 niveaux de protéines dans l'aliment permet de faire varier pour une dinde la production d'ammoniac de 230 à 176 g par dinde sur l'ensemble de la période d'élevage, soulignant tout l'intérêt d'une alimentation de précision (Liu et al., 2011). L'ajout d'une protéase dans un aliment diminué de 10% de son taux de protéine par rapport au témoin permet d'obtenir des performances identiques, et donc des rejets diminués, chez des poulets à croissance rapide (Angel et al., 2011). Des approches très « techniques » des aliments pour volailles sont donc à continuer dans une optique d'ajustement des apports aux besoins tant à l'échelle de la journée (exemple : (Faruk et al., 2011) qu'au cours de l'ensemble de la période de croissance, comme cela est fait avec les alimentations multiphasées classiquement utilisées, qu'il est possible de d'ajuster plus précisément encore en faisant un suivi quotidien de la croissance (Cangar et al., 2007).

5.2.1.3. Influence des conditions d'ambiance dans les bâtiments

L'ambiance au sein du bâtiment, résultant d'interactions entre hygrométrie et températures qui induisent des niveaux de ventilation variables, et une accélération ou au contraire une stabilisation des réactions au sein des litières, affecte principalement les phénomènes de volatilisation. Pour l'azote, des mesures sur un bâtiment de poulets de chair à croissance rapide ont donné une valeur d'émission de 5,74 g N/poulet pour l'ensemble de sa croissance sans aucune émission de N₂O, sachant qu'au sein du bâtiment, la teneur en ammoniac a varié de 0,8 à 32 ppm (Guizou and Béline, 2005). Dobeic et al. ont mesuré la concentration d'ammoniac et de N₂O dans des élevages de poulets de chair et de poules pondeuses et mis en évidence de fortes variations selon les bâtiments en fonction, non seulement des espèces et de l'âge des animaux, mais aussi des systèmes de ventilation sur les quantités des différentes catégories de composés azotés obtenus (Dobeic et al., 2007). Ainsi dans les bâtiments fermés modernes la température est contrôlée précisément, entraînant des vitesses de ventilation liée au différentiel de température entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. Il en résulte une volatilisation pouvant être de deux à six fois plus élevée en été que l'hiver, en lien avec la ventilation et non pas uniquement avec la température (Méda et al., 2011a) : il est probable que le changement de volatilisation de l'ammoniac résulte d'une combinaison de la température au sol et du passage de l'air au niveau de la litière. Un agencement pertinent et un entretien suivi des sources d'abreuvement sont un élément clé de réduction de la volatilisation, favorisée par des dégradations de l'état des litières dans les zones humides (Méda et al., 2011a).

Pour pouvoir maîtriser correctement les pertes d'azote, il est nécessaire de disposer d'outils de mesure fiables et peu coûteux et de contrôler l'ambiance du bâtiment. Méda et al. ont ainsi proposé un modèle de détermination des flux au sein de l'élevage à partir de l'ensemble des paramètres d'ambiance et des performances des oiseaux (Méda et al., 2011b) En même temps qu'elle réduit la valeur du fertilisant organique, la volatilisation génère une teneur en ammoniac élevée dans le bâtiment, qui est une cause de mal-être pour les oiseaux comme pour les éleveurs notamment en fin de période d'élevage où les systèmes de ventilation sont susceptibles de moins bien fonctionner. Ceci avait été observé expérimentalement à l'unité de recherches avicoles en expérimentation sur des dindes où des suivis de teneurs en ammoniac avaient montré des teneurs en ammoniac très handicapante en fin de nuit rendant le travail des animaliers difficiles sans parler des impacts pour les volailles. Des mesures courantes semblent par conséquent nécessaires. Des outils sont proposés par exemple par Amaral et al., qui concluent à la pertinence des mesures mais à la difficulté d'échantillonner correctement dans le temps et dans les différentes zones du bâtiment pour un résultat utilisable (Amaral et al., 2008). La Figure 5.9 illustre les cinétiques d'ammoniac mesurées dans le bâtiment expérimental de dindes, à trois dates différentes en phase de finition montrant ainsi l'importance des conditions de ventilation sur les teneurs mesurées et leurs évolutions en cours de journée avec des teneurs très élevées en début de matinée au moment des températures les plus basses et par conséquent d'une ventilation minimale.

Figure 5.9 : Evolution des concentrations en ammoniac au cours de la journée et entre jour (données non publiées, Inra)



Une meilleure maîtrise de l'ambiance dans les bâtiments est un objectif à poursuivre étant donnée la forte relation entre température, humidité et évolution des litières ou des lisiers. Bos et al. proposent une approche innovante consistant à s'éloigner d'une solution technique unique agissant directement sur le problème des émissions dans l'environnement, pour repenser l'ensemble du système animal/environnement comme une entité complexe répondant à ces propres règles pour une amélioration des conditions d'élevage (Bos et al., 2003). La mise en œuvre de la réglementation relative au bien-être en poules pondeuses a par exemple permis aux oiseaux d'exprimer des comportements naturels qui étaient inhibés dans les conditions précédentes. Des travaux font l'hypothèse que les modifications de comportements et une utilisation nouvelle de l'espace d'élevage pourraient avoir un impact sur l'état et /ou sur la localisation des déjections.

5.2.1.4. Influence de la nature de la litière

On a déjà vu que la nature de la litière peut jouer sur l'évolution du contenu en azote des déjections. Un aspect particulier est l'utilisation de facteurs d'abattement comme des activateurs de litières, qui orientent les réactions au sein de celles-ci. Des ajouts à base d'aluminium peuvent être réalisés notamment quand les litières sont accumulées pendant plusieurs cycles d'élevage comme parfois aux Etats-Unis ou au Brésil où les poussins arrivant sur une litière déjà utilisée (Gilmour et al., 2004). Plus largement, une grande variété d'additifs dans l'alimentation des volailles ou directement sur les litières est disponible et susceptible d'agir sur la formation d'ammoniac, comme l'ont évalué sous forme d'un screening (Jelinek et al., 2007). Des diminutions de volatilisation de 33 à 94% ont été observées en fonction des additifs utilisés en laboratoire par Li et al. (Li et al., 2008). En France, Aubert et al. annoncent une diminution des émissions d'ammoniac de 36% par kg de poids vif en élevage de poulet de chair suite à des comparaisons entre bandes ayant reçu ou non des « complexes de microorganismes » sur les litières (Aubert et al., 2011). Néanmoins, les mécanismes d'action restent à élucider et une certaine prudence s'impose quant à la généralisation de ces premiers résultats. Dans un système d'interrelations animal-environnement, ces modifications sont à évaluer conjointement au bien-être de l'oiseau et de l'éleveur et à élargir à une étude d'impact au moment des épandages. Une synthèse réalisée par Méda et al. pointe l'importance de la nature de la litière (copeaux de bois avec moins d'émission qu'avec de la paille, ...), de la quantité mise en place, de l'ajout ou non d'additifs au sein de cette litière et de leur renouvellement ou non (le renouvellement diminuant l'émission) entre bandes sur les facteurs d'émissions de l'ammoniac (Méda et al., 2011a).

L'utilisation de parcours a un rôle important sur la répartition des déjections au sein de l'élevage. Or les systèmes alternatifs utilisant des parcours sont en plein développement pour répondre aux réglementations sur le bien-être animal et aux cahiers des charges de type agriculture biologique ou sous label. Une partie des déjections se retrouve donc directement sur le parcours et n'aura pas à être épandue sur d'autres surfaces, mais la possibilité de fortes concentrations localisées est en cours d'étude. Kratz et al. ont montré qu'il est possible de relier la

teneur en azote des sols et la fréquentation des volailles sur les parcours, et mis en évidence des points noirs où les teneurs excessives rendent susceptible la lixiviation d'azote (Kratz et al., 2004b). Dans le cadre du développement de systèmes alternatifs, une meilleure connaissance de la répartition des déjections est nécessaire afin de mieux évaluer l'état des surfaces utilisées pour proposer des modes de gestion régulant l'accès au parcours (dans le temps et l'espace) pour limiter les risques de lixiviation.

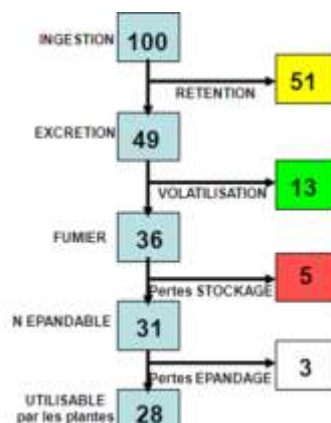
Enfin, les volailles de chair à croissance rapide et dans une moindre mesure celles à croissance lente sont très sujettes à des troubles intestinaux sans liens directs avec des agents pathogènes. Une prévalence de l'ordre de 25% peut être un ordre de grandeur correct. Il en résulte la production de fientes humides et volumineuses entraînant des dégradations de la litière et par action en retour une généralisation de cet état à l'ensemble des oiseaux du lot concerné. Cet état intestinal s'accompagne d'une dégradation de la digestion des nutriments entraînant des rejets plus élevés. Des travaux sont engagés entre Arvalis Institut du Végétal, l'Itavi et l'Inra pour quantifier ces changements en situation d'élevage (Programme CASDAR DIGSPIR 2011-2013).

5.2.1.5. Influence de la gestion des déjections

La manutention des déjections et le stockage font varier très largement la teneur en azote final, ce qui dans le cas des déjections concentrées de volailles impacte largement les émissions et la valeur fertilisante. Ainsi en poule pondeuse dans des bâtiments de 60 000 poules, le facteur d'émission de l'ammoniac était diminué de 61% par le séchage comparé aux fosses profondes (Tableau 5.5), soit une production de NH₃ de 0,163 kg an/poule en fosse profonde contre 0,062 en convoyage et séchage des fientes (Fabbri et al., 2007). Le séchage semble donc une voie pertinente pour réduire le niveau de volatilisation de NH₃ comme souligné par Koerkamp, mais il induit des coûts énergétiques et économiques qui sont à mettre en balance avec le gain environnemental sur l'azote (Koerkamp, 1994). De plus, Koerkamp souligne l'évacuation et le séchage des déjections ne sont plus possibles que dans certains types de bâtiments pour poule pondeuse, et non dans ceux où les volailles sont au sol (Koerkamp, 1994). Or les nouvelles réglementations bien-être mises en œuvre favorisent l'élevage au sol même si des structures avec des batteries adaptées sont aussi utilisables. La possibilité ou non de sécher va notamment provoquer des différences d'impact environnemental pour l'azote entre systèmes de productions, les systèmes label ou en agriculture biologique excluant peu ou prou l'utilisation de cages. Une dernière étape doit sans doute être mieux évaluée : le lien entre les modalités de stockage et les pertes à l'épandage, afin d'éviter les transferts de pollution : un abattement de la volatilisation au sein du bâtiment laisse plus d'azote à épandre, avec risque de volatilisation ou lixiviation de l'azote au champ. Sagoo et al. soulignent la nécessité de faire une analyse globale comprenant l'épandage pour éviter une simple « délocalisation » de la volatilisation ou de la lixiviation (Sagoo et al., 2007).

Pour résumer les différentes étapes entre l'apport d'azote à l'oiseau et la quantité exportable, de nombreux facteurs d'abattement sont observés comme le montrent les figures 5.10 issues du Corpen et corrigées au regard des éléments exposés ci-dessus (Corpen, 2006). Cette Figure compare les différents flux d'azote et devenir de l'azote ingéré dans les systèmes fumier et lisier.

Figure 5.10 : les flux d'azote dans une gestion des déjections avicoles sous forme de lisier (gauche) et de fumier (droite) (d'après Corpen (Corpen, 2006))



La Figure 5.10 met en évidence la hiérarchie des facteurs d'abattement dans une situation moyenne avec des litières : la rétention faible par l'oiseau puis les pertes en bâtiments et à l'occasion du stockage. Les variables discutées ci-dessus et permettant de changer les valeurs proposées sont autant de pistes pour diminuer la quantité de rejet (au niveau de l'oiseau) et les phénomènes de volatilisation. La Figure 5.10 concernant les lisiers amène au même constat d'une fixation très faible par l'oiseau et pertes très élevées par volatilisation lors des étapes ultérieures.

5.3. Les flux d'azote en élevage bovin

5.3.1. Bilan azoté chez les ruminants

Chez les ruminants, le taux de valorisation de l'azote (exprimé par le rapport N fixé / N ingéré) est faible et varie en moyenne de 0 à 35% selon le type de production. Il est minimum chez l'animal à l'entretien tel la vache adulte tarie, varie de 8 à 20-22% chez l'animal en croissance (Marini and van Amburgh, 2005) et en finition (Estermann et al., 2002 ; Micol et al., 2003 ; Yan et al., 2007), et est plus élevé pour la fonction « Lactation » avec un taux qui varie de 20 à 35% (Borsting et al., 2003 ; Castillo et al., 2000 ; Nadeau et al., 2007; Peyraud et al., 1995). En conséquence, l'essentiel et parfois la totalité de l'N ingéré est excrété par l'animal et restitué dans les déjections (Tableau 5.6).

Tableau 5.6 : Taux de valorisation de l'azote chez les bovins selon le type d'animal

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

Chez la femelle laitière adulte, l'azote fixé dans le lait dépend de la quantité de lait produit et de la teneur en protéines de ce lait. Avec une production annuelle de 7 500 kg de lait la vache laitière exporte environ 38,5 kg d'azote par an. Chez la brebis qui produit un lait plus riche en protéines, une lactation de 280 kg de lait correspond à une exportation de 2,4 kg N. Chez la chèvre, une lactation de 800 kg de lait correspond à un export de 4,1 kg d'N. Chez les animaux en croissance ou en engraissement d'espèce bovine ou ovine, la quantité de protéines fixée dépend essentiellement du type d'animal - lait ou viande - et de son âge. Les équations de dépôts protéiques ont été récemment révisées et publiées par l'Inra (Agabriel, 2010). A titre d'exemple, une génisse laitière de sa naissance à son 1^{er} vêlage à 28 mois fixe environ 15 kg d'azote. Le logiciel INRAtion (Version 4.07 - Inra, 2010) permet de déterminer pour chaque type d'animal, suite à un calcul de ration, les quantités d'azote ingérées et une description quantifiée de la répartition entre azote fixé et excrété sous forme urinaire et fécale.

L'azote rejeté dans les fèces a pour origine l'azote alimentaire non digestible, l'azote microbien non digéré et la fraction endogène associée aux desquamations de l'épithélium intestinal et aux sécrétions digestives non absorbées (Inra, 1978). Comme la digestibilité vraie des protéines alimentaires est très élevée chez le ruminant, la quantité d'azote fécal est peu dépendante de la teneur en N du régime (Demarquilly et al., 1995) et varie surtout avec les quantités totales de matière sèche (MS) d'aliments ingérées. Ainsi, la quantité d'azote fécal excrétée est en moyenne de 7,5 g N par kg de MS consommé, valeur assez constante entre espèces de ruminants (bovins, ovins). Elle varie de 7 à 8 g environ selon l'espèce animale considérée et la teneur en N du régime (Lantinga et al., 1987; Peyraud and Astigarraga, 1998). En conséquence, quel que soit le régime alimentaire, l'N fécal excrété varie d'abord avec le format et le poids vif de l'animal qui est le premier facteur de variation de l'ingestion, puis, chez les vaches laitières notamment, avec le niveau de production de l'animal (Delaby et al., 1995 ; Nennich et al., 2005; Peyraud et al., 1995).

L'azote urinaire résulte du catabolisme des protéines dans l'organisme et des excédents d'azote apportés par la ration. Elle a pour origine nutritionnelle, soit un excès d'azote dégradable au niveau du rumen qui n'est pas valorisé par les microbes, soit un excès d'acides aminés au niveau intestinal non valorisé par l'animal (Calsamiglia et al., 2010; Peyraud et al., 1995 ; Tamminga, 1992). La quantité d'azote ainsi éliminée par voie urinaire. L'azote excrété par voie urinaire dépend essentiellement de la quantité d'azote ingéré, donc à la fois de la quantité de MS consommée mais aussi de la teneur en azote de cette ration, ce chez les bovins (Huhtanen et al., 2008 ; Yan et al., 2007) comme chez les ovins (Giraldez et al., 1997). Ces deux variables ont alors un effet multiplicatif sur l'excrétion d'azote urinaire. C'est pourquoi, la quantité d'N urinaire excrété augmente avec le poids et le niveau de production des animaux, ce d'autant plus que la teneur en azote du régime est élevée (Vérité and Delaby, 2000).

C'est principalement l'excrétion d'azote sous forme d'urée qui varie, l'azote uréique de l'urine peut ainsi représenter de 0 à 70% de l'azote total urinaire. Comme la forme uréique de l'azote diffuse librement dans la phase aqueuse de l'organisme, l'urée est un métabolite présent et facile à mesurer dans le sang ou dans le lait. Cet élément est souvent retenu comme un indicateur intéressant de l'état de nutrition azotée des femelles laitières et des rejets azotés, notamment urinaires (Cizuk and Gebregziabher, 1994 ; Jonker et al., 1998 ; Nennich et al., 2006) à condition selon certains auteurs d'intégrer le poids vif des animaux dans les équations de prédiction (Kauffman and St-Pierre, 2001). Cependant, certaines situations particulières (début de lactation, alimentation au pâturage) associées à des variations de clairance de l'urée dans l'organisme (Faverdin and Vérité, 2003) limitent la fiabilité des mesures individuelles ou ponctuelles de la teneur en l'urée du lait pour prédire l'excrétion d'N urinaire (Faverdin and Vérité, 1998). A l'échelle du troupeau et de l'année, la teneur moyenne en urée du tank à lait est néanmoins proposée et utilisée en association avec la production laitière moyenne du troupeau pour évaluer les rejets azotés (Lambert et al., 2010) ; (Aarts, communication personnelle).

5.3.2. Facteurs de variation de l'excrétion d'azote

Lors du calcul de bilan azoté journalier, l'azote urinaire est souvent déterminé par différence entre d'une part l'azote ingéré, résultat des quantités ingérées de chaque composant de la ration, et d'autre part la somme de l'azote exporté dans le lait ou fixé dans les tissus corporels et de l'azote fécal, estimé grâce aux quantités de MS ingérées. Cette méthode a été utilisée afin d'établir les références Corpen en 1999 et 2001 (Corpen, 1999 ; 2001). Afin de s'affranchir de la connaissance des quantités de MS ingérée qui constitue une variable peu disponible en élevage, certains auteurs ont élaboré des équations de prédiction des rejets azotés intégrant le poids vif, la production laitière, la teneur en azote et parfois la teneur en NDF de la ration (Wilkerson et al., 1997 ; Yan et al., 2006). Ces derniers auteurs soulignent bien l'importance de la teneur en N du régime comme variable de prédiction, compte tenu de son influence majeure sur l'excrétion d'azote urinaire. Fort de ces méthodes d'évaluation indirectes, il est possible de calculer à l'échelle du jour, du mois ou de l'année et selon la succession des différentes rations utilisées, les quantités d'azote excrétées par les ruminants. Les deux principaux facteurs de variation de ces rejets annuels chez les vaches laitières sont le niveau de production, d'une part et la teneur en N du régime d'autre part.

5.3.2.1. Influence du niveau de production

L'ensemble des auteurs s'accorde pour souligner la relation forte et positive entre la quantité de lait produite au cours d'une lactation et les rejets azotés totaux. Les données danoises décrites par Borsting et al. rapportent une augmentation des rejets N totaux de 14 kg par vache (respectivement 116 et 130 kg N) pour une augmentation de production de 7 000 à 9 000 kg de lait (Borsting et al., 2003). Ces résultats sont très proches de ceux décrits par Vérité et Delaby (Vérité and Delaby, 2000). Selon ces auteurs, une augmentation de production de 1 000 kg de lait augmente les rejets N annuels urinaires de 4,0 kg et les rejets N annuels fécaux de 3,3 kg. Cette augmentation des rejets totaux s'accompagne néanmoins d'une amélioration de l'efficacité de l'azote, traduite par la réduction des rejets rapportés à 1 000 kg de lait produit (Borsting et al., 2003 ; Peyraud et al., 1995). Selon les données de Borsting et al., l'excrétion totale annuelle d'N diminue de 16,6 à 14,4 kg par tonne de lait produite (Borsting et al., 2003). Ces valeurs varient selon Peyraud et al. (Peyraud et al., 1995) de 13,3 à 11,2 kg/tonne de lait produite pour des niveaux de production de respectivement 6 000 et 9 000 kg de lait avec des rations à base d'ensilage de maïs (Peyraud et al., 1995).

Ce résultat à l'échelle de l'animal doit être revisité à des échelles supérieures : replacé dans le contexte de l'exploitation, l'accroissement du niveau de production s'accompagne en général d'un accroissement du taux de renouvellement des animaux et donc du nombre de génisses, ainsi que de pratiques de rationnement plus libérales (Jonker et al., 2002) pour maintenir le niveau élevé de production par vache. L'augmentation du potentiel des animaux induit donc une augmentation des achats en aliments concentrés. A l'échelle des filières, l'augmentation de la production laitière par animal entraîne une réduction du cheptel laitier mais un report sur l'élevage allaitant, moins efficace du point de vue de l'azote (Faverdin and Peyraud, 2010). Ce changement d'échelle sera détaillé en 5.4 et 5.5.

Tableau 5.7 : Illustration quantifiée de l'effet du niveau d'ingestion et de la teneur en N du régime sur les flux d'azote journaliers chez la vache laitière (d'après Corpen 1999)

Production laitière (kg/l)	25	25	35	35
Quantité de MS ingérée (kg/l)	18	18	22	22
Teneur en MAT du régime (g/kg MS)	160	220	160	220
Teneur en N du régime (MAT/6,25 - g/kg MS)	25.6	25.6	35.2	35.2
N exporté dans le lait (g/l)	128	128	179	179
N fécal (g/l)	144	144	176	176
N urinaire (g/l)	188	362	209	420
N total excrété (g/l)	332	506	385	596

5.3.2.2. Influence de la teneur en azote du régime

Chez tous les ruminants, la nature de l'alimentation et notamment la teneur en N des rations influence également les rejets azotés. Ce d'autant plus que l'apport d'azote, notamment l'azote dégradable au niveau du rumen, est supérieur aux besoins des microbes et des animaux. C'est ainsi que les plantes fourragères naturellement pauvres en azote, tel le maïs récolté sous forme d'ensilage (11,2 à 13,8 g N/kg MS – (Agabriel, 2010)), permettent d'élaborer des rations bien équilibrées grâce l'adjonction idoine de suppléments protéiques en cohérence avec les besoins des animaux. A l'inverse, les rations à base d'herbe verte, voire de légumineuses (trèfle, luzerne), notamment pâturées, se caractérisent par des teneurs en azote des plantes parfois très élevées (de 25,6 à 35,2 g kg MS) et induisent des rejets azotés plus importants (Peyraud et al., 1995). Ainsi, Vérité et Delaby (Vérité and Delaby, 2000) ont quantifié à l'échelle de l'année les conséquences de rations mensuelles diverses sur les rejets azotés totaux (Tableau 5.8). Afin de pallier cet excès d'azote, de nombreux travaux ont proposés de réduire la part de l'herbe pâturée dans les rations des ruminants (Valk, 1994 ; van Vuuren and Meijs, 1987), ce qui d'un point de vue strictement nutritionnel est assez efficace et semble judicieux. Selon ces auteurs, un apport de 50% de la ration sous forme d'ensilage de maïs qui se substitue en même proportion à l'herbe consommée permet de réduire les rejets azotés journaliers de 219 g (dont 212 g sous forme urinaire – (Valk, 1994)) et de 143 g (dont 163 g sous forme urinaire – (van Vuuren and Meijs, 1987)) sans modification (Valk, 1994) voire même avec une augmentation de la production laitière selon les seconds auteurs grâce à une augmentation des quantités totales de MS ingérées.

Tableau 5.8 : Influence de la nature du régime alimentaire mensuel sur les rejets azotés annuels totaux d'une vache laitière (6 000 kg de lait – (Vérité and Delaby, 2000))

Site de restitution	Stabulation					Parcelle
	0	3	6	9	12	
E.Maïs (13,1 g N / kg MS) (mois) (1)						
Pâturage (28,8 g N / kg MS)						
0 (mois)	109	102	95	88	80	0
3	87	80	73	65		29
6	65	58	50			57
9	43	35				86

(1) Le complément à 12 mois est constitué par la ration à base d'herbe conservée (24,0 g N / kg MS).

A l'échelle de l'année, en combinant les différentes séquences alimentaires, il est possible d'évaluer les rejets azotés d'un troupeau laitier et leur site de restitution (bâtiment, parcelle) selon la part de pâturage dans l'alimentation du troupeau (Delaby et al., 1995). L'exemple d'un troupeau laitier de 40 vaches (7 500 kg de lait) dont la conduite alimentaire varie selon le système fourrager est présenté au Tableau 5.9.

Tableau 5.9: Influence du système d'alimentation sur les rejets azotés annuels d'un troupeau de 40 vaches laitières et leur répartition – 7 500 kg de lait – adapté de (Peyraud et al., 1995 ; Vérité and Delaby, 2000))

Système d'alimentation	Ens. de maïs 12 mois	Ens de maïs 9 mois Pâturage 3 mois	Ens maïs & herbe 6 mois Pâturage 6 mois	Ens herbe & Foin 6 mois Pâturage 6 mois
N total ingéré (kg)	5246	5705	6439	6715
N fourrage ingéré (kg)	2712	3697	5100	5518
N concentré ingéré (kg)	2534	2008	1339	1197
N total excrété (kg)	3648	4104	4836	5112
N excrété (% N ingérée)	69	72	75	76
N fécal (kg)	1830	1822	1769	1725
N urinaire (kg)	1818	2282	3067	3387
N restitué en bâtiment (kg)	3648	2964	2556	2832
(% du total excrété)	(100)	(72)	(53)	(55)
N restitué au pâturage (kg)	0	1140	2280	2280
N épanachable (kg) ⁽¹⁾	2736	3363	4197	4404
N exporté par les fourrages (% N épanachable)	99	109	121	125

en admettant 25% de volatilisation sur l'N restitué en bâtiment. N épanachable = 0,75 x N bâtiment + N pâturage

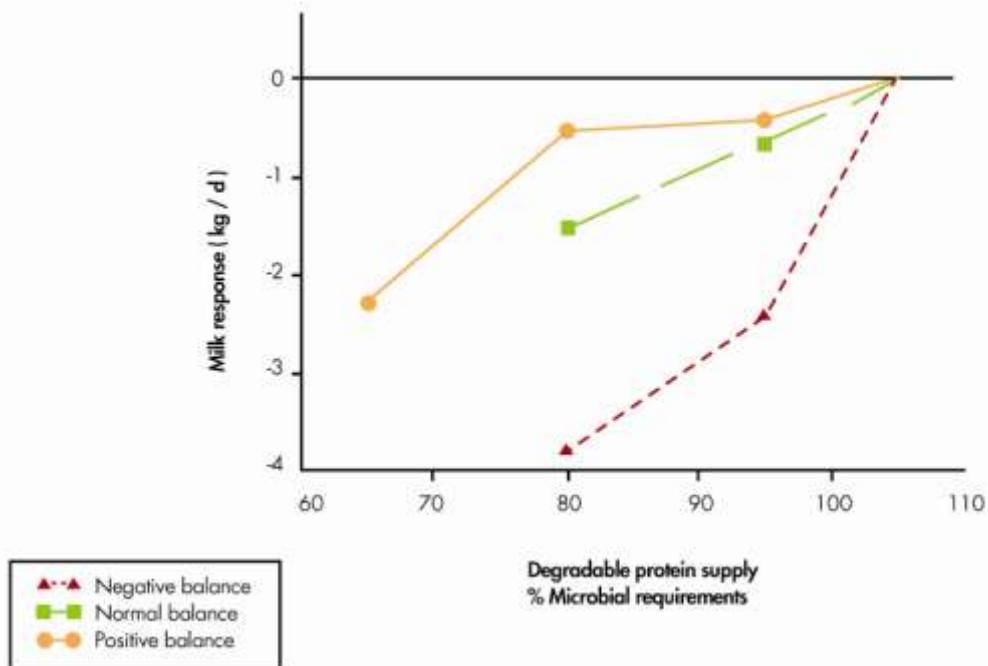
Globalement les quantités d'azote issues d'un troupeau de 40 vaches à gérer sous forme de déjections varient de 3 600 à 5 100 kg. La part de l'N restitué émise en bâtiment représente entre 50 et 100 % du total excrété selon la part de pâturage dans la ration annuelle du troupeau. Comme l'on décrit Peyraud et al., les quantités totales d'azote ingérées ainsi que celle provenant des fourrages consommés augmentent avec l'augmentation de la part d'herbe notamment pâturée dans la ration (Peyraud et al., 1995). Avec un régime annuel à base d'ensilage de maïs, près de 50 % de l'azote consommé par les vaches provient du concentré souvent importé sous forme de tourteaux de soja. A même niveau de production par vache, les quantités d'azote fécal varient peu avec la part d'herbe dans la ration tandis que les quantités d'azote urinaire varient de 1 800 à 3 900 kg par an.

5.3.3. Réduire les rejets à productivité égale des animaux.

Tout excès alimentaire, que ce soit en azote dégradable au niveau du rumen ou en apport intestinal d'acides aminés sera excrété en urée par la voie urinaire réduisant ainsi l'efficacité d'utilisation de l'azote au niveau de l'animal et accroissant les risques d'émissions d'ammoniac en bâtiments (van Duinkerken et al., 2005) et rendant l'azote des déjections moins maîtrisable pour la fertilisation. Ceci doit inciter à calculer les rations des ruminants en évitant tout risque d'excès d'apport chaque fois que cela est possible, en particulier tant que les troupeaux sont en bâtiments. L'ajustement des rations est aisément réalisable avec le logiciel INRAtion (www.inration.educagri.fr/fr/).

Les apports d'azote dégradable doivent correspondre aux recommandations et non les excéder. Il semble même possible dans certains cas de réduire ces apports un peu en dessous des recommandations pour accroître l'efficacité d'utilisation de l'azote et diminuer encore les rejets sous forme d'urée sans trop pénaliser les performances. Cette marge de manœuvre peut être utilisée chez des ruminants par ailleurs bien alimentés en acides aminés (Vérité et al., 1997), Figure 5.11). Un déficit de 5% du niveau d'apport d'azote dégradable par rapport aux recommandations n'aura ainsi pas de conséquences sur les performances de production (voir Figure 9.5) mais permettra de réduire les rejets d'environ 10 kg de N par vache sur une lactation. Une réduction plus importante, conduira à diminuer fortement les performances.

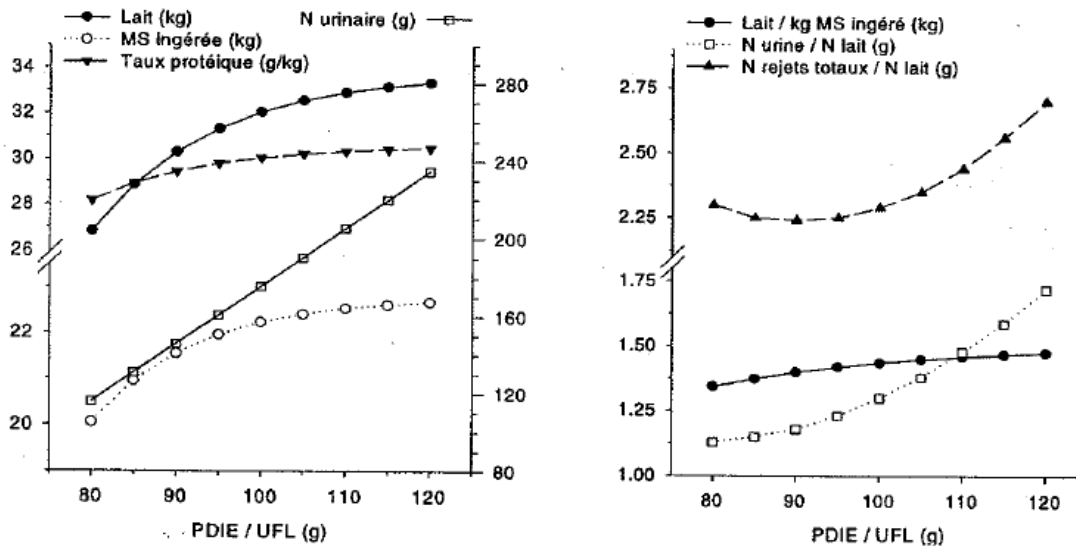
Figure 5.11 : Variation de la production laitière en fonction du déficit en apport d'azote dégradable et du niveau d'apport de protéines métabolisables d'après (Vérité et al., 1997)



Pour l'équilibre des apports de protéines métabolisables (PDIE dans le système PDI), la synthèse des nombreux essais réalisés sur vaches laitières avec différents niveaux d'apports (les apports de N dégradables étant bien raisonnés) démontrent qu'il est essentiel de raisonner cet apport en relatif aux apports d'énergie et un optimum se dégage pour les vaches laitières autour de 100 g de PDIE/UFL. En deçà, le rejet d'azote dans l'urine diminue, mais ramené au kg de lait produit, il ne diminue plus et l'efficacité d'utilisation de l'énergie tend à baisser en raison des effets dépressifs d'une carence en protéines sur l'ingestion de fourrage. Au-delà, la réponse de production devient très faible et l'essentiel du supplément de protéines est excrété dans l'urine, le rejet N par kg de lait augmentant alors rapidement (Vérité and Delaby, 1998), Figure 5.12). Un apport de PDIE excédentaire de 10% au besoin des animaux représente un gain de production de moins de 0,5 kg lait/j mais conduit à accroître les rejets d'azote de la vache de 13 à 20 kg/an selon que cet apport est réalisé avec du tourteau tanné ou des tourteaux non tannés.

La réduction de la dégradabilité des protéines des aliments concentrés reste un enjeu fort pour maîtriser les rejets azotés des ruminants pour limiter les pertes urinaires. Le tannage des protéines des tourteaux (principalement soja et colza) est un procédé qui a été largement développée par l'Inra en collaboration avec quelques industriels à partir de 1975. La technique est aujourd'hui bien maîtrisée par l'industrie de l'alimentation animale (1 millions de tonnes en 2000). Elle permet d'accroître leur valeur protéique (+ 70% pour le soja, (Agabriel, 2010; Sauvant et al., 2004) et permet donc de limiter la teneur en azote des rations des ruminants tout en maintenant les performances des animaux. Il est ainsi possible d'équilibrer des rations de vaches laitières à 14% de matières azotées totales (MAT) tout en couvrant les besoins protéiques des animaux. Cette technologie n'est pas utilisée dans les autres pays d'Europe, ce qui conduit à formuler des rations à plus de 15% MAT. Cette technologie est aujourd'hui remise en cause compte tenu des risques potentiels pour la santé humaine associés à l'emploi du formol. Aucune alternative n'est aujourd'hui disponible sauf à augmenter à nouveau les teneurs en protéines des rations et donc les rejets. Des techniques de chauffage ont été utilisées mais elles induisent des réactions de Maillard souvent irréversibles rendant les protéines peu digestibles. D'autres pistes visant à modifier l'activité de la flore ruminale, tels que l'utilisation de tanins naturels, d'huiles essentielles font l'objet d'intenses travaux mais qui ne sont pas probants (Calsamiglia et al., 2007).

Figure 5.12 : Lois de réponse de la production de lait et de l'ingestion aux variations des apports de protéines métabolisables de la ration d'azote dégradable (Vérité et Delaby, 1998)



5.3.4. Facteurs de variation des émissions d'ammoniac par les bovins en stabulation

L'émission d'ammoniac en bâtiments 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 ces dernières années. Il reste encore beaucoup d'incertitudes sur les émissions en bâtiment dans le cas des bovins car les mesures se heurtent à de nombreuses difficultés : d'ordre méthodologique d'abord car la ventilation des bâtiments est importante et leur structure complexe ; d'ordre structurel aussi car les conditions ne sont pas constantes au cours de l'année et entre les systèmes, il y a notamment une très grande diversité de type de logement et de bâtiments, de systèmes alimentaires. En outre, la présence des animaux dans les bâtiments est discontinue (du fait des périodes de pâturage) et la température est très fluctuante. Même dans des bâtiments expérimentaux contrôlés, il n'est pas encore possible de boucler complètement le bilan de masse de l'azote. Seulement 90 à 93% de l'azote ingéré est mesuré dans les différents flux de sorties y compris avec une mesure des émissions d'ammoniac dans une pièce avec un débit d'air mesuré et contrôlé (Aguerre et al., 2011). La diversité des modes d'expression des émissions et des méthodes de mesure ne facilite pas la comparaison des données. Cependant, 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 affectant les émissions d'ammoniac en bâtiment. Cette quantité est fonction de la ration, et notamment de sa teneur en protéines. La teneur en urée du lait reste un bon indicateur de l'azote urinaire excrété. Les travaux de van Duinkerken et al. (van Duinkerken et al., 2005 ; van Duinkerken et al., 2011) ont permis d'élaborer des modèles statistiques montrant que les émissions d'ammoniac s'accroissent d'environ 3% pour chaque point supplémentaire de teneur en urée du lait (entre 20 et 30 mg d'urée/100 ml). Les travaux récents de Aguerre et al. (Figure 5.13) montrent clairement l'importance de l'alimentation dans la variabilité des émissions d'ammoniac qu'ils ont mesuré indirectement par la méthode des bilans (Aguerre et al., 2010). Des niveaux très élevés d'ingestion d'azote avec des rations riches en protéines (16 à 18% de MAT) conduisent à des émissions d'ammoniac très supérieures aux émissions généralement relatées dans les publications précédentes, même si des différences méthodologiques peuvent expliquer ces écarts. Les émissions peuvent ainsi être multipliées par 4 ou 5, à même exportation d'azote dans le lait.

La température dans le bâtiment est le second facteur affectant les émissions. L'émission de NH₃ s'accroît de 2,6% pour une augmentation de la température de 1°C (entre 8 et 25°C) (van Duinkerken et al., 2005 ; van Duinkerken et al., 2011). Ainsi, dans le même bâtiment et avec la même méthode de mesure, les auteurs observent des émissions variant de 11 à 61 g d'azote ammoniacal par vache et par jour.

Le type de stabulation affecte également les émissions. Les émissions mesurées dans des installations avec des animaux à l'attache et des fumiers évacués régulièrement (en Autriche (Amon et al., 2001), au Canada (Bluteau et al., 2009), aux USA (Aguerre et al., 2011)) varient de 5 à 20 g d'ammoniac par animal et par jour et sont sensiblement plus faibles que celles observés en stabulations libres, où elles sont généralement comprises entre 20 et 100 g par vache et par jour (Powell et al., 2011). Une synthèse récente (Pereira et al., 2010) rassemble les valeurs publiées dans les dernières années avec des systèmes lisiers (Tableau 5.10).

Tableau 5.10: Facteurs d'émissions moyens observés dans des stabulations libres à logettes avec un système lisier et ventilées naturellement (Pereira et al., 2010)

Emission factor	Country	Author
Housing system		
34.0 g NH ₃ -N LU ⁻¹ day ⁻¹	UK	Misselbrook et al., 2000
36.5 g NH ₃ -N LU ⁻¹ day ^{-1a}	UK	Burton et al., 2007
20.0 g NH ₃ -N LU ⁻¹ day ⁻¹	Sweden	Ngwabie et al., 2009
43.7 g NH ₃ -N LU ⁻¹ day ^{-1a}	Portugal	This study
2.0–15.0% of total N excreted ^b	Netherlands	Monteny and Erisman, 1998
3.0% of total N excreted ^b	Northern Europe	Sommer et al., 2006
5.6% of total N excreted ^b	Sweden	Ngwabie et al., 2009
9.5% of total N excreted ^c	Portugal	This study
Outdoor concrete yards		
0.47 g NH ₃ -N animal ⁻¹ h ^{-1d}	UK	Misselbrook et al., 2006
26.6 g NH ₃ -N LU ⁻¹ day ^{-1d} (0.76 g NH ₃ -N animal ⁻¹ h ⁻¹)	Portugal	This study

^a Measured with the same method (Ferm tubes, Scholtens et al., 2004).

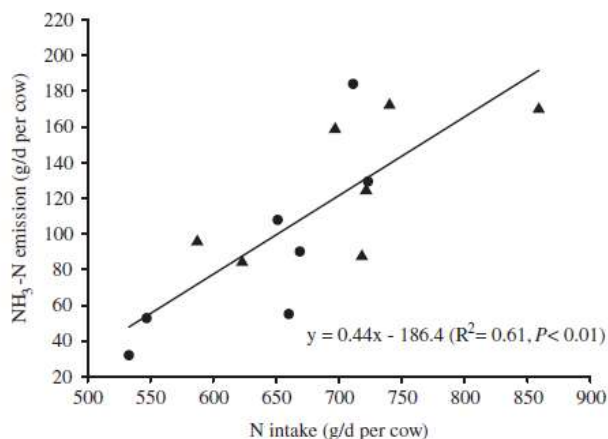
^b Total-N in the fresh slurry that was emitted as NH₃-N.

^c Mean value of the %N excreted that was emitted as NH₃-N from housing system (mean value of the three dairy houses, derived from Table 6).

^d Measured with the same method (Svensson chambers, Svensson and Ferm, 1993).

7

Figure 5.13 : Relation entre l'azote ingéré par des vaches laitières et les émissions d'ammoniac avec des régimes suivant les normes américaines d'apports protéiques (●) ou excédentaires (▲) d'après (Aguerre et al., 2010). Les émissions sont calculées par la méthode des bilans.



Les émissions de N₂O en bâtiment sont encore mal connues (Arriaga et al., 2010). Des premiers résultats indiquent des émissions de l'ordre de 0,5 à 0,6 g par vache et par jour (Edouard et al., 2011). Ce premier résultat reste à confirmer par d'autres travaux.

En fonction des régimes, de la température et des types de bâtiments, les émissions d'ammoniac par les ruminants peuvent varier considérablement, en particulier par les vaches laitières qui reçoivent des régimes parfois très riches en azote. Même si le facteur d'émission est en moyenne voisin de 10% de l'azote excrété en bâtiment, il peut varier considérablement, allant de 3% (Sommer et al., 2007) à près de 30% avec les rations très riches en azote (Aguerre et al., 2010). Les méthodes et les modèles restent à affiner pour mieux estimer et prévoir ces émissions, mais il est clair que c'est un facteur sur lequel des possibilités d'action existent.

5.3.5. Spécificité de l'azote excrété par les bovins au pâturage.

Le pâturage est une spécificité de l'alimentation des ruminants. Au pâturage, les restitutions d'azote sous forme de déjections présentent des spécificités qu'il importe de connaître pour en évaluer les conséquences. Contrairement aux situations en bâtiments, les déjections ne sont ni stockées, ni compostées et sont épandues directement par l'animal lui-même, séparément sous forme d'urine (pissats) et de fèces (bouses dans le cas des bovins). Les transformations chimiques primaires associées aux mélanges (lisiers, fumiers et composts), tout comme la volatilisation en cours de stockage sont donc inexistantes. Il n'y a en conséquence pas de pertes entre l'émission par l'animal et l'épandage. Enfin, l'épandage est le plus souvent réalisé sur un couvert végétal actif puisque les herbivores pâturent durant la période favorable à la croissance des végétaux, sur des prairies bien implantées.

Ainsi, malgré les quantités très importantes d'azote émises localement par les animaux au pâturage, les voies d'utilisation de cet azote sont nombreuses, notamment grâce au couvert végétal actif qui reçoit ces déjections. Le sol est également capable d'intégrer sous forme organique une part conséquente de cet azote en excès. Sauf situations très particulières, tant pour la dénitrification que la volatilisation sous forme de NH_3 ou N_2O , les pertes par voies gazeuses sont limitées quantitativement (mais des pertes sous formes de N_2O de l'ordre de quelques % ont un impact environnemental important). Seules les pertes par lixiviation constituent un risque sérieux, notamment dans le cas des pissats émis en fin de saison de pâturage, juste avant ou pendant la période de drainage. Cette partie sera développée dans le chapitre 6 partie 6.5.1

Références bibliographiques du chapitre 5

L'analyse du corpus est conjointe aux chapitres 5,6, 7 en fin de partie II.

Aarnink, A.J.A.; Elzing, A., 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, 53 (2): 153-169.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(97\)00153-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(97)00153-x)

Aarnink, A.J.A.; Schrama, J.W.; Heetkamp, M.J.W.; Stefanowska, J.; Huynh, T.T.T., 2006. Temperature and body weight affect fouling of pig pens. *Journal of Animal Science*, 84 (8): 2224-2231.
<http://dx.doi.org/10.2527/jas.2005-521>

Aarnink, A.J.A.; Swierstra, D.; van den Berg, A.J.; Speelman, L., 1997. Effect of type of slatted floor and degree of fouling of solid floor on ammonia emission rates from fattening piggeries. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 66 (2): 93-102.
<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0121>

Aarnink, A.J.A.; van den Berg, A.J.; Keen, A.; Hoeksma, P.; Verstegen, M.W.A., 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 64 (4): 299-310.
<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0071>

Agabriel, J., 2010. *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Versailles: Editions Quae (*Guide pratique*), 312 p.

Aguerre, M.J.; Wattiaux, M.A.; Hunt, T.; Larget, B.R., 2010. Effect of dietary crude protein on ammonia-N emission measured by herd nitrogen mass balance in a freestall dairy barn managed under farm-like conditions. *Animal*, 4 (8): 1390-1400.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000248>

Aguerre, M.J.; Wattiaux, M.A.; Powell, J.M.; Broderick, G.A.; Arndt, C., 2011. Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion. *Journal of Dairy Science*, 94 (6): 3081-3093.

Amaral, M.F.P.; Gates, R.S.; Overhults, D.G.; Tinoco, I.F.F.; Li, H.; Burns, R.T.; Xin, H.; Earnest, J.W., 2008. Analysis of different methods to compute ammonia concentration and emission rate. *Central theme, technology for all: Sharing the knowledge for development. Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium - ILES VIII*. Iguassu Falls City, Brazil, 31st August to 4th September 2008. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Institut fur Landtechnik, unpaginated.

Amon, B.; Amon, T.; Boxberger, J.; Alt, C., 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60 (1-3): 103-113.

Amon, B.; Frohlich, M.; Hopfner-Sixt, K.; Amon, T., 2005. Emission inventory for the agricultural sector in Austria: State of the art and future developments. In: Kuczynski, T.; Dammgen, U.; Webb, J.; Myczko, A., eds. *Emissions from European Agriculture* Wageningen: Wageningen Academic

Publishers, 147-179.

Angel, C.R.; Saylor, W.; Vieira, S.L.; Ward, N., 2011. Effects of a monocomponent protease on performance and protein utilization in 7- to 22-day-old broiler chickens. *Poultry Science*, 90 (10): 2281-2286.

<http://dx.doi.org/10.3382/ps.2011-01482>

Arriaga, H.; Salcedo, G.; Calsamiglia, S.; Merino, P., 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1/2): 132-139.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.007>

Aubert, C.; Rousset, N.; Allain, E.; Ponchant, P., 2011. Utilisation d'un complexe de microorganismes pour réduire les émissions d'ammoniac en élevage de poulets. *Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 29-30 mars 2011.

Belzile, M.; Godbout, S.; Lemay, S.P.; Lavoie, J.; Lachance, I.; Pouliot, F., 2006. Impact de la séparation fèces-urine sous caillebotis sur la qualité de l'air ambiant en porcherie. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 21-26.

Berthiaume, P.; Bigras-Poulin, M.; Rousseau, A.N., 2005. Dynamic simulation model of nitrogen fluxes in pig housing and outdoor storage facilities. *Biosystems Engineering*, 92 (4): 453-467.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.08.008>

Bluteau, C.V.; Masse, D.I.; Leduc, R., 2009. Ammonia emission rates from dairy livestock buildings in Eastern Canada. *Biosystems Engineering*, 103 (4): 480-488.

Bokkers, E.A.M.; de Boer, I.J.M., 2009. Economic, ecological, and social performance of conventional and organic broiler production in the Netherlands. *British Poultry Science*, 50 (5): 546-557.

<http://dx.doi.org/10.1080/00071660903140999>

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebret, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *Productions Animales*, 21 (4): 345-359.

Borsting, C.F.; Kristensen, T.; Misciattelli, L.; Hvelplund, T.; Weisbjerg, M.R., 2003. Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livestock Production Science*, 83 (2-3): 165-178.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(03\)00099-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(03)00099-x)

Bos, B.; Koerkamp, P.; Groenestein, K., 2003. A novel design approach for livestock housing based on recursive control - with examples to reduce environmental pollution. *Livestock Production Science*, 84 (2): 157-170.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2003.09.012>

Bourdon, D.; Dourmad, J.Y.; Henry, Y., 1995. Réduction des rejets azotés chez le porc en croissance par la mise en œuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/1995, 269-278.

Bouvarel, I.; Chagneau, A.M.; Lescoat, P.; Vilarino, M.; Juin, H.; Métayer, J.P.; Lessire, M.; Crépon, K.; Etave, G.; Tesseraud, S.; Leterrier, C., 2007. Alimentation séquentielle et maîtrise de l'ingestion chez le poulet de chair. Effets des teneurs énergétiques et protéiques des aliments. *Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 28-29 mars 2007, 145-149.

- Calsamiglia, S.; Busquet, M.; Cardozo, P.W.; Castillejos, L.; Ferret, A., 2007. Essential oils as modifiers of rumen microbial fermentation. *Journal of Dairy Science*, 90 (6): 2580-2595.
<http://dx.doi.org/10.3168/jds.2006-644>
- Calsamiglia, S.; Ferret, A.; Reynolds, C.K.; Kristensen, N.B.; van Vuuren, A.M., 2010. Strategies for optimizing nitrogen use by ruminants. *Animal*, 4 (7): 1184-1196.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000911>
- Calvet, S.; Cambra-Lopez, M.; Estelles, F.; Torres, A.G., 2011. Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry Science*, 90 (3): 534-542.
<http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-01037>
- Cangar, O.; Aerts, J.M.; Vranken, E.; Berckmans, D., 2007. Online growth control as an advance in broiler farm management. *Poultry Science*, 86 (3): 439-443.
- Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Mroz, Z.; Jongbloed, A.W.; Schrama, J.W.; Verstegen, M.W.A., 1998a. Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science*, 56 (1): 1-13.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(98\)00148-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(98)00148-1)
- Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Schutte, J.B.; Sutton, A.; Langhout, D.J.; Verstegen, M.W.A., 1998b. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, 56 (3): 181-191.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(98\)00156-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(98)00156-0)
- Canh, T.T.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; Schrama, J.W., 1998c. Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, 76 (4): 1123-1130.
<http://jas.fass.org/content/76/4/1123>
- Canh, T.T.; Schrama, J.W.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; van't Klooster, C.E.; Heetkamp, M.J.W., 1998d. Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science*, 67: 583-590.
<http://dx.doi.org/10.1017/S1357729800033026>
- Canh, T.T.; Sutton, A.L.; Aarnink, A.J.A.; Verstegen, M.W.A.; Schrama, J.W.; Bakker, G.C.M., 1998e. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, 76 (7): 1887-1895.
<http://jas.fass.org/content/76/7/1887>
- Castillo, A.R.; Kebreab, E.; Beever, D.E.; France, J., 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9 (1): 1-32.
- Cizuk, P.; Gebregziabher, T., 1994. Milk urea as an estimate of urine nitrogen of dairy cows and goats. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science*, 44 (2): 87-95.
- Corpen, 1999. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Paris: Corpen, Groupe "Alimentation Animale", sous groupe "Vaches laitières", 21 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf
- Corpen, 2001. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance et à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers et à leur*

ystème fourrager. Paris: Corpen, 33 p.

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

Corpen, 2003. *Estimation des rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs - Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites*. Paris: Corpen, 44 p.

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2003_06_rejet_porc.pdf

Corpen, 2006. *Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, calcium, cuivre et zinc par les élevages avicoles. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections*. Paris: Corpen, 55 p.

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2007_10_rejet_elevage_avicole.pdf

Cozannet, P.; Lessire, M.; Gady, C.; Metayer, J.P.; Primot, Y.; Skiba, F.; Noblet, J., 2010. Energy value of wheat dried distillers grains with solubles in roosters, broilers, layers, and turkeys. *Poultry Science*, 89 (10): 2230-2241.

<http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-00833>

Da Silva, P.V.; van der Werf, H.; Soares, S.R., 2010. LCA of French and Brazilian broiler poultry production scenarios. 7. *International Conference on LCA in agri-food sector. Towards a sustainable management of the food chain* Bari, Italy, 22-24 septembre 2010.

Damgaard Poulsen, H.; Kristensen, V.F., 1992. Livestock production and environmental protection: Proceedings of "Effects of cattle and pig production systems on the environment". 42. *Annual meeting of the E.A.A.P.* Berlin, Germany, 9-12 September 1991. 152 p. + v-ix.

Damgaard Poulsen, H.; Kristensen, V.F., 1998. Standard values for farm manure. A revaluation of the danish standard values concerning the nitrogen, phosphorus and potassium content of manure. *Dias Report. Animal Husbandry* Ministry of Food, Agriculture and Fisheries. Danish Institute of Agricultural Sciences. 170 p.

Daumer, M.L.; Guiziou, F.; Dourmad, J.Y., 2007. Influence de la teneur en protéines de l'aliment et de l'addition d'acide benzoïque et de phytase microbienne sur les caractéristiques des effluents chez le porc à l'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 6-8/02/2007, 13-22.

de Verdal, H.; Mignon-Grasteau, S.; Jeulin, C.; Le Bihan-Duval, E.; Leconte, M.; Mallet, S.; Martin, C.; Nancy, A., 2010. Digestive tract measurements and histological adaptation in broiler lines divergently selected for digestive efficiency. *Poultry Science*, 89 (9): 1955-1961.

<http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-813>

Delaby, L.; Peyraud, J.L.; Vérité, R., 1995. Effect of milk yield level and feeding systems on N excretion in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 13-14 decembre 1995. Institut de l'Elevage, 349-353.

Demarquilly, C.; Chenost, M.; Giger, S., 1995. Pertes fécales et digestibilité des aliments et des rations. *Nutrition des ruminants domestiques*. Versailles: Inra Editions, 601-647.

Dobeic, M.; Pintaric, S.; Gobec, I.; Barlovic, N., 2007. Greenhouse gas emissions from poultry and pig production in Slovenia. 13. *International Congress in Animal Hygiene*. Tartu, Estonia, 17-21 June 2007. Estonian University of Life Sciences, Jogeva Plant Breeding Institute, Estonian Research Institute of Agriculture, 937-941.

<http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2008/20083172355.pdf>

Dourmad, J.Y.; Etienne, M.; Valancogne, A.; Dubois, S.; van Milgen, J.; Noblet, J., 2008a. InraPorc: A model and decision support tool for the nutrition of sows. *Animal Feed Science and Technology*,

143 (1-4): 372-386.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.019>

Dourmad, J.Y.; Guingand, N.; Latimier, P.; Seve, B., 1999a. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livestock Production Science*, 58 (3): 199-211.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00009-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00009-3)

Dourmad, J.Y.; Henry, Y.; Bourdon, D.; Quiniou, N.; Guillou, D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. *EAAP Publication*, 69: 206-212.

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002>

Dourmad, J.Y.; Le Mouel, C.; Rainelli, P., 1995. Réduction des rejets azotés des porcs par la voie alimentaire : évaluation économique et influence des changements de la Politique Agricole Commune. *Productions Animales*, 8 (2): 135-144.

Dourmad, J.Y.; Moset-Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2008b. Modélisation dynamique de l'émission et de la concentration d'ammoniac dans un bâtiment d'engraissement de porcs. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 5-6/02/2008, 267-268.

Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Jondreville, C., 2009. Influence de la nutrition sur l'excrétion d'azote, de phosphore, de cuivre et de zinc des porcs, et sur les émissions d'ammoniac, de gaz à effet de serre et d'odeurs. *Productions Animales*, 22 (1): 41-48.

Dourmad, J.Y.; Seve, B.; Latimier, P.; Boisen, S.; Fernandez, J.; van der Peet-Schwering, C.; Jongbloed, A.W., 1999b. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 261-264.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(99\)00015-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00015-9)

Edouard, N.; Hassouna, M.; Robin, P.; Faverdin, P., 2011. Effect of diet protein level on nitrogen excretion and greenhouse gases emissions in lactating dairy cows. *Advances in Animal Biosciences*. 8. International Symposium on the Nutrition of Herbivores, Abersystwyth, UK, 2011/09/06-09, 1 p.

EEA-EMEP/CORINAIR, 2007. *Emission inventory guidebook*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.

<http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5>

Estermann, B.L.; Sutter, F.; Schlegel, P.O.; Erdin, D.; Wettstein, H.R.; Kreuzer, M., 2002. Effect of calf age and dam breed on intake, energy expenditure, and excretion of nitrogen, phosphorus, and methane of beef cows with calves. *Journal of Animal Science*, 80 (4): 1124-1134.

<http://jas.fass.org/content/80/4/1124>

Fabbri, C.; Valli, L.; Guarino, M.; Costa, A.; Mazzotta, V., 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Gaseous emissions from agricultural systems. 11. Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004. Elsevier, 441-455.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.036>

Faruk, M.U.; Bouvarel, I.; Mallet, S.; Ali, M.N.; Tukur, H.M.; Nys, Y.; Lescoat, P., 2011. Is sequential feeding of whole wheat more efficient than ground wheat in laying hens? *Animal*, 5 (2):

230-238.

<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110001837>

Faverdin, P.; Peyraud, J.L., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire : cas des bovins laitiers. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 89-100.

Faverdin, P.; Vérité, R., 1998. Utilisation de la teneur en urée du lait comme indicateur de la nutrition protéique et des rejets azotés chez la vache laitière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 209-212.

Faverdin, P.; Vérité, R., 2003. A dynamic model of nitrogen fluxes and uraemia in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003. Institut National de la Recherche Agronomique, 159-162.

Fernandez, J.A.; Poulsen, H.D.; Boisen, S.; Rom, H.B., 1999. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 225-242.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00011-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00011-1)

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Gerdemann, M.M.; Machmuller, A.; Frossard, E.; Kreuzer, M., 1999. Effect of different pig feeding strategies on the nitrogen fertilizing value of slurry for *Lolium multiflorum*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 162 (4): 401-408.
[http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1522-2624\(199908\)162:4<401::aid-jpln401>3.0.co;2-v](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(199908)162:4<401::aid-jpln401>3.0.co;2-v)

Gilmour, J.T.; Koehler, M.A.; Cabrera, M.L.; Szajdak, L.; Moore, P.A., 2004. Alum treatment of poultry litter: Decomposition and nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality*, 33 (1): 402-405.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.4020>

Giraldez, F.J.; Valdes, C.; Pelaez, R.; Frutos, P.; Mantecon, A.R., 1997. The influence of digestible organic matter and nitrogen intake on faecal and urinary nitrogen losses in sheep. *Livestock Production Science*, 51 (1-3): 183-190.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(97\)00066-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(97)00066-3)

Griffing, E.M.; Overcash, M.; Westerman, P., 2007. A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. *Biosystems Engineering*, 97 (3): 295-312.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.02.012>

Groenestein, C.M., 1994. Ammonia emission from pig house after frequent removal of slurry with scrapers. *12. World congress on agricultural engineering*. Milano, Italia.

Groenestein, C.M.; van Faassen, H.G., 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 65 (4): 269-274.
<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0100>

Guingand, N., 2000. Influence de la vidange des préfossees sur l'émission d'ammoniac et d'odeurs par les porcheries d'engraissement. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/2000: 2000, 83-88.

Guingand, N.; Granier, R., 2001. Comparaison caillebotis partiel et caillebotis intégral en engraissement. Effets sur les performances zootechniques et sur l'émission d'ammoniac. *Journées*

Recherche Porcine. Paris, France, 30/01-01/02/2001, 31-36.

Guingand, N.; Quiniou, N.; Courboulay, V., 2010. Emissions comparées d'ammoniac et de gaz à effet de serre par des porcs charcutiers élevés au froid sur caillebotis partiel ou à la thermoneutralité sur caillebotis intégral. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 2-3/02/2010, 277-300.

Guiziou, F.; Béline, F., 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Ramiran 2002 10. International Conference on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*. Strbske, Slovakia, 14-18 May 2002. Elsevier Science Ltd, 203-207.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.009>

Hassouna, M.; Robin, P.; Texier, C.; Ramonet, Y., 2005. NH₃, N₂O and CH₄ emission factors from pig-on-litter systems. *Proceedings of the International Workshop on Green Pork Production*. Paris. Inra, 121–122.

Hayes, E.T.; Curran, T.P.; Dodd, V.A., 2006. Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Bioresource Technology*, 97: 933-939.

Hayes, E.T.; Leek, A.B.G.; Curran, T.P.; Dodd, V.A.; Carton, O.T.; Beattie, V.E.; O'Doherty, J.V., 2004. The influence of diet crude protein level on odour and ammonia emissions from finishing pig houses. *Bioresource Technology*, 91 (3): 309-315.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00184-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00184-6)

Hoeksma, P.; Verdoes, N.; Oosthoek, J.; Voermans, J.A.M., 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculated liquid. *Livestock Production Science*, 31 (1-2): 121-132.

[http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226\(92\)90060-H](http://dx.doi.org/10.1016/0301-6226(92)90060-H)

Huhtanen, P.; Nousiainen, J.I.; Rinne, M.; Kytola, K.; Khalili, H., 2008. Utilization and partition of dietary nitrogen in dairy cows fed grass silage-based diets. *Journal of Dairy Science*, 91 (9): 3589-3599.

<http://dx.doi.org/10.3168/jds.2008-1181>

Inra, 1978. *Alimentation des ruminants*. Versailles: Inra Publications, 598 p.

IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 Agriculture, forestry and other land use*. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.

<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

Jarret, G.; Martinez, J.; Dourmad, J.Y., 2011. Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, 5 (4): 622-631.

<http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110002041>

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Jelinek, A.; Dedina, M.; Kraus, R., 2007. Research of the utilization of biotechnological agents for the reduction of ammonia and greenhouse gases emissions in livestock breeding in the Czech Republic. *Research in Agricultural Engineering*, 53 (4): 126-133.

Jongbloed, A.W.; Poulsen, H.D.; Dourmad, J.Y.; van der Peet-Schwering, C.M.C., 1999.

Environmental and legislative aspects of pig production in the Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 243-249.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(99\)00012-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00012-3)

Jonker, J.S.; Kohn, R.A.; Erdman, R.A., 1998. Using milk urea nitrogen to predict nitrogen excretion and utilization efficiency in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 81: 2681-2692.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(98\)75825-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(98)75825-4)

Jonker, J.S.; Kohn, R.A.; High, J., 2002. Dairy herd management practices that impact nitrogen utilization efficiency. *Journal of Dairy Science*, 85 (5): 1218-1226.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(02\)74185-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(02)74185-4)

Kauffman, A.J.; St-Pierre, N.R., 2001. The relationship of milk urea nitrogen to urine excretion in Holstein and Jersey cows. *Journal of Dairy Science*, 84 (10): 2284-2294.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(01\)74675-9](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(01)74675-9)

Kermarrec, C.; Robin, P.; Bernet, N.; Trolard, F.; de Oliveira, P.A.L., A.; Souloumiac, D., 1998. Influence du mode de ventilation des litières sur les émissions gazeuses d'azote NH₃, N₂O, N₂ et sur le bilan d'azote en engraissement porcin. *Agronomie*, 18 (7): 473-488.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980704>

Koerkamp, P., 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 59 (2): 73-87.

<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1994.1065>

Kratz, S.; Halle, I.; Rogasik, J.; Schnug, E., 2004a. Nutrient balances as indicators for sustainability of broiler production systems. *British Poultry Science*, 45 (2): 149-157.

<http://dx.doi.org/10.1080/00071660410001715731>

Kratz, S.; Rogasik, J.; Schnug, E., 2004b. Changes in soil nitrogen and phosphorus under different broiler production systems. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1662-1674.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1662>

Lambert, R.; De Toffoli, M.; Dufrasne, I.; Hornick, J.L.; Stilmant, D.; Seutin, Y., 2010. Towards a revision of the dairy cow's standard for nitrogen production: Justification and what are consequences for soil link rate of dairy farms. *Biotechnologie Agronomie Societe et Environnement*, 14: 67-71.

<http://www.bib.fsagx.ac.be/base/text/v14ns1/67.pdf>

Landrain, B.; Ramonet, Y.; Quillien, J.P.; Robin, P., 2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en « V » en préfosse dans une porcherie d'engraissement sur caillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 259-264.

Lantinga, E.A.; Keuning, J.A.; Groenwold, J.; Deenen, P.J., 1987. Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. In: Van Der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; Van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., eds. *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste?* Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 103-117.

Latimier, P.; Dourmad, J.Y., 1993. Effect of three protein feeding strategies, for growing-finishing pigs, on growth performance and nitrogen output in the slurry and in the air. *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences: Proceedings of the First International Symposium*. Wageningen, The Netherlands, 242-246.

Li, H.; Xin, H.; Liang, Y.; Burns, R.T., 2008. Reduction of ammonia emissions from stored laying hen

manure through topical application of zeolite, Al⁺ clear, Ferix-3, or poultry litter treatment. *Journal of Applied Poultry Research*, 17 (4): 421-431.

<http://dx.doi.org/10.3382/japr.2007-00076>

Linjordet, R.; Morken, J.; Boen, A., 2005. Norwegian ammonia emissions. present state and perspectives. In: Kuczynski, T.; Dammgen, U.; Webb, J.; Myczko, A., eds. *Emissions from European Agriculture*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 181-192.

Liu, Z., ; Powers, W.; Karcher, D.; Angel, R.; Applegate, T.J., 2011. Effect of amino acid formulation and supplementation on nutrient mass balance in turkeys. *Poultry Science*, 90 (6): 1153-1161.

Marini, J.C.; van Amburgh, M.E., 2005. Partition of nitrogen excretion in urine and the feces of Holstein replacement heifers. *Journal of Dairy Science*, 88 (5): 1778-1784.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)72852-6](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)72852-6)

Massabie, P.; Granier, R.; Larrère, V., 2006. Densité et température ambiante : incidence sur les performances du porc à l'engrais. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 31/01-02/02/2006, 407-414.

Méda, B.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Dourmad, J.Y., 2011a. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *Worlds Poultry Science Journal*, 67 (3): 441-455.

<http://dx.doi.org/10.1017/s0043933911000493>

Méda, B.; Robin, P.; Aubert, C.; Rigolot, C.; Dourmad, J.Y.; Hassouna, M., 2011b. MOLDAVI: a model to predict nutrient and energy fluxes from meat-poultry production systems. *Animal hygiene and sustainable livestock production. XV. International Congress of the International Society for Animal Hygiene*. Vienna, Austria, 3-7 July 2011, 239-242.

Micol, D.; Hoch, T.; Agabriel, J., 2003. Besoins protéiques et maîtrise des rejets azotés du bovin producteur de viande. *Fourrages*, 174: 231-242.

Mignon-Grasteau, S.; Bourblanc, M.; Carre, B.; Dourmad, J.Y.; Gilbert, H.; Juin, H.; Noblet, J.; Phocas, F., 2010. La réduction des rejets avicoles et porcins par la sélection. *Productions Animales*, 23 (5): 415-425.

Mitran, L.; Harter-Dennis, J.M.; Meisinger, I.J., 2008. Determining the nitrogen budget and total ammoniacal nitrogen emissions from commercial broilers grown in environmental chambers. *Journal of Applied Poultry Research*, 17 (1): 34-46.

<http://dx.doi.org/10.3382/japr.2006-00125>

Nadeau, E.; Englund, J.E.; Gustafsson, A.H., 2007. Nitrogen efficiency of dairy cows as affected by diet and milk yield. *Livestock Science*, 111 (1-2): 45-56.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2006.11.016>

Nahm, K.H., 2007. Feed formulations to reduce N excretion and ammonia emission from poultry manure. *Bioresource Technology*, 98 (12): 2282-2300.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.039>

Neijat, M.; House, J.D.; Guenter, W.; Kebreab, E., 2011. Production performance and nitrogen flow of shaver white layers housed in enriched or conventional cage systems. *Poultry Science*, 90 (3): 543-554.

<http://dx.doi.org/10.3382/ps.2010-01069>

Nennich, T.D.; Harrison, J.H.; van Wieringen, L.M.; Meyer, D.; Heinrichs, A.J.; Weiss, W.P.; St-

- Pierre, N.R.; Kincaid, R.L.; Davidson, D.L.; Block, E., 2005. Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 88 (10): 3721-3733.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(05\)73058-7](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(05)73058-7)
- Nennich, T.D.; Harrison, J.H.; van Wieringen, L.M.; St-Pierre, N.R.; Kincaid, R.L.; Wattiaux, M.A.; Davidson, D.L.; Block, E., 2006. Prediction and evaluation of urine and urinary nitrogen and mineral excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 89 (1): 353-364.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72101-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72101-4)
- Noblet, J.; Etienne, M., 1987. Body-composition, metabolic-rate and utilization of milk nutrients in suckling piglets. *Reproduction Nutrition Development*, 27 (4): 829-839.
<http://dx.doi.org/10.1051/rnd:19870609>
- Noblet, J.; Etienne, M., 1989. Estimation of sow milk nutrient output. *Journal of Animal Science*, 67 (12): 3352-3359.
- Noblet, J.; Karege, C.; Dubois, S., 1994. Prise en compte de la variabilité de la composition corporelle pour la prévision du besoin énergétique et de l'efficacité alimentaire chez le porc en croissance. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 1-3/02/1994, 267-276.
- Olesen, J.E.; Sommer, S.G., 1993. Modeling effect of wind-speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment*, 27 (16): 2567-2574.
[http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90030-3](http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686(93)90030-3)
- Osada, T.; Rom, H.B.; Dahl, P., 1998. Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. *Transactions of the ASAE*, 41 (4): 1109-1114.
- Pereira, J.; Misselbrook, T.H.; Chadwick, D.R.; Coutinho, J.; Trindade, H., 2010. Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmospheric Environment*, 44 (28): 3413-3421.
- Peyraud, J.L.; Astigarraga, L., 1998. Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: consequences on animal nutrition and N balance. *Animal Feed Science and Technology*, 72 (3-4): 235-259.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401\(97\)00191-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8401(97)00191-0)
- Peyraud, J.L.; Vérité, R.; Delaby, L., 1995. Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages*, 142: 131-144.
- Philippe, F.X.; Laitat, M.; Canart, B.; Farnir, F.; Massart, L.; Vandenheede, M.; Nicks, B., 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Animal Research*, 55 (5): 397-407.
<http://dx.doi.org/10.1051/animres:2006029>
- Philippe, F.X.; Laitat, M.; Canart, B.; Vandenheede, M.; Nicks, B., 2007. Gaseous emissions during the fattening of pigs kept either on fully slatted floors or on straw flow. *Animal*, 1 (10): 1515-1523.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731107000845>
- Pomar, C.; Harris, D.L.; Minvielle, F., 1991a. Computer-simulation model of swine production systems. 1. Modeling the growth of young-pigs. *Journal of Animal Science*, 69 (4): 1468-1488.
<http://jas.fass.org/content/69/4/1468>
- Pomar, C.; Harris, D.L.; Minvielle, F., 1991b. Computer-simulation model of swine production systems. 2. Modeling body-composition and weight of female pigs, fetal development, milk-

production, and growth of suckling pigs. *Journal of Animal Science*, 69 (4): 1489-1502.
<http://jas.fass.org/content/69/4/1489>

Pomar, C.; Pomar, J.; Babot, D.; Dubeau, F., 2007. Effet d'une alimentation en multiphase quotidienne sur les performances zootechniques, la composition corporelle et les rejets d'azote et de phosphore du porc charcutier. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 6-8/02/2007, 23-30.

Portejoie, S.; Dourmad, J.Y.; Martinez, J.; Lebreton, Y., 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, 91 (1-2): 45-55.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.06.013>

Powell, J.M.; Jokela, W.E.; Misselbrook, T.H., 2011. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2): 383-392.

Ramonet, Y.; Guivarch, C.; Landrain, B.; Robin, P.; Amrane, A.; Ochoa, J.C., 2007. Evacuer fréquemment les lisiers des porcheries avec les techniques du lisier frais. *Techni-Porc*, 30 (2): 31-40.

Rigolot, C.; Espagnol, S.; Pomar, C.; Dourmad, J.Y., 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part I: Animal excretion and enteric CH₄, effect of feeding and performance. *Animal*, 4 (8): 1401-1412.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000492>

Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad, J.Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: Effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4 (8): 1413-1424.
<http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110000509>

Robin, P.; Hassouna, M.; Texier, C., 2004. Emissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote des porcs engraisés sur litière de paille. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-5/02/2004, 63-70.

Sagoo, E.; Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Boyles, L.O.; Matthews, R.; Chadwick, D.R., 2007. Integrated management practices to minimise losses and maximise the crop nitrogen value of broiler litter. *Gaseous emissions from agricultural systems. 11th Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004. Elsevier, 512-519.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.032>

Sauvant, D.; Perez, J.M.; Tran, G., 2004. *Tables de composition et de valeurs nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage : porcs, volailles, bovins, ovins, caprins, lapins, chevaux, poissons*. Versailles: Inra Editions-AFZ, 293 p.

Sève, B., 1994. Alimentation du porc en croissance : intégration des concepts de protéine idéale, de disponibilité digestive des acides aminés et d'énergie nette. *Productions Animales*, 7 (4): 275-291.

Sommer, S.G.; Petersen, S.O.; Sorensen, P.; Poulsen, H.D.; Moller, H.B., 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78 (1): 27-36.
<Go to ISI>://WOS:000245978800003

Sorensen, P.; Fernandez, J.A., 2003. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. *Journal of Agricultural Science*, 140: 343-355.
<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859603003113>

- Tamminga, S., 1992. Nutrition management of dairy-cows as a contribution to pollution-control. *Journal of Dairy Science*, 75 (1): 345-357.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(92\)77770-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(92)77770-4)
- Valk, H., 1994. Effects of partial replacement of herbage by maize silage on N-utilization and milk production of dairy cows. *Livestock Production Science*, 40: 241-252.
- van der Peet-Schwering, C.M.C.; Aarnink, A.J.A.; Rom, H.B.; Dourmad, J.Y., 1999a. Ammonia emissions from pig houses in The Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science*, 58 (3): 265-269.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(99\)00017-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00017-2)
- van der Peet-Schwering, C.M.C.; Jongbloed, A.W.; Aarnink, A.J.A., 1999b. Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: The Netherlands. *Livestock Production Science*, 58 (3): 213-224.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00010-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00010-X)
- van Duinkerken, G.; André, G.; Smits, M.C.J.; Monteny, G.J.; Šebek, L.B.J., 2005. Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *Journal of Dairy Science*, 88 (3): 1099-1112.
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022030205727776?showall=true>
- van Duinkerken, G.; Smits, M.C.J.; Andre, G.; Sebek, L.B.J.; Dijkstra, J., 2011. Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, 94 (1): 321-335.
- van Kempen, T.A.T.G., 2001. Dietary adipic acid reduces ammonia emission from swine excreta. *Journal of Animal Science*, 79 (9): 2412-2417.
<http://jas.fass.org/content/79/9/2412>
- van Milgen, J.; Valancogne, A.; Dubois, S.; Dourmad, J.Y.; Seve, B.; Noblet, J., 2008. InraPorc: A model and decision support tool for the nutrition of growing pigs. *Animal Feed Science and Technology*, 143 (1-4): 387-405.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.020>
- van Vuuren, A.M.; Meijs, J.A.C., 1987. Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: van der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., eds. *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or waste ?* Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 17-25.
- Vérité, R.; Delaby, L., 1998. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 185-192.
- Vérité, R.; Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie*, 49 (3): 217-230.
<http://dx.doi.org/10.1051/animres:2000101>
- Vérité, R.; Faverdin, P.; Agabriel, J., 1997. Developments in the INRA feeding systems for dairy cows. In: Wiseman, J.; Garnsworthy, P.C., eds. *Recent advances in animal nutrition*. Nottingham: Nottingham University Press, 153-166.
- Voermans, J.A.M.; van Poppel, F., 1993. Scraper systems in pig houses. *International Livestock Environmental Symposium*: 651-656.

Whittemore, C.T.; Fawcett, R.H., 1976. Theoretical aspects of a flexible model to simulate protein and lipid growth in pigs. *Animal Production*, 22: 87-96.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0003356100035455>

Wilkerson, V.A.; Mertens, D.R.; Casper, D.P., 1997. Prediction of excretion of manure and nitrogen by Holstein dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 80 (12): 3193-3204.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(97\)76292-1](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(97)76292-1)

Yan, T.; Frost, J.P.; Agnew, R.E.; Binnie, R.C.; Mayne, C.S., 2006. Relationships among manure nitrogen output and dietary and animal factors in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 89 (10): 3981-3991.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72441-9](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72441-9)

Yan, T.; Frost, J.P.; Keady, T.W.J.; Agnew, R.E.; Mayne, C.S., 2007. Prediction of nitrogen excretion in feces and urine of beef cattle offered diets containing grass silage. *Journal of Animal Science*, 85 (8): 1982-1989.

<http://dx.doi.org/10.2527/jas.2006-408>

Zhang, Y.; Wu, S.Y.; Krishnan, S.; Wang, K.; Queen, A.; Aneja, V.P.; Arya, S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3218-3237.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.063>

Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures

Auteurs

Fabrice Béline
Luc Delaby
Françoise Vertès
Philippe Rochette
Thierry Morvan
Virginie Parnaudeau
Pierre Cellier
Jean-Louis Peyraud

Avec la contribution des auteurs des chapitres 5 et 7.

Résumé

La production importante d'effluents nécessite de les gérer de manière à minimiser les pertes vers l'environnement (NO_3 , NH_3 , N_2O , N_2 , NO). Les pertes d'azote au cours de la chaîne d'utilisation des effluents d'élevage depuis l'émission par les animaux jusqu'à la valorisation par les cultures sont importantes et très variables selon les espèces animales et les modalités de gestion. Elles varient de 25 à pratiquement 80% de l'azote émis par les animaux. Dans le cas des lisiers de porcs les pertes d'azote ont principalement lieu sous forme d'ammoniac. Les émissions en bâtiments et au stockage représentent en cumulé 30% de l'azote émis alors que dans le cas des litières, les pertes sous forme de N_2O en bâtiment peuvent représenter jusqu'à 10% du N émis. Les émissions sont moins bien connues dans le cas des ruminants, en prenant en compte l'ensemble de la chaîne les pertes d'ammoniac représentent environ 20% de l'azote émis et les pertes de N_2O moins de 2% sans que l'on puisse mettre en évidence des différences nettes entre les filières lisier et fumier. Certains traitements technologiques ont un effet majeur sur les pertes. L'épuration biologique qui est appliquée aux lisiers de porc élimine jusqu'à 60 à 80 % de l'azote, principalement sous forme de N_2 . A l'inverse l'utilisation d'activateurs de litières ou le séchage des fientes permet de diminuer considérablement les pertes d'ammoniac en élevage de poulet. Le compostage entraîne des pertes d'azote qui sont importantes et surtout très variables selon la maîtrise du processus. Au champ l'injection des lisiers ou les techniques d'application localisées (pendillard) permettent de réduire de manière importante la volatilisation de l'ammoniac. Le pâturage constitue un cas particulier. Les pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac ou d'émissions de N_2O sont faibles mais les pertes par lixiviation peuvent s'accroître rapidement dans le cas de prairies conduites de manières intensives. Compte tenu des risques de transfert de pollution, c'est l'ensemble de la chaîne de gestion des effluents qu'il convient de maîtriser pour limiter les pertes.

Mots clés

Effluent, fumier, lisier, traitement, compostage, stockage, épandage, système fourrager, culture, Cipan, prairie.

Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures

6.1. Flux d'azote dans la gestion des déjections pour les différentes filières de production animale	231
6.2. Traitement des déjections	235
6.2.1. Séparation de phase	236
6.2.2. Epuration biologique	237
6.2.3. Compostage	237
6.2.4. Digestion anaérobie	238
6.2.5. Autres traitements	239
6.3. Techniques de réduction des pertes gazeuses d'azote au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage	240
6.3.1. Volatilisation d'ammoniac	240
6.3.2. Emissions de N ₂ O suite à l'épandage des effluents d'élevage	244
6.4. Valorisation agronomique des effluents d'élevage	249
6.4.1. Variabilité de la composition des effluents d'élevage	249
6.4.2. Efficience N des effluents à court terme (cycle cultural, année)	249
6.4.3. Effets à moyen terme des effluents sur le stockage de C et la minéralisation de N (supplément de minéralisation, « extra minéralisation »)	253
6.4.4. Gestion et utilisation des effluents d'élevage	255
6.5. Les flux d'azote à l'échelle des prairies et des systèmes de culture	257
6.5.1. Les flux d'azote en prairies : devenir de l'azote "non maîtrisable" des déjections au pâturage	257
6.5.2. Pertes d'azote à l'échelle de la prairie	260
6.6. La gestion des rotations culturales pour limiter les pertes d'azote	267
6.6.1. Valorisation de l'azote minéralisé lors de la destruction des prairies ou de légumineuses à graines	267
6.6.2. Mise en place de cultures et d'intercultures aptes à réduire les pertes de nitrate	269
Références bibliographiques du chapitre 6	272

Les transformations de l'azote lors de la gestion des déjections et les fuites associées dépendent du type de déjections et des modes de gestion qui en découlent. Selon les techniques d'élevage (bâtiment notamment) et les espèces animales considérées, les déjections générées par l'activité d'élevage peuvent être sous forme liquide (lisier) ou sous forme solide (fumier). La gestion de ces différents produits et les transformations de l'azote associées vont être radicalement différentes selon les types de déjections. Dans les deux cas, l'utilisation finale des déjections animales est très majoritairement un épandage sur les terres agricoles pour amender/fertiliser les cultures après des phases transitoires de stockage dans les bâtiments d'élevage et à l'extérieur, qui sont des lieux de transformations des déjections et de l'azote. Comme discuté dans le chapitre précédent, l'émission au pâturage concerne une fraction importante des déjections, dites « non maîtrisable », sous forme de pissats et bouses. L'objectif de ce chapitre est de caractériser l'ensemble des flux d'azote associés aux différentes formes de déjections animales au cours des différentes manipulations et l'utilisation de la valeur fertilisation de ces effluents par les plantes.

6.1. Flux d'azote dans la gestion des déjections pour les différentes filières de production animale

Très schématiquement, les lisiers sont générés sur les systèmes de type « caillebotis » ou « raclage » dans lesquelles 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 les autres systèmes, une litière (paille, sciure, copeaux de bois, ...) est ajoutée sous les animaux et vient s'ajouter aux urines et fèces pour former le fumier. Dans le mélange fèces + urine, l'azote est sous la forme d'azote ammoniacal (NH_4^+), d'urée et d'azote organique (protéines...). Les différences de composition en termes de teneurs et formes d'azote et de carbone (lisier versus fumier) sont à l'origine des différences dans la transformation de l'azote. Les conditions de transformation vont être naturellement très majoritairement anaérobie (= absence d'oxygène) pour les lisiers (sauf si traitement spécifique) alors que la structure spécifique (notamment la porosité) des fumiers va permettre naturellement un apport d'oxygène dans le milieu entraînant des conditions partiellement aérobies (= présence d'oxygène). Suite à l'épandage et notamment dans le sol, les conditions pédologiques deviennent prépondérantes au niveau des conditions de transformation de l'azote.

Le taux de matières sèches des fumiers est de l'ordre de 20-25% (excepté pour les volailles où il peut être très supérieur) alors qu'il est entre 5 et 10% pour les lisiers. Les teneurs en matières sèches (MS), matières volatiles (MV) et azote total d'un fumier de porc sont, en moyenne, supérieures à celles observées pour les fumiers de bovins. Pour les lisiers, la teneur en MS est plus faible pour les porcs mais les teneurs en MV et N sont supérieures (Tableau 6.1). Ces données illustrent la diversité des caractéristiques des déjections entre les différentes espèces. A cela s'ajoute, pour un même type de déjection et une même espèce, une forte hétérogénéité liée aux pratiques d'élevage (type de bâtiment, gestion de la litière et/ou évacuation des lisiers, alimentation, mode d'abreuvement...). A titre d'exemple, les caractéristiques de lisiers de porcs issus de 20 élevages « naisseur-engraisseur » bretons (prélèvement ponctuel en fosse de stockage, données Irstea non publiées, 2008) sont présentées dans les Tableaux 6.1 et 6.2. Ces données montrent l'hétérogénéité des caractéristiques des effluents pour un même type d'élevage avec des écarts de l'ordre de 60% pour la MS et 20% pour l'azote. Cette hétérogénéité est encore plus importante pour les déjections solides du fait des impacts additionnels de la litière utilisée (quantité/qualité) et de la conduite de cette litière sur les transformations du produit.

Tableau 6.1 : Caractéristiques moyennes des différentes déjections par espèce d'animaux (d'après (Gac et al., 2007))

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

Tableau 6.2 : Synthèse des caractéristiques de 20 lisiers de porcs bretons

	pH	MS (kg/tonne)	NTK (kgN/tonne)	NH4+ (kgN/tonne)
Moyenne	7,6	40,3	3,7	2,5
Minimum	7,1	25,6	3,4	2,3
Maximum	7,8	50,2	4,2	2,8

La forte hétérogénéité inter et intra-espèce des déjections décrite précédemment est également soulignée par Jongebreur et Monteny qui mettent en avant également l'effet du climat (notamment la saison) sur la variabilité des déjections et des émissions de NH₃ associées (Jongebreur and Monteny, 2002). Cette hétérogénéité rend difficile une connaissance précise des flux au niveau d'un élevage et donc ces flux sont relativement mal connus à ce niveau, ce qui rend difficile une vision intégrée prenant en compte l'ensemble des fuites. Par contre, les flux agrégés et moyens sont assez bien connus même si l'incertitude reste élevée.

Pour la France, les flux moyens d'azote sous diverses formes entre la production des déjections, leur épandage au sol et les pertes gazeuses associées ont été estimées à partir des résultats d'une étude bibliographique effectuée en 2005-2006 et incluant 324 références internationales. Ces résultats ont fait l'objet d'une publication (Gac et al., 2007) et de deux rapports plus détaillés (Gac et al., 2006), et une synthèse en est présentée dans les figures suivantes (Figure 6.1).

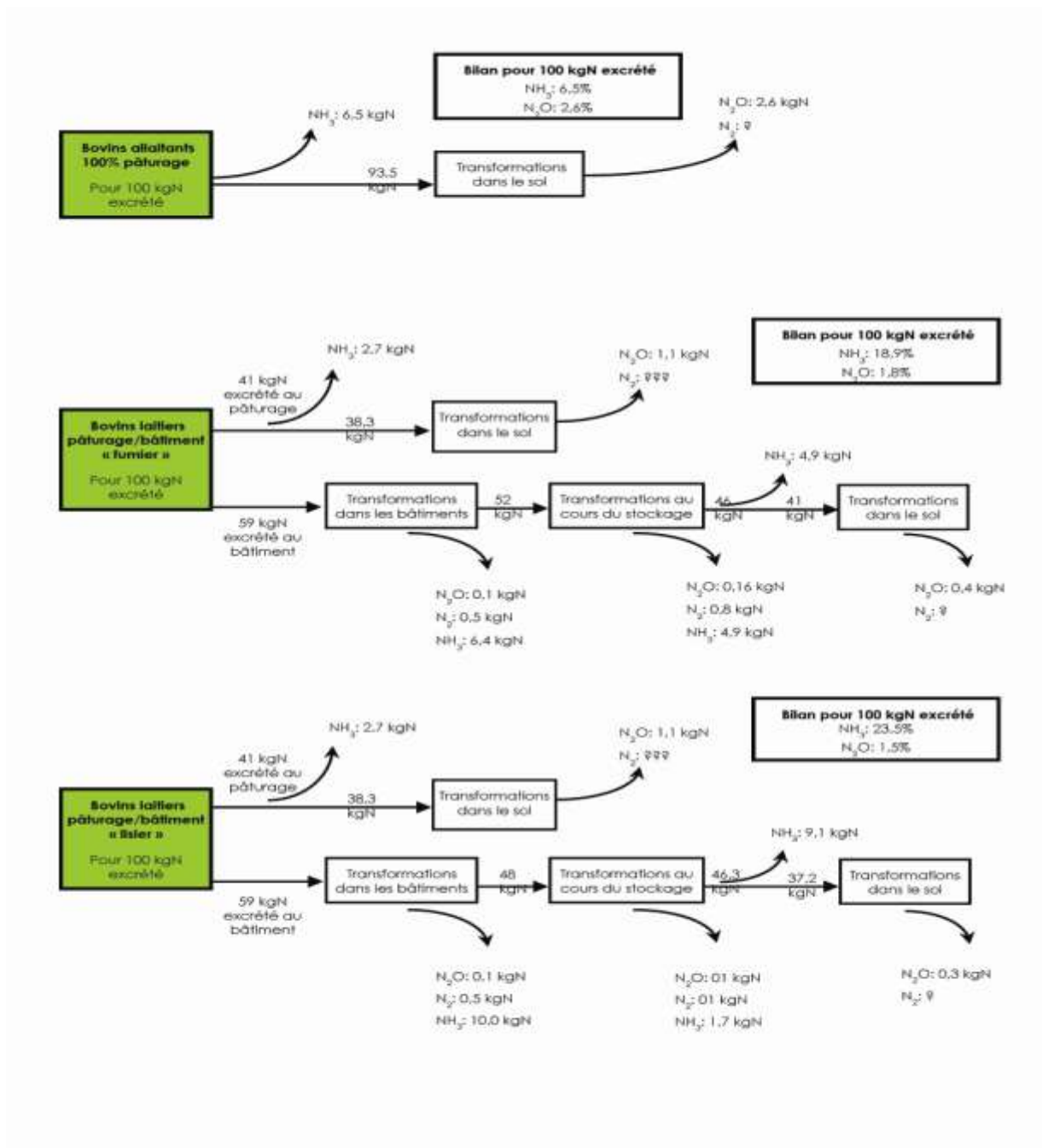
Les pertes entre la production des déjections et l'arrivée sur le sol sont significativement plus faibles lorsque les animaux sont en pâturage du fait du nombre d'étape beaucoup plus limité (voir aussi 1.3.5) mais les émissions de N₂O peuvent être plus élevées.

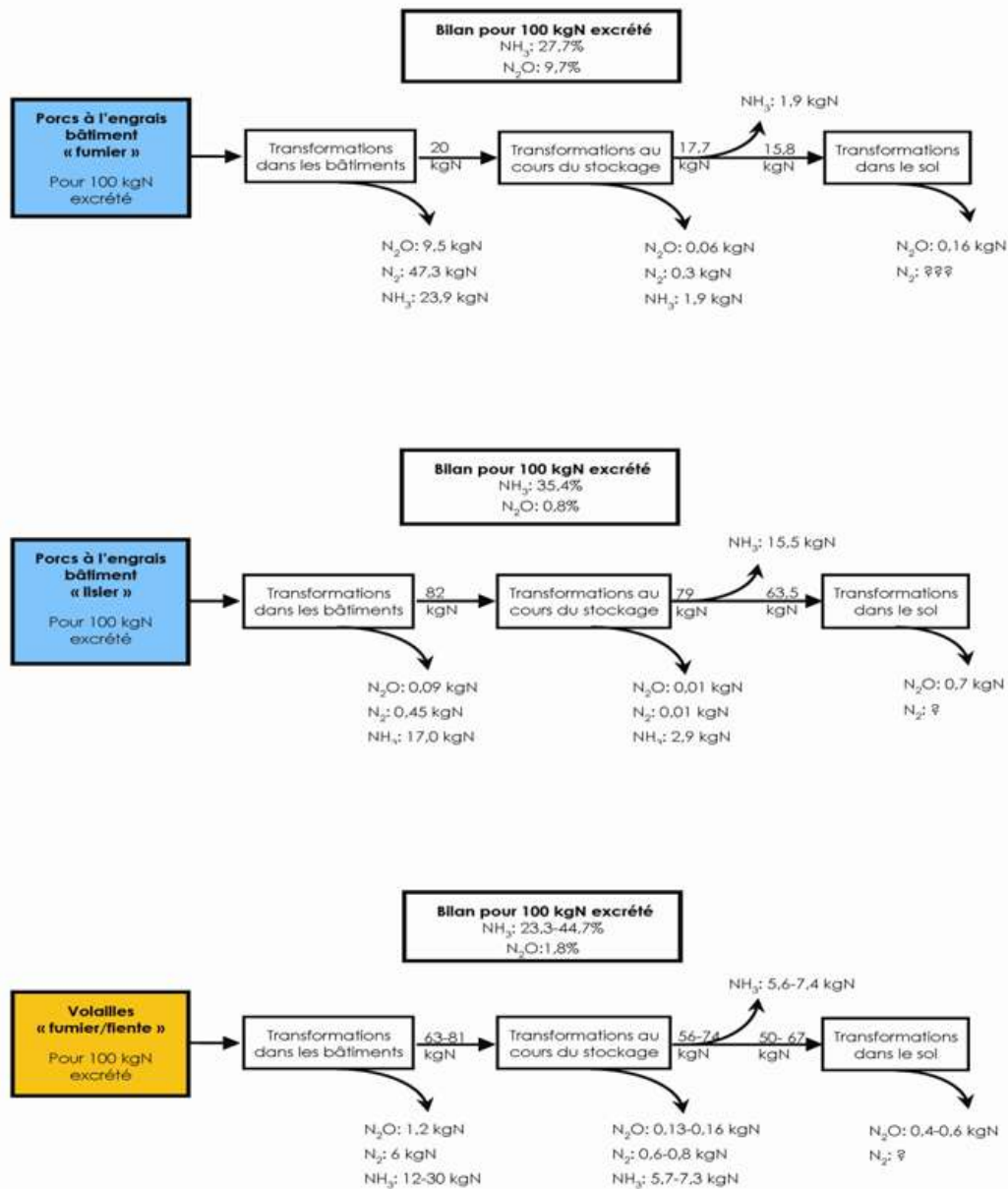
Pour les bovins, en prenant en compte l'ensemble de la filière, les pertes d'azote sous formes de NH₃ sont de l'ordre de 19-23% et de 1,5-1,8% sous forme de N₂O. D'un point de vue global, on observe assez peu de différence entre les filières lisiers et fumiers mais des différences importantes sont toutefois observées au niveau des lieux/postes d'émissions. Pour les fumiers, les émissions se déroulent tout au long de la chaîne de gestion car les transformations sont assez peu influencées par les conditions environnantes (température, débit d'air, etc.) du fait de la porosité et de la surface de contact du produit et de l'auto-échauffement induit par les réactions. Par contre, pour les lisiers, les flux d'azote sont influencés par les conditions d'ambiance (température, surface d'échange et débit d'air notamment), ce qui explique des émissions nettement plus importantes au niveau des bâtiments et de l'épandage. Globalement, les émissions de N₂O ont lieu très majoritairement lors du retour au sol des déjections. Pour les fumiers de bovins, les données présentées par Petersen et al. confirment les observations précédentes et permet également de préciser les pertes d'azote par lixiviation lors du stockage (1-4%) (Petersen et al., 1998a).

Contrairement aux bovins, des différences importantes sont observées pour les porcs au niveau global entre les lisiers et les fumiers, notamment au niveau des émissions de N_2O . Celles-ci sont faibles pour la filière lisier (<1% et principalement lors du retour au sol) alors qu'elles atteignent presque 10% pour la filière fumier avec des émissions se déroulant principalement dans les bâtiments. Concernant les émissions de NH_3 , les données sont plus proches d'un système à l'autre avec des pertes globale d'azote de 28 et 35% pour les filières fumier et lisier, respectivement. Ces données sont confirmées par différents travaux (Basset-Mens, 2005; Groenestein and van Faassen, 1996). Jongebreur et Monteny confirment que les émissions de N_2O d'une filière fumier sont supérieures à celles d'une filière lisier mais ils soulignent le nombre de données restreint concernant la filière fumier (Jongebreur and Monteny, 2002). Pour cette filière, Basset-Mens souligne l'impact prépondérant de la densité d'animaux au m^2 sur les transformations de l'azote (Basset-Mens, 2005). Les émissions de NH_3 et N_2O peuvent ainsi être divisée par 2 en réduisant significativement la densité d'animaux. La différence importante observée entre les flux d'azote de la filière fumier entre les bovins et les porcs (N_2O notamment) est principalement liée aux pratiques d'élevage (quantité de litière, etc.) mais également au comportement des animaux. Comme pour les bovins, les émissions de NH_3 issues des lisiers sont plus influencées par les conditions environnantes et sont donc assez faibles lors du stockage extérieur, par rapport au bâtiment et à l'épandage. Comme pour les bovins, les travaux de Petersen et al. indiquent les quantités d'azote perdues par lixiviation lors du stockage des fumiers de porcs (1-4%) (Petersen et al., 1998a). Une importante revue bibliographique a été effectuée par Griffing et al. concernant les émissions de NH_3 dans les bâtiments pour la filière lisier (Griffing et al., 2007). Dans cette étude, les émissions sont légèrement supérieures à celle présentées par Gac et al., soit 21-22% de l'azote en moyenne avec un intervalle de confiance (95%) entre 17,6 et 24,9% (Gac et al., 2007).

L'incertitude au niveau des flux gazeux reste donc encore élevée. Cette incertitude a été étudiée dans le cadre des travaux de Gac et al., et de façon globale, les coefficients de variation pour les facteurs d'émissions aux différents postes sont de l'ordre de 100% aussi bien pour le N_2O que pour NH_3 (Gac et al., 2006). La prise en compte des incertitudes aux différents postes, bien qu'encore imparfaite dans cette étude, conduit à des incertitudes de 125% pour le NH_3 et 160% pour le N_2O dans le calcul des émissions globales. Une meilleure prise en compte des facteurs de variation semble permettre de réduire le coefficient de variation des facteurs d'émissions. Ainsi, Griffing et al. obtiennent un coefficient de variation légèrement inférieur à 50% pour le facteur d'émission NH_3 dans les bâtiments de porcs. Cette valeur reste élevée et conduit à des incertitudes pour ce poste d'émission de l'ordre de 20% en considérant un intervalle de confiance de 95%. Les incertitudes pour ce poste étant sans doute parmi les moins importantes (type d'élevage très homogène en porcs, espace confiné et donc relativement facile à mesurer...), ce résultat donne une valeur basse pour les autres postes et le cumul des incertitudes sur l'ensemble de la filière reste à appréhender. Ces incertitudes sont liées, d'une part, à l'hétérogénéité des pratiques et à la méconnaissance de certains déterminants et d'autre part, à la difficulté technique de mesure de ces flux.

Figure 6.1 : Devenir des effluents et pertes associées, dans plusieurs système de productions animales (Gac et al., 2006)





6.2. Traitement des déjections

A ces différentes étapes conventionnelles de gestion des déjections peuvent s'ajouter différentes phases de traitement des déjections avant leur application au champ, qui affectent leurs propriétés et modifient souvent leur potentiel de fuites des différentes formes azotées (NO₃, NH₃, N₂O, NO_x). Les principales sont : la séparation de phase pour les lisiers, l'épuration biologique pour les lisiers, le compostage pour les fumiers (éventuellement pour les lisiers en ajoutant de la paille ou d'autres produits végétaux), la digestion anaérobie (majoritairement pour les lisiers mais possible également pour les fumiers) et l'utilisation d'inhibiteurs de nitrification. Ces différents traitements vont modifier les flux d'azote de façon plus ou moins importante, directement lors du traitement et indirectement lors de l'utilisation ultérieure des produits. De plus, ils nécessitent de l'énergie et parfois des intrants supplémentaires, mais le besoin en énergie peut être en partie couvert par la méthanisation vue comme un maillon de la chaîne de traitement.

6.2.1. Séparation de phase

Il existe différents systèmes de séparation de phase pour les lisiers dont le plus efficace est le décanteur centrifuge (Hjorth et al., 2010). Théoriquement, les systèmes membranaires sont encore plus efficaces mais la faisabilité technique et économique de ces systèmes reste à démontrer sur le terrain (Hjorth et al., 2010; Masse et al., 2007). Les systèmes de séparation sont plus efficaces, en termes de quantités retenues dans la fraction solide, pour le phosphore que pour l'azote. Une décantation centrifuge permet ainsi de retenir dans la phase solide en moyenne environ 14% de la masse, 60% de la matière sèche, 70% du phosphore et 30% de l'azote (Hjorth et al., 2010 ; Loyon et al., 2007b). Les émissions gazeuses directes lors de ce traitement sont négligeables et la consommation énergétique est de l'ordre de 2-5 kWh/m³ (Burton and Turner, 2003 ; Svoboda and Jones, 1999). La séparation de phase permet d'obtenir deux produits qui pourront être gérés différemment (et potentiellement mieux) avec éventuellement une exportation de la phase solide vers d'autres zones agricoles. Les caractéristiques des produits obtenus vont dépendre des caractéristiques du produit initial mais, de manière générale, on obtient deux phases distinctes (Tableau 6.3):

- une phase solide dont la teneur en matière sèche est de l'ordre de 25-30% avec des concentrations en azote total et en phosphore respectivement 2 et 4-5 fois supérieures à celles du produit initial. L'azote est principalement sous forme organique (>60%). La concentration en potassium est du même ordre de grandeur que celle du produit initial.
- une phase liquide dont la teneur en matière sèche a diminué de plus de moitié. La concentration en azote total de la phase liquide est diminuée de 10-20% par rapport au produit initial, au détriment de l'azote organique. Au niveau du phosphore, la concentration est diminuée d'environ 60-65% par rapport au produit initial. Comme pour la phase solide, la concentration en potassium est du même ordre de grandeur que celle du produit initial.

Tableau 6.3 : Exemples de caractéristiques des produits issus d'une décantation centrifuge en comparaison avec un lisier brut de porcs (Béline et al., 2003 ; Loyon et al., 2005)

	MS kg/tonne	NTK kg/tonne	NH ₄ ⁺ kg/tonne	P kg/tonne	K kg/tonne
Lisier brut	48	4.4	3.0	1.2	2.3
Phase solide suite à une décantation centrifuge	250-300	10.5	-	7.4	2.3
Phase liquide suite à une décantation centrifuge	10-18	3.5	3.0	0.2	2.3

En aval du procédé (traitement, stockage et épandage des deux phases générées), les émissions azotées (N₂O, NH₃...) peuvent être significativement modifiées. La teneur en matière sèche des effluents influence l'émission de N₂O en affectant les propriétés physiques et chimiques : la séparation des phases liquide et solide des lisiers modifie, entre autres, la viscosité et le rapport C:N des fractions produites. Par rapport au lisier brut, l'application au laboratoire de la fraction liquide au sol a eu des effets contradictoires sur la transformation de l'azote avec une diminution (Dosch and Gutser, 1996) et une augmentation (Fangueiro et al., 2008a) de la dénitrification. Au champ, la même opération a peu modifié les émissions de N₂O lorsque les effluents étaient appliqués à une prairie (Chantigny *et al.*, 2007) ou à une culture de maïs (Chantigny *et al.*, 2010).

Concernant les émissions de NH₃, les émissions de la fraction liquide sont globalement réduites du fait d'une réduction des émissions à l'épandage car le produit s'infiltre plus rapidement. Cependant, cette réduction des émissions de la fraction liquide est contrebalancée par une augmentation des émissions de la fraction solide lors du stockage/compostage (cf. paragraphe sur le compostage) et de l'épandage. Au final, l'impact d'une séparation de phases sur les émissions azotées dépend des pratiques et du contexte et, à ce jour, il y a peu de références globales permettant une évaluation fine de ce système vis à vis des émissions.

A noter que la séparation des urines et des fèces peut se faire à la source (dans le bâtiment), suivie d'une évacuation rapide vers l'extérieur. Cela permet une réduction des émissions dans le bâtiment mais il existe peu de données permettant une évaluation globale de la filière.

6.2.2. Epuration biologique

L'épuration biologique est un procédé de traitement continu des lisiers réalisé dans un réacteur biologique. Le temps de séjour moyen du lisier dans ce réacteur est de l'ordre de 30-40 jours. L'alternance de phases aérobie (apport d'oxygène) et anoxie (absence d'oxygène) couplée avec des apports de lisier cyclique permet de maintenir une flore microbienne adaptée 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 ainsi d'éliminer par nitrification-dénitrification environ 60-70% de l'azote entrant dans le système principalement sous forme de N_2 (Béline et al., 2004). La consommation énergétique associée est de l'ordre de 15-20 KWh/m³. Généralement, une séparation de phase par décantation gravitaire est effectuée en aval du réacteur biologique et permet d'obtenir deux produits différents : le surnageant (65% du volume et du K, <20% de N restant, <30% de P) et les boues biologiques (35% du volume et du K, >80% de N restant, >70% de P). Le surnageant est utilisé en irrigation alors que les boues sont utilisées pour amender/fertiliser les cultures. Du fait de l'élimination d'azote et de la concentration du P dans la phase solide, les quantités de P (versus N) sont importantes dans les boues et les quantités de K (versus N et P) sont importantes dans le surnageant (Tableau 6.4).

Concernant les émissions de N_2O lors de ce traitement, des expérimentations en laboratoire ont montré qu'elles pouvaient atteindre jusqu'à 18% de N entrant dans le système lorsque les conditions de traitement sont inadaptées, mais également qu'elles pouvaient être très faibles si les conditions de traitement étaient bien choisies (Béline and Martinez, 2002). La possibilité d'émissions faibles de N_2O a été confirmée par des mesures « terrain » avec des émissions de l'ordre de 0,8% de N entrant dans le système (Loyon et al., 2007a) Mais une controverse existe sur ce point du fait de données contradictoires publiées par indiquant des émissions pouvant atteindre jusqu'à 13% de l'azote (Melse and Verdoes, 2005 ; Willers et al., 1996). D'autre part, les travaux de Loyon et al. soulignent la réduction (30-50%) des émissions globales de NH_3 directement liées aux déjections lorsque l'on insère une unité d'épuration, ainsi que la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Loyon et al., 2007b).

Tableau 6.4 : Exemples de caractéristiques des produits issus de l'épuration biologique en comparaison avec un lisier brut de porcs (Béline et al., 2003 ; Loyon et al., 2005)

	MS kg/tonne	NTK kg/tonne	NH_4^+ kg/tonne	P kg/tonne	K kg/tonne
Lisier brut	48	4.4	3.0	1.2	2.3
Surnageant sans séparation de phase amont	<10	0.5	0.1	0.5	2.3
Boues biologiques sans séparation de phase amont	30-50	3.1	0.1	2.5	2.3
Surnageant sans séparation de phase amont (décantation centrifuge)	-	0.4	0.1	0.4	2.3
Boues biologiques sans séparation de phase amont (décantation centrifuge)	-	2.7	0.1	2.0	2.3

6.2.3. Compostage

Le compostage est un procédé de traitement consistant à maîtriser la décomposition et la stabilisation de la matière organique contenu dans le produit afin d'en éliminer la matière organique facilement biodégradable et de stabiliser la matière organique résiduelle sous forme d'humus. Les procédés développés pour le compostage dépendent des caractéristiques du produit (siccité et caractéristiques rhéologiques) et le bon déroulement des processus aérobies de décomposition nécessite un apport d'air et engendre une augmentation de température. Cette augmentation de température et les transferts gazeux nécessaires à l'apport d'oxygène entraînent un transfert d'une partie de l'eau vers l'atmosphère (séchage du produit) mais également un transfert d'une partie des composés les plus volatils. Lorsque le produit à composter est suffisamment solide et poreux, un compostage en andain avec aération naturelle est envisageable. Pour améliorer l'aération, une aération mécanique est généralement effectuée régulièrement par retournement de l'andain. Si le produit est insuffisamment structuré, ce procédé nécessite un ajout de structurant (ajout de paille pour composter du lisier par exemple). Une aération forcée par aspiration ou insufflation peut parfois s'avérer utile voire nécessaire. Le

compostage est donc pratiqué plutôt pour une meilleure valorisation des matières organiques (stabilisation, humification,) que pour une meilleure gestion de l'azote.

Au cours du compostage des déjections animales, la minéralisation de la matière organique entraîne des pertes de carbone organique pouvant atteindre 50-70% du C initial (Bernal et al., 2009). La minéralisation des composés organiques couplée à la perte de matière sèche et d'eau conduit à une augmentation des concentrations en éléments minéraux (N, P, K) dans les composts, par rapport aux produits initiaux, malgré les pertes par transfert vers l'atmosphère et par lixiviation (Tableau 6.5). Les pertes d'azote sous la forme de NH_3 , N_2 et N_2O au cours de ce procédé sont importantes mais leur quantification varie entre auteurs (Basset-Mens, 2005 ; Bernal et al., 2009 ; Lamey and Hao, 2007 ; Szanto, 2009). Ces pertes sont estimées entre 30 et 60% de l'azote entrant dans le système. Pour tous les auteurs, les pertes sont essentiellement sous forme de NH_3 , mais également sous forme de N_2O (pour 1 à 6% du total des pertes). D'après El Kader et al., les pertes d'azote concernent 15 à 47% de l'azote en fonction des produits et des conditions de compostage (taux d'humidité, compaction notamment) mais sont systématiquement supérieures à celles observées lors d'un simple stockage (El Kader et al., 2007). Parkinson et al. observent pour le compostage des fumiers de bovins des pertes d'azote comprises entre 30-37% également supérieures à un simple stockage (25%) (Parkinson et al., 2004). D'après Sommer, les pertes d'azote, lors du compostage, peuvent être réduites à environ 28% par compactage ou couverture (Sommer, 2001). Les pertes par lixiviation sont estimées dans ce cas à 20% des pertes et le N_2 est relativement faible. D'après Joo et Ndegwa, il est possible de gérer les émissions de NH_3 par récupération et lavage d'air (Joo and Ndegwa, 2008). Cependant, ce système va à l'encontre du principal avantage du compostage : une faible consommation d'énergie.

Au cours du procédé de compostage, les formes labiles de N et de C nécessaires aux réactions produisant le N_2O et favorisant les émissions de NH_3 sont intégrées à des molécules organiques et/ou volatilisées vers l'atmosphère. Les produits résultants de ce procédé, appelés « compost », sont donc des matériaux relativement plus stables que les effluents d'origine et leur épandage est moins susceptible d'augmenter la concentration de l'azote minéral du sol et les émissions de N_2O et NH_3 . Bien que des émissions faibles de N_2O aient été rapportées suivant l'application de composts d'origines variées (Alluvione et al., 2010; Dalal et al., 2010 ; Lopez-Fernandez et al., 2007 ; Sanger et al., 2010), peu d'études ont comparé directement les émissions par l'ajout au sol d'effluents bruts et de leurs composts. Parmi elles, des émissions plus basses ont été mesurées pour des composts de solides de lisier de porc (Vallejo et al., 2006) et de bovins (Fangueiro et al., 2008b) comparés aux lisiers bruts.

Tableau 6.5 : Exemples de caractéristiques de composts en comparaison avec le produit avant compostage (Saludes et al., 2008)

	MS kg/tonne	NTK kg/tonne	P kg/tonne	K kg/tonne
Fumier avant compostage	368	4.4	3.7	5.1
Fumier après compostage	528	7.4	4.3	9.0

6.2.4. Digestion anaérobie

La digestion anaérobie, ou 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 et CO_2 . Il est alors possible de valoriser le méthane produit sous forme d'énergie. Ce procédé conduit à une réduction des émissions de méthane liées à la gestion des déjections (Bernet and Béline, 2009).

En revanche, l'impact de la méthanisation vis-à-vis de l'azote est faible (Tableau 6.6). D'après Moeller et Stinner, la méthanisation des déjections ne permet pas, au niveau de l'exploitation, de modifier l'azote minéral restant à épandre (et donc la lixiviation potentielle) sauf si les résidus de cultures et les cultures dérobées/intermédiaires sont également méthanisés (Moller, 2009). Dans tous les cas, les émissions de NH_3 lors du stockage et de l'épandage des digestats sont plus élevées du fait d'un pH et d'une concentration en azote ammoniacal plus élevés suite à la méthanisation. D'après Amon et al. et Clemens *et al.*, les émissions de NH_3 à l'épandage sont

augmentées de 15% du fait de la méthanisation (Amon et al., 2006 ; Clemens et al., 2006). Des observations au stockage ont montré un doublement des émissions de NH₃ suite à la méthanisation d'un lisier de porcs (données Irstea, non publiées). Ces données montrent l'importance d'utiliser des méthodes permettant de réduire au maximum les émissions de NH₃ lors du stockage et de l'épandage des digestats.

D'après Moeller et Stinner une baisse globale des émissions de N₂O des digestats est obtenue lorsque les résidus de culture et les cultures intermédiaires sont méthanisés (-38%), même si les émissions peuvent ponctuellement être supérieures à celles observées pour les mêmes produits non digérés (Moeller and Stinner, 2009)., D'un point de vue théorique, la digestion anaérobie entraîne une augmentation de la concentration en N-NH₄⁺ et du pH et une diminution du C labile et de la viscosité. Ces modifications ont des effets potentiels opposés sur la production de N₂O après l'application au sol. En effet, la plus grande concentration en azote minéral peut augmenter le taux des réactions produisant le N₂O. A l'opposé, la diminution des substrats carbonés réduit le potentiel de dénitrification (Clemens and Huschka, 2001; Petersen, 1999) alors que le pH élevé et la relative abondance du nitrate (suite à la nitrification du N-NH₄⁺ du digestat) et la rareté du C labile tendent à diminuer le rendement en N₂O de la dénitrification (N₂O/ (N₂+N₂O)). Dans la réalité, l'effet net de ces transformations sur les émissions de N₂O a fait l'objet de plusieurs études au champ et les données obtenues sont contrastées (Amon et al., 2006; Bertora et al., 2008; Chantigny et al., 2010; Clemens et al., 2006). Amon et al., 2006 ; Bertora et al., 2008a ; Chantigny et al., 2010; Clemens et al., 2006)(Amon et al., 2006 ; Bertora et al., 2008a ; Chantigny et al., 2010; Clemens et al., 2006)(Amon et al., 2006 ; Bertora et al., 2008a ; Chantigny et al., 2010; Clemens et al., 2006)(Amon et al., 2006 ; Bertora et al., 2008a ; Chantigny et al., 2010; Clemens et al., 2006). Les émissions ont été diminuées de plus de 50% (Chantigny et al., 2007), prairie; 17% (Vallejo et al., 2006), pommes de terre et 30% (Chantigny et al., 2010), maïs) par la digestion de lisiers de porc. Par contre, la digestion de différents types de lisier a eu peu (Wulf et al., 2002) ou pas (Amon et al., 2006; Meijide et al., 2007; Meijide et al., 2009) d'effet significatif sur les pertes en N₂O. Chantigny et al. ont même rapporté une augmentation de 15% par rapport au lisier brut (Chantigny et al., 2010). En résumé, l'application du digestat a entraîné une réduction moyenne des émissions de N₂O de 25% par rapport au lisier brut bien qu'il ait été sans effet dans environ la moitié des études publiées. Ces résultats montrent encore une fois comment les conditions physiques du sol masquent souvent l'impact potentiel de la disponibilité des substrats azotés et carbonés sur la production et l'émission du N₂O.

L'intérêt de la méthanisation est particulièrement important pour les élevages biologiques qui sont très souvent déficitaire en azote (Moller, 2009) puisque la méthanisation des résidus de culture et des cultures intermédiaires permet d'augmenter significativement l'azote réactif apporté au sol dans le système (+75%). A contrario, le carbone réactif est diminué de 33% mais ce n'est pas un élément limitant en général. Lorsque seules les déjections sont méthanisées, l'impact sur l'azote et le carbone réactif est assez faible.

Tableau 6.6 : Exemples de caractéristiques d'un lisier de porcs méthanisé en comparaison avec le produit avant traitement (Données Irstea)

	pH	MS kg/tonne	NTK kgN/tonne	NH ₄ ⁺ kgN/tonne	P kg/tonne
Lisier de porcs avant méthanisation	7.2	79	6.3	4.1	1.6
Lisier de porcs après méthanisation	8.2	65	6.0	4.5	1.5

6.2.5. Autres traitements

En plus de ces principaux traitements il en existe d'autres plus complexes techniquement et/ou moins développés actuellement : stripping NH₃, précipitation struvite, séchage, évapo-concentration.... Ces techniques sont la plupart du temps associées avec l'un des principaux traitements présentés précédemment, notamment avec la méthanisation (Bortone, 2009 ; Flotats et al., 2009 ; Rajagopal et al., 2011 ; Vanotti et al., 2009). Ces auteurs montrent que, en théorie et d'un point de vue technologique, il apparaît possible de transformer les effluents d'élevage en différents produits (amendement organique, solution de sulfate d'ammonium, struvite, ...) selon les besoins grâce à l'assemblage de différentes technologies. Toutefois, le recul nécessaire pour valider sur du long terme la faisabilité technique de ces différentes filières reste largement insuffisant. Par ailleurs la rentabilité économique associée reste à prouver et elle est très dépendante du contexte entre prix rachat de l'électricité produite à partir du biogaz, prix du pétrole et des engrais minéraux (etc.)

6.3. Techniques de réduction des pertes gazeuses d'azote au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage

En plus des systèmes de traitement proprement dits, il existe également des modifications/améliorations au niveau des étapes conventionnelles de gestion des effluents d'élevage.

6.3.1. Volatilisation d'ammoniac

Des pertes pouvant se produire à la fois lors du stockage et au moment de l'épandage, il est essentiel de considérer l'étape du stockage des effluents et celle de l'épandage dans leur ensemble. En effet, tout le gain lié à l'emploi de techniques de réduction des émissions en bâtiment ou dans les enceintes de stockage peut être annulé par des techniques d'épandage inappropriées, les pertes à l'épandage constituant généralement le principal poste des rejets totaux issus des effluents d'élevage. L'ajout d'additifs dans les déjections est une autre voie de progrès mais les références sont encore peu nombreuses sur ce point.

6.3.1.1. Lors du stockage.

Fumiers : Il n'existe à l'heure actuelle aucune technique éprouvée permettant de réduire les émissions de NH_3 provenant du stockage du fumier des bovins et des porcins. Lorsque les fientes de volaille sont déjà sèches (par exemple à l'intérieur des poulaillers), et que l'on souhaite les entreposer ailleurs pendant plus longtemps, la meilleure technique consiste à utiliser une grange ou un hangar disposant d'un sol imperméable et d'une ventilation suffisante, ce qui garde les fientes sèches et empêche des pertes importantes.

Lisiers : On peut réduire les émissions provenant des enceintes de stockage du lisier en diminuant la circulation de l'air à la surface par la réalisation d'une fosse couverte, par l'installation d'une couverture flottante, en permettant la formation d'une croûte ou en réduisant la surface de l'enceinte de stockage par unité de volume. Le Tableau 6.7 donne une vue d'ensemble des différentes mesures applicables dans les fosses à lisier et de leur efficacité.

6.3.1.1. Impact des techniques d'épandage au champ :

Les émissions varieront en fonction de la composition du lisier et du fumier ainsi que des conditions météorologiques et pédologiques. L'efficacité des mesures de réduction par rapport aux émissions de référence variera donc aussi en fonction de ces facteurs de sorte que les chiffres présentés ont une valeur purement indicative.

Le principe général consiste à diminuer la surface de contact entre l'effluent épandu et l'air, par des techniques d'application localisées (pendillards, lisier) ou par enfouissement/injection dans le sol (lisier et fumier): en comparaison à un épandage en surface, on considère une réduction de 25-35% des émissions de NH_3 pour un épandage avec pendillard et 70-90% s'il y a un enfouissement direct ou rapide après épandage avec toutefois une forte variation de l'efficacité de ces techniques autour de la moyenne aussi bien pour les pendillards (0-75% de réduction) que pour l'enfouissement (23-99% de réduction) (Webb et al., 2010). D'après Svoboda et Jones, (Svoboda and Jones, 1999)(Svoboda and Jones, 1999)(Svoboda and Jones, 1999)(Svoboda and Jones, 1999)(Svoboda and Jones, 1999)l'enfouissement conduit à une réduction de 90-98% des émissions, l'utilisation de pendillards à une réduction de 31% et des pendillards avec sabots à une réduction de 70% (Svoboda and Jones, 1999). Une réduction de 45% a été observée par Rochette suite à l'utilisation de pendillards (Rochette *et al.*, 2009). Ces techniques, notamment l'enfouissement direct, nécessitent toutefois une consommation énergétique supplémentaire et n'est pas toujours envisageable techniquement (prairies, ...). Le Tableau 6.8 donne une vision synthétique des différentes méthodes et de leur efficacité.

Tableau 6.7 : Différentes mesures de réduction des émissions d'ammoniac lors du stockage de lisiers de bovins ou porcins (UNECE, 2007). L'efficacité d'une mesure de réduction est évaluée par rapport aux émissions provenant du même type d'enceinte de stockage, sans couverture ni croûte en surface

Mesure de réduction	Réduction des émissions de NH ₃ (%) ^a	Applicabilité	MTD pour les élevages porcins conformes à la directive PRIP?	Coûts (OPEX) (en euros/m ³ /an) ^c
Couvercle «étanche», toit ou structure bâchée (Cat. 1)	80	Citernes/silos de béton ou d'acier. Peut ne pas convenir pour les cuves existantes.	Oui – mais les décisions sont prises au cas par cas	8,00 ^b
Couverture plastique* (Couverture flottante) (Cat. 1)	60	Petites fosse en terre	Oui – mais les décisions sont prises au cas par cas	1,25
Couverture plastique* (Couverture flottante) (Cat. 2)	60	Grandes fosses en terre et citernes en béton ou en acier Des facteurs tenant à la gestion et à d'autres considérations peuvent limiter l'utilisation de cette technique.	Oui – mais les décisions sont prises au cas par cas	1,25
Couvertures flottantes «rudimentaires» (par exemple paille broyée, tourbe, écorce, boules LECA, etc.) (Cat. 2)	40	Citernes et silos de béton ou d'acier. Probablement inapplicables sur les fosses en terre. Inapplicables si les matériaux risquent de provoquer des problèmes de gestion du lisier.	Oui – mais les décisions sont prises au cas par cas	1,10 – citerne
Mesure de réduction	Réduction des émissions de NH ₃ (%) ^a	Applicabilité	MTD pour les élevages porcins conformes à la directive PRIP?	Coûts (OPEX) (en euros/m ³ /an) ^c
Croûte naturelle (couverture flottante) (Cat. 2)	35-50	Ne se forme que si la teneur en matière sèche est élevée. Inapplicable dans les exploitations où il faut brasser et rompre la croûte fréquemment pour épandre le lisier.	Oui – mais les décisions sont prises au cas par cas	0,00
Remplacement des fosses, etc. par des citernes couvertes ou des citernes ouvertes de plus de 3 mètres de hauteur (Cat. 1)	30-60	Seulement en cas de nouvelles constructions et sous réserve des restrictions en matière de planification imposées aux structures de grande hauteur.	Non évalué	14,9 (coût des citernes 6,94)
Sac de stockage (Cat. 1)	100	Les dimensions de sac disponibles peuvent limiter l'utilisation pour les grandes exploitations.	Non évalué	2,50

^a Meilleures estimations des réductions qui, de l'avis général, seraient réalisables dans toute la région de la CEE. Les réductions sont calculées par rapport aux émissions provenant de citernes/silos à lisier non couverts.

^b Il s'agit des coûts pour le Royaume-Uni. Le coût indiqué est celui du couvercle/toit uniquement. Le coût du silo n'est pas pris en compte.

^c Compte tenu d'une période d'amortissement de dix ans, d'un taux d'intérêt de 6 % et d'un coût supplémentaire de 12 000 euros. (Le coût de 2,5 euros peut être ajusté)

* La couverture peut être constituée d'une feuille plastique, de bâches ou de tout autre matériel approprié.

Plusieurs facteurs doivent être pris en considération lorsqu'il s'agit de déterminer les possibilités d'application de chaque technique, en particulier le type de sol et les conditions pédologiques (profondeur, présence de cailloux, humidité, traficabilité), la topographie (déclivité, taille du terrain, planéité), et le type et la composition de l'effluent (lisier ou fumier). Certaines techniques sont plus largement applicables que d'autres. L'effluent étant distribué par des tuyaux de faible diamètre dans certaines techniques, ces dernières ne conviennent pas pour le lisier très visqueux ou contenant de grandes quantités de matière fibreuse (de la paille, par exemple), même si la plupart des machines comportent un dispositif de déchetage et d'homogénéisation.

En abaissant les émissions de NH_3 , on augmente la quantité d'azote dans le sol, absorbable par les plantes, d'où la nécessité d'ajuster les apports d'engrais azotés minéraux dans le plan de fertilisation. Certaines techniques risquent de diminuer momentanément le rendement des cultures (notamment celui des graminées) par détérioration mécanique, en particulier lors de l'injection de lisier dans le sol. Enfin, si l'azote enfoui n'est pas valorisé par les cultures ou les microorganismes du sol, ces techniques peuvent augmenter les pertes d'azote par lixiviation de nitrate, et/ou les pertes gazeuses lors de la nitrification ou la dénitrification, ces deux derniers processus entraînant en particulier une augmentation des émissions de protoxyde d'azote (N_2O).

6.3.1.1. Utilisation d'additifs :

L'ajout d'additif dans les déjections est également une méthode de contrôle des émissions, pas encore réellement passé dans la pratique. L'acidification du lisier vise à déplacer l'équilibre $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ vers la fraction NH_4^+ afin de limiter le potentiel de volatilisation. Abaisser le pH du lisier à un niveau stable de 6 suffit en général à réduire les émissions de NH_3 d'au moins 50 %. Lorsqu'on ajoute des acides au lisier, il faut tenir compte du pouvoir tampon, ce qui impose en général une surveillance constante avec mesures du pH et addition d'acide pour contrebalancer le CO_2 produit et émis au cours de la préparation du lisier acidifié. Pour obtenir du lisier acidifié, on peut ajouter des acides organiques (comme l'acide lactique) ou inorganiques (comme les acides nitrique, sulfurique ou phosphorique) ou encore ajouter des acides au fourrage (par exemple l'acide benzoïque) ou aux constituants du lisier (par exemple des bactéries lactiques) afin de réduire encore le pH. Ces techniques présentent néanmoins l'inconvénient des dangers liés à la manipulation d'acides forts dans les exploitations agricoles.

D'autres composés tels que des sels de calcium et de magnésium, des composés acides (FeCl_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, par exemple) et les superphosphates se sont révélés être des facteurs de réduction des émissions de NH_3 , mais les quantités nécessaires sont trop importantes pour que l'adjonction de ces substances soit matériellement possible. On a également utilisé des matériaux absorbants tels que la tourbe ou les zéolites. Il existe aussi toute une gamme d'additifs vendus dans le commerce, qui sont d'abord utilisés pour réduire les odeurs. Leur efficacité sur la réduction des odeurs et également sur la réduction des émissions de NH_3 parfois annoncée est très controversée. Avec des additifs très spécifiques (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium), Nham observe toutefois une efficacité intéressante pour réduire les émissions de NH_3 (jusqu'à 80% de réduction) des litières de volaille et porcs (Nahm, 2005).

Tableau 6.8 : Différentes mesures de réduction des émissions d'ammoniac lors de l'épandage des effluents d'élevage (UNECE, 2007)

a) Réduction des émissions de NH₃: techniques d'épandage de lisier sur les terres (catégorie 1)*

Mesure de réduction	Type de fumier	Utilisation des terres	Réduction des émissions (%)	Applicabilité ^a	Coûts (OPEX) ^b (en euros/m ³)
Tuyau traîné	Lisier	Herbages, terres arables	30 La réduction peut être moindre si la hauteur de l'herbe est < 10 cm.	Pente (< 15 % pour les cuves et < 25 % pour les systèmes ombilicaux); lisier non visqueux et ne contenant pas trop de paille; selon la taille et la forme du terrain.	2,67 ^c
Sabot traîné	Lisier	Essentiellement des herbages	60**	Pente (< 15 % pour les cuves et < 25 % pour les systèmes ombilicaux); lisier non visqueux; selon la taille et la forme du terrain, hauteur de l'herbe > 8 cm.	2,45 ^c
Injection peu profonde (sillon ouvert)	Lisier	Herbages	70**	Pente < 10 %, plus grandes restrictions selon le type de sol et les conditions pédologiques, lisier non visqueux.	3,43 ^c
Injection profonde (sillon fermé)	Lisier	Essentiellement des herbages, terres arables	80	Pente < 10 %, plus grandes restrictions selon le type de sol et les conditions pédologiques, lisier non visqueux.	2,89 ^c
Application en surface et enfouissement par labourage en un seul processus	Lisier	Terres arables	80	Uniquement terres faciles à labourer	
Application en surface et enfouissement par labourage (coût pour un intervalle < 4 h)	Lisier	Terres arables	80-90	Uniquement terres faciles à labourer	Lisier 2,28 Fumier ^b 1,32 vache laitière, autres ovins, bovins et caprins; 1,47 porcins 3,19 poules pondeuses 6,19 poulets de chair

Mesure de réduction	Type de fumier	Utilisation des terres	Réduction des émissions (%)	Applicabilité ^a	Coûts (OPEX) ^b (en euros/m ³)
Enfouissement par cultivateur à disques					
Application en surface et enfouissement par labourage dans les douze heures	Lisier	Terres arables	60-80 30	(Conformément au paragraphe 10)	

b) Réduction des émissions de NH₃: technique d'épandage du fumier et des fientes de volaille sur les terres (catégorie 1)^{*}

Mesure de réduction	Type d'engrais	Utilisation des terres	Réduction des émissions (%)	Applicabilité ^a	Coûts (OPEX) ^b (en euros/m ³)
Enfouissement immédiat par labourage	Fumier (bovins, porcins)		90		
Enfouissement immédiat par labourage	Fientes de volaille		95		
Enfouissement par labourage dans les douze heures	Fumier	Terres arables	50 pour les bovins et les porcins 70 pour la volaille		
Enfouissement par labourage dans les vingt-quatre heures	Fumier	Terres arables	35 pour les bovins et les porcins 55 pour la volaille		

^a Il s'agit des coûts pour le Royaume-Uni. Les coûts, qui correspondent aux frais d'exploitation annuels, reposent sur l'hypothèse du recours à des entreprises prestataires spécialisées et dépendent du taux d'application à l'hectare. Pour plus de renseignements sur les coûts, se reporter au chapitre VII.

^b Les coûts ont été calculés d'après les données tirées du projet de rapport de l'action concertée ALFAM (Ammonia losses from field-applied animal manure) p. 13. Les coûts de l'épandage de lisier (en euros/m³) diffèrent sensiblement selon les dimensions du champ, la taille de la cuve, la distance de transport, la vitesse sur route, etc. Le groupe ALFAM a établi des calculs de coûts normalisés. Le coût du système de référence est en moyenne de 4,84 euros.

** Chiffres révisés en fonction des conclusions d'une étude récente.

6.3.2. Emissions de N₂O suite à l'épandage des effluents d'élevage

En France, le CITEPA estime que le N₂O émis par les sols agricoles représente 85% de toutes les sources agricoles de N₂O (Citepa, 2010). Environ 1/3 des émissions par les sols agricoles sont issues des transformations de l'azote suite à l'épandage des effluents d'élevage, tandis que les transformations de l'azote suite à l'application des engrais minéraux constituent environ 2/3 de la contribution. Pour le N₂O, les émissions résultant de l'application des effluents et des déjections représentent la principale source d'impact pour l'élevage (environ 1/3 des émissions lors de l'épandage), même si les émissions liées à la gestion amont des effluents n'est pas négligeable. L'estimation des émissions de N₂O qui suivent l'application d'effluents ou de déjections venant des animaux d'élevage est grandement compliquée par l'hétérogénéité des produits appliqués au sol. En effet, leur composition est affectée par de nombreux facteurs incluant l'espèce animale, son alimentation, la nature et la quantité de litière utilisée, les conditions et la durée de l'entreposage de même que le traitement de l'effluent (compostage, digestion, etc.).

Il est très généralement admis que la principale source de N₂O est la dénitrification biologique, même si la nitrification peut y contribuer de manière très significative dans certaines situations (Garrido et al., 2002). Les travaux de Dambreville mettent en évidence un effet significatif des apports d'effluents (lisier et fumier composté)

sur l'activité dénitrifiante, les communautés dénitrifiantes et les émissions de N₂O (voir Tableau 6.9) (Dambreville *et al.*, 2006a; Dambreville *et al.*, 2006b ; Dambreville *et al.*, 2008).). L'apport d'effluents génère une augmentation considérable de la dénitrification potentielle totale puisqu'elle est multipliée par un facteur de plus de 2 au terme de 10 années d'apports annuels de lisier, jusqu'à près de 4 au terme de 8 années d'apports annuels de fumier de porc composté. Sur les 2 sites étudiés, le rapport N₂O / (N₂+N₂O) est nettement plus faible dans les sols soumis à des apports d'effluents (-42 % avec le lisier, et -35 % avec le fumier de porc composté) ce qui compense partiellement l'effet de l'augmentation de la dénitrification sur les émissions de N₂O mais les émissions sont cependant notablement augmentées sur le sol ayant reçu du fumier composté.

Tableau 6.9 : Flux de dénitrification potentielle totale, proportion de N₂O émis et flux d'émission potentielle de N₂O observés sur 2 sites expérimentaux fertilisés par de l'engrais minéral (MIN), du lisier de porc (LP) (essai Inra de Rennes-Champ Noël) ou du fumier de porc composté (FPC) (essai ARVALIS du Rheu) (Dambreville *et al.*, 2008).

	Rennes - Champ Noël		Rennes - Le Rheu	
	MIN	LP	MIN	FPC
Dénitrification potentielle (gN/ha/j)	100	240	80	300
N ₂ O/(N ₂ +N ₂ O) (%)	38	22	52	34
Flux de N ₂ O (gN/ha/j)	42	55	40	106

6.3.2.1. Impact des techniques d'épandage

Les techniques d'épandage alternatives développées afin de réduire les émissions de NH₃ et d'odeurs, peuvent également avoir un impact sur les émissions de N₂O. En effet, les conditions physico-chimiques auxquelles est exposé l'azote des effluents dans le sol sont affectées par le mode d'application. La température, la teneur en eau et l'aération du sol varient dans le profil et le devenir de cet azote sera donc affecté par la profondeur d'incorporation. Le mode d'application des effluents a aussi une influence directe par la distribution spatiale de l'effluent. Par exemple, l'incorporation en bandes concentre l'azote apporté dans un volume de sol restreint et amène une augmentation de la concentration locale de l'azote du sol comparé à une incorporation après un apport sur l'ensemble de la surface du sol. Les émissions de N₂O peuvent alors être accrues si la production (et l'absorption d'N par les plantes) augmentent de façon non-linéaire avec la concentration et des émissions plus élevées ont été rapportées lorsque le lisier était injecté ou incorporé en bandes (Thomsen *et al.*, 2010 ; Vallejo *et al.*, 2005). Par contre, cette augmentation peut être de courte durée ou nulle lorsque le placement de la bande près des rangs augmente le prélèvement de l'azote par les plantes ou lorsque le niveau d'aération du sol n'est pas propice à la dénitrification (Bhandral *et al.*, 2009 ; Sistani *et al.*, 2010; Thorman *et al.*, 2006 ; Weslien *et al.*, 1998).

L'impact du mode d'application sur la concentration en azote du sol peut aussi être indirect. Une application qui entraîne des pertes par volatilisation de l'ammoniac diminuera d'autant l'azote effectivement apporté au sol, la concentration de l'azote du sol et les émissions de N₂O. Par contre l'émission de N₂O qui résultera de la redéposition de cet azote en milieu agricole ou autre doit être ajoutée au bilan. Ainsi, la réduction des émissions suivant une application à la surface du sol par rapport à une incorporation au sol, n'est le plus souvent qu'apparente et correspond au contraire à une augmentation lorsqu'une analyse plus complète du système est effectuée.

6.3.2.2. Méthodes de réduction des émissions de N₂O

La concentration de l'azote du sol sera d'autant plus faible que l'azote apporté sera plus rapidement prélevé par les cultures. La synchronisation des apports avec les besoins en azote des cultures devrait donc guider les pratiques d'application des effluents visant à réduire les émissions de N₂O. Un sommaire des résultats expérimentaux confirme une tendance aux pertes plus fortes par dénitrification suivant une application d'effluents à l'automne qu'au printemps bien que bien que Rochette *et al.* et Hernandez-Ramirez *et al.* aient rapporté le contraire (Hernandez-Ramirez *et al.*, 2009; Rochette *et al.*, 2004). Il est également intéressant de noter une interaction entre la période d'application et le type de lisier sur l'émission du N₂O (Chadwick *et al.*, 2000b), 2000), ce qui souligne l'importance des conditions physiques du sol (température et aération) sur la production de N₂O

durant la transformation des substrats azotés (Bhandral et al., 2008). Toutefois, très peu d'études ont visé à mesurer l'effet du fractionnement sur les émissions de N_2O . Son impact a été nul sur les apports d'engrais de synthèse sur maïs (Zebarth et al., 2008). La même observation a été faite par Bhandral et al. avec des effluents d'élevage. En résumé, les émissions de N_2O seront plus faibles lorsque les effluents sont appliqués de telle sorte que leur azote sera mieux valorisé par les plantes agricoles. D'une façon générale, on peut retenir que les principes d'une fertilisation raisonnée sont donc ceux qui généralement minimisent les émissions de N_2O . C'est en accord avec l'observation par Shimizu et al. et par van Groenigen et al., selon laquelle les émissions de N_2O sont proportionnelles aux excès de bilans azotés des cultures (Shimizu et al., 2010 ; van Groenigen et al., 2010), toutes choses égales par ailleurs.

Les résultats présentés précédemment (Tableau 5.18) mettent en évidence des voies novatrices pour limiter les émissions de N_2O , fondées sur le fonctionnement des communautés microbiennes dénitrifiantes, voies qui devraient pouvoir être plus explorées et confrontées aux conditions réelles de la pratique agricole. Ainsi, dans une étude de laboratoire, des apports spécifiques de matières organiques sur des sols fort émetteurs de N_2O en raison d'une faible capacité à réduire le N_2O en N_2 a permis de rétablir le fonctionnement de cette étape de réduction de N_2O en N_2 (Hénault et al., 2001). La démonstration au champ de l'intérêt de cette méthodologie reste cependant à faire : il faudrait approfondir les connaissances sur les formes et les modalités d'apport efficaces et compatibles avec l'activité agricole, tout en comprenant les mécanismes mis en jeu.

Les inhibiteurs de nitrification, qui visent à ralentir la production d'azote nitrique issu de la transformation de l'azote ammoniacal des pissats, peuvent réduire à la fois les pertes par lixiviation et les émissions de N_2O . Peu utilisés en France, ils sont très étudiés en Nouvelle-Zélande. En effet, 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 préviendrait 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 nitrate. A cette fin, plusieurs inhibiteurs de la nitrification ont été proposés. La nitrapyrin a diminué la dénitrification au laboratoire (Thompson et al., 1987) et au champ (de Klein et al., 1996). La DCD a aussi entraîné une baisse importante des émissions de N_2O suivant l'application de lisier au champ (Merino *et al.*, 2002 ; Vallejo *et al.*, 2005) mais son effet réducteur peut être fortement diminué dans certains cas et notamment lorsque le pH du sol est faible (Mkhabela et al., 2006) ou de lisiers très dilués (Merino et al., 2002; Simpson et al., 1985). Malgré leur potentiel pour réduire les émissions de N_2O et la lixiviation du NO_3^- , l'utilisation des inhibiteurs de nitrification lors de l'application des lisiers est encore peu courante en raison de leur coût élevé, d'une courte période active, de phytotoxicité et d'impacts environnementaux (Zerulla et al., 2001). (Leur potentiel d'utilisation sur les pâturages apparaît meilleur.

Dans un autre domaine, plus prospectif, la présence de légumineuses dans une grande partie des prairies est également une opportunité pour réduire les émissions de N_2O accompagnant les entrées d'azote dans le système sol-plante. Au-delà du fait que la fixation symbiotique ne s'accompagne pas d'émissions de N_2O (IPCC 2007), le gène *nosZ* codant pour la synthèse de l'enzyme impliquée dans la réduction de N_2O en N_2 a été observé chez certains des Rhizobiacées symbiotes de plantes cultivées, comme *Sinorhizobium meliloti*, souche 2011, symbiote de la luzerne. Sameshima-Saito et al. ont effectivement démontré que des plantes de soja inoculées avec la souche *Bradyrhizobium japonicum* USDA 110, sont capables de réduire N_2O en N_2 et ce, même à des concentrations très faibles en N_2O (Sameshima-Saito et al., 2006). En conclusion de cette publication, ils ont suggéré le développement de technologies (introduction du gène *nosZ* dans les inoculants, sélection d'isolats naturels présentant le phénotype N_2O réducteur, utilisation accrue de la souche USDA110) pour favoriser la réduction de N_2O en N_2 et réduire la contribution des sols à l'effet de serre additionnel. Il serait intéressant d'évaluer si des couples symbiotiques, en tant que technique d'ingénierie écologique, pourraient être utilisés sur des sols à la base inaptes à réduire N_2O en N_2 , pour réduire l'intensité de leurs émissions. La démonstration au champ de l'intérêt de ces méthodologies n'a pas été faite. Là encore il faudrait approfondir les connaissances sur les modalités d'application de ces méthodes, compatibles avec l'activité agricole, tout en comprenant les mécanismes mis en jeu.

Une analyse complète de la situation replaçant les activités d'élevage par rapport aux systèmes cultivés, permet également d'identifier d'autres aspects concernant les émissions de N₂O en élevage. Une estimation de la réduction des émissions de N₂O pourrait être faite en estimant les émissions des deux systèmes de culture non fertilisés (aussi appelées « émission de base »). Cette valeur est estimée à environ 1 kg/ha pour les cultures annuelles (Bouwman et al., 2002) mais reste à être déterminée pour les cultures pérennes. La culture de légumineuses fourragères comme la luzerne et le trèfle diminue également le recours aux fertilisants azotés de synthèse dont la fabrication est énergétivore et source de gaz à effet de serre. Ainsi, la réduction de GES associée à l'économie de fertilisants azoté représente environ 3 kg eqCO₂/kg d'azote atmosphérique fixé industriellement (West and Marland, 2002). Par contre, l'élevage peut aussi augmenter certaines sources secondaires de N₂O par les sols. La compaction du sol par les animaux, surtout sur les sentiers et près des points d'eau et d'alimentation, réduit l'aération du sol et augmente la production de N₂O par dénitrification de l'azote excrété par les animaux au pâturage à ces endroits (Šimek et al., 2006). Des structures d'entreposage des effluents non hermétiques peuvent entraîner elles aussi des situations où une production importante de N₂O est observée. L'émission de N₂O à partir des endroits peut être très intense (jusqu'à 300 kg N- N₂O ha⁻¹ an⁻¹) mais leur impact sur les émissions totales des sols de la ferme est limité (<10%) en raison de la faible étendue des surfaces impliquées (Matthews *et al.*, 2010).

6.3.2.3. Prédications des émissions de N₂O et discussion sur leur application aux conditions françaises

Bien que l'impact de la composition des effluents organiques sur la production et l'émission de N₂O ait été démontré, on n'est toujours pas en mesure de prédire le potentiel de production de N₂O d'un effluent à partir de ses propriétés physico-chimiques. En conséquence, la plupart des méthodes proposées pour cette estimation utilisent pour les effluents des approches développées pour les engrais azotés de synthèse, une simplification qui ajoute à l'incertitude. On distingue deux approches dont la première utilise des modèles mathématiques qui décrivent les transformations de l'azote dans le sol et calculent le N₂O produit et émis au cours de ces réactions. La seconde repose sur l'utilisation de facteurs d'émission (FE) exprimant la fraction de l'azote apporté qui est perdue sous forme de N₂O.

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés pour l'estimation des émissions de N₂O à partir des sols agricoles. S'ils proposent tous de déterminer le N₂O émis comme un produit ou sous-produit de la nitrification et de la dénitrification, ils présentent des niveaux de complexité différents. Les modèles les plus utilisés sont DayCent et DNDC dont une version a été adaptée aux conditions européennes. En France, plusieurs modèles ont été développés pour les systèmes de grandes cultures (CERES-EGC (Gabrielle et al., 2006) et NOE (Hénault et al., 2005)) et de pâturage (PaSiM (Calanca et al., 2007; Saletes et al., 2004)). Ces modèles visent à prédire les processus décrivant les cycles biochimiques du carbone et de l'azote dans la biosphère en lien avec les pratiques agricoles. Le N₂O produit y est estimé comme un produit ou sous-produit de la nitrification et de la dénitrification dont les taux sont déterminés par la concentration des substrats et les conditions physiques et chimiques du sol. L'approche mécaniste de ces modèles leur permet de mieux tenir compte des conditions locales du milieu sur la production du N₂O. Cependant, ils ne peuvent inclure l'effet de toutes les interactions entre les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui déterminent les émissions de N₂O et recourent donc à plusieurs coefficients empiriques pour l'estimation des émissions de N₂O. Leur utilisation pour les situations où du fumier est ajouté au sol a rarement été testée et leurs prédictions pour ces situations sont particulièrement incertaines.

Les facteurs d'émission (FE) sont en général déterminés à partir de résultats expérimentaux. Il s'agit donc d'estimations empiriques dont la précision n'a été mesurée que pour les conditions sous lesquelles les données expérimentales ont été obtenues. Le FE servant à l'inventaire national français et dont l'utilisation est la plus répandue est celui de niveau 1 du GIEC (IPCC, 2006). Sa détermination est basée en grande partie sur l'étude de Bouwman *et al.* qui estiment que 1% de l'azote apporté au sol sera émis sous forme de N₂O (Bouwman *et al.*, 2002). Le facteur d'émission du GIEC exprime le taux moyen d'émission observé dans une grande partie des études publiées avant 2001, sans distinctions entre les formes de l'azote (organiques et minérales), les types de sol ou de culture, les régions géographiques et le climat. Bien que sa valeur ait été confirmée dans plusieurs études, il a été démontré que son utilisation peut entraîner d'importants biais dans plusieurs situations (Rochette et al., 2008) En effet, la grande majorité des études utilisées par Bouwman *et al.* (Bouwman et al., 2002) ont été obtenues sous des conditions relativement fraîches et humides (est canadien, Royaume-Uni, Centre ouest de

l'Europe) et il est possible que le FE de rang 1 du GIEC surestime les émissions lorsqu'il est utilisé dans des situations plus sèches. Des études menées en climat méditerranéen (Meijide *et al.*, 2009) et dans les Prairies canadiennes (Malhi *et al.*, 2010) sont en accord avec cette hypothèse.

Une alternative à l'utilisation du FE de rang 1 du GIEC est la détermination de FE spécifiques à la région (ou pays). On a ainsi montré que les valeurs de FE peuvent varier de 0.16 à 1.7% au Canada en fonction de l'aridité du climat et de la texture des sols (Rochette *et al.*, 2008). Ces FE, dits de niveau 2, sont considérés plus précis que ceux de rang 1 car exprimant plus fidèlement l'effet des pratiques agricoles et des conditions locales de sol et de climat sur les émissions de N₂O. Ils permettent, dans une certaine mesure, d'adapter les estimations aux conditions pédoclimatiques et aux pratiques agricoles. En raison de la grande variabilité spatiale et temporelle des émissions, cette option nécessite cependant de nombreux résultats expérimentaux couvrant un large spectre d'émissions afin d'obtenir un FE robuste. Le nombre limité d'études portant sur les émissions de N₂O suivant l'application d'effluents d'élevage (Chadwick *et al.*, 1998; Dambreville *et al.*, 2008; Laville *et al.*, 2011) ne permet pas la détermination de FE de rang 2 en France à ce jour.

En absence d'une quantité suffisante de résultats expérimentaux, des FE de rang 2 peuvent aussi être déterminés par modélisation. De tels exercices ont été faits aux États-Unis et en Europe. Del Grosso *et al.* ont utilisé le modèle DayCent pour estimer des FE régionaux américains qui expriment l'impact de la texture du sol, du climat et de certaines pratiques agricoles sur les émissions de N₂O (Del Grosso *et al.*, 2006). En Europe, Leip *et al.* ont proposé des FE spécifiques à l'application de fertilisants de synthèse et d'effluents d'élevage pour chacun des 25 pays de l'union européenne (UE25) à l'aide du modèle DNDC-Europe (Leip *et al.*, 2011). Les valeurs proposées pour la France sont similaires au FE de rang 1 du GIEC avec 0.9% pour la fumure minérale et de 1.1% pour les effluents mais inférieures aux moyennes des UE25 : respectivement 1.1 et 1.3%. Le modèle a généré des valeurs françaises inférieures à la moyenne européenne (en raison du climat sec et de la teneur relativement faible de ses sols en matière organique).

L'hypothèse posée par la méthode de rang 1 du GIEC postulant que le FE déterminé pour les fertilisants de synthèse peut-être également utilisé pour les effluents d'élevage est particulièrement critiquable. En effet, de nombreuses études comparant les émissions de N₂O suivant l'application de deux types d'amendements ont rapporté des FE plus forts (Chantigny *et al.*, 2007; Velthof and Mosquera, 2011) ou plus faibles (Dambreville *et al.*, 2008; Vallejo *et al.*, 2006) pour les amendements organiques mais que cet effet pouvait varier d'un sol à un autre (Chantigny *et al.*, 2010; Pelster *et al.*, 2011; Velthof and Mosquera, 2011). Ces résultats ont démontré non seulement que les propriétés physico-chimiques des effluents influençaient la fraction de l'azote appliqué qui était perdue sous forme de N₂O mais que cet effet était lui-même affecté par le type de sol. Afin de vérifier partiellement cette hypothèse, nous avons réuni dans le Tableau 5.19 les résultats obtenus dans toutes les études comparant les émissions à partir des deux types d'amendement. On y observe une grande variation avec des FE sur les effluents allant de 4 fois plus petit à 10 fois plus grand que pour les engrais minéraux. Cependant, la moyenne géométrique (distribution log-normale) des FE sur les deux types sont presque identiques (minéral=0.82%; effluents= 0.89%), indiquant que les différences souvent observées à chaque étude s'annulent lorsque prises ensemble.

Une proportion importante des cheptels français est nourrie au pâturage. En effet, si les porcs, chèvres et les volailles sont confinés aux bâtiments, plus de 50% des bovins, des ovins et des chevaux sont élevés à l'extérieur (Citepa, 2010). L'estimation des émissions résultant des déjections excrétées par les animaux au pâturage est habituellement effectuée à l'aide de FE qui diffèrent de celui utilisé pour l'application des effluents. Cette distinction est justifiée par la différence entre la nature des amendements et les conditions de son apport au sol. En absence de mesures en territoire français, le recours aux FE de rang 1 du GIEC (2% pour tous les animaux sauf pour les moutons (1%)) est la seule option disponible. Une proportion importante des mesures sur lesquelles reposent ces FE a été effectuée en Nouvelle-Zélande (de Klein, 2004). L'incertitude associée à l'utilisation en France de ces FE déterminés à l'aide de données étrangères est cependant réduite par la relative homogénéité de la composition de l'urine et des fèces produits par les animaux au pâturage et par les conditions semblables des conditions auxquelles elles sont soumises (déposées à la surface de plantes fourragères pérennes).

6.4. Valorisation agronomique des effluents d'élevage

6.4.1. Variabilité de la composition des effluents d'élevage

Comme mentionné en chapitre 1, les effluents d'élevage constituent un gisement important de matière organique et d'azote, qu'il est essentiel de gérer et valoriser correctement pour des motifs à la fois agronomiques et de protection de l'environnement. L'un des principaux problèmes auxquels on est confronté est leur complexité et variabilité de composition. Les effluents contiennent en effet de nombreux éléments de natures très diverses : matière organique (MO) de composition hétérogène, éléments majeurs et oligo-éléments (N, P, K, S, Mg, Ca, Na...), enfin micropolluants (organiques et biologiques, ETM).

Tableau 6.10 : Teneurs moyennes avec écart-type associé (PB : poids brut) (Levasseur, 2005)

	Teneur C organique (g/kg PB)	Teneur N (g/kg PB)	Teneur NH4 (g/kg PB)	P2O5 (g/kg PB)
Lisier mixte	11 (4.5)	3.5 (0.7)	2.5 (0.6)	2.1 (0.7)
Lisier engraissement	23 (6.6)	5.8 (1.4)	3.7 (1.0)	3.2 (1.0)
Fumier de porc sur litière paille	123 (19)	9.4 (1.7)	3.0 (1.5)	7.7 (2.3)
Fumier de porc sur litière paille stocké 3-6 mois	183 (53)	11.3 (3.1)	2.9 (0.8)	12.5 (4.4)
Fumier de porc sur sciure	162 (31)	7.5 (2.4)	1.3 (0.8)	9.0 (2.4)
Lisier de porc composté sur paille	77 (12)	6.1 (1.0)	1.7 (0.9)	8.8 (3.1)

Il est nécessaire de prendre en compte cette complexité de composition dans le raisonnement de l'utilisation des effluents. Par exemple, une limitation majeure de l'application d'effluents animaux est que leur rapport N/P (4:1 to 5:1) est différent de celui des cultures (6:1 to 8:1) (Eghball, 2003; Sharpley and Smith, 1994). Cela favorise l'accumulation de P dans les sols où on a appliqué des effluents d'élevage de manière répétée. C'est encore plus vrai pour les produits compostés, dont le rapport N/P est encore plus faible du fait du procédé (élimination de N par voie gazeuse lors du compostage). Cette variabilité de composition a des origines multiples : espèce d'animal, type d'alimentation (Sorensen *et al.*, 2003), niveau de production, conditions climatiques, gestion, traitement, stockage et mode d'application des effluents (Beegle *et al.*, 2008). La variabilité de composition des effluents est donc très importante, y compris pour un type de produit donné (Tableau 6.10). On se trouve donc confronté à un problème d'incertitude élevée sur les quantités d'éléments réellement apportés lorsque l'on prend une valeur moyenne donnée par des tables de composition pour calculer ces quantités, ce qui correspond au cas le plus courant. Un enjeu important porte donc sur la mise au point et la diffusion de méthodes d'analyses rapides, peu coûteuses et simples à mettre en œuvre. On est en effet confronté à des difficultés d'échantillonnage lié à l'hétérogénéité des effluents (Beegle *et al.*, 2008).

6.4.2. Efficience N des effluents à court terme (cycle cultural, année)

Les nombreux travaux menés en conditions contrôlées de laboratoire ou au champ mettent en évidence une forte variabilité de la valeur fertilisante azotée sur le court terme (échelle de l'année) (Tableau 6.11). Cette disponibilité en N est liée au type de produit, avec notamment 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. Cependant, on observe également une forte variabilité pour un type d'effluent donné (Beegle *et al.*, 2008; Gale *et al.*, 2006; Gordillo and Cabrera, 1997; Morvan *et al.*, 2006; Qafoku *et al.*, 2001). Cela signifie que la connaissance du simple critère « origine » de l'effluent ne permet pas de lui attribuer une valeur fertilisante azotée dont la précision soit suffisante pour ajuster la fertilisation d'une culture. Des typologies simplement basées sur le type de produit telles que celles présentées

en Tableau 6.11, qui montrent notamment la gamme de variation pour un effluent donné, demandent donc à être affinées pour améliorer la gestion opérationnelle des effluents.

Tableau 6.11 : Ordre de grandeur des valeurs d'équivalences engrais à court et moyen terme (FNEV) des effluents animaux et des résidus de cultures, exprimés en pourcentage de l'engrais minéral de référence (ammo-nitrate). Les effluents sont appliqués avec des techniques limitant les émissions. La valeur d'équivalence engrais à court terme concerne l'année, la valeur long terme intègre les effets cumulatifs d'applications annuelles répétées (Task Force on Reactive Nitrogen, 2010).

Nitrogen sources	Fertilizer nitrogen equivalence values, %	
	Short-term	Long-term
Separated cattle and pig liquids	70-100	70-100
Digested cattle and pig slurries	40-60	50-80
Cattle slurries	30-50	50-80
Pig slurries	30-65	50-80
Poultry slurries	30-65	50-80
Solid cattle, pig and poultry manures	20-40	40-60
Composts of cattle, pig and poultry manures	20-40	40-60
Urine and dung from grazing animals	10-20	20-40
Crop residues with more than 2.5% N	10-40	30-50
Crop residues with 1.5 – 2.5% N	0-30	20-40
Crop residues with less than 1.5% N	0	0-20

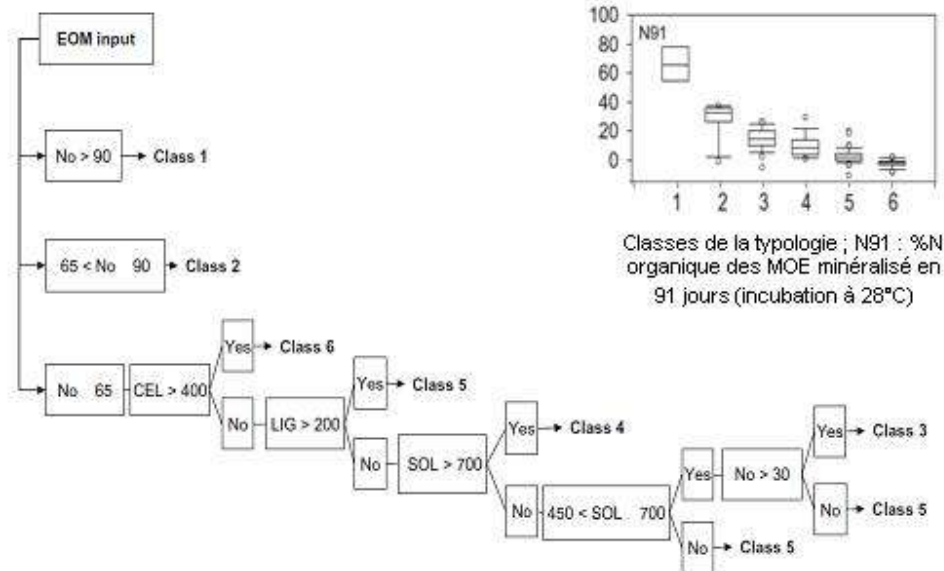
Références: (Berntsen et al., 2007 ; Bittman et al., 2007 ; Burton and Turner, 2003 ; Chadwick et al., 2000a ; Gutser et al., 2005 ; Hadas et al., 2002 ; Hart et al., 1993 ; Hatch et al., 2004 ; Janssen, 1984 ; Jenkinson and Smith, 1988 ; Kolenbrander and De la Lande Cremer, 1967 ; Langmeier et al., 2002 ; Macdonald et al., 1997 ; Mosier et al., 2004 ; Nevens and Reheul, 2005 ; Rufino et al., 2006 ; Rufino et al., 2007 ; Schils and Kok, 2003 ; Schröder et al., 2005 ; Schröder et al., 2000 ; Schröder and Stevens, 2004 ; Schröder et al., 2007 ; Sommerfeldt et al., 1988 ; Sorensen, 2004 ; Sorensen and Amato, 2002 ; Sorensen and Thomsen, 2005 ; Sorensen et al., 2003 ; van der Meer et al., 1987 ; Velthof et al., 1998).

Deux processus déterminent majoritairement la valeur azotée des effluents à court terme (si l'on considère comme négligeable l'aptitude des cultures à assimiler directement l'azote apporté): (i) la volatilisation (les autres pertes gazeuses telles que N_2 et N_2O étant considérées comme négligeables à court terme par rapport à l'approche de la valeur fertilisante) et (ii) la biodisponibilité qui résulte de la minéralisation nette de l'azote organique des effluents.

De nombreux travaux menés depuis 30 ans sur les pertes par volatilisation ammoniacale ont permis de déterminer précisément la gamme de variation dans laquelle se situe ce processus (0 à 60 % de l'azote ammoniacal apporté), de déterminer les facteurs de variation (composition du produit, conditions climatiques, caractéristiques du sol et modalités d'apport), de les hiérarchiser (Sommer et al., 2003), et de les intégrer dans des modèles (Volt'Air : (Génermont and Cellier, 1997) ; STAL : (Morvan et al., 2001)). Il appartient cependant de souligner la rareté des références sur les émissions de NH_3 après épandage d'effluents solides dont les teneurs en azote ammoniacal ne sont pas négligeables (fumiers de bovins, porcins et surtout volailles), la plupart des travaux expérimentaux ayant été réalisés avec des effluents liquides.

La biodisponibilité en N correspond à l'azote minéralisé du fait de la biodégradation de la MO des effluents : des avancées significatives ont été faites au cours des dix dernières années sur i) la relation entre composition chimique, biochimique et la disponibilité en N, et ii) la dynamique de minéralisation. De nombreuses références ont été acquises au labo, et plusieurs typologies ont été élaborées sur une large gamme de produits organiques, dont la plus aboutie en terme de démarche et d'effectif est celle proposée par Lashermes (Lashermes et al., 2010) (Figure 6.2).

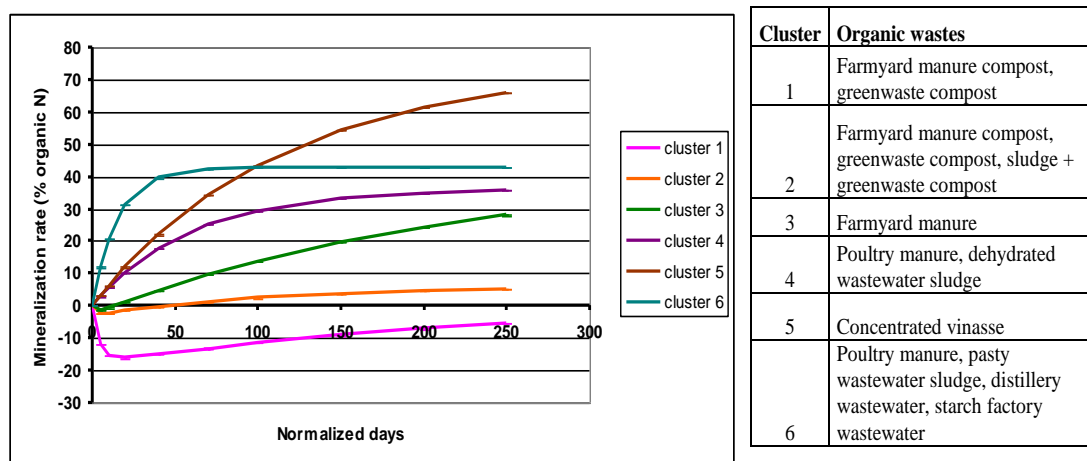
Figure 6.2 : Arbre de décision basé sur la composition chimique et biochimique des matières organiques exogènes (MOE), affectant chacune des MOE dans l'un des 6 classes de la typologie de prédiction de la vitesse de minéralisation (EOM = MOE ; No : azote organique en g.kg⁻¹ de MOE ; CEL, LIG, SOL : fractions biochimiques exprimées en g.kg⁻¹ de MOE ; N91 : fraction de l'azote minéralisé au bout de 91 jours en conditions d'incubation standard à 28 °C) ; d'après Lashermes (Lashermes et al., 2010) (Figure 6.1).



Cette typologie permet de déterminer l'appartenance d'un produit à une classe de biodisponibilité fondée sur la prise en compte de critères de composition chimique (teneur en azote organique, No) et biochimiques (fractions données par l'analyse de Van Soest (van Soest, 1963)). Elle vise à permettre de mieux prédire le devenir du produit au champ. La même démarche mise en œuvre par Morvan et al. sur un effectif constitué exclusivement d'effluents d'élevage a permis de montrer que la classification pouvait conduire soit à confirmer que les produits d'un même type, comme les fumiers de bovins, se retrouvaient au sein de la même classe, soit à répartir certains produits, tels que les composts, dans des classes différentes (Morvan *et al.*, 2006). Cela signifie que les fumiers présentent une plus grande homogénéité de composition et de comportement que les composts. Des synthèses d'essais conduits au champ ont débouché sur une typologie en 6 classes de biodisponibilité des effluents solides (Bouthier *et al.*, 2009 ; Parnaudeau *et al.*, 2009a) (Figure 6.3).

Il faut noter que ces travaux s'inscrivent dans une démarche nationale, rendue possible par la réalisation d'une base de données de l'ensemble des mesures de composition et de minéralisation des produits résiduels organiques (PRO) réalisées par les laboratoires publics et privés, démarche sans équivalent au niveau international. L'ampleur de la base de données a permis de prendre en compte l'essentiel de la variabilité de composition et de potentiel de minéralisation des produits résiduels organiques et d'obtenir des résultats génériques. On trouve par contre dans la bibliographie des travaux portant sur la recherche de facteurs explicatifs de la variabilité observée pour un type d'effluent : exemple de l'effet de la litière qui modifie peu le C/N mais agit sur la quantité de lignine et a donc un effet sur l'immobilisation (Beegle *et al.*, 2008). Qafoku *et al.* établissent également une corrélation très hautement significative entre l'azote potentiellement minéralisable (mesure labo) et la fraction d'azote soluble à l'eau ($r^2 = 0.86$), sur un échantillon de fumier de volailles (Qafoku *et al.*, 2001).

Figure 6.3: Typologie obtenue par classification ascendante hiérarchique sur des cinétiques de minéralisation au champ (sol nu) d'effluent organique.



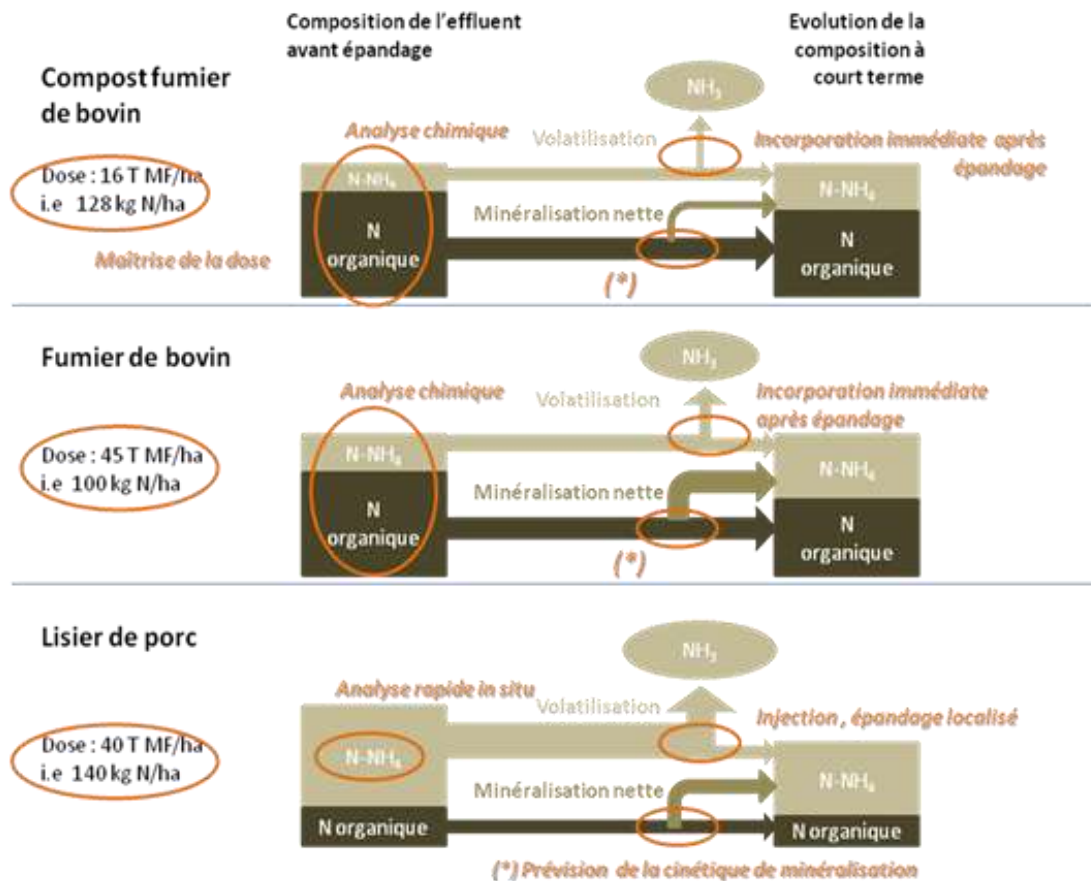
Malgré ces progrès significatifs sur la minéralisation à court terme des produits organiques, des lacunes demeurent sur ce processus :

- Les typologies établies par Lashermes *et al.* et Morvan *et al.* (Lashermes *et al.*, 2010 ; Morvan *et al.*, 2006), malgré ou à cause du fait qu'elles intègrent un grand nombre de données et reposent sur une démarche statistique rigoureuse, ne conduisent pas à une prédiction précise de la biodisponibilité en N, alors qu'elles requièrent des données de composition assez coûteuses et difficiles à acquérir. Cela veut dire que dans l'état actuel des choses, ces connaissances ne sont pas encore réellement intégrées au niveau opérationnel, et que la prévision de la valeur fertilisante en N reste fondée sur des typologies par 'type de produit' (ex. fumier de porc, lisier de porc, fumier de bovins...).
- La mise en cohérence et la convergence entre les typologies établies au laboratoire (conditions contrôlées) et au champ restent à poursuivre.
- L'effet « sol » a encore été peu étudié : effet « direct » sur les transformations N (minéralisation : (Chae and Tabatabai, 1986), effet du pH sur la volatilisation (Sommer *et al.*, 2003)). Il existe aussi un effet plus « indirect » : par exemple la texture du sol peut influencer la température et les propriétés hydrodynamiques.

Enfin, l'une des avancées récentes importantes est d'avoir intégré les connaissances acquises sur les dynamiques d'émissions gazeuses et de minéralisation dans les modèles et les outils opérationnels de fertilisation (ex. Azofert : (Machet *et al.*, 2007)) et d'évaluation environnementale (ex. Melodie (Chardon *et al.*, 2008), Syst'N, (Parnaudeau *et al.*, 2009b)). La prédiction de la dynamique temporelle des processus est en effet un préalable indispensable pour le calcul des doses d'azote à apporter ou des pertes par lixiviation de N notamment (voir Figure 6.4).

Pour résumer, l'efficacité azotée à court terme des effluents d'élevage est en grande partie déterminée par leur composition et par le déroulement des processus de volatilisation ammoniacale et de minéralisation de la fraction organique (Figure 6.4). Cette efficacité azotée présente une grande variabilité, que l'acquisition de connaissances sur ces différents processus ont permis d'explicitier, avec pour résultat de permettre de raisonner les apports d'effluent et d'adapter les pratiques agricoles pour en améliorer l'efficacité. Des outils de caractérisation et des modèles existants ou en cours de développement permettent d'affiner la prévision des flux de N, par la prise en compte en particulier des aspects dynamiques, et leur utilisation débouchera sur l'amélioration de la gestion agro-environnementale des effluents.

Figure 6.4 : Schématisation des compartiments d'azote de différents types d'effluents et des deux flux principaux qui déterminent leur valeur azotée à court terme (cycle cultural). L'épaisseur des compartiments représente les proportions des différentes formes de N dans l'effluent. L'épaisseur des flèches représente schématiquement l'intensité des flux en jeu, qui varie (en moyenne) d'un type d'effluent à l'autre. Les doses apportées sont des exemples réalistes. Les cercles orange indiquent des possibilités d'améliorer la valeur azotée, voire l'efficacité azotée des effluents par une meilleure connaissance des effluents associée à des pratiques agricoles adaptées.



6.4.3. Effets à moyen terme des effluents sur le stockage de C et la minéralisation de N (supplément de minéralisation, « extra minéralisation »)

6.4.3.1. Stockage de C

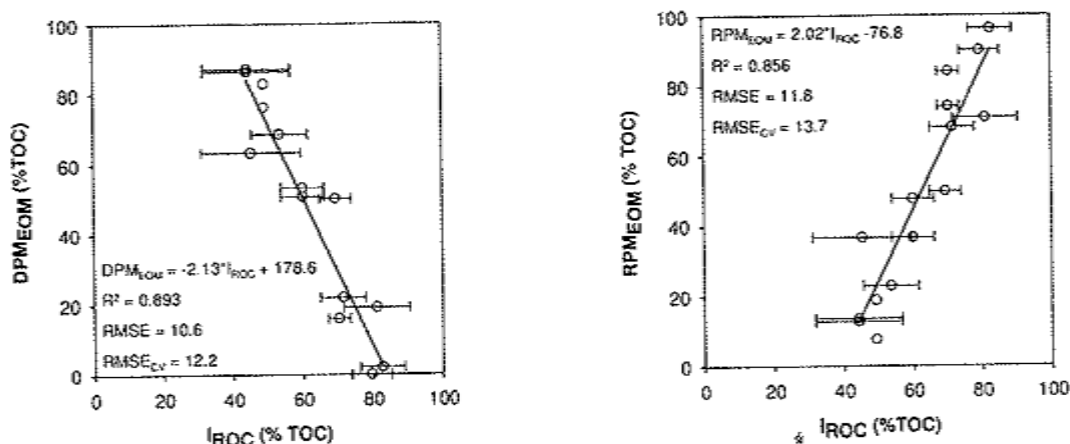
Les apports de matières organiques par les effluents permettent d'augmenter le stock de carbone des sols. Le coefficient isohumique (K1), introduit par Héning et Dupuis, est défini comme la proportion de C apporté qui se retrouve dans le sol sous une forme stable, dont le devenir est sensiblement le même que celui des matières humiques du sol (Héning and Dupuis, 1945). Les valeurs de K1 données pour les effluents d'élevage sont faibles pour les effluents liquides (10-30 %) et les fientes de volaille, et élevées pour des fumiers (20-50 %) (Institut de l'élevage et al., 2001). Ces valeurs moyennes masquent cependant une forte variabilité, car les taux de stockage mesurés sur des essais de longue durée avec le même type d'effluent varient de manière très importante : le stockage de C résultant d'apports de fumier de bovins peut en effet varier de 20 à 60 % selon les sites expérimentaux (Morvan et al., 2010; Peltre et al., 2010).

Les travaux de Lashermes *et al.* ont permis de revisiter cette notion de coefficient isohumique et d'affiner l'estimation de la proportion de C stable dans les effluents (Lashermes *et al.*, 2009). L'indicateur I_{ROC} calcule cette proportion à partir de données de composition biochimique et de minéralisation mesurées en laboratoire :

$$I_{ROC} = 445 + 0.5 \text{ SOL} - 0.2 \text{ CEL} + 0.7 \text{ LIC} - 2.3 \text{ C3d}$$

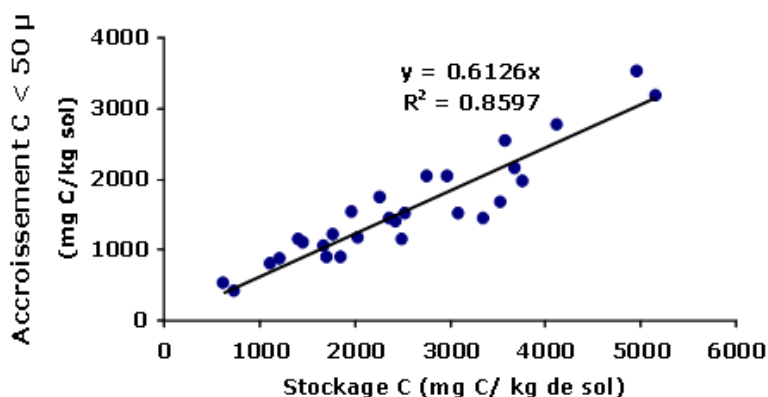
Peltre *et al.* (2010) montrent que peut être utilisé pour calculer la proportion de matière organique labile (DPM) et résistante (RPM) de l'effluent prise en compte dans le modèle Roth-C (Figure 6.5) (Peltre *et al.*, 2010).

Figure 6.5 : Relation entre l'indicateur de potentiel de formation de résidus organiques dans le sol (I_{ROC}) et les pools ajustés du modèle RothC. Les barres d'erreur sont les écart-types de I_{ROC}



Les résultats récents de Morvan *et al.* (journée scientifique des chambres d'Agriculture de Bretagne, www.synagri.com, 3/02/21011, non publié) sur la répartition de la matière organique stockée dans les fractions granulométriques de la MO du sol, étudiée sur 13 essais de longue durée avec apports de fumier de bovins montrent que la MO apportée par l'effluent se retrouve majoritairement dans les fractions fines de la MO (< 50 μ) associées aux argiles et limons (Figure 6.6), et que le reste de la MO de l'effluent est stocké dans la fraction particulaire 50-200 μ de turnover lent. On peut considérer ce résultat comme générique, car la même répartition est observée sur l'ensemble des essais, malgré les différences de composition initiale des produits et de caractéristiques de sol. Cette répartition de la MO dans les fractions granulométriques confirme aussi la forte stabilisation de la MO des effluents dans le sol (taux annuels de minéralisation des fractions 50-200 et <50 μ calculés par Balesdent de l'ordre de 5% et 2% respectivement), avec pour conséquence des effets modérés sur la minéralisation des MO du sol (Balesdent and Recous, 1997).

Figure 6.6 : Accroissement de la teneur en carbone dans la fraction <50 μ en fonction du stock de carbone dans le sol



6.4.3.2. Effets du stockage de MO sur la minéralisation de l'azote de l'effluent

A partir de la 2^{ème} année suivant un apport d'effluent, la minéralisation de N résultant de la MO de l'effluent stockée dans le sol est nommée « supplément de minéralisation », « extra minéralisation », terme qui remplace la notion d'arrière-effet. Dans la littérature anglaise, le terme « *residual effect* » est également fréquemment employé. Ce thème reste relativement peu documenté, car peu de démarches expérimentales ont été menées avec pour objectif de déterminer ces flux, à l'exception pour la période récente de Schröder et al. et Cusick et al. (Cusick et al., 2006; Schröder et al., 2005). Il y a également des problèmes de méthodes, avec des biais possibles et des problèmes de précision des flux mesurés : les flux sont généralement faibles, calculés par différence (minéralisation du traitement avec effluent – minéralisation du traitement témoin) et du même ordre de grandeur que l'incertitude. La comparaison de différentes méthodes utilisées par Cusick et al. met bien en lumière les différences entre méthodes (Cusick et al., 2006). La meilleure manière de quantifier ce flux est *in fine* le marquage ¹⁵N de la MO de l'effluent, mais il est très coûteux et difficile à réaliser.

Concrètement, il ressort de la bibliographie que le taux de minéralisation de la MO résiduelle des effluents décroît rapidement avec le temps : Beegle et al., dans leur article de synthèse, mentionnent des taux de minéralisation variant de 2 à 18% en année 2, et de 1 à 7% en année 3 (Beegle et al., 2008). D'où le développement d'un modèle simple proposé initialement par Pratt et al., fondé sur le calcul de la minéralisation de la MO stockée des effluents par application de séries temporelles de taux de minéralisation appelées « *decay series* » (Pratt et al., 1976). Ce modèle a donné lieu à des propositions de paramétrage permettant de simuler l'augmentation progressive de la minéralisation de N dans les sols, en fonction du scénario d'apport et du produit.

Cependant, comme pour l'efficience à court terme, des connaissances restent encore à acquérir pour prendre en compte l'effet du sol dans les modèles, caractériser précisément les flux de minéralisation de l'azote organique à moyen terme (2 à 5 ans après l'apport) et quantifier les pertes par voie gazeuse dans les sols soumis à des apports réguliers d'effluents, pour élucider les défauts de bilan fréquemment mesurés sur les essais pluriannuels.

6.4.4. Gestion et utilisation des effluents d'élevage

On l'a vu, une bonne gestion des effluents demande à la fois de connaître leur composition, de maîtriser les quantités épandues et d'être capable de prédire le mieux possible leur valeur fertilisante à court et moyen terme.

Même si des progrès importants ont été faits, la connaissance de la composition des effluents reste une réelle difficulté. Pour les effluents liquides, l'utilisation de méthodes de dosage rapide permettant de déterminer les teneurs en MS (et donc en C) et NH₄ se répand mais n'est pas encore généralisée. Pour les effluents solides se posent les problèmes du coût de l'analyse et de la difficulté de réaliser un échantillonnage représentatif du produit. Des travaux sont en cours dans ces deux directions (voir le projet Effluents d'élevage sur le site du RMT Fertilisation et Environnement : <http://78.155.145.122/rmtferti/moodle/>); Ils portent sur l'élaboration de typologie fine des effluents en fonction des caractéristiques de l'élevage et le paramétrage de la mesure en spectrométrie proche infra-rouge (SPIR) sur les paramètres de composition les plus courants (MS, C, N total, NH₄, P et K). Avec cette dernière méthode, il est possible de faire des mesures directes avec des appareils portables, soit en bâtiment d'élevage, soit sur une parcelle épandue, ce qui permettrait de s'affranchir de la délicate question de l'échantillonnage. Cet enjeu est d'autant plus important que la composition des effluents évolue en permanence, du fait de l'évolution des techniques d'élevage et des réglementations : on peut citer notamment la diminution significative des teneurs en N et P des effluents porcins (optimisation de l'alimentation), ainsi que des teneurs en Cu et Zn (mise en place d'une nouvelle réglementation) et en antibiotiques (interdiction depuis 2006 d'utiliser les antibiotiques comme facteurs de croissance). Les autres pays européens sont actuellement sur la même ligne (Bastianelli et al., 2007; Reeves and van Kessel, 2000 ; Sorensen et al., 2007).

Sur le deuxième point, l'utilisation de matériels d'épandage permettant d'avoir une meilleure maîtrise de la dose épandue et de limiter les pertes gazeuses pendant et après l'épandage s'est développée au cours des vingt dernières années. Les rampes d'épandage montées sur des épandeurs de grand volume équipés de pneus basse pression rendent possibles les épandages de printemps sur des céréales semées l'automne précédent. Ces apports de lisier sur céréales d'hiver tendent à se généraliser dans les régions à forte concentration en élevage porcin (Ouest de la France, Hollande, Danemark), mais requièrent une bonne maîtrise technique.

L'injection de lisier dans le cas d'épandage sur prairie est très efficace par rapport aux pertes par volatilisation et crée peu de dommages à la prairie si elle est pratiquée à faible profondeur (7-10 cm). Des expérimentations sont menées au Danemark pour faire également de l'injection de lisier sur céréales au printemps, avec des résultats prometteurs (60 % de réduction des pertes par volatilisation par injection, comparativement à l'épandage avec rampe (Hansen et al., 2010). La proportion de lisier de porc épandue avec des tonnes à lisier simplement équipées de buses palettes représente cependant encore actuellement près de 40 % du volume total épandu en France (Enquête bâtiment porc SCEES 2008), ce qui montre que l'utilisation des matériels d'épandage performants est loin d'être généralisée. L'enjeu est pourtant important, car l'utilisation des rampes (pendillards, sabots traînés...) réduit significativement les pertes par volatilisation, de 20 à plus de 40 % comparativement aux pertes mesurées par épandage avec buse palette (Bussink and Oenema, 1998 ; Frost, 1994 ; Morvan et al., 2004). L'épandage en bandes permet aussi de réduire les pertes, comme on l'a vu précédemment.

Une autre condition-clé est d'avoir une approche au niveau du système de culture et donc de raisonner les apports d'effluents pour obtenir le meilleur compromis possible entre une bonne valorisation agronomique et un impact environnemental minimal. Pour ce faire, l'agriculteur doit intégrer différents niveaux de contraintes, à commencer par celles imposées par le climat et les caractéristiques des sols, qui jouent un rôle déterminant sur le risque environnemental, les contraintes réglementaires et celles imposées par son système de production.

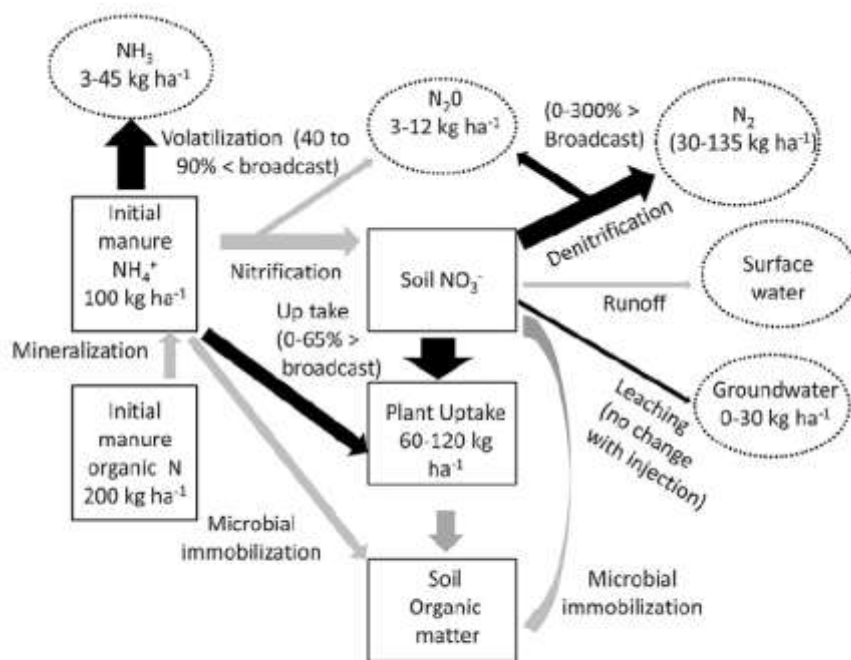
Les apports d'effluents sont réalisés majoritairement sur cultures annuelles, qui se caractérisent par des besoins importants en N sur une période courte. Le scénario d'apport le plus simple et le plus usité consiste à valoriser les effluents sur cultures de printemps, par des apports réalisés au début du printemps pour les fumiers et composts et immédiatement avant le semis de la culture pour les effluents dont l'azote est rapidement disponible (lisiers, digestats liquides, fumiers de volailles « jeunes ») ce qui permet de bien faire coïncider les besoins en N de la culture avec la fourniture de N par le produit. On observe dans ce cas une bonne valorisation de l'azote des effluents, qui se traduit en terme environnemental par des pertes par lixiviation du nitrate égales, voire inférieures à celles mesurées sous fertilisation minérale (Dauden *et al.*, 2004 ; Diez *et al.*, 2001 ; Leterme and Morvan, 2010). Un apport de lisier en quantités modérées (< 25 m³/ha) avant le semis d'un colza est également bien valorisé et sans risque pour l'environnement, sous réserve qu'il soit semé tôt pour être en mesure d'absorber l'azote de l'effluent rapidement disponible. Ces effluents apportés avant les préparations de sol préalables au semis des cultures peuvent être incorporés au sol, soit par le labour, soit par des outils à disques ou à dents, permettant de réduire la volatilisation de 35 à 95 %, comparativement au non-enfouissement (Bussink and Oenema, 1998). La qualité de l'incorporation et le délai entre l'apport et l'enfouissement jouent un rôle déterminant sur l'efficacité de l'enfouissement.

L'automne constitue également une période d'épandage possible pour certains produits, et donne dans ce cas à l'agriculteur la possibilité de mieux répartir ses chantiers d'épandage sur l'année. Les réglementations européennes interdisent les apports d'effluents de type « lisiers » à la fin de l'été ou au début de l'automne, selon les pays, alors qu'ils sont autorisés par exemple au Canada, du fait des conditions hivernales a priori peu favorables aux pertes par lessivage (hivers froids et neige dès la mi-octobre). La bibliographie converge cependant vers la démonstration d'une efficacité plus faible de l'azote des effluents apportés à l'automne, du fait de pertes par lessivage et/ou dénitrification, même pour des produits tels que des fumiers (Chambers and Smith, 1998), et même pour les apports réalisés en climat froid (Gangbazo et al., 1999; Paul and Zebarth, 1997 ; Zebarth et al., 1996).

En terme de gestion, l'apport d'effluent interagit également avec les choix de travail du sol et le climat considéré : le fait d'être en système « semis direct » limite l'apport d'effluent, ou impose l'utilisation de matériel permettant un épandage très localisé de lisier (Maguire et al., 2011; Rochette et al., 2009), voire plus simplement l'épandage en fin de journée (Novak and Fiorelli, 2010) afin de réduire les pertes par volatilisation à l'épandage. Cependant ces techniques d'épandage localisé sont plus onéreuses et moins répandues que l'épandage en surface (Maguire et al., 2011), même si la limitation des pertes d'azote peut engendrer un gain net (Webb et al., 2011; Webb et al., 2009). De plus, on a vu que l'injection de lisier présente des risques d'augmentation des émissions de N₂O par dénitrification, mais il est difficile d'établir des conclusions précises (Dell et al., 2011) (Figure 6.7). En terme de biodisponibilité, les résultats expérimentaux tendent à montrer que l'apport d'effluent a un effet significativement plus important que celui du mode de travail du sol (Eghball, 2000). De plus certains auteurs montrent des interactions entre les deux (Watts et al., 2010) même si les déterminants de celles-ci sont

peu analysées (Parnaudeau et al., *en cours*). Enfin, en systèmes biologiques, la gestion de l'azote des effluents, principale source de N avec les légumineuses interagit avec les pratiques telles que travail du sol réduit, gestion des adventices, etc. (Peigné et al., 2007).

Figure 6.7 : modèle conceptuel du cycle de l'azote dans le cadre d'une injection de lisier bovin, avec un apport total de 300 kg N/ha. Les flèches noires représentent les transformations pour lesquelles il existe des données permettant d'estimer l'impact de l'injection. Les pertes estimées s'étagent de 36 à 222 kg N/ha (Dell et al., 2011).



6.5. Les flux d'azote à l'échelle des prairies et des systèmes de culture

La prairie reste utilisée par la quasi-totalité des élevages de ruminants même si sa part dans l'alimentation annuelle peut être très variable selon le niveau d'intensification du système et de la région d'élevage. Elle est au cœur des systèmes économes et plus autonomes.

6.5.1. Les flux d'azote en prairies : devenir de l'azote "non maîtrisable" des déjections au pâturage

Au pâturage, les restitutions d'azote sous forme de déjections présentent des spécificités qu'il importe de connaître pour en évaluer les conséquences. Epandues directement par l'animal, sous formes séparées d'urine (pissats) et de fèces sur un couvert végétal actif, les transformations chimiques qui les affectent diffèrent de celles affectant les déjections mélangées et stockées. Les restitutions sont très localisées, avec une faible zone de contact au sol pour les bouses (entre $0,025$ et $0,075 \text{ m}^2$) et une zone d'influence (zone d'impact et surface affectée par ruissellement et infiltration) de $0,5$ jusqu'à plus de $2,0 \text{ m}^2$ pour les pissats qui varie selon les volumes émis (Lantinga et al., 1987 ; Simon et al., 1998b), tandis que chez les ovins, la fréquence de défécation est plus élevée (19-26 fois par jour – (Williams and Haynes, 1995)). Dans le cas des petits ruminants, les surfaces associées aux déjections sont beaucoup plus faibles compte tenu du petit format des animaux et de la

constitution des fèces sous forme de crottes (Bolan et al., 2004; Williams and Haynes, 1995). Chez les bovins, la fréquence d'émissions est d'environ 10 à 12 pissats et 12 à 14 bouses par jour (Lantinga et al., 1987; Simon et al., 1998b), tandis que chez les ovins, la fréquence de défécation est plus élevée (19-26 fois par jour – Williams, 1995 #2232}), ce qui aboutit dans tous les cas à des surfaces concernées par les déjections au pâturage assez faibles en fin de saison. Avec 500 jours de pâturage par hectare (2,5 vaches x 200 journées de pâturage), en admettant pas ou peu de recouvrement, environ 3 à 5% de la surface est concerné par les bouses et environ 20 - 25% (Leterme et al., 2003) à 35 - 40% concerné par les pissats, valeurs proches de celles rapportées dans la littérature (Haynes and Williams, 1993; Lantinga et al., 1987).

Les concentrations en azote des bouses sont généralement faibles (2 à 4% de la MS) soit environ 8 à 15 g d'azote par bouse émise (Farruggia and Simon, 1994). Rapporté à l'hectare, correspond localement à plus de 2 000 à 2 500 kg (12 g x 0,05 m²) d'azote, essentiellement sous forme organique. Les volumes des pissats tout comme leurs teneurs en azote sont extrêmement variables, notamment en fonction des volumes d'eau à éliminer et de la teneur en minéraux (Na, K) et en N des plantes consommées. Selon Bannink et al., le volume urinaire excrété par jour est assez bien corrélé ($R^2=0,85$; $n=67$) à la quantité de Na et K ingérée (Bannink et al., 1999). Au pâturage, les plantes consommées (graminées, légumineuses ou autres) sont généralement riches en N, K et dans une moindre mesure Na. En conséquence, les volumes urinaires émis par miction ou totaux sur la journée sont plus élevés qu'en bâtiment avec les régimes conservés tel l'ensilage de maïs. Ils varient selon les auteurs entre 2 à 6 litres par miction avec un maximum atteignant 8-9 litres le matin au lever (Simon et al., 1998a; b), soit 30 à 60 litres par jour chez les bovins adultes. La teneur en N des pissats est en moyenne de 7-8 g par litre (Vellinga et al., 2001) mais avec des variations importantes et plus ou moins inverse au volume émis (de 2,0 à 21,6 g/l selon Barré (Barré, 2001)). Ainsi, si l'on admet qu'un pissat concerne 1 m² de prairies, la restitution d'azote urinaire sous pissat équivaut à un apport de 250 à 300 kg d'N par hectare, mais peut atteindre 1 000 kg/ha (Vertes et al., 1997; Vertès et al., 1997).

Finalement, à l'échelle d'une saison complète de pâturage, une part importante de l'azote contenu dans l'herbe consommée par les animaux est restituée directement sur la parcelle. Selon les travaux conduits en Normandie (Delaby et al., 1997), les quantités d'azote restituées par les vaches alimentées au pâturage représentent de 75 à 82% de l'azote de l'herbe ingérée (Tableau 4.8). Cette proportion est encore plus élevée (85 à 95%) dans le cas des troupeaux de vaches ou brebis allaitantes, de génisses ou taurillons ou agneaux en croissance. Ces données correspondent bien au taux de valorisation de l'azote décrit précédemment et s'apparentent de fait à un recyclage direct de l'azote prélevé par l'herbe, consommé puis restitué sur les parcelles par les ruminants. Compte tenu des restitutions localisées, ce recyclage est imparfait car les apports peuvent dépasser largement le potentiel de prélèvement par les plantes, et différentes pertes se produisent au cours de ce processus de recyclage de l'azote.

De fait, sur prairies, l'ensemble des processus de transformation et d'évolution de l'azote des déjections se produit, à savoir minéralisation, organisation, dénitrification, volatilisation, lixiviation mais selon des pas de temps et des intensités variables. Les principaux facteurs de variation concernent le type de déjections (fèces ou urine), la quantité d'azote déposée, le type de sol et surtout la période de déposition au cours de l'année. Ce dernier facteur est très influent car de ce moment dépend d'une part l'aptitude de la plante à valoriser cet apport important d'azote qui va plus ou moins minéraliser rapidement et d'autre part l'importance du drainage des eaux de pluie qui risque d'emmener l'azote par lixiviation (Vertès et al., 2008). Les techniques de mesures des flux d'N issus des déjections animales au pâturage sont lourdes à mettre en œuvre, complexes, coûteuses et pas toujours précises. Tous les auteurs évoquent les erreurs de mesure possibles, notamment lorsque pour boucler le bilan, un des postes est calculé par défaut. Les méthodes reposent sur les techniques qui associent les chambres ou tunnels de collecte pour les émissions gazeuses (Bolan et al., 2004), les lysimètres pour évaluer la lixiviation (Decau et al., 2004) et le marquage à l'¹⁵N, soit d'élément traceur tel l'urée (Decau et al., 2003; Di et al., 2002; Whitehead and Bristow, 1990), soit des déjections elles-mêmes en alimentant les animaux avec de l'ensilage marqué (Wachendorf and Joergensen, 2011).

6.5.1.1. Evolution de l'azote des bouses au pâturage

Le devenir des bouses émises au pâturage et de l'azote qu'elles contiennent a fait l'objet de beaucoup moins de travaux que celui des pissats, en lien avec un moindre risque environnemental : globalement, l'azote fécal est toujours associé à un apport de carbone important (80 à 85% MO dans les fèces) qui stimule la vie microbienne du sol (Wachendorf and Joergensen, 2011). Une bonne partie de cet azote est intégré sous forme d'azote

organique durant un pas de temps assez long (quelques semaines à plusieurs mois selon l'activité des oiseaux et insectes coprophages et la pluviométrie (Williams, 1995). Juste après l'émission, une faible part de l'azote fécal (moins de 10 %, (Wachendorf et al., 2005)) se volatilise sous forme gazeuse, ammoniac (NH_3) puis protoxyde d'azote (N_2O). De même, Petersen et al observent des pertes gazeuses ammoniacales insignifiantes (Petersen et al., 1998b). La synthèse bibliographique publiée par Decau *et al.* estime, qu'en moyenne sur l'année, 69% de l'azote fécal est intégré à la MO du sol et reste sous forme organique (Decau *et al.*, 1997). Les modèles annuels de flux d'azote au pâturage développés par Scholefield et al. (Scholefield et al., 1991) ou Hutchings et Kristensen (Hutchings and Kristensen, 1995) considèrent que 75 à 100 % de l'azote fécal intègre le pool d'N organique du sol puis évolue au même titre que l'N organique du sol.

Par ailleurs, malgré la perturbation temporaire du couvert végétal sous la bouse, la voie microbienne et l'apport conséquent d'éléments fertilisants (P, K, Ca,...) associés aux bouses stimulent une augmentation sensible de la production d'herbe et de sa teneur en N pendant un temps long (12 à 36 mois (Williams and Haynes, 1995)). Cet effet tardif traduit bien le processus lent de mise à disposition de l'azote des bouses. Ainsi, dans les 6 mois qui suivent un apport de bouses automnal sur sol sableux et avec un fort drainage hivernal, Wachendorf *et al.* (Wachendorf et al., 2008) observent une valorisation négligeable par les plantes, des pertes faibles par voie gazeuses, surtout N_2O , et limitées par lixiviation correspondant à respectivement 0,33% et 3,2% de l'azote apporté par les bouses. L'essentiel de l'azote déposé est resté intégré dans les premiers centimètres du sol (70% - Wachendorf, 2005 #2512). Ces résultats sont confortés par les travaux de Jorgensen et Jensen réalisés en conditions contrôlées avec des fèces de mouton diluées sur cultures de ray-grass anglais, de trèfle blanc implantées sur sols sablo-limoneux (Jorgensen and Jensen, 1997). Après 16 semaines, 10% de l'N fécal a été prélevé par les plantes, 57% sont incorporés à la MO du sol, 27% sont toujours à la surface et par défaut, les 7% restant constituent les pertes gazeuses. A la lumière de la littérature, et en accord avec la synthèse de Decau *et al.* (Decau et al., 1997), on peut admettre qu'à l'échelle de l'année, la répartition de l'N fécal émis au pâturage est la suivante : 60-70% intégré à la MO du sol, 10-20% prélevé par les plantes, 5-10% perdus par émissions gazeuses et 10-15% par lixiviation.

6.5.1.2. Evolution de l'azote des pissats

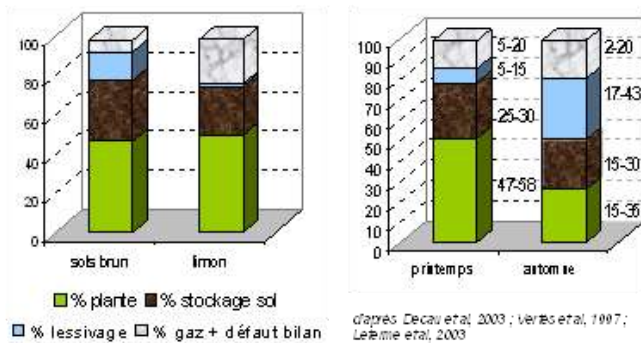
L'évolution de l'azote urinaire est beaucoup plus rapide et encore plus dépendante de la période d'émission (Decau et al., 2003). Dès le dépôt au sol, l'urée de l'urine est transformée en ammoniac (NH_3) et/ou en ion ammonium (NH_4^+ - (Bolan et al., 2004)). Cette transformation et la proportion de chaque composé dépendent des conditions climatiques, dans les heures et les jours qui suivent l'émission. Au printemps et surtout en été, la température joue en faveur de la forme ammoniac (Bolan et al., 2004; Whitehead and Bristow, 1990) qui va en partie se volatiliser tandis qu'en automne, la forme ammonium est favorisée et pourra ensuite être lixivié comme l'ont observé Wachendorf *et al.* (Wachendorf et al., 2005). La répartition de l'azote d'un pissat n'est pas uniforme dans le volume de sol concerné ; il existe des écoulements préférentiels et rapides liés aux macropores du sol (Barré, 2001), ce d'autant plus que le sol est tassé. Une part de l'azote est ainsi soustraite rapidement aux racines des plantes, ne sera plus disponible et peut même être lixivié parfois sous forme d'urée mais surtout d'ammonium (Clough *et al.*, 1998 ; Whitehead and Bristow, 1990).

Les pertes d' NH_3 par volatilisation se produisent essentiellement dans les 48 heures et varient selon la littérature et les méthodes de mesures de 3 à 30% (Barré, 2001; Whitehead and Bristow, 1990), et atteignent dans les cas extrêmes 50% (Petersen et al., 1998b) de l'azote émis. Les pertes d'azote urinaire sous forme N_2O sont faibles (Clough et al., 1998 ; Wachendorf et al., 2008), tout comme celles sous forme de N_2 après dénitrification (Whitehead and Bristow, 1990). Néanmoins ces dernières dépendent du type de sol et notamment de sa saturation en eau (Bolan et al., 2004). Finalement, l'essentiel de l'azote de l'urine se répartit entre l'absorption par la plante (y compris le système racinaire), les pertes par lixiviation et l'intégration au sol sous forme organique.

Le prélèvement d'N urinaire par les plantes dépend surtout de la date d'application du pissat et du niveau de fertilisation appliquée sur la prairie, donc de la disponibilité en azote minéral du sol. Selon les travaux de Decau et al. (Decau et al., 2003), lors de l'année d'application, la quantité d'azote provenant des pissats et exportée par la plante a représenté respectivement 52,8 ; 27,6 et 1 % pour les apports de printemps, été et automne. La Figure 6.8 (Vertès et al., 2008) illustre à partir de plusieurs études les valeurs moyennes et la variabilité de la compartimentation de l'azote des pissats dans des prairies de ray-grass anglais bien fertilisées (200-250 N/ha), selon le type de sol et la période d'impact. La valorisation post automnale faible à nulle est confirmée par les travaux de Wachendorf et al. (Wachendorf et al., 2008). En 2^{ème} année, l'exportation par la plante atteint 4,0 ;

14,2 et 31,0%. Après un pissat d'automne, ce qui est prélevé par les racines et qui n'a donc pas pu être lessivé durant l'hiver est alors remobilisé par la plante au printemps suivant (Barré, 2001). Ce surplus d'azote prélevé par la plante suite à l'application d'un pissat résulte à la fois d'une augmentation de la biomasse aérienne produite et de la teneur en N de l'herbe produite. Ces résultats sont conformes aux autres travaux de la littérature qui rapportent un taux de valorisation par la plante de 21% (Whitehead and Bristow, 1990), de 12 à 47% selon les périodes de dépôt (Vertès et al., 1997) de 22 à 32% selon les types de sol (Clough et al., 1998), de 29 à 39% (Di et al., 2002).

Figure 6.8 : compartimentation de l'azote des pissats dans des prairies de ray-grass anglais bien fertilisées (200-250 N/ha), selon le type de sol et la période d'impact (Vertès et al., 2008)



La part de l'azote des pissats fixée temporairement par le sol est nettement plus faible que celle issues des bouses et varie selon les auteurs de 13% (Wachendorf et al., 2008) à 20-25% (Clough et al., 1998) et de 25 à 30% (Decau et al., 2003) jusqu'à 50% en intégrant le pool racinaire (Di et al., 2002). La lixiviation de l'N sous pissats dépend d'abord du drainage d'automne et d'hiver et du type de sol. Ainsi Decau *et al.* (Decau et al., 2003) une lixiviation faible à très faible (100 à 65 mm) lors du 1^{er} hiver et plus normal (250 mm) lors du second hiver après l'application des pissats ont observé une perte par lixiviation variant de 1 à 17% selon les dates d'apport et de 1 à 15% selon les types de sol. Ces valeurs très faibles diffèrent de celles rapportées par Wachendorf et al. (Wachendorf et al., 2005) sur sol sableux bien drainés (275 à 500 mm) après un apport automnal, avec une lixiviation qui représente alors 60% de l'azote apportée sous forme urinaire. Ces valeurs ont varié entre 13 et 32% dans les travaux de Clough et al. (Clough et al., 1998) et de 29 à 39% dans les travaux de Di *et al.* (Di et al., 2002). Dans tous les cas, lorsque les mesures s'étalent sur 2 années, les pertes d'N par lixiviation issues des pissats sont très faibles voire nulles lors de la seconde période de drainage (Clough et al., 1998; Decau et al., 2003). Dans un souci de synthèse, et malgré la 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% est valorisé par la plante, 25-30% est perdu par lixiviation et pour les pertes gazeuses, 10-15% sous forme ammoniacale et au plus 5% sous forme de N₂O ou N₂.

Finalement, malgré les quantités très importantes d'azote émises localement par les animaux au pâturage, les voies d'utilisation de cet azote sont nombreuses, notamment grâce au couvert végétal actif qui reçoit ces déjections. Le sol est également capable d'intégrer sous forme organique une part conséquente de cet azote en excès. Sauf situations très particulières, tant pour la dénitrification que la volatilisation sous forme de NH₃ ou N₂O, les pertes par voies gazeuses sont limitées quantitativement (mais des pertes sous formes de N₂O de l'ordre de quelques % ont un impact environnemental important). Seules les pertes par lixiviation constituent un risque sérieux, notamment dans le cas des pissats émis en fin de saison de pâturage, juste avant ou pendant la période de drainage.

6.5.2. Pertes d'azote à l'échelle de la prairie

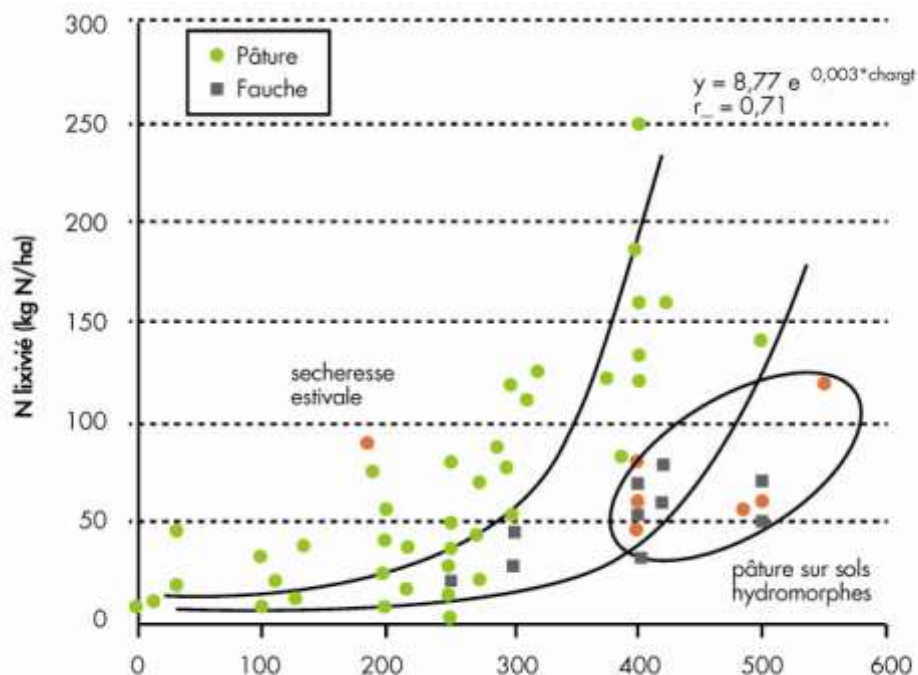
6.5.2.1. Lixiviation du nitrate

Si l'on raisonne à l'échelle de la parcelle et non plus à celle de la bouse ou du pissat, comme précédemment, les prairies permanentes sont généralement associées à une faible lixiviation de nitrate, contrairement aux cultures fourragères, parmi lesquelles figurent également les prairies semées. Les prairies sont caractérisées par

d'importants apports de matières organiques (MO) via les exsudats racinaires, la sénescence des organes non consommés et le recyclage par les déjections animales. Les apports de MO peuvent varier annuellement de 1 à plus de 5 t C/ha et de 80 à 500 kg N/ha (Paustian et al., 1990). Ces apports passent principalement par la rhizodéposition (exsudats racinaires et racines mortes). En l'absence de labour, les matières organiques fraîches stimulent la biomasse microbienne du sol. Les biomasses racinaires et les quantités de MO augmentent avec l'âge des prairies, jusqu'à l'obtention d'un équilibre (Whitehead and Bristow, 1990), dont la valeur et la cinétique d'obtention peuvent être très variables (Soussana and Luescher, 2007).

Le mode d'exploitation des prairies (pâturage vs. récolte) détermine malgré tout des niveaux de lixiviation différents (Figure 6.9 ; (Simon et al., 1997 ; Vertès et al., 2007b)). Le pâturage, en particulier s'il adient en seconde moitié de période de végétation, expose les restitutions d'azote par les pissats à la lixiviation survenant durant la période de drainage hivernal. Cette figure montre qu'en moyenne les pertes par lixiviation s'accroissent lentement avec le niveau de fertilisation restant inférieurs à 300 kg /ha/an mais beaucoup plus rapidement pour des fertilisations très importantes. Elle montre aussi une forte variabilité de la lixiviation entre les essais pour une même fertilisation, largement liée aux modalités de fractionnement, les apports d'été-automne étant mal valorisés par les plantes. En revanche, les récoltes d'herbe par fauche correspondent à une exportation sans restitution d'azote. Si des apports d'engrais, parfois très élevés, sont réalisés à des périodes à (haut) risque (automne) des pertes par lixiviation peuvent advenir. Mais généralement, les apports d'azote minéral ou sous forme de lisier n'ont lieu qu'au cours de la période de végétation (sortie d'hiver jusqu'à début d'été), ce qui minimise effectivement le risque de lixiviation. Ces apports d'engrais azotés génèrent cependant d'autres pertes que la lixiviation de nitrate, principalement sous forme gazeuse (protoxyde d'azote et ammoniac).

Figure 6.9 : Effet de la fertilisation* (ou du chargement) sur les pertes de nitrate par lixiviation. Les ronds verts correspondent à des prairies temporaires pâturées (sols sains), les ronds orange à des prairies permanentes sur sols hydromorphes et les carrés gris à des prairies de fauche. D'après (Simon et al., 1997 ; Vertès et al., 2007b).



Le risque de lixiviation s'accroît dans le cas des prairies assolées (Vertès et al., 2007a). Il est associé au travail du sol nécessaire à la destruction de la prairie et à l'implantation de la culture suivante par le biais de la minéralisation de la matière organique qui s'opère à cette occasion. Les modalités des séquences et des itinéraires techniques de travail du sol semblent déterminantes pour l'importance de la lixiviation, ce qui fournit des marges de manœuvre opérationnelles. Les dates de ces interventions, l'articulation avec l'implantation d'un couvert intermédiaire jouent de plus un rôle décisif dans la gestion du risque de lixiviation.

6.5.2.2. Les prairies temporaires fertilisées nécessitent une bonne maîtrise technique pour gérer au mieux l'azote

Les fuites d'azote sont toujours faibles sous les prairies permanentes peu intensifiées des zones de montagne humides essentiellement parce que les chargements pratiqués sont bas. Les prairies temporaires fertilisées présentent par contre un risque plus élevé du fait de leur rythme d'utilisation plus intensif et rapide, les chargements élevés et la consommation d'une herbe jeune riche en azote induisant des restitutions de N importantes au pâturage et un risque d'apports mal synchronisés avec les besoins des couverts (apports tardifs ou suivis d'une météo défavorable). De plus leur destruction, pour mise en culture ou resemis de prairies rénovation, engendre des minéralisations d'azote importantes à l'origine de pertes d'azote vers l'environnement (Vertès et al., 2007a).

La réalisation de bilans de masse et l'analyse des flux globaux à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation, qui intègre à la fois l'animal et la surface qu'il valorise, permet d'évaluer les quantités d'azote mises en jeu et de révéler les postes d'influence majeure. Différents modèles et outils ont été développés pour les prairies et exploitations d'herbivores (Decau et al., 1997 ; del Prado et al., 2006 ; Ryan et al., 2011 ; Scholefield et al., 1991) afin de décrire ces flux et leurs devenir. La fertilisation azotée y joue un rôle majeur en tant qu'entrée d'azote dans le système : elle a un double effet sur les rejets azotés en augmentant à la fois la productivité des prairies, donc le nombre de jours de pâturage réalisé par hectare, et la teneur en N de l'herbe consommée par les animaux (Tableau 6.12). Seule cette approche globale à l'échelle de la parcelle et de l'année permet de mettre en évidence le rôle clef et synthétique des jours de pâturage dans la circulation de l'azote sur et sous prairies pâturées (Ledgard, 2001 ; Simon et al., 1997). L'augmentation des rejets azotés (Figure 6.10 –(Vérité and Delaby, 2000) tout comme le risque de lixiviation (Figure 6.11 – (Ledgard, 2001 ; Simon et al., 1997 ; Vertès et al., 2007b)) sont très corrélés au nombre de jours de pâturage réalisés annuellement par hectare. En dessous de 450 (zones séchantes) à 550 (zones humides) journées vache, ce qui correspond à des prairies pâturées de façon modérée ou exploitées de façon mixte en fauche et pâture, les risques de lixiviation s'avèrent limités mais ils augmentent de façon exponentielle au-delà de ces valeurs. La présence de légumineuses dans les prairies, dont la plus courante est le trèfle blanc, ne réduira que faiblement le niveau de pertes qui sont essentiellement liés aux apports locaux des pissats au travers de processus de régulation de la quantité d'azote fixé par l'azote minéral du sol (Vertès et al., 1995). Les pertes par lixiviation peuvent aussi s'accompagner d'émissions importantes de protoxyde d'azote tel que cela a été rapporté sur des prairies irlandaises recevant 390 kg de N minéral/ha/an (9 kg N-N₂O/ha/an ; (Hyde et al., 2006).

D'autres modèles plus sophistiqués, à l'échelle de l'exploitation peuvent permettre d'évaluer les conséquences de changements de pratiques et/ou de stratégies (Berntsen et al., 2003 ; Chardon et al., 2007 ; del Prado et al., 2006 ; Rotz et al., 1989 ; Rotz et al., 1999a ; Rotz et al., 1999b ; Schils et al., 2007). Sans nier le rôle des pratiques et leur nécessaire optimisation, ces modèles confirment le rôle majeur du chargement et/ou des intrants associés, fertilisation et aliments concentrés, sur les flux d'azote et les risques environnementaux induits. Selon les potentialités du milieu, il existe un optimum de chargement, qui permet d'optimiser la gestion de l'azote et des autres éléments, notamment au travers du recyclage entre élevage et cultures et c'est le déséquilibre entre ces différents compartiments qui fragilise l'efficacité des systèmes et accroît les impacts négatifs sur l'environnement.

Tableau 6.12: Effet de la fertilisation azotée annuelle et du chargement sur les flux d'azote au pâturage (kg N/ha/an – (Decau et al., 1997; Delaby et al., 1997)

Fertilisation (kg N/ha)	0	100	320
Jours de pâturage (/ha)	456	550	689
Teneur en N de l'herbe (g/kg MS)	25,1	28,4	35,4
Herbe ingérée	176	238	369
Autres aliments	55	64	82
Lait	56	66	83
Fèces ⁽¹⁾	62 (12)	74 (15)	93 (19)
Urine ⁽¹⁾	113 (23)	161 (33)	276 (55)
Risque de lessivage	28	44	161

(1) dont quantités émises hors parcelle liées à la traite

Figure 6.10 : Effet du niveau de fertilisation azotée ou du nombre de jours de pâturage sur les restitutions totales d'azote, d'après (Vérité and Delaby, 2000)

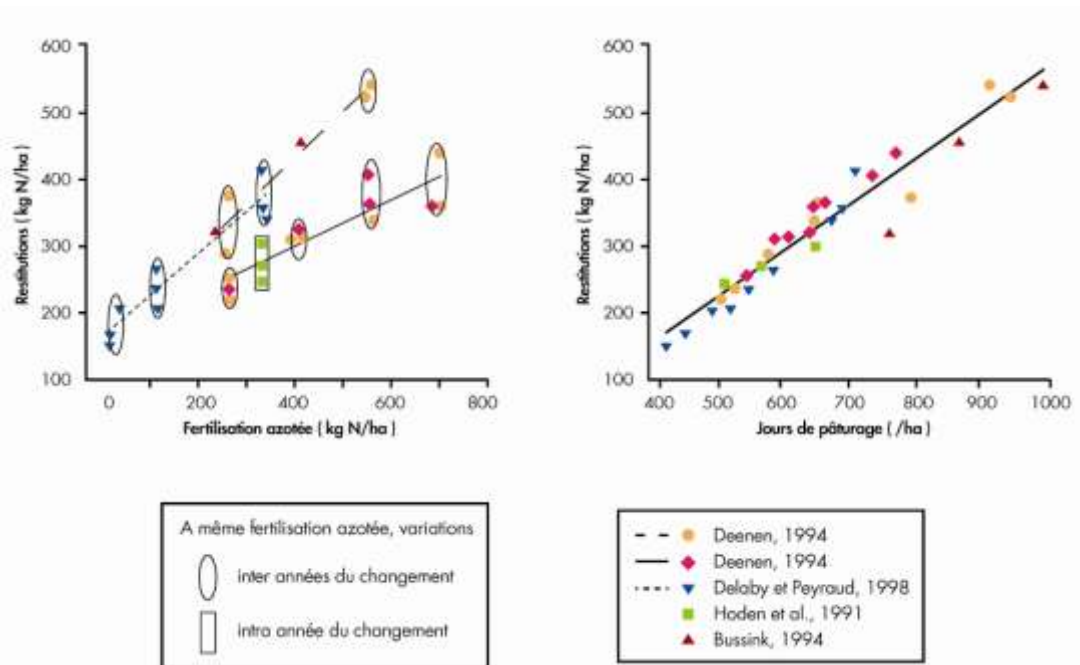
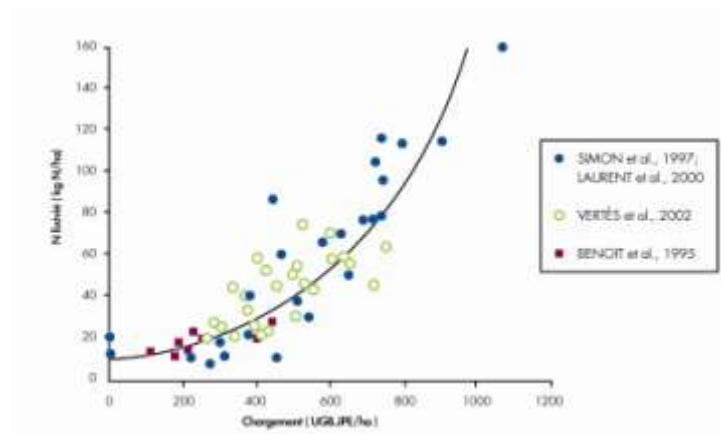
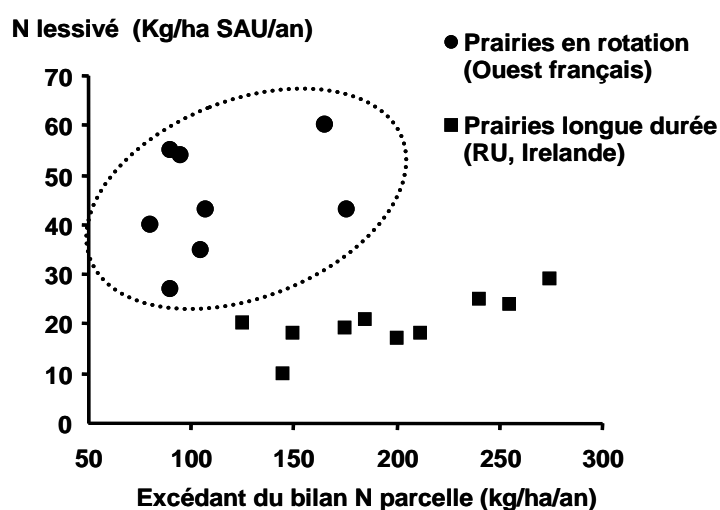


Figure 6.11: Effet du nombre de jours de pâturage sur la quantité d'azote lixiviée (Vertès et al., 2007b)



Au-delà du lien entre niveau de chargement et risques de pertes à la parcelle et à l'exploitation, le renouvellement des prairies utilisées intensivement, ou leur mise en culture pour les besoins des rotations, engendre aussi des risques de pertes qu'il convient de limiter (Vertès et al., 2007a). Il est nécessaire de tenir compte des rotations et de travailler à l'échelle des bassins versants ou des bassins d'alimentation afin de mieux caractériser les possibilités d'action liées à la place des prairies ((e.g. (Moreau et al., 2012). Ce phénomène est bien illustré par les résultats du projet GreenDairy ((Raison et al., 2008), Figure 6.12) qui montrent que, pour des lames drainantes de 400 mm ou plus, les pertes par lixiviation représentent 30 et 60 kg N ha/an pour des excédents de 80 à 150 kg/ha/an dans les systèmes de l'Ouest français contre seulement 10 à 20 kg/ha/an pour les prairies de longue durée d'Irlande et d'Angleterre bien que les excédents d'azote y soient 1,5 à 2 fois plus élevés, ce qui peut s'expliquer la fois par la permanence des prairies (stockage N et C) et par des contexte pédoclimatiques plus favorables à la dénitrification.

Figure 6.12 : Pertes d'azote dans différents systèmes fourragers européens (selon (Raison et al., 2008))



6.5.2.3. Rôle des légumineuses dans la régulation des flux d'azote : lixiviation de nitrate

L'atout principal des légumineuses est leur aptitude à fixer l'azote atmosphérique. L'azote fixé, une fois intégré dans la plante, entre dans le cycle à l'échelle de l'exploitation tout comme les autres formes d'azote apporté. Les pertes depuis cette source sont souvent considérées comme faibles, car ces apports sont limités par les besoins des plantes fixatrices, mais divers travaux ont montré que, dès que l'azote est recylé (via les déjections animales ou la décomposition des organes végétaux, pour des apports au sol similaires les pertes sous formes d'ammoniac ou nitrate sont semblables (Hutchings and Kristensen, 1995; Jarvis et al., 1989a ; Jarvis et al., 1989b). Il n'y a cependant pas de pertes directes comme lors de l'application de fertilisants minéraux ou organiques et il n'y a pas de coûts financiers ou énergétiques liés à cette entrée d'azote. Cet apport d'azote réactif reste néanmoins plus difficile à quantifier et contrôler que des apports de fertilisants minéraux par rapport à un objectif de rendement, par exemple.

Les études de lixiviation de nitrate sous légumineuses ont pour l'essentiel été consacrées aux prairies d'association à base de graminées et de trèfle blanc, et à la luzerne en culture pure. Plusieurs facteurs suggèrent que les systèmes basés sur l'utilisation de légumineuses prairiales doivent être plus efficient dans la conversion de l'azote car 1) l'efficacité de l'utilisation de N décroît avec l'accroissement des doses de N minéral (Scholefield et al., 1991) ; 2) avec les légumineuses, on évite les apports ponctuels et importants de N minéral ; 3) il y a moins d'azote ammoniacal mobile dans le sol (Jarvis and Barraclough, 1991) et 4) la nutrition azotée des graminées incluses dans les prairies d'association est plus limitée (Parson et al., 1991). Plusieurs résultats démontrent qu'effectivement les pertes de N par

lixiviation sont plus faibles sous prairies d'associations que de graminées (Hutchings and Kristensen, 1995 ; Ledgard et al., 2009 ; Ledgard et al., 1999). Il s'avère que les prairies d'associations perdent moins d'azote avant tout parce qu'elles ne permettent pas des chargements aussi élevés que les prairies de graminées fortement fertilisées, car elles sont le plus souvent un peu moins productives que celles-ci. A chargement équivalent, les quantités d'azote lixiviées sous prairies d'associations seraient équivalentes à celles observées sous graminées (Tyson et al., 1997). D'autres études rapportent une réduction de 5 à 10% comparées aux graminées fertilisées (Eriksen et al., 2010; Vertès et al., 1997). Par contre les quantités de N lixivié pourrait augmenter pour les prairies d'associations lorsque les proportions de trèfle deviennent très élevées. Ainsi, Loiseau et al. ont rapporté des niveaux de lixiviation sous lysimètre de 26 à 140 kgN/ha sous trèfle blanc pur contre moins de 20 kg/ha pour des associations ray-grass et trèfle blanc fauchées (Loiseau et al., 2001). En conclusion, il semble donc que le trèfle puisse contribuer à limiter les pertes par lixiviation à condition qu'il ne représente pas plus de 30 à 50% de la biomasse des parcelles.

Les données sont beaucoup moins nombreuses pour les autres légumineuses mais il apparaît que les pertes par lixiviation sont beaucoup plus faibles sous les prairies contenant de la luzerne (Grignani et al., 1996 ; Russelle et al., 2001) bien que la productivité soit semblable à celle observée avec le trèfle blanc. Les luzernières ont fait l'objet de quelques travaux (Thiébeau et al., 2004) mesurant des pertes très modérées associées à des productions de biomasse exportée importantes. Un synthèse récente (Vertès et al., 2010b) recense les principaux résultats en termes de lixiviation de nitrate sous légumineuses pures ou associées (et les études en cours).

Les légumineuses contribuent à limiter l'impact potentiel d'eutrophisation (kg éq PO₄/ha SAU) des systèmes de cultures et des systèmes fourragers. Vertès et al ont comparé par analyse de cycle de vie deux exploitations de grandes cultures avec des surfaces en légumineuses faibles ou élevées (0 vs 20%) et 3 exploitations laitières maïs-herbe (27% d'herbe dans la SAU) ou herbagères (52 % d'herbe dans la SAU) avec 10 ou 30% de légumineuses dans les prairies pour ces dernières (Vertès et al., 2010b). En exploitation de grandes cultures les résultats indiquent une légère diminution (7%) de l'impact d'eutrophisation par ha pour les rotations incluant des légumineuses. Pour les fermes d'élevage, les résultats sont récapitulés dans le Tableau 6.13, avec une réduction de l'impact d'eutrophisation par hectare lorsque la proportion de légumineuse est élevée. Rapporté au lait, l'impact eutrophisation des systèmes maïs –herbe et herbe – lég+ sont proches, et plus performantes que la ferme herbagère à faible présence de légumineuses. La réduction de l'impact eutrophisation pour le système herbe - lég+ est liée aux émissions moindres de NO₃ au champ et à la réduction des achats d'aliments (Vertès et al., 2010b), poste qui contribue aussi, associé aux moindres achats d'engrais, à la réduction de l'utilisation d'énergie non renouvelable (Thiébeau et al., 2010). La plus faible différence observée pour l'impact d'émission de GES est liée à la durée de pâturage (qui génère des émissions liées aux excréments animales supérieures en systèmes herbagers vs maïs-herbe). Néanmoins si l'on tenait compte du stockage de carbone et d'azote dans les sols de prairie, cet impact serait réduit d'environ 30% dans les fermes herbagères contre moins de 10% pour les systèmes maïs-herbe (Casdar Syst. Lait. Innovants, non publié).

Face aux difficultés de mesures et aux incertitudes actuelles, il est nécessaire de mieux préciser le rôle des légumineuses sur les impacts ACV impliquant l'azote, eutrophisation, changement climatiques et acidification

Tableau 6.13 : Comparaison des impacts environnementaux de 3 fermes laitières « types » calculés par ACV en fonction des taux d'utilisation de légumineuses (adapté de (Vertès et al., 2010b))

	Maïs - herbe	Herbe Leg-	Herbe Leg+
% légumineuses ¹	0	10	30
Pour 1000 L lait			
Eutrophisation (EUT)	4,0	6,1	4,5
Acidification (ACI)	6,5	7,5	6,6
Changement climatique (CC)	828	1183	1069
Toxicité terrestre (TT)	0,03	0,03	0,02
Utilisation énergie non renouvelable	66	81	64
Par ha			
Changement climatique	6331	6349	5982
Toxicité terrestre	0,3	0,1	0,1
Utilisation énergie non renouvelable	502	435	357

6.5.2.4. Emissions de N₂O sur prairies

Une synthèse des émissions de N₂O sur des prairies pâturées ou non, a été réalisée dans le cadre du projet européen GreenGrass (Soussana et al., 2007 ; Soussana and Luescher, 2007). Les émissions observées étaient plus fortes sur les prairies intensives que sur les prairies extensives, d'un facteur 4 dans le cas de prairies pâturées (1,77 et 0.48 kg N₂O-N/ha et par an, respectivement), et d'un facteur 3 dans le cas de prairies fauchées (0.95 et 0.32, kg N₂O-N/ha et par an, respectivement). Les facteurs d'émissions étaient particulièrement variables dans le cas des systèmes fertilisés, allant de 0,01% à 3,6%. La valeur moyenne calculée sur l'ensemble des sites (0,75%) était sensiblement plus faible que la valeur par défaut du GIEC (1%). Les émissions lors des épisodes individuels de fertilisation augmentaient avec la température et étaient généralement plus élevés lorsque la fraction de la porosité du sol occupée par l'eau était dans la gamme 60-90%, bien que des précipitations sur des sols secs se soient aussi accompagnées de fortes émissions de N₂O.

Diverses méthodes de gestion à court terme, concernant de manière générale les sols agricoles, peuvent particulièrement s'appliquer au cas des prairies. Les inhibiteurs de nitrification, qui visent à ralentir la production d'azote nitrique issu de la transformation de l'azote ammoniacal des pissats, peuvent réduire les pertes par lixiviation et les émissions de N₂O. L'inhibiteur le plus utilisé est le DCD (dicyandiamide). D'après Di et Cameron (Di and Cameron, 2003) et Clough *et al.* (Clough et al., 2007), l'application d'inhibiteurs de la nitrification pour ralentir ce processus dans les sols peut potentiellement limiter les émissions directes de N₂O et celles indirectes, associées à la lixiviation du nitrate. L'inhibiteur le plus utilisé est le DCD (dicyandiamide). La Nouvelle Zélande investit cette voie pour diminuer les émissions de N₂O en sols de prairie (Monaghan et al., 2007). Ces produits sont appliqués par épandage sur prairies ou mélangés aux produits organiques avant épandage, le plus utilisé étant le DCD. Clough et al. présentent à partir d'essais en prairies fertilisées (artificiellement pâturées) avec et sans apport de DCD, des taux de réduction des émissions de N₂O supérieures à 50 % accompagnées de réduction de la lixiviation du nitrate (Clough et al., 2007). De tels abattements sont aussi rapportés en conditions réelles de pâturage (Monaghan et al., 2007 ; Monaghan et al., 2009). Toutefois, d'autres travaux rapportent des résultats beaucoup moins positifs, voire absence d'effets des inhibiteurs de nitrification (Davies et Williams 1995, Mc Donald 2010) sans doute parce que l'efficacité doit varier selon les sites expérimentaux et les conditions d'apport (date et dose). Ce mécanisme pourrait globalement fonctionner 5 mois au cours d'une année en Nouvelle Zélande compte-tenu du caractère biodégradable de la molécule et des conditions climatiques locales. Clough *et al.* font aussi la proposition d'une adaptation de la méthode IPCC pour chiffrer les émissions de N₂O en sols de prairie en Nouvelle Zélande dans le cas de l'utilisation de cette technologie (Clough et al., 2007).

Les légumineuses contribuent à réduire les émissions de N₂O.

Les émissions de N₂O mesurées sur les prairies d'associations sont plus faibles que celles mesurées sur les prairies de graminées (0.2 vs. 1.3% N; (Corré and Kasper, 2003). Les références étant peu nombreuses, il convient de consolider ces résultats. Par analyse du cycle de vie, Ledgard et al.

montrent aussi que l'émission de GES diminuent de 1,15 à 1,00 kg eq-CO₂/kg lait avec les prairies d'associations comparées aux graminées fertilisées essentiellement du fait de la réduction des émissions de protoxyde d'azote et le Groupe Intergouvernemental d'Etude sur le Climat recommande de ne pas comptabiliser d'émissions de protoxyde d'azote lors de la fixation symbiotique au motif que ce processus se déroule en conditions aérobies (Ledgard et al., 2009).

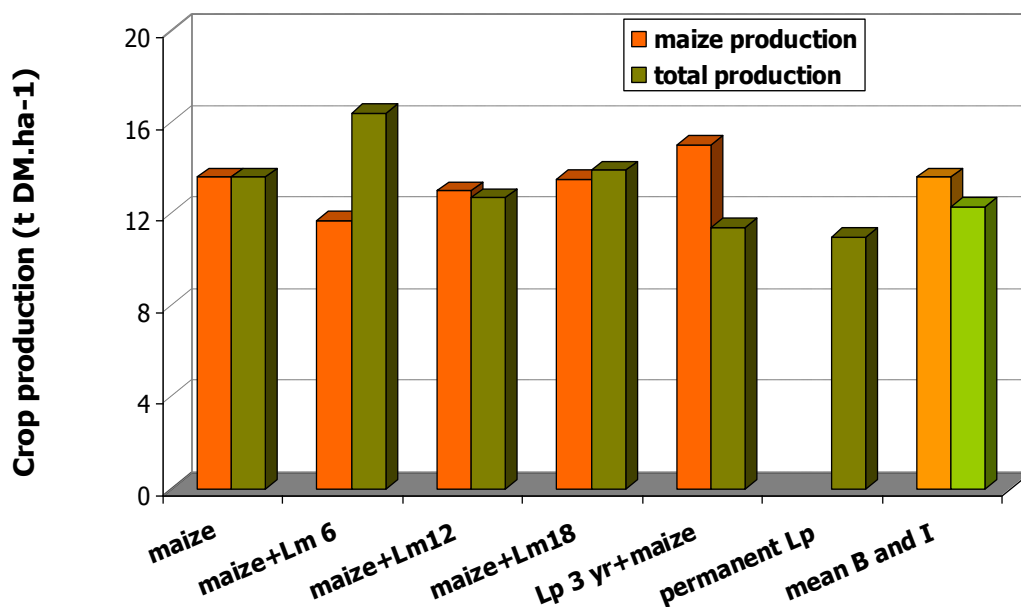
6.6. La gestion des rotations culturales pour limiter les pertes d'azote

Les systèmes de production agricoles ont longtemps été basés sur la polyculture-élevage, permettant d'intégrer dans les rotations des légumineuses et des prairies qui fournissaient de l'azote lors de leur mise en culture. Ces rotations traditionnelles, valorisant souvent des légumineuses, importaient peu d'intrants et laissaient peu de sol nu, notamment par la présence de cultures sarclées mises en place en hiver et servant pour nourrir les animaux. En absence de données expérimentales spécifiques au N₂O, il est raisonnable de penser que les pratiques proposées pour limiter les reliquats azotés et les fuites de nitrate seront également indiquées pour réduire les émissions de N₂O.

6.6.1. Valorisation de l'azote minéralisé lors de la destruction des prairies ou de légumineuses à graines

Après une prairie ou une culture de légumineuses à graines, la disponibilité de l'azote peut être importante et se manifeste notamment par des reliquats importants, qu'il convient de valoriser pour éviter tout risque de lixiviation. C'est un enjeu crucial des rotations prairies – cultures (Vertès et al., 2007a) car le retournement des prairies est une pratique à risque comme déjà mentionné. Dans les systèmes actuels la destruction des prairies au printemps qui est le cas le plus fréquent dans les systèmes fourragers maïs – herbe, permet des productions élevées des cultures de printemps suivantes, maïs ou betterave avec des rendements observés en maïs supérieurs à ceux des maïs en rotation culturale. La Figure 6.13 compare la production du maïs dans différentes rotations maïs – herbe dans un dispositif expérimental (Simon, 1992) et montre un supplément de production du maïs de 15%, donnée confirmée par les essais multi-sites et pluriannuels menée en collaboration entre Inra, Arvalis – institut du Végétal et CRAB. Ces essais ont également testé plusieurs successions culturales après destruction d'été – automne avant un blé ou un colza, mais malgré l'aptitude des crucifères à valoriser l'azote en fin d'été, la prairie s'avère un mauvais précédent pour le colza, et le blé n'a pas une croissance suffisante en hiver pour utiliser l'azote minéralisé avant sa lixiviation dans les zones à drainage élevé.

Figure 6.13 : Comparaison des productions de maïs et herbe (Lm = *Lolium multiflorum* 6, 12 ou 18 mois, Lp = *Lolium perenne*) dans 6 rotations fertilisées avec du lisier, d'après (Simon, 1992).



Au Danemark, Hansen et al. ont montré l'intérêt d'une destruction des prairies au printemps avec semis d'une avoine puis d'un ray-grass sous couvert de celle-ci, avec une réduction des pertes atteignant 90% (Hansen et al., 2007). Ces auteurs montrent que la combinaison de systèmes à intrants modérés et d'une bonne gestion des successions culturales permet de limiter fortement la lixiviation, et de bénéficier d'un bon potentiel de production (avoine ensilée) sans période de sol nu. Pour les destructions de prairies au printemps, betterave fourragère apparaît la culture la plus efficace pour valoriser l'azote minéralisé. Morvan et al. ont modélisé les risques moyens liés à différentes rotations pratiquées dans les fermes d'élevage et quantifié l'intérêt environnemental de la betterave fourragère, culture de printemps capable de prélever plus de 400 kg N disponible après destruction de la prairie, un maïs avec une Cijan semée sous couvert constituant une alternative limitant les pertes, mais peu pratiquée (Morvan et al., 2000).

Plusieurs dispositifs expérimentaux ont démarré sur la problématique des rotations (Justes et al., 2009) pour concevoir et évaluer des systèmes valorisant des légumineuses et qui jouent à la fois sur les plantes principales et les intercultures pour bénéficier des apports en N de celles-ci mais aussi de leur capacité de piège à nitrate (en particulier pour la luzerne) et des bénéfices sanitaires qu'elles peuvent apporter. Les premiers résultats confirment les effets bénéfiques d'une légumineuse à graine en culture précédente, avec par exemple des rendements en blé plus élevés après un pois d'hiver. Les résultats mettent aussi en avant la nécessité d'implanter une culture intermédiaire piège à nitrate entre la légumineuse à graine et le blé suivant pour réduire la lixiviation qui peut être important car le blé n'a pas la capacité d'absorber tout l'azote minéral. La moutarde est une interculture efficace qui en 2 à 3 mois peut absorber 80 kg N/ha et réduire la teneur en nitrate des eaux de drainage de 20 à 50% (Justes et al., 2009; Justes et al., 2010). Ces résultats montrent bien que c'est tout le système de culture qu'il faut adapter pour bien valoriser l'azote produit par les légumineuses à graines.

Il existe actuellement peu de références disponibles sur l'évaluation des pertes de nitrate dans les successions culturales, bien que des travaux soient en cours. Les valeurs (provisoires) présentées dans le Tableau 6.14 sont issues d'un travail en cours de finalisation dans le cadre de l'Agrotransfert Territ'eau (Massa et al., 2008). Les valeurs de lixiviation sont calculées à partir de mesures de références et de modélisation calée sur la base de pratiques optimisées et sont donc des valeurs « plancher », sauf dans le cas de prairies à fort chargement animal (les 2 dernières lignes). Les pertes sous les rotations prairies – cultures peuvent être du même ordre de grandeur que sous les rotations maïs - céréales (de l'ordre de 40 à 50 kg/ha/na) mais elles s'accroissent lorsque la prairie est introduite dans des rotations courtes avec des prairies implantées pour 4 ans ou moins (80 à 100 kg/ha/an), et sont minimales sous prairies fauchées (< 15 kg/ha/an). La minéralisation souvent très élevée induite par les destructions de prairies explique les valeurs un peu supérieures observées pour les rotations prairies - cultures couramment pratiquées dans l'ouest. L'impact des niveaux de chargement élevés, correspondant à une suppression du lien entre disponibilité de l'herbe et consommation par les animaux, confirme l'importance de ce lien pour assurer de bonnes performances en termes de qualité de l'eau (Vertès et al., 2010a). Enfin des chargements animaux très élevés, observés sur les prairies proches des bâtiments, ou sur des parcelles transformées en aires d'exercice (parcelles « parking ») engendrent des risques de lixiviation importants, liés à l'impossibilité pour le couvert végétal de recycler l'azote déposé par les déjections lorsque celui-ci excède largement la capacité de prélèvement de l'herbe. Les parcelles séchantes où séjournent des animaux affouragés pendant l'été présenteront le même type de risque.

La gestion de l'azote en Agriculture Biologique renvoie notamment aux effets résiduels des rotations culturales sur les rendements, la lixiviation du nitrate et les conditions du sol. Mais si certains travaux expérimentaux se risquent à établir ces effets après seulement 3 années de rotations culturales différentes (Kayser et al., 2010), les rotations les plus courantes sont de longue durée (6 à 8 ans) et il y a peu de données disponibles aujourd'hui. De surcroît, les modifications de travail du sol introduites simultanément (techniques culturales simplifiées) interagissent vraisemblablement avec les successions culturales elles-mêmes, et leurs conséquences en termes de flux d'azote sont peu modélisées jusqu'ici.

Tableau 6.14 : Exemples de niveaux de pertes standardisées pour des successions culturales courantes (contexte de l'ouest de la France, pluvieux, lame drainante hivernale > 400 mm) (Guet et al., 2010; Vertès et al., 2010a).

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	42	2 ans
Maïs fourrage / céréale / colza / céréale + cipan	45	4 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	125	6 ans
* cipan implantée sous couvert, ou après récolte du maïs avant le 1 ^{er} octobre		
** mixte = fauchée + pâturée		

Une option intéressante réside dans l'accroissement de la part des prairies de longue durée ou permanentes dans les systèmes fourragers qui, associé à la réduction d'intrants, permet d'envisager une certaine reconquête de la qualité de l'eau. D'assez nombreuses initiatives ont exploré cette voie depuis la fin des années 80, y compris dans le Grand ouest de la France (Alard et al., 2002). Ainsi, dans le cas des 44 signataires de la MAE « SFEI » étudiés par Le Rohellec et al. (Le Rohellec et al., 2009) qui expérimentent depuis plus de 20 ans des systèmes fondés sur le pâturage de prairies d'associations graminées-légumineuses de longue durée et la réduction d'intrants dans l'Ouest de la France, les prairies occupent 74% de la SAU contre 47% dans le groupe témoin des laitiers bretons (RICA) de SAU quasiment identique (65 vs. 60 ha). De même, le maïs n'occupe plus que 11% de la SFP des signataires pour 36% des laitiers bretons (RICA). Il en résulte des niveaux de chargement très différents, de 1,4 UGB/ha SFP chez les signataires pour 1,8 UGB/ha SFP chez les laitiers bretons (RICA). Toutefois, l'exigence du maintien de la surface en prairies permanentes, tout logique qu'il paraisse après 30 années pendant lesquelles elles ont reculé de 30%, ne va pas de soi pour des élevages en restructuration via l'agrandissement des troupeaux laitiers, qui peuvent conforter les évolutions vers un plus grand recours aux fourrages stockés et au maïs fourrager. Pour ces auteurs, une restructuration foncière devrait donc aller de pair avec la restructuration laitière.

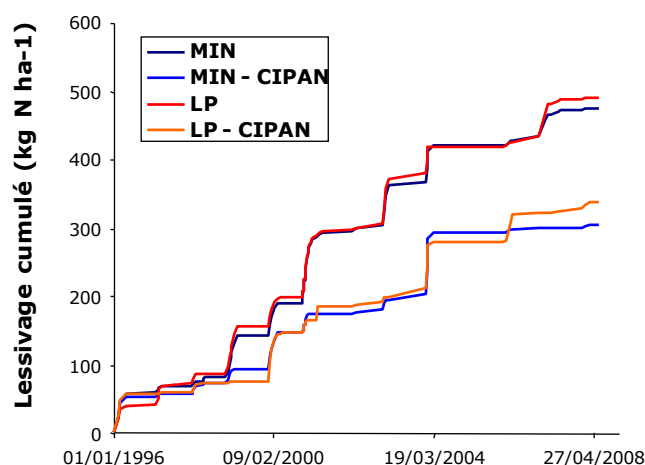
6.6.2. Mise en place de cultures et d'intercultures aptes à réduire les pertes de nitrate

Choix des rotations : L'introduction d'une luzernière pendant 3 ans au sein d'une succession blé-betterave permet de réduire la lixiviation de nitrate par une diminution à la fois des teneurs annuelles moyennes en nitrate des eaux du sol et par une diminution des quantités d'eau drainée. Ainsi la concentration moyenne sur 10 ans de l'eau drainée a été de 92 mg de NO₃/L dans une succession incluant 3 années de luzerne semée au printemps et de 120 mg dans la rotation sans luzerne (Muller et al., 1993). Evidemment la valorisation de cette luzerne produite dans le cadre d'une exploitation n'ayant pas d'atelier d'élevage repose la question des complémentarités entre exploitations (voir plus bas). Dans l'Ouest les quelques résultats disponibles, sur sols plus acides et moins profonds et dans un contexte de lame drainante élevée, sont moins encourageants que les résultats champenois

sur les performances agro-environnementales de la luzerne, mais l'acquisition de références récentes et structurées reste à faire.

Interaction rotation x type de fertilisant : La lixiviation peut être limitée lorsque le sol est couvert par des cultures absorbant beaucoup de N (pas les céréales d'hiver, qui en absorbent peu en hiver sous nos latitudes). Aucune augmentation significative de la lixiviation n'a été observée sur une succession culturale maïs/blé fertilisée chaque année avec du lisier, en comparaison avec des apports d'engrais minéraux, réalisés au printemps (Figure 6.14). La même observation a été faite pour des apports de fumier de bovins stocké et composté apportés tous les 2 ans au printemps sur culture de maïs, à la dose de 50 t/ha (Leterme and Morvan, 2010). Ceci tend à montrer qu'il n'y a pas de pertes supplémentaires dues aux effluents, à l'échelle d'une quinzaine d'années, si on réalise des apports au printemps en suivant les règles de la fertilisation raisonnée (Diez et al., 2001). A contrario une revue de 6 références bibliographiques montre que l'augmentation de teneur en NO_3 dans l'eau drainée, due à l'épandage d'engrais organiques, peut varier de 0 à +27 $\text{mgNO}_3\text{-l}^{-1}$, selon le climat, l'occupation du sol, la date de l'application et la nature de l'effluent organique (Beaudoin et al., 2005). De même, des pertes significatives ont été observées lors d'apports d'automne, en particulier avec des effluents liquides (Simon and Le Corre, 1988), mais également avec des fumiers de bovins (Thomsen, 2005).

Figure 6.14 : Chronique des pertes cumulées par lixiviation mesurées par lysimétrie essai Inra de Rennes-Champ Noël. Les 2 courbes du haut représentent le cumul de lixiviation observé sans Cipan ; les 2 du bas avec Cipan. On n'observe pas de différences selon que les cultures sont fertilisées avec engrais minéral (MIN) ou avec lisier de porc (LP) (Leterme and Morvan, 2010)



Les cultures intermédiaires pièges à nitrates : Le rôle des Cipan pour réduire les risques de nitrate est avéré depuis longtemps (Simon and Le Corre, 1988) d'où l'intégration de cette pratique dans les bassins-versants en contentieux et zones vulnérables. Une expertise collective Inra sur le rôle des cultures intermédiaires pièges à nitrates (légumineuses ou non-légumineuses) sur les flux d'azote étant en cours de finalisation, ce domaine restera peu traité dans la présente synthèse. Les effets à court terme concernent la réduction de la lixiviation du nitrate, d'autant plus efficace que la Cipan peut se développer (semis précoce) et que la quantité d'azote présent dans le sol est élevée. Les effets de la Cipan sur la culture suivante varient selon la date de destruction et la vitesse de minéralisation des résidus de la culture intermédiaire. L'effet à long terme des cultures dérobées ou Cipan a fait l'objet de travaux récents dont les conclusions convergent : Constantin et al. et Berntsen et al. montrent que les Cipan contribuent à la réduction des pertes hivernales mais augmentent le stock de matière organique des sols et la minéralisation de celui-ci, aboutissant à un risque accru en cas d'arrêt des intercultures hivernales (Berntsen et al., 2006; Constantin et al., 2010). Constantin et al. concluent néanmoins avec un travail de modélisation que le risque global sur 60 ans est moindre s'il y a eu 20 ans de Cipan qu'en l'absence de piège à nitrate sur toute la période.

Les apports d'effluents sur cultures intermédiaires : Si l'apport d'azote sur les Cipan est réglementairement interdit, la pratique de cultures dérobées en interculture a été considérée comme une période commode pour valoriser des effluents d'élevage. Ces effluents sont classés en fonction de leur rapport C/N et de leur traitement

(fumier ou compost). La capacité de piégeage permet d'envisager des apports d'effluents d'élevage ou agro-industriels en automne, à condition d'être raisonnés. En Belgique, des systèmes avec 4-6 tMF.ha⁻¹ de fientes de volailles en d'automne montraient un reliquat moyen en fin d'hiver en, sur 0-90 cm, de 173 kgN.ha⁻¹ en sol nu, et de 94 kgN.ha⁻¹ avec CI (Destain et al., 2011, non publié). Les profils en sortie d'hiver montrent une proportion différente de N dans l'horizon 60-90 cm, avec respectivement 99 kgN.ha⁻¹ et 30 kgN.ha⁻¹ en faveur d'un risque diminué avec la culture intermédiaire, mais l'ensemble reste néanmoins trop élevé. A l'opposé, dans une étude de Moeller *et al.* (Moeller et al., 2008), l'apport d'environ 60 kgN.ha⁻¹ de lisier sur un mélange de vesce et radis n'a modifié ni la production, ni l'absorption de la CI (passage de 3,36 à 3,43 tMS.ha⁻¹ et de 110 à 106 kgN.ha⁻¹), ni le stock d'azote minéral (passage de 23 à 20 kgN.ha⁻¹). La modification du taux de fixation symbiotique, réduite de 51 à 36%, joue un rôle de tampon.

En conclusion, l'apport de matière organique d'une culture intermédiaire doit être raisonné avec autant de rigueur que celle d'une culture principale, car il n'existe pas de moyen d'en rattraper les excédents, sauf celui de retarder la destruction de la culture intermédiaire pour accroître sa période de piégeage et surtout éviter la minéralisation précoce de résidus riches en azote.

Les systèmes de culture permanentes sont un piste intéressante qui commence à être explorée en France (Carof, 2006) tout en présentant des difficultés : le développement de céréales sur des couverts permanents de légumineuses, apportant à la fois de l'azote et une protection contre la lixiviation, est mal maîtrisé à ce jour. De même des tentatives faites par des agriculteurs pour planter des céréales après prairies sans destruction (labour ou chimique) sont jusqu'ici peu concluantes, les couverts herbacés ayant une aptitude à la compétition qui ne permet pas un développement satisfaisant de la céréale

Il existe à ce jour peu d'outils permettant de prédire des risques de pertes sous rotation, bien que l'enjeu soit clairement identifié depuis plusieurs années. On peut citer le programme Syst'N (Parnaudeau et al., 2011) et l'outil agrotransfert Territ'eau évoqué précédemment dont un module calcule les risques liés à des successions culturales (Tableau 6.14). Si la démarche est opérationnelle elle est largement basée sur la compilation de références locales disponibles, et son extrapolation à d'autres contextes nécessiterait des précautions.

Le Tableau 6.15, récapitule quelques éléments clés de l'approche «rotations» pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et réduire les risques de pertes.

Tableau 6.15 : Des propositions pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle des rotations (Esco).

Piste	Adaptation des systèmes de cultures pour optimiser l'utilisation du N
Quelle échelle ?	exploitation pour planification ; Parcelle pour action ;
Finalités, efficacité, impact	Améliorer utilisation, réduction des intrants N, réduction des pertes
Conditions de mise en œuvre	Recherche, formation, vision globale,
Atouts (efficacité, ...)	Economies, bases agronomiques en grande partie connues
Freins (techniques, économiques, juridiques, sociaux, ...)	Ensemble de pratiques (plus complexe), N qu'on maîtrise mal, inertie au changement
Qui est concerné ?	Exploitants produisant, pas que le N à considérer
Qui va contester ?	Une partie des exploitants
Effets pervers possibles	Plus complexe, effets positifs peuvent être perdus par mauvaise décision (N conservé doit être valorisé)
Faisabilité	Haute
Actions en cours	Légumineuses (CASDAR PCB), cultures intermédiaires,

Références bibliographiques du chapitre 6

L'analyse du corpus est commune entre les chapitres 5, 6, 7 et figure en fin de partie II, page XX

Alard, V.; Béranger, C.; Journet, M., 2002. *A la recherche d'une agriculture durable. Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Paris, France: Inra Editions; , 346 p.

Alluvione, F.; Bertora, C.; Zavattaro, L.; Grignani, C., 2010. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2): 384-395.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0092>

Amon, B.; Kryvoruchko, V.; Amon, T.; Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 153-162.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>

Balesdent, J.; Recous, S., 1997. The residence times of C, and the potential for C storage in some French cultivated soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (2): 187-193.

<http://dx.doi.org/10.4141/S96-109>

Bannink, A.; Valk, H.; Van Vuuren, A.M., 1999. Intake and excretion of sodium, potassium, and nitrogen and the effects on urine production by lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 82 (5): 1008-1018.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(99\)75321-X](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(99)75321-X)

Barré, C., 2001. *Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée*. Thèse. ENSA, Rennes. 140 p.

Basset-Mens, C., 2005. *Propositions pour une adaptation de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes de production agricole. Mise en oeuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine*. Thèse. Agrocampus Rennes.

Bastianelli, D.; Lescoat, P.; Bouvarel, I.; Hervouet, C., 2007. Analysis of nitrogenous compounds in poultry manure by near infrared spectrometry (NIR). Application to the study of intra-and inter-breeding. *Journées de la Recherche Avicole*. Tours, France, 28-29 mars 2007: 2007, 59-63.

Beaudoin, N.; Mary, B.; Durand, P.; Machet, J.M., 2005. Nitrate concentration in soils and subsoils as affected by farming practices in intensive agricultural areas: keynote paper. *14. Nitrogen Workshop* Maastricht, Netherlands, 3 p.

Beegle, D.B.; Kelling, K.A.; Schmitt, M.A., 2008. Nitrogen from animal manures. In: Schepers, J.S.; Raun, W.R., eds. *Nitrogen in Agricultural Systems*. American Society of Agronomy, Madison, USA, 823-881.

Béline, F.; Daumer, M.L.; Guiziou, F., 2003. Traitement biologique aérobie du lisier de porcs: performances des systèmes de séparation de phases et caractéristiques des co-produits. *Ingénieries*, 34: 27-36.

Béline, F.; Daumer, M.L.; Guiziou, F., 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE*, 47 (3): 857-864.

Béline, F.; Martinez, J., 2002. Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig

slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions. *Bioresource Technology*, 83 (3): 225-228.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00219-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00219-X)

Bernal, M.P.; Alburquerque, J.A.; Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100 (22): 5444-5453.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>

Bernet, N.; Béline, F., 2009. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. *Proceedings of the OECD Workshop: Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability*. Florence, South Carolina, USA, 2-4 April 2008. Elsevier, 5431-5436.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.003>

Berntsen, J.; Olesen, J.E.; Petersen, B.M.; Hansen, E.M., 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy*, 25 (4): 383-390.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2006.07.006>

Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Jacobsen, B.H.; Olesen, J.E.; Hutchings, N.J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems*, 76 (3): 817-839.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x\(02\)00111-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x(02)00111-7)

Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Sorensen, P.; Olesen, J.E., 2007. Simulating residual effects of animal manures using N-15 isotopes. *Plant and Soil*, 290 (1-2): 173-187.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-006-9150-z>

Bertora, C.; Alluvione, F.; Zavattaro, L.; van Groenigen, J.W.; Velthof, G.; Grignani, C., 2008. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N₂O, and CO₂ emissions after soil incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (8): 1999-2006.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.021>

Bhandral, R.; Bittman, S.; Kowalenko, C.G.; Friesen, A.; Hunt, D.E., 2008. Emissions of nitrous oxide after application of dairy slurry on bare soil and perennial grass in a maritime climate. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (4): 517-527.

<http://dx.doi.org/10.4141/CJSS07103>

Bhandral, R.; Bittman, S.; Kowalenko, G.; Buckley, K.; Chantigny, M.H.; Hunt, D.E.; Bounaix, F.; Friesen, A., 2009. Enhancing soil infiltration reduces gaseous emissions and improves N uptake from applied dairy slurry. *Journal of Environmental Quality*, 38 (4): 1372-1382.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0287>

Bittman, S.; Kowalenko, C.G.; Forge, T.; Hunt, D.E.; Bounaix, F.; Patni, N., 2007. Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology*, 98: 3249-3258.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.016>

Bolan, N.S.; Surinder, S.; Luo, J.; Rita, B.; Jagrati, S., 2004. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: Processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation. *Advances in Agronomy*, 84: 37-120.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1)

Bortone, G., 2009. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. *Bioresource Technology*, 100 (22): 5424-5430.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.005>

Bouthier, A.; Trochard, R.; Parnaudeau, V.; Nicolardot, B., 2009. Cinétique de minéralisation nette de l'azote organique des produits résiduels organiques à court terme *in situ* et en conditions contrôlées. *Journées de la fertilisation GEMAS-COMIFER*. Blois, France.

Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4): Article Number 1080.
<http://dx.doi.org/10.1029/2001GB001812>

Burton, C.H.; Turner, C., 2003. *Manure Management. Treatment Strategies for Sustainable Agriculture. 2nd Edition*. Bedfordshire, United Kingdom: Silsoe Research Institute, 451 p.

Bussink, D.W.; Oenema, O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (1): 19-33.
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1009747109538>

Calanca, P.; Vuichard, N.; Campbell, C.; Viovy, N.; Cozic, A.; Fuhrer, J.; Soussana, J.F., 2007. Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 164-174.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.010>

Carof, M., 2006. *Fonctionnement de peuplements en semis direct associant du blé tendre d'hiver (Triticum aestivum L.) à différentes plantes de couverture en climat tempéré*. Thèse. INAPG, Paris. 115 p.

Chadwick, D.R.; John, F.; Pain, B.F.; Chambers, B.J.; Williams, J., 2000a. Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science*, 134: 159-168.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859699007510>

Chadwick, D.R.; Pain, B.F.; Brookman, S.K.E., 2000b. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 277-287.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010035x>

Chadwick, D.R.; van der Weerden, T.; Martinez, J.; Pain, B.F., 1998. Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter system (Solepur process) in Brittany, France. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69 (1): 85-93.
<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1997.0227>

Chae, Y.M.; Tabatabai, M.A., 1986. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 15 (2): 193-198.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1986.00472425001500020021x>

Chambers, B.J.; Smith, K., 1998. Nitrogen: some practical solutions for the poultry industry. *Worlds Poultry Science Journal*, 54 (4): 353-357.
<http://dx.doi.org/10.1079/WPS19980025>

Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Rochette, P.; Belanger, G.; Masse, D.; Cote, D., 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 36 (6): 1864-1872.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0083>

Chantigny, M.H.; Rochette, P.; Angers, D.A.; Bittman, S.; Buckley, K.; Masse, D.; Belanger, G.; Eriksen-Hamel, N.; Gasser, M.O., 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 39 (5): 1545-1553.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2009.0482>

Chardon, X.; Raison, C.; Le Gall, A.; Morvan, T.; Faverdin, P., 2008. Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. *Journal of Agricultural Science*, 146: 521-539.

<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859608008034>

Chardon, X.; Rigolot, C.; Barrate, C.; Le Gall, A.; Espagnol, S.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Raison, C.; Poupa, J.-C.; Faverdin, P., 2007. MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, 1638-1645.

Citepa, 2010. Rapport national d'inventaire au titre de rapport à la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et le Protocole de Kyoto Citepa. 1168 p.

<http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv4>

Clemens, J.; Huschka, A., 2001. The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59 (2): 193-198.

<http://dx.doi.org/10.1023/a:1017562603343>

Clemens, J.; Trimborn, M.; Weiland, P.; Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 171-177.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.016>

Clough, T.J.; Di, H.J.; Cameron, K.C.; Sherlock, R.R.; Metherell, A.K.; Clark, H.; Rys, G., 2007. Accounting for the utilization of a N₂O mitigation tool in the IPCC inventory methodology for agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78 (1): 1-14.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9069-z>

Clough, T.J.; Ledgard, S.F.; Sprosen, M.S.; Kear, M.J., 1998. Fate of N-15 labelled urine on four soil types. *Plant and Soil*, 199 (2): 195-203.

<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004361009708>

Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A.; Kerveillant, P.; Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (4): 268-278.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>

Corré, W.J.; Kasper, G.J., 2003. Beperking van lachgasemissie door gebruik van klaver in grasland, Eindrapport Reductieplan Overige Broeikasgassen Landbouw Cluster 1. *Alterra Rapport* Wageningen, Netherlands WUR. 30 p.

<http://content.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterrarrapporten/AlterraRapport560.4.pdf>

Cusick, P.R.; Kelling, K.A.; Powell, J.M.; Munoz, G.R., 2006. Estimates of residual dairy manure nitrogen availability using various techniques. *Journal of Environmental Quality*, 35 (6): 2170-2177.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0287>

Dalal, R.C.; Gibson, I.; Allen, D.E.; Menzies, N.W., 2010. Green waste compost reduces nitrous oxide emissions from feedlot manure applied to soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136 (3-4): 273-281.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.010>

Dambreville, C.; Hallet, S.; Nguyen, C.; Morvan, T.; Germon, J.C.; Philippot, L., 2006a. Structure and activity of the denitrifying community in a maize-cropped field fertilized with composted pig manure

or ammonium nitrate. *Fems Microbiology Ecology*, 56 (1): 119-131.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00064.x>

Dambreville, C.; Henault, C.; Bizouard, F.; Morvan, T.; Chaussod, R.; Germon, J.C., 2006b. Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N₂O, N₂). *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 490-500.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-005-0040-y>

Dambreville, C.; Morvan, T.; Germon, J.C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123 (1-3): 201-210.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.001>

Dauden, A.; Quilez, D.; Vera, M.V., 2004. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. *Journal of Environmental Quality*, 33 (6): 2290-2295.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.2290>

de Klein, C.A.M., 2004. Review of the N₂O emission factor for excreta deposited by grazing animals (EF3PRP). Paper prepared as part of the 2006 Revised Guidelines for Greenhouse Gas Inventories by IPCC IPCC.

de Klein, C.A.M.; van Logtestijn, R.S.P.; van der Meer, H.G.; Geurink, J.H., 1996. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. *Plant and Soil*, 183 (2): 161-170.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00011431>

Decau, M.L.; Delaby, L.; Roche, B., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151: 313-330.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1405-1413.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1405>

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2004. Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *Journal of Environmental Quality*, 33 (2): 637-644.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.6370>

Del Grosso, S.J.; Parton, W.J.; Mosier, A.R.; Walsh, M.K.; Ojima, D.S.; Thornton, P.E., 2006. DAYCENT national-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1451-1460.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0160>

del Prado, A.; Brown, L.; Schulte, R.; Ryan, M.; Scholefield, D., 2006. Principles of development of a mass balance N cycle model for temperate grasslands: An Irish case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (2): 115-131.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-5769-z>

Delaby, L.; Decau, M.L.; Peyraud, J.L.; Accarie, P., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. I- Les flux associés à l'animal. *Fourrages*, 151: 297-311.

Dell, C.J.; Meisinger, J.J.; Beegle, D.B., 2011. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2): 352-361.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2010.0069>

Di, H.J.; Cameron, K.C., 2003. Mitigation of nitrous oxide emissions in spray-irrigated grazed grassland by treating the soil with dicyandiamide, a nitrification inhibitor. *Soil Use and Management*, 19 (4): 284-290.

<http://dx.doi.org/10.1079/SUM2003207>

Di, H.J.; Cameron, K.C.; Silva, R.G.; Russell, J.M.; Barnett, J.W., 2002. A lysimeter study of the fate of N-15-labelled nitrogen in cow urine with or without farm dairy effluent in a grazed dairy pasture soil under flood irrigation. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 45 (4): 235-244.

Diez, J.A.; de la Torre, A.I.; Cartagena, M.C.; Carballo, M.; Vallejo, A.; Munoz, M.J., 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. *Journal of Environmental Quality*, 30 (6): 2165-2172.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.2165>

Dosch, P.; Gutser, R., 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research*, 43 (1-3): 165-171.

<http://dx.doi.org/10.1007/bf00747697>

Eghball, B., 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (6): 2024-2030.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.6462024x>

Eghball, B., 2003. Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34 (19-20): 2803-2815.

<http://dx.doi.org/10.1081/css-120025207>

El Kader, N.A.; Robin, P.; Paillat, J.M.; Leterme, P., 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, 98 (14): 2619-2628.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.035>

Eriksen, J.; Ledgard, S.; Luo, J.; Schils, R.; Rasmussen, J., 2010. Environmental impacts of grazed pastures. *Grassland in a changing world. Proceedings of the 23rd General Meeting of the European Grassland Federation*. Kiel, Germany, 29th August - 2nd September 2010, 880-890.

Fangueiro, D.; Pereira, J.; Chadwick, D.; Coutinho, J.; Moreira, N.; Trindade, H., 2008a. Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N₂O and N₂ emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80 (2): 107-120.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9124-4>

Fangueiro, D.; Senbayram, M.; Trindade, H.; Chadwick, D., 2008b. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. *Bioresource Technology*, 99 (15): 7132-7142.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.069>

Farruggia, A.; Simon, J.C., 1994. Déjections et fertilisation organique au pâturage. *Fourrages*, 139: 231-253.

Flotats, X.; Bonmatí, A.; Fernández, B.; Magrí, A., 2009. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technology*, 100 (22): 5519-5526.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.050>

Frost, J.P., 1994. Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization

from cattle slurry. *Grass and Forage Science*, 49 (4): 391-400.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.1994.tb02015.x>

Gabrielle, B.; Laville, P.; Duval, O.; Nicoullaud, B.; Germon, J.C.; Henault, C., 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the subregional scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 20 (4).
<http://dx.doi.org/10.1029/2006GB002686>

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T., 2006. Flux de gaz à effet de serre (CH₄ et N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales: synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. *Rapport final Etude ADEME/Cemagref ADEME*. 79 p. + annexes.
http://beline.homelinux.net/IMG/pdf/Etude_ADEME_BDgaz2006.pdf

Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T.; Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livestock Science*, 112 (3): 252-260.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Gale, E.S.; Sullivan, D.M.; Cogger, C.G.; Bary, A.I.; Hemphill, D.D.; Myhre, E.A., 2006. Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*, 35 (6): 2321-2332.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2006.0062>

Gangbazo, G.; Barnett, G.M.; Pesant, A.R.; Cluis, D., 1999. Disposing hog manure on inorganically-fertilized corn and forage fields in southeastern Quebec. *Canadian Agricultural Engineering*, 41 (1): 1-12.

Garrido, F.; Hénauld, C.; Gaillard, H.; Perez, S.; Germon, J.C., 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 559-575.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00172-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00172-9)

Génermont, S.; Cellier, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88 (1-4): 145-167.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0)

Gordillo, R.M.; Cabrera, M.L., 1997. Mineralizable nitrogen in broiler litter: I. Effect of selected litter chemical characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 26 (6): 1672-1679.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600060030x>

Griffing, E.M.; Overcash, M.; Westerman, P., 2007. A review of gaseous ammonia emissions from slurry pits in pig production systems. *Biosystems Engineering*, 97 (3): 295-312.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.02.012>

Grignani, C.; Acutis, M.; Reyneri, A.; Cavallero, A.; Lombardi, G., 1996. Flussi di azoto da colture foraggere nell'areale padano: interazioni con la tipologia di suolo. *Rivista di Agronomia*, 3: 339-349.

Groenestein, C.M.; van Faassen, H.G., 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 65 (4): 269-274.
<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0100>

Guiet, S.; Morvan, T.; Vertès, F.; Tico, S.; Hanocq, D.; Gascuel, C., 2010. Lessivage d'azote dans les systèmes de culture de l'ouest. *Cap Agro, octobre 2010*, 34-35.

Gutser, R.; Ebertseder, T.; Weber, A.; Schraml, M.; Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual

availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 168 (4): 439-446.

<http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200520510>

Hadas, A.; Doane, T.A.; Kramer, A.W.; van Kessel, C.; Horwath, W.R., 2002. Modelling the turnover of N-15-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science*, 53 (4): 541-552.

<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00483.x>

Hansen, E.M.; Eriksen, J.; Vinther, F.P., 2007. Catch crop strategy and nitrate leaching following grazed grass-clover. *Soil Use and Management*, 23 (4): 348-358.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1473-2743.2007.00106.x>

Hansen, M.N.; Nyord, T.; Birkmose, T.S., 2010. Injection of animal slurry to winter cereals - effects on crop yield and emissions of odour and ammonia. *Ramiran 2010. Environmental, nutrient losses, impact of storage and spreading operations*. Lisbonne, Portugal, 12-15 September 2010, 4 p.

http://www.ramiran.net/ramiran2010/docs/Ramiran2010_0160_final.pdf

Hart, P.B.S.; Powlson, D.S.; Poulton, P.R.; Johnston, A.E.; Jenkinson, D.S., 1993. The availability of the nitrogen in the crop residues of winter-wheat to subsequent crops. *Journal of Agricultural Science*, 121: 355-362.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859600085555>

Hatch, D.J.; Chadwick, D.R.; Jarvis, S.C.; Roker, J.A., 2004. Controlling nitrogen flows and losses. *12. Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. 624 p.

Haynes, R.J.; Williams, P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49: 119-199.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(08\)60794-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(08)60794-4)

Hénault, C.; Bizouard, F.; Laville, P.; Gabrielle, B.; Nicoullaud, B.; Germon, J.C.; Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11: 115-127.

Hénault, C.; Chèneby, D.; Hearlier, K.; Garrido, F.; Perez, S.; Germon, J.C., 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie*, 21 (8): 713-723.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2001165>

Hénin, S.; Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Annales Agronomiques*, 15: 161-172.

Hernandez-Ramirez, G.; Brouder, S.M.; Smith, D.R.; van Scoyoc, G.E., 2009. Greenhouse gas fluxes in an eastern corn belt soil: weather, nitrogen source, and rotation. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 841-854.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0565>

Hjorth, M.; Christensen, K.V.; Christensen, M.L.; Sommer, S.G., 2010. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 153-180.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009010>

Hutchings, N.J.; Kristensen, I.S., 1995. Modelling mineral nitrogen accumulation in grazed pasture: will more nitrogen leach from fertilized grass than unfertilized grass/clover? *Grass and Forage*

Science, 50: 300-313.

Hyde, B.P.; Hawkins, M.J.; Fanning, A.F.; Noonan, D.; Ryan, M.; O'Toole, P.; Carton, O.T., 2006. Nitrous oxide emissions from a fertilized and grazed grassland in the South East of Ireland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75 (1-3): 187-200.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9026-x>

Institut de l'élevage; Ifip; Itavi, 2001. *Fertiliser avec les engrais de ferme*. Paris, France: Institut de l'élevage, 104 p.

IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4 Agriculture, forestry and other land use*. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

Janssen, B.H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of young soil organic-matter. *Plant and Soil*, 76 (1-3): 297-304.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF02205588>

Jarvis, S.C.; Barraclough, D., 1991. Variations in mineral nitrogen under grazed grassland swards. *Plant and Soil*, 138: 177-188.

Jarvis, S.C.; Hatch, D.J.; Lockyer, D.R., 1989a. Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *Journal of Agricultural Science*, 113: 99-108.

Jarvis, S.C.; Hatch, D.J.; Roberts, D.H., 1989b. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *Journal of Agricultural Science*, 112: 205-216.

Jenkinson, D.S.; Smith, K.A., 1988. *Nitrogen efficiency in agricultural soils*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Applied Science, 450 p.

Jongebreur, A.A.; Monteny, G.J., 2002. Prevention and control of losses of gaseous nitrogen compounds in livestock operations: a review. *Optimizing nitrogen management in food and energy production and environmental protection. 2nd International Nitrogen Conference*. Potomac, Maryland, USA, 14-18 October 2001. A.A. Balkema Publishers, 844-851.

Joo, H.S.; Ndegwa, P., 2008. Development of a zero emission composting technology (ZECT) for treatment of livestock wastewaters. *Central theme, technology for all: sharing the knowledge for development. Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium - ILES VIII*. Iguassu Falls City, Brazil, 31st August to 4th September, 2008. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Institut fur Landtechnik, unpaginated.
<http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2009/20093314705.pdf>

Jorgensen, F.V.; Jensen, E.S., 1997. Short-term effects of a dung pat on N-2 fixation and total N uptake in a perennial ryegrass/white clover mixture. *Plant and Soil*, 196 (1): 133-141.
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004234029920>

Justes, E.; Hauggaard-Nielsen, H.; Bedoussac, L.; Corre-Hellou, G.; Jeuffroy, M.H.; Nolot, J.M.; Jensen, E.S., 2009. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legume sole cropping or intercropped aimed at improving use efficiency in low input farming. *Farming Systems Design 2009: an international symposium on methodologies for integrated analysis of farm production systems*. Monterey, USA, 149-150.

Justes, E.; Nolot, J.M.; Raffaillac, D.; Hauggaard-Nielsen, H.; Jensen, E.S., 2010. Designing and evaluating prototypes of arable cropping systems with legumes aimed at improving N use efficiency in low input farming. *AGRO2010, Congress (ESA), 29 August-3 September 2010*, . Montpellier, France.

Kayser, M.; Muller, J.; Isselstein, J., 2010. Nitrogen management in organic farming: comparison of crop rotation residual effects on yields, N leaching and soil conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (1): 21-31.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9309-0>

Kolenbrander, G.J.; De la Lande Cremer, L.C.N., 1967. *Solid and liquid manures. Value and possibilities*. Wageningen, Netherlands: H. Veenman & Zonen NV, 188 p.

Langmeier, M.; Frossard, E.; Kreuzer, M.; Mader, P.; Dubois, D.; Oberson, A., 2002. Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie*, 22 (7-8): 789-800.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2002044>

Lantinga, E.A.; Keuning, J.A.; Groenwold, J.; Deenen, P.J., 1987. Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. In: Van Der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; Van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., eds. *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer or waste?* Leiden: Martinus Nijhoff Publishers, 103-117.

Larney, F.J.; Hao, X.Y., 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *11. International Conference of the FAO ESCO-RENA Network on Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN)*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004, 3221-3227.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>

Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuries, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Lineres, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60 (2): 297-310.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>

Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuries, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Lineres, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology*, 101 (1): 157-164.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.025>

Laville, P.; Lehuger, S.; Loubet, B.; Chaumartin, F.; Cellier, P., 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151 (2): 228-240.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.10.008>

Le Rohellec, C.; Falaise, D.; Mouchet, C.; Boutin, M.; Thiebot, J., 2009. Analyse de l'efficacité environnementale et énergétique de la mesure agri-environnementale « SFEI » à partir de l'analyse de pratiques de 44 signataires en 2006-07. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 109-112.

Ledgard, S.; Schils, R.; Eriksen, J.; Luo, J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48 (2): 209-226.

Ledgard, S.F., 2001. Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, 228 (1): 43-59.

<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004810620983>

- Ledgard, S.F.; Penno, J.W.; Sprosen, M.S., 1999. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *Journal of Agricultural Science*, 132: 215-225.
- Leip, A.; Busto, M.; Winiwarter, W., 2011. Developing spatially stratified N₂O emission factors for Europe. *Environmental Pollution*, 159 (11): 3223-3232.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911000535X>
- Leterme, P.; Barre, C.; Vertès, F., 2003. The fate of N-15 from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie*, 23 (7): 609-616.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003038>
- Leterme, P.; Morvan, T., 2010. Mieux valoriser la ressource dans le cadre de l'intensification écologique. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 101-118.
- Levasseur, P., 2005. *Composition des effluents porcins et de leurs coproduits de traitement*. Paris, France: ITP, 68 p.
- Loiseau, P.; Carrere, P.; Lafarge, M.; Delpy, R.; Dublanche, J., 2001. Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. *European Journal of Agronomy*, 14 (2): 113-121.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(00\)00084-8](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(00)00084-8)
- Lopez-Fernandez, S.; Diez, J.A.; Hernaiz, P.; Arce, A.; Garcia-Torres, L.; Vallejo, A., 2007. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78 (3): 279-289.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9091-9>
- Loyon, L.; Béline, F.; Guiziou, F.; Boursier, H.; Peu, P., 2005. Bilan environnemental des procédés de traitement biologique des lisiers de porcs. *Rapport final Etude ADEME/Cemagref ADEME*.
- Loyon, L.; Guiziou, F.; Béline, F.; Peu, P., 2007a. Gaseous emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry - comparison with a conventional storage system. *Gaseous emissions from agricultural systems. Papers presented at the 11th Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), 'Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety', Murcia, Spain, 6-9 October 2004*. Elsevier, 472-480.
<Go to ISI>://CABI:20073238293
<http://www.sciencedirect.com/science/journal/15375110>
- Loyon, L.; Guiziou, F.; Béline, F.; Peu, P., 2007b. Gaseous emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry - comparison with a conventional storage system. *Gaseous emissions from agricultural systems. Papers presented at the 11th Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety*. Murcia, Spain, 6-9 October 2004. Elsevier, 472-480.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.030>
- Macdonald, A.J.; Poulton, P.R.; Powlson, D.S.; Jenkinson, D.S., 1997. Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of N-15-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *Journal of Agricultural Science*, 129: 125-154.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859697004619>
- Machet, J.M.; Dubrulle, P.; Damay, N.; Duval, R.; Recous, S.; Mary, B., 2007. Azofert: a new

decision support tool for fertiliser N advice based on a dynamic version of the predictive balance sheet method. *16. International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers (CIEC), "Mineral versus Organic Fertilization : Conflict or Synergism"*. Gand, Belgium.

Maguire, R.O.; Kleinman, P.J.A.; Dell, C.J.; Beegle, D.B.; Brandt, R.C.; McGrath, J.M.; Ketterings, Q.M., 2011. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2): 292-301.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2009.0228>

Malhi, S.; Lemke, R.; Schoenau, J., 2010. Influence of time and method of alfalfa stand termination on yield, seed quality, N uptake, soil properties and greenhouse gas emissions under different N fertility regimes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86 (1): 17-38.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9271-x>

Massa, F.; Gascuel-Oudou, C.; Merot, P.; Baudry, J.; Beduneau, G.; Blondel, R.; Durand, P.; Tico, S.; Troccaz, O., 2008. Territ' eau : une méthode et des outils pour améliorer la gestion des paysages agricoles en vue de préserver la qualité de l'eau. *Ingénieries (spécial issue: « Azote, phosphore et pesticides »)*: 115-132.

Masse, L.; Massé, D.I.; Pellerin, Y., 2007. The use of membranes for the treatment of manure: a critical literature review. *Biosystems Engineering*, 98 (4): 371-380.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.09.003>

Matthews, R.A.; Chadwick, D.R.; Retter, A.L.; Blackwell, M.S.A.; Yamulki, S., 2010. Nitrous oxide emissions from small-scale farmland features of UK livestock farming systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136 (3-4): 192-198.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.011>

Mejjide, A.; Diez, J.A.; Sanchez-Martin, L.; Lopez-Fernandez, S.; Vallejo, A., 2007. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (4): 383-394.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.11.020>

Mejjide, A.; Garcia-Torres, L.; Arce, A.; Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132 (1-2): 106-115.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.03.005>

Melse, R.W.; Verdoes, N., 2005. Evaluation of four farm-scale systems for the treatment of liquid pig manure. *Biosystems Engineering*, 92 (1): 47-57.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2005.05.004>

Merino, P.; Estavillo, J.M.; Graciolli, L.A.; Pinto, M.; Lacuesta, M.; Munoz-Rueda, A.; Gonzalez-Murua, C., 2002. Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. *Soil Use and Management*, 18 (2): 135-141.

<http://dx.doi.org/10.1079/sum2002120>

Mkhabela, M.S.; Gordon, R.; Burton, D.; Madani, A.; Hart, W., 2006. Effect of lime, dicyandiamide and soil water content on ammonia and nitrous oxide emissions following application of liquid hog manure to a marshland soil. *Plant and Soil*, 284 (1-2): 351-361.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-006-0056-6>

Moeller, K.; Stinner, W., 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*, 30 (1): 1-16.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2008.06.003>

Moeller, K.; Stinner, W.; Leithold, G., 2008. Growth, composition, biological N(2) fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82 (3): 233-249.
<Go to ISI>://WOS:000260542200002

Moller, K., 2009. Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (2): 179-202.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9236-5>

Monaghan, R.M.; Hedley, M.J.; Di, H.J.; McDowell, R.W.; Cameron, K.C.; Ledgard, S., 2007. Nutrient management in New Zealand pastures. Recent developments and future issues. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50: 181-201.

Monaghan, R.M.; Smith, L.C.; Ledgard, S.F., 2009. The effectiveness of a granular formulation of dicyandiamide (DCD) in limiting nitrate leaching from a grazed dairy pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 52: 145-159.

Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>

Morvan, T.; Alard, V.; Ruiz, L., 2000. Interet environnemental de la betterave fourragere. *Fourrages*, 163: 315-322

Morvan, T.; Bouthier, A.; Trochard, R.; Cabaret, M.M.; Grall, J.; Hanocq, D.; Raison, C.; Houot, S., 2010. Effects of applications of cattle manure on organic matter accumulation and nitrogen mineralisation. *Ramiran 2010. Use of manures and organic wastes to improve soil quality and nutrient balances*. Lisbonne, Portugal, 12-15 September 2010, 4 p. .

Morvan, T.; Nicolardot, B.; Pean, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 513-522.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-005-0045-6>

Morvan, T.; Parnaudeau, V.; Houot, S.; Nicolardot, B., 2001. *La valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage et urbains*. Inra, 4 p.

Morvan, T.; Thirion, F.; Générmont, S., 2004. Maîtrise des émissions ammoniacales au champ : les techniques qui marchent. *Perspectives Agricoles*, 304: 24-27.

Mosier, A.R.; Syers, K.J.; Freney, J.R., 2004. *Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment*. Washington, United States: Island Press xxi + 296 p.

Muller, J.C.; Denis, D.; Thiébeau, P., 1993. Présence de légumineuses dans la succession de cultures : luzerne et pois cultivés purs ou en association, influence sur la dynamique de l'azote. In: Decroux, J.; Ignazi, J.C., eds. *Matières organiques et Agricultures. Congrès GEMAS-COMIFER*. Blois: GEMAS-COMIFER, 83-92.

Nahm, K.H., 2005. Environmental effects of chemical additives used in poultry litter and swine manure. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35 (5): 487-513.
<http://dx.doi.org/10.1080/10643380590966208>

Nevens, F.; Reheul, D., 2005. Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy*, 22 (3): 349-361.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2004.05.003>

Novak, S.M.; Fiorelli, J.L., 2010. Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 215-236.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009031>

Parkinson, R.; Gibbs, P.; Burchett, S.; Misselbrook, T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresource Technology*, 91 (2): 171-178.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00174-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00174-3)

Parnaudeau, V.; Paumard, T.; Bouthier, A.; Trochard, R.; Nicolardot, B., 2009a. Conception of a reference database on N mineralization kinetics of organic wastes in cropped soils. *16. Nitrogen Workshop*. Turin, Italy: June 2009.

Parnaudeau, V.; Reau, R.; Dubrulle, P.; Aubert, C.; Baillet, A.; Beudoin, N.; Béguin, P.; Butler, F.; Cannavo, P.; Cohan, J.-P.; Dupont, A.; Duval, R.; Espagnol, S.; Flénet, F.; Fourrié, L.; Générumont, S.; Guichard, L.; Jeuffroy, M.-H.; Justes, E.; Laurent, F.; Machet, J.-M.; Maupas, F.; Morvan, T.; Pellerin, S.; Raison, C.; Raynal, C.; Recous, S.; Thiard, J., 2011. Designing a DSS to reduce nitrogen losses in cropping systems. *Nitrogen & Global Change : Key findings – future challenges. Proceedings, 11-15/04/2011*. Edinburgh, 2 p.

Parnaudeau, V.; Reau, R.; Dubrulle, P.; Cannavo, P.; Baillet, A.; Recous, S., 2009b. A dynamic model to develop the diagnosis of N losses at rotation scale, by the stakeholders. *16. Nitrogen Workshop*. Turin, Italy: June 2009.

Parson, A.J.; Orr, R.J.; Penning, P.D.; Lockyer, D.R., 1991. Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass-clover swards continuously grazed by sheep. *Journal of Agricultural Science*, 116: 47-61.

Paul, J.W.; Zebarth, B.J., 1997. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (2): 231-240.

<http://dx.doi.org/10.4141/S96-052>

Paustian, K.; Andren, O.; Clarholm, M.; Hansson, A.C.; Johansson, G.; Lagerlof, J.; Lindberg, T.; Pettersson, R.; Sohlenius, B., 1990. Carbon and nitrogen budgets of 4 agroecosystems with annual and perennial crops, with and without N-fertilization. *Journal of Applied Ecology*, 27 (1): 60-84.

<http://dx.doi.org/10.2307/2403568>

Peigné, J.; Ball, B.C.; Roger-Estrade, J.; David, C., 2007. Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. *Soil Use and Management*, 23 (2): 129-144.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00082.x>

Pelster, D.E.; Chantigny, M.; Rochette, P.; Angers, D.; Vanasse, A., 2011. Impact of mineral nitrogen and three manure types on nitrous oxide emissions from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality*, Submitted.

Peltre, C.; Christensen, B.T.; Dragon, S.; Icard, C.; Kätterer, T.; Houot, S., 2010. Optimisation of the RothC Model pools to simulate C dynamics after application of exogenous organic matters in soils. *Ramiran 2010. Use of manures and organic wastes to improve soil quality and nutrient balances*.

Lisbonne, Portugal, 12-15 September 2010, 4 p. .

- Petersen, S.O., 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality*, 28 (5): 1610-1618.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800050027x>
- Petersen, S.O.; Lind, A.M.; Sommer, S.G., 1998a. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science*, 130 (Part 1): 69-79.
- Petersen, S.O.; Sommer, S.G.; Aaes, O.; Soegaard, K., 1998b. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: Effect of N intake. *Atmospheric Environment*, 32 (3): 295-300.
- Pratt, P.F.; Davis, S.; Sharpless, R.G., 1976. A four-year field trial with animal manures. I. Nitrogen balances and yields. II. Mineralization of nitrogen. *Hilgardia*, 44 (5): 99.
- Qafoku, O.S.; Cabrera, M.L.; Windham, W.R.; Hill, N.S., 2001. Rapid methods to determine potentially mineralizable nitrogen in broiler litter. *Journal of Environmental Quality*, 30 (1): 217-221.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.301217x>
- Raison, C.; Chambaut, H.; Le Gall, A.; Pflimlin, A., 2008. Impact du système fourrager sur la qualité de l'eau. Enseignements issus du projet Green Dairy. *Fourrages*, 193: 3-18.
- Rajagopal, R.; Rousseau, P.; Bernet, N.; Béline, F., 2011. Combined anaerobic and activated sludge anoxic/oxic treatment for piggery wastewater. *Bioresource Technology*, 102 (3): 2185-2192.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.112>
- Reeves, J.B.; van Kessel, J.S., 2000. Near-infrared spectroscopic determination of carbon, total nitrogen, and ammonium-N in dairy manures. *Journal of Dairy Science*, 83 (8): 1829-1836.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(00\)75053-3](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(00)75053-3)
- Rochette, P.; Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; Bertrand, N.; Cote, D., 2004. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1410-1420.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1410>
- Rochette, P.; Angers, D.A.; Chantigny, M.H.; MacDonald, J.D.; Gasser, M.O.; Bertrand, N., 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (1): 71-80.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>
- Rochette, P.; Worth, D.E.; Lemke, R.L.; McConkey, B.G.; Pennock, D.J.; Wagner-Riddle, C.; Desjardins, R.L., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 641-654.
<http://dx.doi.org/10.4141/CJSS07025>
- Rotz, C.A.; Buckmaster, D.R.; Mertens, D.R.; Black, J.R., 1989. DAFOSYM - A dairy forage system model for evaluating alternatives in forage conservation. *Journal of Dairy Science*, 72 (11): 3050-3063.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(89\)79458-3](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(89)79458-3)
- Rotz, C.A.; Mertens, D.R.; Buckmaster, D.R.; Allen, M.S.; Harrison, J.H., 1999a. A dairy herd model for use in whole farm simulations. *Journal of Dairy Science*, 82 (12): 2826-2840.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(99\)75541-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(99)75541-4)
- Rotz, C.A.; Satter, L.D.; Mertens, D.R.; Muck, R.E., 1999b. Feeding strategy, nitrogen cycling, and profitability of dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 82 (12): 2841-2855.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(99\)75542-6](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(99)75542-6)

Rufino, M.C.; Rowe, E.C.; Delve, R.J.; Giller, K.E., 2006. Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (4): 261-282.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.028>

Rufino, M.C.; Tiftonell, P.; van Wijk, M.T.; Castellanos-Navarrete, A.; Delve, R.J.; de Ridder, N.; Giller, K.E., 2007. Manure as a key resource within smallholder farming systems: Analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science*, 112 (3): 273-287.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.011>

Russelle, M.P.; Lamb, J.F.S.; Montgomery, B.R.; Elsenheimer, D.W.; Bradley, S.M.; Vance, C.P., 2001. Alfalfa rapidly remediates excess inorganic nitrogen at a fertilizer spill site. *Journal of Environmental Quality*, 30: 30-36.

Ryan, W.; Hennessy, D.; Murphy, J.J.; Boland, T.M.; Shalloo, L., 2011. A model of nitrogen efficiency in contrasting grass-based dairy systems. *Journal of Dairy Science*, 94 (2): 1032-1044.

Saletes, S.; Fiorelli, J.; Vuichard, N.; Cambou, J.; Olesen, J.E.; Hacala, S.; Sutton, M.; Fuhrer, J.; Soussana, J.F., 2004. Greenhouse gas balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation. In: Kaltschmitt, M.; Weiske, A., eds. *Greenhouse gas emissions from agriculture. Mitigation options and strategies*. Leipzig: Institute for Energy and Environment, 203-208.

Saludes, R.B.; Iwabuchi, K.; Miyatake, F.; Abe, Y.; Honda, Y., 2008. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. *Bioresource Technology*, 99 (15): 7285-7290.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.080>

Sameshima-Saito, R.; Chib, K.; Hirayama, J.; Itakura, M.; Mitsui, H.; Eda, S.; Minamisawa, K., 2006. Symbiotic Bradyrhizobium japonicum Reduces N₂O surrounding the soybean root system via nitrous oxide reductase. *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (4): 2526-2532.

<http://dx.doi.org/10.1128/AEM.72.4.2526-2532.2006>

Sanger, A.; Geisseler, D.; Ludwig, B., 2010. Effects of rainfall pattern on carbon and nitrogen dynamics in soil amended with biogas slurry and composted cattle manure. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 173 (5): 692-698.

Schils, R.L.M.; Kok, I., 2003. Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 51 (1-2): 41-65.

Schils, R.L.M.; Olesen, J.E.; del Prado, A.; Soussana, J.F., 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science*, 112 (3): 240-251.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.005>

Scholefield, D.; Lockyer, D.R.; Whitehead, D.C.; Tyson, K.C., 1991. A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef-cattle. *Plant and Soil*, 132 (2): 165-177.

<http://dx.doi.org/10.1007/BF00010397>

Schröder, J.J.; Jansen, A.G.; Hilhorst, G.J., 2005. Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, 21 (2): 196-204.

<http://dx.doi.org/10.1079/SUM2005306>

Schröder, J.J.; Neeteson, J.J.; Oenema, O.; Struik, P.C., 2000. Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops research*, 66 (2): 151-164.

Schröder, J.J.; Stevens, R.J., 2004. Optimising N additions: can we integrate fertiliser and manure use? *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003, 586-593.

Schröder, J.J.; Uenk, D.; Hilhorst, G.J., 2007. Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299: 83-99.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-007-9365-7>

Sharpley, A.N.; Smith, S.J., 1994. Wheat tillage and water-quality in the southern plains. *Soil & Tillage Research*, 30 (1): 33-48.
[http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90149-x](http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(94)90149-x)

Shimizu, M.; Marutani, S.; Desyatkin, A.R.; Jin, T.; Nakano, K.; Hata, H.; Hatano, R., 2010. Nitrous oxide emissions and nitrogen cycling in managed grassland in Southern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56 (4): 676-688.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00496.x>

Šimek, M.; Brůček, P.; Hynšt, J.; Uhlířová, E.; Petersen, S.O., 2006. Effects of excretal returns and soil compaction on nitrous oxide emissions from a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 186-191.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.018>

Simon, J.C., 1992. Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature de contraintes, effets cumulatifs. *Un point sur ...les systèmes de culture* Paris, France: Inra Editions, 111-126.

Simon, J.C.; Decau, M.L.; Morvan, T., 1998a. Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. *Rencontre Recherches Ruminants*. Paris. 193-200.

Simon, J.C.; Decau, M.L.; Morvan, T., 1998b. Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4/12/1998, 193-200.

Simon, J.C.; Le Corre, L., 1988. Lessivage d'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère. *Fourrages*, 114: 193-207.

Simon, J.C.; Vertès, F.; Decau, M.L.; Le Corre, L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. 1. Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, 151: 249-262.

Simpson, J.R.; Freney, J.R.; Muirhead, W.A.; Leuning, R., 1985. Effects of phenylphosphorodiamidate and dicyandiamide on nitrogen loss from flooded rice. *Soil Science Society of America Journal*, 49 (6): 1426-1431.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900060019x>

Sistani, K.R.; Warren, J.G.; Lovanh, N.; Higgins, S.; Shearer, S., 2010. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2): 429-435.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0076>

Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, 14 (2): 123-133.

Sommer, S.G.; Genermont, S.; Cellier, P.; Hutchings, N.J.; Olesen, J.E.; Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19 (4): 465-486.

[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00037-6](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00037-6)

Sommerfeldt, T.G.; Chang, C.; Entz, T., 1988. Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal*, 52 (6): 1668-1672.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200060030x>

Sorensen, L.K.; Sorensen, P.; Birkmose, T.S., 2007. Application of reflectance near infrared spectroscopy for animal slurry analyses. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (4): 1398-1405.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.330>

Sorensen, P., 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267 (1-2): 285-296.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-005-0121-6>

Sorensen, P.; Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16 (2): 81-95.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00119-8](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00119-8)

Sorensen, P.; Thomsen, I.K., 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 69 (5): 1644-1651.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.0365>

Sorensen, P.; Weisbjerg, M.R.; Lund, P., 2003. Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science*, 141: 79-91.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859603003368>

Soussana, J.F.; Allard, V.; Pilegaard, K.; Ambus, P.; Amman, C.; Campbell, C.; Ceschia, E.; Clifton-Brown, J.; Czobel, S.; Domingues, R.; Flechard, C.; Fuhrer, J.; Hensen, A.; Horvath, L.; Jones, M.; Kasper, G.; Martin, C.; Nagy, Z.; Neftel, A.; Raschi, A.; Baronti, S.; Rees, R.M.; Skiba, U.; Stefani, P.; Manca, G.; Sutton, M.; Tuba, Z.; Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 121-134.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.022>

Soussana, J.F.; Luescher, A., 2007. Temperate grasslands and global atmospheric change: A review. *Grass and Forage Science*, 62 (2): 127-134.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00577.x>

Svoboda, I.F.; Jones, A., 1999. Waste management for hog farms - Review. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 12 (2): 295-304.

Szanto, G., 2009. *NH₃ dynamics in composting: assessment of the integration of composting in manure management chains*. Wageningen, Netherlands: WUR, ix + 133 p.

Task Force on Reactive Nitrogen, 2010. Draft guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Informal document, No. 4. *Working Group of Strategies and Review, 47th Session, 25-27 October 2010*. Paris, France. 74 p.

<http://www.clrtap-tfrn.org/node/94>

Thiébeau, P.; Larbre, D.; Usunier, J.; Cattin, G.; Parnaudeau, V.; Justes, E., 2004. Effect of regular pig slurry spreading on the forage production of lucerne (*Medicago sativa* L.) and on soil N dynamics.

VIII ESA Congress, 11-15 July 2004 Copenhagen, Denmark, 463-464.

Thiébeau, P.; Lô-Pelzer, E.; Klumpp, K.; Corson, M.; Hénault, C.; Bloor, J.; de Chezelles, E.; Soussana, J.F.; Lett, J.M.; Jeuffroy, M.H., 2010. Conduite des légumineuses pour améliorer l'efficacité énergétique et réduire les émissions de gaz à effet de serre à l'échelle de la culture et de l'exploitation agricole. *Innovations Agronomiques*, 11: 45-58.

Thompson, R.B.; Ryden, J.C.; Lockyer, D.R., 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Journal of Soil Science*, 38 (4): 689-700.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1987.tb02166.x>

Thomsen, I.K., 2005. Crop N utilization and leaching losses as affected by time and method of application of farmyard manure. *European Journal of Agronomy*, 22: 1-9.

Thomsen, I.K.; Pedersen, A.R.; Nyord, T.; Petersen, S.O., 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136 (3-4): 227-235.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.001>

Thorman, R.E.; Chadwick, D.R.; Boyles, L.O.; Matthews, R.; Sagoo, E.; Harrison, R., 2006. Nitrous oxide emissions during storage of broiler litter and following application to arable land. *International Congress Series*, 1293: 355-358.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0531513106003694>

Tyson, K.C.; Scholefield, D.; Jarvis, S.C.; Stone, A.C., 1997. A comparison of animal output and nitrogen leaching losses recorded from drained fertilized grass and grass/clover pasture. *Journal of Agricultural Science*, 129: 315-323.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859697004760>

UNECE, 2007. Document d'orientation sur les techniques d'orientation sur les techniques de prévention et de réduction des émissions d'ammoniac United Nations. 40 p.
<http://www.unece.org/env/documents/2007/eb/wg5/WGSR40/ece.eb.air.wg.5.2007.13.f.pdf>

Vallejo, A.; Garcia-Torres, L.; Diez, J.A.; Arce, A.; Lopez-Fernandez, S., 2005. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil*, 272 (1-2): 313-325.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-004-5754-3>

Vallejo, A.; Skiba, U.M.; Garcia-Torres, L.; Arce, A.; Lopez-Fernandez, S.; Sanchez-Martin, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (9): 2782-2793.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.040>

van der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; van Dijk, T.A.; Ennik, G.C., 1987. *Animal manure on grassland and fodder crops. Fertilizer of waste?* Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers, 388 p.

van Groenigen, J.W.; Velthof, G.L.; Oenema, O.; van Groenigen, K.J.; van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*, 61: 903-913.

van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the A.O.A.C.*, 46 (5): 825-835.

Vanotti, M.B.; Szogi, A.A.; Millner, P.D.; Loughrin, J.H., 2009. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Proceedings of the*

OECD Workshop: Livestock waste treatment systems of the future: A challenge to environmental quality, food safety, and sustainability. Florence, South Carolina, USA, 2-4 April 2008. Elsevier, 5406-5416.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.019>

Vellinga, T.V.; van der Putten, A.H.J.; Mooij, M., 2001. Grassland management and nitrate leaching, a model approach. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49 (2-3): 229-253.

Velthof, G.L.; Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 298-308.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.017>

Velthof, G.L.; van Beusichem, M.L.; Raijmakers, W.M.F.; Janssen, B.H., 1998. Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil*, 200 (2): 215-226.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1004336903214>

Vérité, R.; Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie*, 49 (3): 217-230.

<http://dx.doi.org/10.1051/animres:2000101>

Vertès, F.; Benoit, M.; Dorioz, J.M., 2010a. Couverts herbacés perennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites. *Fourrages*, 202: 83-94.

Vertès, F.; Hatch, D.; Velthof, G.; Taube, F.; Laurent, F.; Loiseau, P.; Recous, S., 2007a. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. 14. Symposium of the European Grassland Federation*. Ghent, Belgium, 3-5 September 2007, 227-246.

Vertès, F.; Jeuffroy, M.H.; Justes, E.; Thiébeau, P.; Corson, M., 2010b. Connaître et maximiser les bénéfices environnementaux liés à l'azote chez les légumineuses, à l'échelle de la culture, de la rotation et de l'exploitation. *Innovations Agronomiques*, 11: 25-43.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Giovanni, R.; Grignani, C.; Corson, M.; Durand, P.; Peyraud, J.L., 2008. Flux de nitrate dans les élevages bovins et qualité de l'eau : variabilité des phénomènes et diversité des conditions. *Académie d'Agriculture de France*. Paris, France, 14 mai 2009.

http://www.academie-agriculture.fr/mediatheque/seances/2008/20080514communication1_integral.pdf

Vertès, F.; Simon, J.C.; Laurent, F.; Besnard, A., 2007b. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192: 423-440.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Nitrogen flows in grazed pastures. II. Study of flows and their effects on leaching. *Fourrages*, (151): 263-280.

<Go to ISI>://CABI:19981906408

Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.

Vertès, F.; Soussana, J.F.; Louault, F., 1995. Utilisation de marquages ¹⁵N pour la quantification de flux d'azote en prairies pâturées. In: Maillard, P.; Bonhomme, R., eds. *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*. Paris: Ed. INRA, 265-275.

Wachendorf, C.; Joergensen, R.G., 2011. Mid-term tracing of (¹⁵N) derived from urine and dung in soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (2): 147-155.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00374-010-0516-2>

Wachendorf, C.; Lampe, C.; Taube, F.; Dittert, K., 2008. Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under N-15-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (2): 171-180.

<http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200625217>

Wachendorf, C.; Taube, F.; Wachendorf, M., 2005. Nitrogen leaching from N-15 labelled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73 (1): 89-100.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-8313-2>

Watts, D.B.; Torbert, H.A.; Prior, S.A.; Huluka, G., 2010. Long-term tillage and poultry litter Impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (4): 1239-1247.

<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2008.0415>

Webb, J.; Morgan, J.; Pain, B., 2011. Re-appraisal of the costs of methods to reduce emissions of ammonia following the application of manures to land in the UK reported in the 2009 review of the efficiency of methods to reduce emissions of ammonia following the application of manures to land, their costs, potential agronomic benefits and impacts on emissions of nitrous oxide Task Force on Reactive Nitrogen 16 p.

Webb, J.; Morgan, J.; Pain, B.; Eurich-Menden, B., 2009. Review of the efficiency of methods to reduce emissions of ammonia following the application of manures to land, their costs, potential agronomic benefits and impacts on emissions of nitrous oxide Task Force on Reactive Nitrogen. 65 p.

Webb, J.; Pain, B.; Bittman, S.; Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 39-46.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.001>

Weslien, P.; Klemedtsson, L.; Svensson, L.; Galle, B.; Kasimirklemedtsson, A.; Gustafsson, A., 1998. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. *Soil Use and Management*, 14: 200-208.

West, T.O.; Marland, G., 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91 (1-3): 217-232.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00233-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00233-X)

Whitehead, D.C.; Bristow, A.W., 1990. Transformation of nitrogen following the application of 15N-labelled cattle urine to an established grass sward. *Journal of Applied Ecology*, 27: 667-678.

Willers, H.C.; Derikx, P.J.L.; Ten Have, P.J.W.; Vijn, T.K., 1996. Emission of ammonia and nitrous oxide from aerobic treatment of veal calf slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 63 (4): 345-352.

<http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0037>

Williams, P.E.V., 1995. Animal production and european pollution problems. *Animal Feed Science and Technology*, 53 (2): 135-144.

[http://dx.doi.org/10.1016/0377-8401\(95\)02017-T](http://dx.doi.org/10.1016/0377-8401(95)02017-T)

Williams, P.H.; Haynes, R.J., 1995. Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content. *Grass and Forage Science*, 50 (3): 263-271.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.1995.tb02322.x>

Wulf, S.; Maeting, M.; Clemens, J., 2002. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. *Journal of Environmental Quality*, 31 (6): 1789-1794.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1789>

Zebarth, B.J.; Paul, J.W.; Schmidt, O.; McDougall, R., 1996. Influence of the time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (2): 153-164.

<http://dx.doi.org/10.4141/cjss96-022>

Zebarth, B.J.; Rochette, P.; Burton, D.L.; Price, M., 2008. Effect of fertilizer nitrogen management on N₂O emissions in commercial corn fields. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (2): 189-195.

<http://dx.doi.org/10.4141/CJSS06010>

Zerulla, W.; Barth, T.; Dressel, J.; Erhardt, K.; von Locquenghien, K.H.; Pasda, G.; Radle, M.; Wissemeier, A.H., 2001. 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) - a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture - An introduction. *Biology and Fertility of Soils*, 34 (2): 79-84.

<http://dx.doi.org/10.1007/s003740100380>

Chapitre 7. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

Auteurs

Jean-Louis Peyraud
Françoise Vertès
Luc Delaby
Jean-Louis Fiorelli
Patrick Durand
Jean-Yves Dourmad
Philippe Faverdin
Pierre Cellier

Avec la contribution des auteurs des chapitres 5 et 6

Résumé

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 est de l'ordre de 45-50% avec de fortes variations selon les systèmes de production et les pratiques des éleveurs/ Les marges de progrès sont importantes. On voit que les entrées d'azote, les flux internes et les sorties, calculés à partir de nombreuses publications, diffèrent très significativement et que l'efficacité résulte d'un ensemble complexe de flux interdépendants. Ainsi, bien que la production laitière soit moins efficace que la production porcine à l'échelle de l'animal et du troupeau, les efficacités calculées au niveau de l'exploitation sont voisines. Par ailleurs, une amélioration d'efficacité à l'échelle d'un maillon (par exemple, au stade de l'alimentation animale) peut entraîner une dégradation sur un autre maillon et ne se traduit pas nécessairement par une amélioration de l'efficacité à l'échelle de l'exploitation. De façon générale, les pertes de l'azote à l'échelle de l'exploitation augmentent avec l'accroissement des entrées d'azote et elles sont minimales dans les systèmes à très bas intrants, notamment en agriculture biologique. Les échanges de flux d'azote entre exploitations permettent aussi d'avoir une gestion plus conservatrice de l'azote et les aménagements paysagers participent de façon efficace à épurer les excès d'azote.

Mots clés

Système de production, spécialisation, chargement animal, système fourrager, agriculture biologique, bilan azoté, aménagement paysager, zone tampon, territoire

Chapitre 7. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale

7.1. De l'animal au système : intégrer l'ensemble des paramètres pour évaluer les risques environnementaux	297
7.2. Une grande diversité de systèmes de production animale	299
7.2.1. Chez les monogastriques, une diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation qu'à l'échelle de l'atelier	299
7.2.2. Forte variation du degré d'intensification au sein des systèmes de production de ruminants	300
7.3. Importance du chargement animal dans les risques de fuites d'azote	301
7.3.1 Effet du chargement en élevage porcin	301
7.3.2 Effet du chargement associé au niveau des intrants, en élevage laitier	303
7.4. Systèmes fourragers : atouts et limites de la prairie et des légumineuses	307
7.4.1. Atouts de la prairie dans la gestion de l'azote	307
7.4.2. Atouts des légumineuses pour renforcer l'autonomie protéique	309
7.5. L'agriculture biologique : mode de production qui limite les flux d'azote	312
7.5.1. Des pertes de nitrate maîtrisées à l'échelle des exploitations.	312
7.5.2. Des évaluations plus contrastées sur d'autres sorties environnementales	313
7.6. Exemples de variation des bilans d'azote des exploitations en fonction des systèmes d'élevage	313
7.7. La gestion des flux d'azote à l'échelle supra exploitation et territoriale	317
7.7.1. Transfert d'azote entre exploitations	317
7.7.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts	319
7.7.3. Favoriser l'épuration par les milieux : zones humides, zones de recapture	321
Références bibliographiques citées dans le chapitre 7	323

Ce chapitre conclut la Partie II sur l'estimation des flux d'azote liés à l'élevage en les appréhendant à l'échelle de l'exploitation, du système de production animale (cohérence du système qui dépasse l'exploitation) et du territoire dans lequel s'inscrivent les élevages.

En effet, les risques de pertes azotées vers l'environnement d'une exploitation d'élevage ne peuvent pas être évalués uniquement à partir des performances liées aux animaux ni même de celles de la gestion des effluents d'élevage. D'autres facteurs liés à la conduite de l'exploitation interviennent également, notamment le chargement animal sur les surfaces, des achats d'intrants extérieurs à l'exploitation (ou dit en sens inverse du degré d'autonomie de l'exploitation), des systèmes fourragers mis en place et des systèmes de cultures. Aarts et al. soulignent bien la nécessité de prendre en compte l'ensemble des composantes du système (Aarts et al., 1992). L'animal ne constitue qu'un maillon du cycle, qu'un élément de la cascade de l'azote. Il importe de s'intéresser au cycle complet de l'azote et notamment aux entrées d'azote sur le système afin de les optimiser et de favoriser au maximum le recyclage pour limiter les risques environnementaux et améliorer l'efficacité économique de l'exploitation

Ce chapitre souligne aussi la diversité des exploitations d'élevage depuis les ateliers de production hors-sols approvisionnés par des protéines de soja importé aux élevages bio privilégiant explicitement le lien au sol et l'utilisation des ressources locales. Dans les élevages d'herbivores, les systèmes fourragers et en particulier les prairies et légumineuses jouent un rôle important dans la recherche d'une autonomie en azote, et le chargement animal par unité de surface a un effet déterminant sur les pertes. En conséquence, les systèmes de production autonome et à bas intrants, dont l'agriculture biologique, sont les modes de production présentant les niveaux de pertes azotées les plus bas. La section 7.6 compare ces flux d'azote entre systèmes de production animale.

Cette large gamme de systèmes de production animale qui coexistent, y compris à l'intérieur d'un même territoire créé la diversité de natures et quantités de flux d'azote qui leur sont associés. Chacun met en œuvre des stratégies différentes ayant des conséquences différentes sur les flux et bilans d'azote. La dernière section présente des initiatives territoriales visant à réduire l'impact des flux d'azote.

7.1. De l'animal au système : intégrer l'ensemble des paramètres pour évaluer les risques environnementaux

En matière d'évaluation environnementale, il faut se méfier de conclusions tirées à partir de l'étude d'un seul maillon du système de production. Ainsi une approche partielle centrée sur l'animal présente des limites liées aux phénomènes de transferts de risques et les résultats obtenus à l'échelle de l'animal doivent être placés dans le contexte des échelles supérieures de l'atelier de production ou de l'exploitation ou même de la filière sous peine de tirer des conclusions erronées (Chatellier and Vérité, 2003). Ce point est particulièrement important dans le cas de l'élevage de ruminants (notamment laitier) qui met en jeu des quantités importantes d'azote mais dans lequel le lien au sol reste très présent pour ne pas dire obligatoire afin de produire les fourrages et éventuellement les aliments concentrés nécessaires à l'alimentation des troupeaux. L'évaluation du risque environnemental associé à l'azote des déjections animales doit être appréhendée à l'échelle du système, en intégrant la valorisation par les plantes et les surfaces concernées, notamment dans le cas du pâturage (Jarvis et al., 1996 ; Rotz, 2004). Ces risques de mauvaise interprétation sont illustrés ci-dessous par quelques exemples en élevage laitier.

De nombreux travaux concernant l'alimentation des ruminants ont été conduits afin d'améliorer le taux de valorisation de l'azote par l'animal pour à la fois augmenter l'efficacité des synthèses protéiques et réduire les rejets d'azote. Deux idées majeures ressortent de ces travaux : 1) augmenter le potentiel laitier des animaux afin d'en réduire l'effectif nécessaire pour un même volume produit et diluer les besoins d'entretien, 2) supprimer ou pour le moins limiter les situations nutritionnelles où l'azote ingéré excède les besoins des animaux (Calsamiglia et al., 2010; Tamminga, 1992 ; Vérité and Delaby, 2000).

L'augmentation du potentiel des animaux induit une augmentation des besoins et des achats en aliments concentrés pour couvrir les besoins de l'animal car leur capacité d'ingestion de fourrage ne permet pas de couvrir les besoins supplémentaires. L'origine de ces aliments est exogène au territoire de l'exploitation, voire du pays. Il

grève alors le bilan azoté de l'exploitation. 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, donc une réduction des animaux de réforme et de la production de viande associée. Pour maintenir l'équilibre du panier du consommateur, il faut alors augmenter le cheptel d'animaux allaitants qui sont moins efficaces (Faverdin and Peyraud, 2010). C'est typiquement ce qui s'est passé depuis l'apparition des quotas laitiers où la réduction du troupeau laitier s'est accompagnée d'un accroissement du nombre de vaches allaitantes dont plus de la moitié est restée située dans l'Ouest, bénéficiant ainsi d'une rente de situation (prime à la vache allaitantes avec des conditions de production très favorables) tout en contribuant à la charge azotée globale de la région. Le déploiement de ces troupeaux allaitants dans les zones plus difficiles aurait contribué à mieux répartir la charge azotée sur l'ensemble du territoire.

Un second cas concerne la teneur en azote des fourrages. L'augmentation de la part d'ensilage de maïs dans les rations au détriment de l'herbe pâturée est une voie souvent évoquée afin de réduire l'azote ingéré en excès et donc l'azote excrété. C'est indéniable à l'échelle de l'animal (voir Tableau 7.1) ou par unité de produit. Mais à l'échelle de l'exploitation, cette solution entraîne une augmentation des entrées d'azote exogène sous forme de concentré protéique acheté puisque l'ensilage de maïs est pauvre en protéines. Elle entraîne aussi souvent une réduction de la surface fourragère totale nécessaire, une augmentation du chargement. Au final, l'accroissement de la part de maïs ensilage ne permet pas un meilleur bilan et une meilleure efficacité globale de l'azote (Dillon and Delaby, 2009; Peyraud et al., 1995) à l'échelle de l'exploitation bien que conduisant à réduire les rejets par animal. L'évaluation du risque environnemental associé à l'azote des déjections animales doit donc être appréhendée à l'échelle du système, en intégrant la valorisation par les plantes et les surfaces concernées, notamment dans le cas du pâturage (Jarvis et al., 1996 ; Rotz, 2004). En effet, en élevage de ruminant, il existe une forte cohérence entre l'azote excrété par les animaux et l'azote contenu dans les fourrages consommés, donc valorisé par les plantes au cours de leur croissance. Dès lors les rejets des animaux, lorsqu'ils varient avec la nature du fourrage de base de la ration, ne sont pas nécessairement liés à un accroissement des impacts environnementaux.

Compte tenu des pertes par volatilisation en cours de stockage, évalué à 25%, la quantité d'azote valorisée par les fourrages équivaut à 99 % de l'N épandable dans le cas des systèmes avec ensilage de maïs toute l'année et augmentent régulièrement avec la part d'herbe dans les rations jusqu'à atteindre 125% (Tableau 7.1). Si les régimes alimentaires à base d'herbe pâturée ou ensilée induisent des rejets azotés importants, c'est d'abord parce que ces plantes absorbent plus d'azote, durant une période de végétation plus longue Ce qui limite les risques de pertes, notamment par lixiviation en automne-hiver. Tandis que la période de croissance et d'absorption de l'azote du maïs se trouve en partie déphasée par rapport aux périodes de minéralisation du sol, et de risques de lixiviation (automne..). Ce potentiel des couverts herbagers à valoriser l'azote, bien que conduisant à des rejets animaux souvent élevés, a été prise en compte par de nombreux pays européens (Irlande, Pays-Bas, Danemark, Allemagne,...) qui ont demandé une dérogation dans le cadre de la directive nitrate au plafond des 170 kg de N organique au titre des cultures à fort potentiel d'absorption d'azote. Des limites de 230 à 250 kg N/ha/an/exploitation ont été autorisées (Pflimlin and Chambaut, 2004) en fonction des parts d'herbe dans les systèmes.

Les légumineuses, notamment le trèfle blanc, qui fixent l'azote de l'air se caractérisent par des teneurs en N très élevées qui entraînent des excès d'azote dans les rations des ruminants et donc des rejets importants, notamment urinaires (Peyraud, 1993). Pourtant, parce que les légumineuses fixent l'azote atmosphérique en phase avec leur aptitude à le valoriser, parce qu'elles réduisent leur fixation en présence d'azote minéral facilement disponible dans le sol (Vertès et al., 1997 ; Vinther, 1998), parce que les systèmes de prairies sans fertilisation et avec trèfle blanc permettent moins de jours de pâturage, les risques de pertes d'azote par lixiviation sont plus faibles que sous prairies fertilisées (Hutchings and Kristensen, 1995 ; Ledgard et al., 2009; Ledgard, 2001).

Tableau 7.1 : Influence du système d'alimentation sur les rejets azotés annuels d'un troupeau de 40 vaches laitières et leur répartition (7500 kg de lait – adapté de (Peyraud et al., 1995 ; Vérité and Delaby, 2000)

Système d'alimentation	Ens. de maïs 12 mois	Ens de maïs 9 mois Pâturage 3 mois	Ens de maïs & d'herbe - 6 mois Pâturage 6 mois	Ens d'herbe & Foin - 6 mois Pâturage 6 mois
N total ingéré (kg)	5246	5705	6439	6715
N fourrage ingéré (kg)	2712	3697	5100	5518
N concentré ingéré (kg)	2534	2008	1339	1197
N total excrété (kg)	3648	4104	4836	5112
N excrété (% N ingérée)	69	72	75	76
N fécal (kg)	1830	1822	1769	1725
N urinaire (kg)	1818	2282	3067	3387
N restitué en bâtiment (kg)	3648	2964	2556	2832
(% du total excrété)	(100)	(72)	(53)	(55)
N restitué au pâturage (kg)	0	1140	2280	2280
N épandable (kg) ⁽¹⁾	2736	3363	4197	4404
N exporté par les fourrages (% N épandable)	99	109	121	125

(1) en admettant 25% de volatilisation sur l'N restitué en bâtiment. N épandable = 0,75 x N bâtiment + N pâturage

7.2. Une grande diversité de systèmes de production animale

Depuis les élevages hors-sols, généralement abordés au niveau d'organisation que constitue l'atelier de production, jusqu'aux élevages privilégiant explicitement le lien au sol et aux ressources locales tels que les élevages d'herbivores pour la viande ou certains systèmes laitiers, c'est une large gamme d'options qui peut aujourd'hui être rencontrée dans les différentes régions d'élevage françaises et européennes. On peut observer une très grande diversité y compris au sein d'un même territoire ce qui laisse présager de charges azotées, d'impacts de l'activité d'élevage sur les milieux et de solutions à mettre en œuvre pour la gestion des effluents très différentes.

7.2.1. Chez les monogastriques, une diversité plus grande à l'échelle de l'exploitation qu'à l'échelle de l'atelier

Depuis une cinquantaine d'années la production porcine européenne a connu une très forte croissance permettant ainsi de faire face à l'importante évolution de la consommation. Ceci s'est accompagné d'un agrandissement de la taille des élevages et de leur spécialisation. Cette évolution des exploitations s'est aussi accompagnée de leur concentration géographique, faisant apparaître à l'échelle européenne de grands bassins de production porcine. Ces évolutions s'expliquent en grande partie par les économies d'échelle résultant par l'augmentation de la taille des élevages, ce qui permet d'améliorer leur efficacité, et leur concentration géographique, et ainsi d'améliorer l'efficacité de la filière, en particulier des secteurs amont et aval. Ceci a conduit au développement d'un mode d'élevage dominant qui représente aujourd'hui la majorité de la production. Ce système se caractérise par l'élevage des animaux en environnement fermé, généralement sur caillebotis, les déjections étant stockées sous la forme de lisier. Cette relative homogénéité des modes d'élevage rencontrés dans le monde cache toutefois une certaine hétérogénéité de pratiques et de conduites. Selon les pays, l'élevage est organisé en ateliers spécialisés par phases (reproduction, sevrage, engraissement) ou en ateliers assurant à la fois la production des porcelets et leur engraissement. La taille des élevages est également très variable. En France, elle va de quelques dizaines de truies pour les élevages les plus petits à quelques centaines pour les élevages spécialisés, alors que dans certains pays (Brésil et Etats-Unis par exemple, Danemark, Grande-Bretagne...) on peut trouver des élevages de plusieurs milliers, voire plusieurs dizaines de milliers de truies.

Tableau 7.2. Typologie en huit classes des exploitations ayant des porcs. Répartition des élevages et du cheptel (Ilari et al., 2004)

Types			SAU (ha)	Nb moy. porcs	Exploitations (nombre)	%	Cheptel (millions)	%
4.1	8.1	Grands céréaliers Engraisseurs	135	536	1 865	10	1,00	7
	8.2	Petits Céréaliers N ou E, ou NE	57	360	3 509	18	1,27	9
4.2	8.3	Grands céréaliers NE	95	1 810	884	5	1,60	11
	8.4	Spécialisées porc	36	2 117	2 650	14	5,61	38
4.3	8.5	Petites structures orientées Bovins	45	184	2 770	14	0,51	3
	8.6	Petites structures spécialisées Porcs	7	669	1 360	7	0,91	6
4.4	8.7	Bovins lait / engraisseur	58	276	2 679	14	0,74	5
	8.8	GAEC bovins lait /NE	77	840	3 571	19	3,00	20
Total			62	759	19 288	100	14,63	100

Lorsque l'on s'intéresse aux exploitations dans lesquelles s'insèrent ces élevages porcins la diversité des situations s'accroît encore. Ceci est vrai lorsque l'on compare différents pays, l'élevage porcine étant selon les pays plus ou moins lié à l'exploitation pour la fourniture des aliments et l'épandage des déjections ou relativement indépendant dans le cas des élevages hors-sol. L'analyse de la situation française confirme cette diversité des situations (Tableau 7.2). Ilari et al. ont ainsi identifié 8 types d'exploitations élevant des porcs selon l'importance de l'atelier porcine et la nature des autres activités présentes sur l'exploitation (Ilari et al., 2004). Les exploitations spécialisées "porc" représentent 14% des exploitations et assurent 38% de la production. Les Gaec "lait/porc" représentent 19% des exploitations et 20% de la production nationale. Le reste de la production est principalement assuré par des exploitations céréalières (33% des exploitations, 27% de la production) associant un élevage porcine de taille variable et par des petites structures. Bien que l'élevage porcine à proprement dit "hors-sol" n'existe pas vraiment en France, on peut observer une grande diversité en termes de nombre de porcs produits par ha, ce qui laisse présager de solutions très différentes pour la gestion des effluents. Pour une part importante des exploitations porcines, y compris dans le grand ouest, l'épandage reste la solution principale de valorisation des déjections. Mais il est clair pour les élevages spécialisés de grande taille cette voie n'est pas suffisante et d'autres solutions, comme le traitement et/ou l'exportation des effluents doivent être mises en place.

7.2.2. Forte variation du degré d'intensification au sein des systèmes de production de ruminants

La diversité des systèmes d'élevage des ruminants et des exploitations peut être décrite et considérée en référence au niveau et à la provenance des intrants utilisés. En effet, la variété des systèmes d'élevage analysée sous cet angle permet de discriminer les situations selon la nature des risques et les problèmes de gestion technique associés. Elle conduit aussi à questionner l'efficacité d'utilisation de ces facteurs de production, l'autonomie des exploitations qui retentit directement sur leur lien aux ressources locales du milieu (sols, eau, air, biodiversité) et celle de la spécialisation des exploitations.

En simplifiant, on peut identifier quatre grands types de systèmes d'élevage herbivore en France, basés plutôt sur des prairies permanentes (plaines normandes, est du pays et montagnes humides) ou des prairies temporaires (grand ouest et nord) (Vigneau-Loustau and Huyghe, 2008). Le Tableau 7.3 résume quelques caractéristiques en lien avec la problématique azote, qui traduisent de fortes disparités entre régions. Le calcul, à partir des données du RGA (2000) d'un indicateur de chargement global (Unité gros bovins) par hectare de prairie, montre de fortes disparités entre régions, à la fois sur la part de l'herbe dans la SAU et sur les chargements. Très faibles en zone méditerranéenne (< 1,2 UGB/ha), ils sont modérés en zones herbagères de montagne (1,2 à 2), ou de plaine (2 à 3) et élevés dans le Nord, la Bretagne et la Haute-Normandie. Mais surtout, les systèmes bovins intensifs présentent une variabilité importante au sein des régions concernées. Le rôle des prairies dans la protection de la ressource en eau s'appréciera donc à la fois sur leur part dans la SAU et sur leur intensité d'utilisation.

A l'échelle de la parcelle, pour des prairies exploitées uniquement en pâture et des durées de séjour sur les parcelles adaptées à la croissance de l'herbe (4-6 mois en zones sèches ou froides, 5-8 mois en zone poussante), les 4 niveaux de chargement global du Tableau 7.3 correspondent environ à 250-300, 300-450, 450-600 et 500-800 UGB.JPE/ha (Unité Gros Bétail, jour de pâturage équivalent). Lorsque l'on situe ces chargements

sur la relation les liant aux pertes par lixiviation, on peut indiquer des risques globalement faibles pour les régions sud et montagnes humides, modérés à élevés pour les plaines du grand ouest, du nord et du sud-est.

Tableau 7.3: Caractéristiques principales des régions (Le Gall et al., 2005) d'après Perrot, Pflimlin, Nguyen, 2003

Régions	% de SAU nationale	SFP %SAU	Pr Perm. % SAU	Chargement (UGB/ha herbe)	Pression N (kgN/ha SAU)	Répartition (%) des entrées entre : N minéral / N org ruminants / N org granivores	Balance azotée (kg/ha SAU)
Zones herbagères de plaines et de montagnes	18	90	70	1.2 à 2	98	31 / 67 / 2	9
Zones mixtes de polyculture élevage	28	60	40	2 à 3	135	56 / 41 / 2	28
Lait intensif Nord, Bretagne, Pays de Loire	9	60-66	20	3 à 4	160-180	44 / 44 / 12	37-54
Bretagne : lait + porcs	3	60	11	3 à 4	221	33 / 36 / 31	84
Zones de grandes cultures	42	16	9	2 à 4	123	85 / 13 / 2	25

Le degré de spécialisation des exploitations (et des régions) d'élevage influence les équilibres biogéochimiques que les exploitations d'élevage établissent avec le milieu. Cette spécialisation obéit à des logiques diverses, puisqu'elle peut répondre tout autant à des contraintes du milieu physique (cas des élevages herbagers de montagne par exemple) ou résulter d'un choix délibéré de privilégier telle ou telle activité préférée par l'éleveur (cas des élevages herbagers de plaine ou exploitation porcine par exemple).

7.3. Importance du chargement animal dans les risques de fuites d'azote

L'intensification des systèmes s'est toujours accompagnée de hauts niveaux d'intrants, principalement engrais azotés et aliments du bétail, qui conduisent à des niveaux d'excédents très élevés, supérieurs à 150-200 kg N/ha. C'est notamment le cas pour les élevages laitiers aux Pays-Bas (Aarts et al., 2000) et bien évidemment dans les élevages de monogastriques.

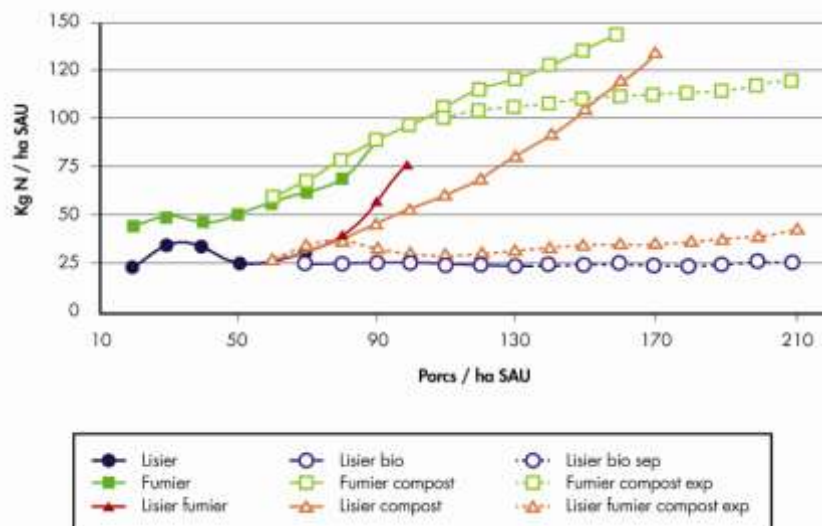
7.3.1 Effet du chargement en élevage porcin

Dans le cas des élevages de porcs, après une alerte lancée par Coppenet et al (1973) indiquant un seuil de 40 porcs produits par ha pour assurer un bon équilibre et recyclage entre productions animales et végétales, assez peu d'études ont été conduites au niveau de l'exploitation. Teffène *et al.* se sont intéressés à l'optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation azotée dans des exploitations céréalières avec porcs dans quatre régions françaises (Teffène et al., 1999). Les résultats montrent que la complémentarité des productions de grandes cultures et porcines, sous réserve d'une bonne maîtrise technique de chacune d'elles, se révèle être un facteur de performance contribuant à la rentabilité et à la compétitivité des systèmes concernés, deux critères gages de leur durabilité.

Plus récemment, dans le cadre du programme *Porcherie Verte*, Baudon *et al.* ont développé un modèle d'optimisation du fonctionnement d'une exploitation associant élevage de porcs (engraissement) et cultures, avec différentes hypothèses de gestion des déjections (lisier, fumier, compost, traitement biologique...) avec pour certaines la possibilité d'exporter des fertilisants (issus des traitements) en dehors de l'exploitation (Baudon et al., 2005). Différentes cultures peuvent être produites (maïs, blé, colza et pois), les règles de fertilisation étant celles du Comifer. Le modèle détermine l'assolement, les formules d'aliment, le plan de fertilisation et la proportion d'effluent à traiter qui maximisent la marge brute (MB) tout en respectant les contraintes environnementales.

Dans cette étude le modèle a été utilisé pour explorer l'influence du chargement par ha (nb de porc produit/ha/an) sur l'évolution de différents critères techniques, économiques et environnementaux. Jusqu'à 50 porcs/ha, la filière lisier offre la MB la plus élevée. Entre 60 et 80 porcs/ha la filière mixte lisier/fumier apparaît la plus intéressante. De 90 à 170 porcs produits par hectare les filières lisier avec compostage ou traitement biologique génèrent le meilleur compromis entre capacité de production et MB. Au-delà de 170 porcs/ha, seules les stratégies avec exportation des coproduits de traitement restent possibles.

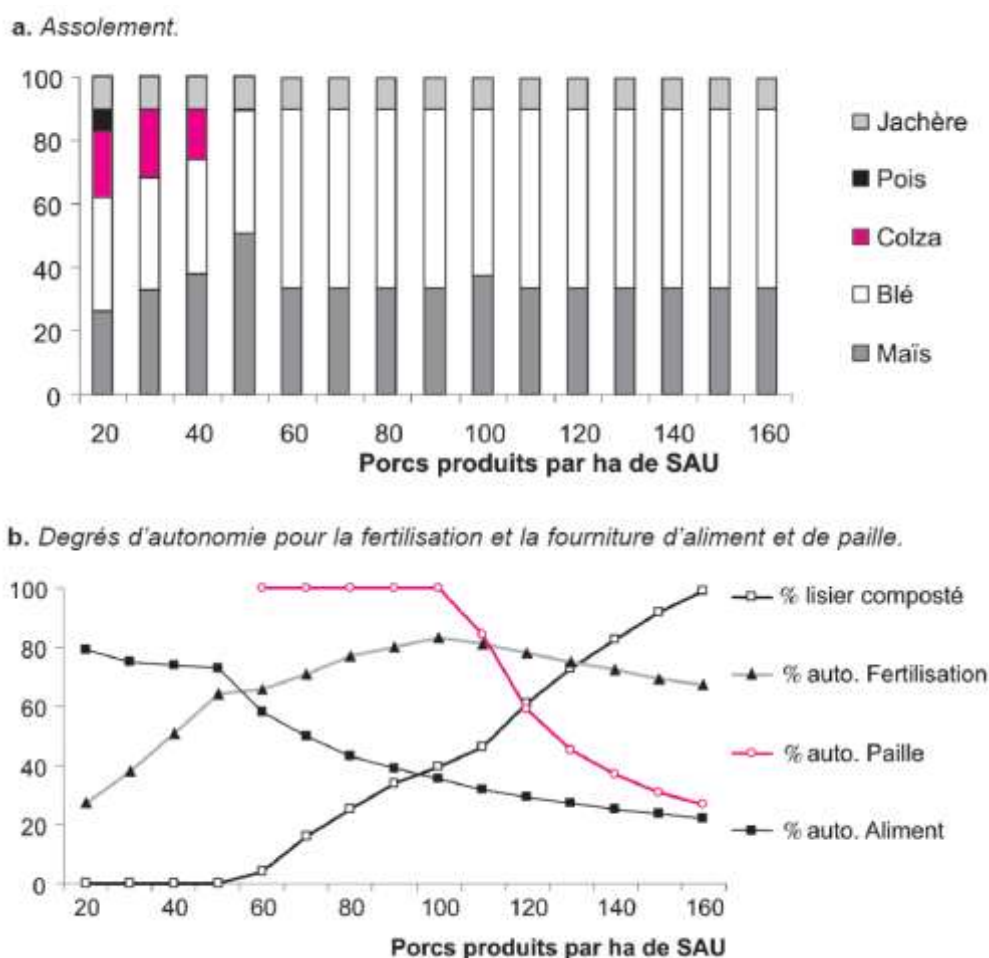
Figure 7.1. Bilan apparent d'azote de l'exploitation (entrées - sorties - volatilisation) en fonction du nombre de porcs produits par hectare et par an, pour les différentes filières de gestion des effluents.



Le bilan apparent de l'azote de l'exploitation, déterminé comme la différence entre les entrées et les sorties (incluant la volatilisation), est supérieur pour les filières dans lesquelles les porcs sont élevés sur litière (Figure 7.1). Cela s'explique par des entrées accrues d'azote associées à l'achat d'engrais et/ou de paille. En effet, les fumiers et les produits compostés ne pouvant être épandus sur les céréales à paille, l'utilisation d'azote minéral est nécessaire pour subvenir aux besoins de ces cultures. Les filières lisier/lisier composté et lisier/fumier, produisant simultanément du lisier et des fumiers, sont intermédiaires quant à leur bilan azoté. Lorsque les produits issus de traitement sont exportés, le bilan d'azote par ha reste stable et faible quel que soit le chargement.

La Figure 7.2 représente les interactions entre la production porcine et les cultures mises en place. L'exemple considéré est celui d'une exploitation dans laquelle les effluents sont gérés sous forme de lisier avec un compostage sur paille de l'excédent d'azote. Pour des chargements faibles (20 porcs produit/ha/an), la quantité d'effluent à épandre est inférieure aux capacités d'accueil des surfaces consacrées aux cultures. Il est donc possible d'introduire des légumineuses dans l'assolement (Figure 7.2a) et l'exploitation peut assurer elle-même 80% de son approvisionnement en matières premières pour l'alimentation des porcs (Figure 7.2b), y compris en termes de ressources protéiques (pois et colza). A partir de 30 porcs à l'hectare, les légumineuses disparaissent de l'assolement puisqu'elles ne peuvent pas être fertilisées par des effluents. Jusqu'à 50 porcs à l'hectare, il est encore possible de cultiver du colza qui peut contribuer à l'approvisionnement en protéines des animaux. Le taux d'autonomie alimentaire reste élevé (> 70%) et l'autonomie de fertilisation grimpe rapidement jusqu'à 65%. Au-delà de 60 porcs à l'hectare, le colza disparaît à son tour de l'assolement pour laisser totalement la place aux céréales dont la paille est nécessaire au compostage du lisier excédentaire. Le taux d'autonomie en matière d'alimentation des animaux chute rapidement alors que l'autonomie pour la fertilisation se maintient aux alentours de 70-80%. Au-delà de 100 porcs à l'hectare, l'exploitation n'est plus totalement autonome pour la fourniture de la paille nécessaire au compostage.

Figure 7.2. Influence de l'intensité de production porcine (porc produits/ha/an) et l'assolement dans le cas d'une filière associant lisier et compostage de lisier sur paille, d'après (Baudon et al., 2005 ; Bonneau et al., 2008)



Ce type de modèle révèle les relations étroites qui existent dans une exploitation entre productions végétale et animale. Les systèmes les plus durables présentent des chargements plus faibles, l'optimum se situant autour de 50 à 80 porcs produits/ha/an. Il est d'ailleurs très intéressant de noter que dans cette étude les optimums environnementaux et économiques sont généralement très voisins et qu'ils sont associés à un recyclage élevé de l'azote. Evidemment, la production de porc peut s'accroître mais alors la durabilité du système sera subordonnée à des modalités de traitement des effluents produits en quantités non gérables à l'échelle de la surface de l'exploitation.

7.3.2 Effet du chargement associé au niveau des intrants, en élevage laitier

Un point crucial pour de nombreux systèmes agricoles intensifs avec de forts intrants est la faible efficacité d'utilisation des ressources, notamment de l'azote (Spiertz, 2010).

7.3.1.1. Comparaison entre systèmes laitiers européens

Dans le cadre du projet GREENDAIRY, 11 régions de l'espace atlantique européen montrant une grande diversité de pratiques, de structures d'exploitation et de contextes économiques au sein d'une même zone d'influence océanique ont été étudiées (Chambaut et al., 2007; Pflimlin et al., 2006). Ce secteur laitier représente environ 30 % de la production laitière et valorise plus d'un tiers du territoire de l'Union Européenne (UE 15). Les

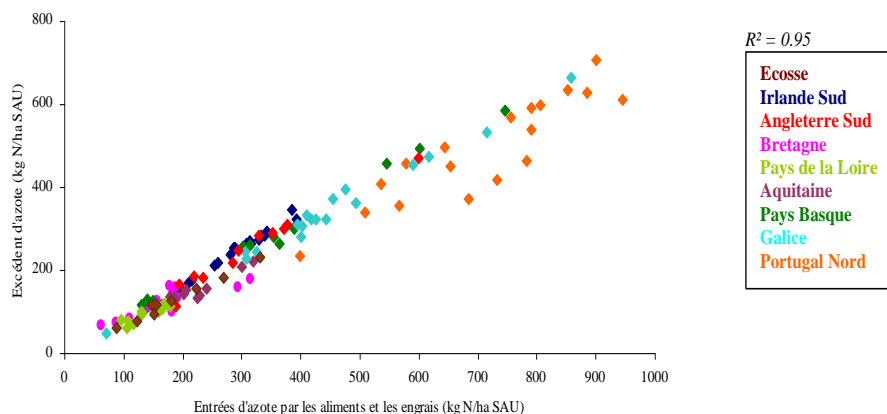
bilans des minéraux (bilan global à l'exploitation) ont été calculés pour les systèmes laitiers types rencontrés dans l'espace atlantique. Les calculs se sont appuyés sur les résultats de fermes pilotes (10 à 20 fermes dans chaque région) représentatives des systèmes laitiers modernisés et devant à priori se maintenir/ se développer à l'avenir.

Les systèmes laitiers se caractérisent par une grande diversité de niveau d'intensification, que l'on considère le chargement animal par unité de surface (de 1,2 à presque 6 vaches laitières/ha) ou le niveau de production individuel des animaux (de 5 700 à 9 200 l lait/VL). Les données mettent clairement en évidence que les bilans N à l'hectare, et donc les risques de fuite, s'accroissent avec le chargement animal et la quantité de lait produite à l'hectare (Tableau 7.4 ; Figure 7.3) quel que soit le facteur à l'origine de l'accroissement de cette productivité, que ce soit par l'accroissement de la productivité des surfaces via la fertilisation azotée ou par l'intensification de la production individuelle des vaches par des apports élevés de concentrés. En moyenne l'excès de bilan s'accroît de 14 kg/ha pour un accroissement de la production de lait de 1 000 kg/ha. Pour les zones au Nord-ouest de l'Europe, où le lait est produit en valorisant de l'herbe, notamment par le pâturage mais souvent avec des niveaux de fertilisation importants, les excédents d'azote sont de l'ordre de 250 kg N/ha pour l'Irlande et l'Angleterre et 130 kg N pour l'Ecosse. Ils correspondent globalement aux achats d'engrais azotés. Dans les pays du Sud (Espagne, Portugal, Pays basque), les systèmes laitiers en stabulation permanente et en ration complète avec 50% de concentrés se généralisent. Les productions fourragères peuvent aussi être intensives. Ainsi, au nord de Porto, la double culture avec du maïs irrigué et deux coupes de ray-grass d'Italie peut produire plus de 25 tonnes de MS/ha /an et donc nourrir 5 vaches/ha. Dans ces situations, les excédents d'azote dépassent largement les 200 kg/ha et peuvent même atteindre 500 kg N et 120 kg P₂O₅/ha dans les systèmes portugais. Par rapport à ces deux types, les systèmes laitiers de l'ouest de la France apparaissent moins intensifs avec des chargements de 1,2 à 2 UGB /ha SAU et sont aussi moins excédentaires. Les excédents sont de l'ordre de 100 kg N/ha pour les deux régions de l'ouest et 150 kg N/ha pour le sud-ouest. Les excédents de P₂O₅ sont également plus importants dans le sud-ouest, où la fertilisation du maïs reste relativement libérale.

Tableau 7.4 : Caractéristiques des fermes pilotes du projet GREENDAIRY et des excédents de N et P en 2005

Régions Green Dairy	Troupeau			Surfaces			Excédent de bilan	
	Nbre de VL	Lait (l/VL)	Concentré (kg/VL)	SAU (ha)	Herbe / Maïs / Culture (%)	Chargement UGB/ha SAU	Kg N ha	
Irlande Sud Ouest	82	5700	500	60	100/0/0	2	240	
Ecosse Sud Ouest	162	7500	200	171	94/0/6	1.4	134	42
Angleterre Sud Ouest	156	6700	1500	97	85/5/10	2.2	266	42
Bretagne	45	6700	1500	56	55/25/20	1.4	117	41
Pays de Loire	56	7000	1500	80	50/25/25	1.3	93	20
Sud Aquitaine	47	7600	1800	70	20/30/50	1.2	155	35
Pays Basque	99	9200	3900	60	88/12/0	2.6	267	95
Galice	71	8500	3700	33	60/40	3	349	156
Portugal Nord Ouest	86	8200	3200	22	0/100/0	5.9	502	121

Figure 7.3 : Relation entre l'excédent de bilan N des exploitations laitières et les quantités d'azote entrant par les engrais et les concentrés



7.3.1.2. Effet du chargement au sein de différents bassins laitiers français

Des éleveurs ont été précurseurs dans la voie de la réduction des intrants, mais surtout en production de ruminants. Ces systèmes ont été développés, avant tout pour des raisons de choix personnels des éleveurs et des motivations économiques et sont basés sur les prairies de légumineuses, le trèfle blanc ayant été promu initialement par André Pochon et le réseau du CEDAPA. Dans un second temps, les atouts environnementaux en terme de fuites de nitrate de ces systèmes ont été quantifiés et mis en avant par le programme « Systèmes, Terre et Eau » (Alard et al., 2002). Dans le même temps un groupe d'éleveurs laitiers intensifs des Réseaux d'Élevage qui a fait le choix d'extensifier leurs systèmes en développant des systèmes herbagers basés sur les prairies et les légumineuses a été suivi par l'Institut de l'élevage et l'Inra (Brunschwig et al., 2001). Ces deux études ont mis en avant la grande diversité des systèmes à bas intrants et des pratiques mises en œuvre tant au niveau de la production de l'herbe que de la conduite des troupeaux pour s'adapter à la disponibilité des ressources et démontré la possibilité de trouver des compromis entre performances économique, environnementale et sociale.

Une étude récente conduite sur une plus large échelle confirme les premiers résultats et les généralisent. Dans le cadre du projet ANR-SPADD, l'analyse conjointe des performances économiques et environnementales des élevages selon leur localisation (Bretagne, Pays de Loire, Basse-Normandie, Auvergne, Franche-Comté) et leur niveau d'intensification a été effectuée pour des exploitations spécialisées lait (OTEX 41) du réseau d'information comptable agricole (RICA) (Samson and Dupraz, 2009). La typologie distingue 3 classes d'intensification reposant sur des seuils de charges d'approvisionnement (aliments du bétail, engrais, semences, carburants, électricité et combustibles, produits phytosanitaires et vétérinaires : extensif < 390, intermédiaire entre 390 et 590 et intensif > 590 €/ha). Les exploitations les plus intensives ont aussi un chargement animal supérieur, associé à une réduction de la part d'herbe dans l'assolement et dans la SFP, surtout en faveur du maïs ensilage. Les résultats ont été calculés à partir de moyennes sur trois ans (2004-2006) afin de lisser les variations interannuelles (Tableau 7.5).

Les différences sont très significatives selon le degré d'intensification, les exploitations les plus intensives ayant les excédents par hectare les plus élevés, donc les risques de pertes les plus grandes (les données RICA ne permettent pas de calculer les fuites). Ces différences restent importantes même lorsque l'excédent est rapporté au travail, à la production laitière ou à la valeur ajoutée. Au-delà des fuites d'azote, les exploitations plus extensives ont également une pression sur l'environnement bien moindre, qu'il s'agisse de l'usage de produits phytosanitaires et vétérinaires, pour des différences de rendements laitiers beaucoup plus modestes. Concernant les gaz à effet de serre directement émis par l'exploitation, les exploitations intensives apparaissent plus performantes quand on rapporte la valeur totale de la production à la tonne d'équivalent CO₂ émise mais ce calcul n'intègre pas le stockage par les prairies et il n'est plus vrai lorsque l'on considère la marge brute de l'exploitation. Mais surtout, les systèmes à bas intrant sont beaucoup plus performants sur le poste énergie. Les

ratios rapportant la valeur de la production et la marge brute à l'unité d'énergie totale consommée y sont très supérieurs.

Si la marge brute (différence entre les ventes et les consommations intermédiaires) par travailleur tend à être supérieure pour les exploitations les plus intensives les différences sont souvent faibles. Les systèmes extensifs tirent aussi une marge brute plus élevée par tonne d'équivalent pétrole consommé. Compte tenu de l'importance des économies réalisées sur le poste énergie, l'indécision économique entre les systèmes pourrait être levée au profit des systèmes à bas intrants en cas de renchérissement fort de l'énergie. Le coût variable de production du lait est beaucoup plus faible dans les systèmes à bas intrants (0,11 ; 0,14 et 0,17 €/L pour les exploitations extensives, intermédiaires et intensives) ce qui confère aux systèmes à bas intrants une bonne résilience face à la fluctuation des prix.

Tableau 7.5 : Performances des systèmes laitiers français en fonction de leur degré d'intensification jugé à travers des seuils de charges d'approvisionnement (Adapté de (Samson and Dupraz, 2009))

	Bas intrants	intermédiaire	Hauts intrants
Nbre d'exploitations représentées	18716	21703	17240
Chargement (UGB/ha SFP)	1,16	1,47	1,96
STH / SAU ¹ (%)	52	33	24
Surface en herbe (% SAU)	77	61	65
(% SFP)	94	76	66
Production par vache (kg)	5046	6106	6434
Excédent de N / ha SAU	32	60	94
/ UTA ¹	1444	2403	3250
/ t lait	11,4	16,7	19,9
/ 1000 € VA ³	63	100	132
Produits phytosanitaire (€/ha)	17	41	52
Produits vétérinaires (€ /Ha) [°]	24	40	72
(€/UGB)	0,26	0,36	0,54
Marge brute (€/ha SAU)	480	613	755
Marge Brute (€/UTA)	22530	24617	24886
Marge brute (€/t eq CO ₂ émis)	189	191	181
Marge brute (€/TEP)	1190	1040	780
Valeur produite (€/t eq CO ₂ émis)	468	497	551
Valeur produite (€/t TEP)	2900	2680	2320

¹ : Surface toujours en herbe / surface agricole utile, ² travailleur à temps plein, ³ valeur ajoutée

En terme de limitation du recours aux engrais azotés, les signataires de la MAE « SFEI » (Le Rohellec et al., 2009) donnent à voir, depuis 1992, des situations de forte limitation, en particulier pour les apports d'engrais minéraux sur les cultures (maïs 0N, prairies 30N, céréales de printemps 60N et céréales d'hiver 100N). Ceci aboutit à une forte baisse de la pression fertilisante dans 44 exploitations (non biologiques), qui se situe à 105N/ha SAU sous forme organique et de seulement 13 kg N / 13N /ha SAU sous forme minérale. Ainsi, la

moyenne des apports sur prairies hors restitution au pâturage se situe à 48 kg N/ha sous forme organique et à 6 kg N/ha sous forme minérale. Trois quart des exploitations considérées cultivent du maïs avec une pression azotée de 67 kg N/ha sous forme organique et de seulement 7 kg N/ha sous forme minérale.

En terme de gestion optimisée des aliments concentrés achetés, des travaux d'expérimentation ont été conduits de 1992 à 2001 à la station expérimentale de Trévarez en matière de réduction des apports d'aliments concentrés en élevage laitier (1 100, 650 et 300 kg/vache/an) et une enquête a été conduite par les Chambres d'Agriculture de Bretagne dans 67 élevages en 1999, complétée par le suivi de deux réseaux d'élevages très économes en concentrés de 2000 à 2002 (Losq et al., 2005). Ces actions conduites pour réduire le coût alimentaire des exploitations laitières, ont été évaluées dans leurs conséquences zootechniques de manière à rassurer les éleveurs quant aux risques qu'ils associaient à de fortes réductions de la complémentation alimentaire. De tels travaux ont ainsi permis de confirmer la viabilité technique et économique de ces stratégies très économes, en même temps qu'ils établissaient leur pertinence environnementale

Ces systèmes à bas niveaux d'intrants développés par des pionniers n'ont au départ pas/peu fait l'objet d'études et de prise en considération par les organismes du développement agricole. La recherche et l'institut de l'Élevage ont commencé à s'y intéresser dans les années 1990. Les éleveurs impliqués se sont donc eux même pris en charge à travers les Réseaux Agriculture Durable (RAD), pour développer des systèmes en rupture avec le modèle historique du développement agricole. Même s'ils peuvent encore être pénalisés par une productivité à l'unité de surface plus faible que les systèmes moins autonomes (pour lesquels on ne compte en fait généralement pas les surfaces requises pour la production des intrants), il ne faut pas associer bas intrants et faible productivité. C'est tout l'enjeu de la recherche agronomique et du développement que de travailler sur l'accroissement de la productivité de ces systèmes, en mobilisant les concepts de l'agro-écologie.

7.4. Systèmes fourragers : atouts et limites de la prairie et des légumineuses

7.4.1. Atouts de la prairie dans la gestion de l'azote

Le rôle des prairies dans la régulation de flux d'azote au pâturage a été décrit dans le chapitre 6.

La comparaison de systèmes laitiers types optimisés et différant par les parts respectives de maïs et herbe dans l'alimentation des animaux met en évidence des pertes azotées qui tendent à être moindres avec les systèmes valorisant plus d'herbe (Tableau 7.6 (Peyraud et al., 2009)). Les exploitations qui utilisent une forte proportion de prairies permanentes minimisent le risque de lixiviation associé aux conduites culturales.

Tableau 7.6 : Récapitulatif des performances environnementales dans des exploitations laitières (types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7 000 l/an, à complémentation équivalente ; d'après (Peyraud 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	2,0 - 2,5
Chargements (UGB/ha SFP)	1,6 - 2,0	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
P transféré (kg P/ha SAU)	+++	+	+

Dans ces systèmes types optimisés, les pertes moindres associées aux systèmes herbagers s'expliquent à la fois par une moindre productivité des surfaces (lait par ha SFP) souvent associée à un chargement plus limité, tel que ceux mis en œuvre en agriculture biologique ou dans des systèmes économes en intrants et par une utilisation plus efficace de l'azote dans les systèmes herbagers, grâce à l'absence de sols nus et à l'organisation d'azote dans les sols sous prairies.

Vertès et al. ont quantifié l'effet de la part de prairies dans les rotations prairies-cultures sur les teneurs en C et N organiques des sols et sur les formes de stockage (Vertès and Mary, 2007; Vertès et al., 2005). Le stockage d'azote constitue un puits limitant les pertes (vers l'eau ou l'air), et une partie seulement de cet azote stocké va se minéraliser rapidement lors de la mise en culture des prairies. Pour l'azote, les flux solubles sont essentiellement sous forme de nitrate, mais des pertes d'azote organique dissous peuvent représenter une fraction non négligeables, d'environ 20% (van Kessel et al., 2009). La fonction des prairies vis-à-vis de la qualité de l'eau dépend de leur position topographique, des pratiques qui y sont mises en œuvre, mais également de la permanence de l'état de la prairie, tant pour les flux d'azote que de phosphore ou de contaminants bactériens (Vertès et al., 2010a).

Contrairement aux idées souvent véhiculées, les systèmes herbagers peuvent dégager de bons résultats économiques. En production laitière, les comparaisons au niveau international montrent que les coûts de production du lait sont de très loin les plus faibles en Nouvelle Zélande et en Irlande comparativement à la France et surtout aux pays d'Europe du Nord aux systèmes très intensifiés (Dillon et al., 2008). Certes, les données globales de l'orientation technico-économique des exploitations (OTEX) mettent en évidence des résultats économiques un peu plus faibles pour les systèmes les plus herbagers mais c'est le plus souvent en liaison avec une taille économique plus faible. A structure d'exploitation voisine en bovins lait, l'étude de Le Rohellec et Mouchet qui a comparé dans le grand Ouest 74 fermes du réseau Agriculture Durable et 374 fermes de l'orientation bovins lait (OTEX 41) montre qu'il est possible d'obtenir des revenus par travailleur plus élevés avec les systèmes herbagers (Le Rohellec and Mouchet, 2004). Ce résultat s'explique par une bonne maîtrise des charges liées aux cultures et au concentré (- 7 500 €/UTA) et à la mécanisation (-3 800 €/UTA) alors même que les primes étaient plus faibles dans le réseau RAD (- 1 158 €/UTA), les primes spécifiques des CTE et des MAE ne compensant pas les moindres soutiens de la PAC (à cette période le maïs était primé). Les données du travail de Samson et Dupraz confirment que les systèmes à bas intrants valorisant de la prairie permettent de contenir les coûts de production en élevage laitier (Samson and Dupraz, 2009).

Des résultats semblables peuvent être observés dans le réseau bovins lait de l'institut de l'élevage (Peyraud and Lherm, 2010). Les travaux de l'Inra en exploitations charolaises montrent également que le revenu hors aides est plus élevé dans les exploitations les plus herbagères (> 90 vs > 60% herbe dans la SAU) mais que le résultat s'inverse si l'on considère les aides car les exploitations les moins herbagères sont aussi les plus grosses (100 vs 70 ha) et perçoivent donc beaucoup plus d'aides.

7.4.1.1. Autres atouts environnementaux

La multifonctionnalité des prairies a fait l'objet de nombreuses communications parmi lesquelles celle d'un congrès de la fédération européenne des herbages (Lillak et al., 2005) et un ouvrage collectif (Béranger and Bonnemaire, 2008). Rappelons que les prairies contribuent à réduire la charge phytosanitaire puisqu'elles ne sont jamais traitées à l'exception de quelques désherbages post semis ou traitements locaux des rumex. Elles stockent du carbone et de l'azote sous forme organique, contribuant largement au recouplage des cycles C et N, et ce stockage représente plus de 500 kg/ha/an les 30 premières années (Arrouays et al., 2002 ; Soussana et al., 2010) et décroîtrait ensuite. Des systèmes fourragers largement basés sur les prairies permettent donc de réduire l'empreinte carbone de la viande et du lait produit (Dollé et al., 2009). La prairie limite les risques d'érosion du fait de son système racinaire développé et de la couverture du sol sur toute l'année, avec une perte de sol de 0,3 t/ha/an sous prairie contre 3,6 t/ha/an sous culture annuelle selon Cerdan *et al.* (Cerdan *et al.*, 2010). Enfin, la prairie permet de limiter l'uniformisation des territoires en maintenant des habitats en son sein et de structures associées (bord de champ, haies, talus, fossés,...) pour de nombreuses espèces d'insectes et d'animaux visitant les couverts herbacés (Dumont et al., 2007 ; Plantureux et al., 2005). Ces effets sont bien décrits pour les prairies de longue durée et conduites à faibles intrants mais restent à mieux qualifier pour les prairies de plaines incluses au sein de rotations.

7.4.1.2. Mais recul de la prairie et du pâturage en zone de plaine

Les surfaces en prairies ont diminué de plus de 3 millions d'hectare depuis les années 1970 (source Eurostat, 2009). Dans les zones où d'autres choix de systèmes sont possibles (terres labourables) et où l'espace agricole reste limité, les systèmes herbagers peuvent être pénalisés par une productivité à l'hectare modérée et une moindre flexibilité face aux aléas par manque de surface disponible, le tout dans un contexte où la politique des

aides ne lui était pas favorable jusqu'à ces dernières années. En second lieu, l'agrandissement parfois mal raisonné des exploitations et des troupeaux peut limiter les surfaces accessibles au pâturage, avec des parcelles dispersés. L'enjeu foncier est sans doute ici l'une des clés du développement du pâturage à l'avenir. En troisième lieu, un frein important est lié à l'image du pâturage auprès des nombreux éleveurs, conseillers et prescripteurs. Beaucoup d'entre eux sont réticents car sa gestion est jugée trop compliquée et il lui est associé une image d'une technique « passéiste » qui ne permet pas aux vaches d'exprimer tout leur potentiel de production, ce qui va à l'encontre du culte de la performance laitière individuelle encore très ancré dans nos modes de pensée. Ce point est nettement ressorti lors d'enquêtes récentes (Guinard-Flament et al., 2010). Il est ici intéressant de noter que dans les pays développant des systèmes exclusivement basés sur le pâturage (NZ, Irlande), les éleveurs ont peu/pas de considération pour les performances par vache et se focalisent exclusivement sur la production de lait et de matière utile par unité de surface. Lever ces freins passe indubitablement par la formation des futurs éleveurs et cadres du secteur aux nouveaux enjeux liés à la durabilité.

Les prairies, permanentes ou semées, pâturées ou récoltées, participent pleinement aux flux internes des exploitations d'élevage d'herbivores. Mais la connaissance de ces flux, comme des pratiques qui les concernent, reste souvent limitée, limitant la réalisation de bilans approfondis précis des cycles des éléments au-delà du bilan global apparent. La valorisation des prairies peut néanmoins faire l'objet d'une estimation par différence, en soustrayant les apports en provenance d'autres sources alimentaires (cultures fourragères et aliments concentrés) aux besoins réputés des animaux présents sur l'exploitation, si toutefois ces apports sont mieux renseignés. Ainsi, Delaby et Journet proposent une méthode indirecte et simple de quantification de l'azote (et de l'énergie) fixé par les fourrages consommés par un troupeau bovin laitier à partir des produits sortis de l'exploitation (Delaby and Journet, 2009). Cette méthode permet d'évaluer l'autonomie et l'efficacité des systèmes laitiers (y compris à base d'herbe) en comparant l'énergie et l'azote des végétaux produits à ceux des intrants utilisés.

Des initiatives néerlandaises soulignent l'intérêt des démarches participatives de développement se fondant sur l'établissement de bilans, notamment le projet « Cows & opportunities (Oenema et al., 2001) et, tout dernièrement, le projet européen Dairyman (cf. chapitre 8).

7.4.2. Atouts des légumineuses pour renforcer l'autonomie protéique

Le rôle des légumineuses dans la régulation des flux d'azote a été décrit dans le chapitre 6 (6.5. 2.3). L'atout principal de l'intégration des légumineuses dans les systèmes de production est leur aptitude à fixer l'azote atmosphérique et de produire des graines et fourrages riches en protéines favorisant ainsi l'autonomie protéique de l'exploitation d'élevage. Dès les années 1990, l'utilisation des légumineuses a été proposée pour le développement de systèmes plus durables (Pochon, 1993 ; Thomas, 1992).

Les systèmes de production ne sont que très rarement autonomes en protéines. En élevage laitier, l'analyse conduite par Paccard et al. (Paccard et al., 2003) à partir des données de l'année 2000 des Réseaux d'Élevage bovins-lait, montre que l'autonomie globale est généralement forte (86% pour la MS, 82% pour l'énergie et 71% pour les matières protéiques), mais qu'elle l'est beaucoup moins en aliments concentrés (32% en MS, 34% pour l'énergie et 20% pour les MAT), une exploitation sur trois achetant la totalité de ses aliments concentrés. Les achats de concentrés azotés sont prépondérants : 25 à 30% des élevages sont autonomes à plus de 50% pour la MS et l'énergie, contre seulement 12% pour les matières protéiques. Les différents systèmes de production diffèrent surtout par leur autonomie protéique et en concentrés. Parmi les systèmes herbagers, l'agriculture biologique améliore d'environ 15 points l'autonomie protéique, en montrant de surcroît les valeurs les plus élevées (86 et 93%) du panel de 393 exploitations. L'autonomie décroît avec le niveau d'intensification. En raisonnant sur les valeurs moyennes des systèmes, il apparaît une relation négative entre la part de maïs dans la SFP et l'autonomie protéique de la ration totale : les élevages avec beaucoup de maïs ont une faible autonomie. Les bilans en azote augmentent avec le niveau d'intensification, ce bilan apparaissant davantage lié aux achats d'engrais azotés qu'aux achats d'aliments protéiques.

La question de l'autonomie alimentaire des élevages laitiers a également été documentée régionalement par des travaux conduits dans les Pays de la Loire (Rubin et al., 2004), en Poitou-Charentes (Bossis et al., 2004), en Rhône-Alpes (Capitain et al., 2004), dans le Jura (Gaillard et al., 2004). En Pays de Loire, les systèmes très herbagers utilisant peu d'aliments concentrés, conduisent à des niveaux de production des vaches laitières généralement faible (< 5000 L/Vache/an) et à un besoin de surface important. Dans les exploitations ayant une part de maïs fourrager élevée (> 2 tMS / UGB), l'autonomie alimentaire est plus difficile à mettre en œuvre. L'apport de protéagineux produits sur l'exploitation permet d'améliorer sensiblement leur autonomie, mais elle reste inférieure à 92%. En Poitou-Charentes, l'étude sur un échantillon de 34 exploitations du Réseau bovins lait et de 38 exploitations du Réseau d'élevages caprins montre que l'autonomie en fourrages est mise à mal par l'agrandissement des élevages caprins tandis que les efforts sur la qualité des récoltes et le pâturage d'une herbe de qualité sont les mieux à même de faire progresser l'autonomie protéique avant la production de protéagineux. Dans le Jura, le suivi de 26 exploitations laitières sélectionnées pour leur faible niveau d'intrants montre que l'autonomie alimentaire complète repose sur la valorisation de ressources herbagères locales et la limitation des intrants alimentaires azotés. La ration de base est alors constituée de luzerne-fourrage et la part des prairies temporaires est importante, tandis que la complémentation repose sur des céréales autoconsommées diversifiées (en mélange) et un recours très réduit à des aliments protéiques achetés.

Weller et Bowling soulignent la difficulté particulière dans laquelle se trouvent les exploitations laitières biologiques : ne pas pouvoir alimenter correctement les vaches, en particulier durant la période du début de lactation, fait prendre le risque de problèmes métaboliques et de performances de reproduction dégradées ; acheter des aliments concentrés peut permettre d'accroître le chargement, la production laitière et le revenu, mais au prix d'une dégradation marquée de la durabilité du système (Weller and Bowling, 2007).

En élevage bovin allaitant, une analyse sur l'autonomie protéique de exploitations a été conduite à l'échelle d'un panel de 400 exploitations françaises suivies dans le cadre des Réseaux d'Élevage par Kentzel et Devun (Kentzel and Devun, 2004). Elle montre que la grande majorité de ces exploitations est quasi-autonome en fourrages mais que leur autonomie en aliments concentrés n'est que de 43% en moyenne et l'autonomie protéique de seulement 27% avec une forte dispersion des résultats. L'autonomie protéique totale n'est atteinte que dans un nombre très limité d'élevages (à peine 3%). Le système fourrager et le lien entre cultures et bovins viande sont les principales composantes des systèmes qui permettent d'influer sur leur niveau d'autonomie protéique. L'introduction de protéagineux apparaît comme la seule solution technique possible à l'échelle de l'exploitation pour parvenir à cette autonomie, et elle semble économiquement à la fois peu risquée et sans réel intérêt. La proximité avec des zones de production de protéagineux pourrait encourager l'établissement de contrats et ainsi renforcer la traçabilité de la filière de production. Dans le bassin charolais, les exploitations d'élevage bovin allaitant (Veysset et al., 2003) présentent un bilan azoté excédentaire de 40 kgN/ha/an, hors fixation symbiotique : elles sont faiblement exportatrices d'azote et très largement dépendantes d'achat d'aliments concentrés et d'engrais, ces derniers constituant les plus fortes entrées d'azote. Excepté pour l'agriculture biologique, l'excédent d'azote apparaît assez peu dépendant du système de production.

7.4.2.1. Autres atouts des légumineuses

Le volet lixiviation n'est pas le principal atout des légumineuses. L'introduction de légumineuses permet de réduire la consommation d'énergie non renouvelable en élevage du fait de leur aptitude à valoriser l'azote de l'air alors qu'il faut 55 MJ pour produire, transporter et épandre 1 kg de N minéral. Il faut ainsi 1,2 MJ pour produire 1 UFL avec du ray grass fertilisé à 150 kg N/ha mais seulement 0,4 avec une association (il en faut 0,9 pour de l'ensilage de maïs après blé) (Besnard et al., 2006). Ainsi Ledgard et al. ont montré que la consommation de fuel pour produire 1 kg de lait, déjà très faible dans les systèmes néozélandais, était réduite de 1,25 MJ à 0,5 MJ lors de l'utilisation de prairies d'association comparée à des ray-grass anglais fertilisés à raison de 150 kg N/ha/an (Ledgard et al., 2009). Cette économie d'énergie confèrera un avantage décisif aux systèmes valorisant des légumineuses lorsque le coût de l'énergie fossile et celui des engrais sera vraiment élevé.

Les légumineuses sont par ailleurs d'excellentes têtes de rotation et elles contribuent à réduire les occurrences de maladies et en améliorant la fertilité des sols (Vertès et al., 2010b). Au final les légumineuses sont très certainement un des piliers de la durabilité des systèmes de production pour

demain. Comme elles peinent à retrouver leur place dans l'alimentation humaine, elles doivent retrouver une place centrale dans l'alimentation animale.

7.4.2.2. Mais recul de la sole en légumineuses

Pourtant, les surfaces en légumineuses ont considérablement diminué depuis 30 ans sans doute en lien direct avec un contexte économique et politique qui leur a été défavorable avec à la fois des engrais azotés et du tourteau de soja bon marché (Rochon et al., 2004). Dans cette période, la consommation d'azote minéral a augmenté de 3 millions de tonnes en Europe (*International Fertilizer Industry Association 2000* : <http://www.fertilizer.org/>). La stratégie économique de soutien aux prix a aussi encouragé un accroissement de la productivité à l'aide d'engrais (Mytton, 1996). La réforme de la PAC de 1992 instituant la prime aux céréales (dont l'ensilage de maïs) sans contrepartie pour les sources de protéines a aussi contribué à leur déclin. A titre d'illustration, les surfaces en luzerne et trèfle violet ont baissé de 75% (de 1,0 à 0,32 million d'ha) entre 1970 et 2000 (Pfmilim et al., 2003). Elles ont alors été quasi abandonnées par la recherche et le développement à l'exception notoire du trèfle blanc dont le développement dans l'ouest de la France peut être regardé comme emblématique d'un certain regain d'intérêt pour les légumineuses (au moins les fourragères). Le contexte économique changeant, les légumineuses vont vraisemblablement connaître un regain d'intérêt et jouer un rôle central dans le développement de systèmes plus durables.

Les légumineuses souffrent de plusieurs limites qu'il conviendrait de lever pour mieux en tirer parti à l'avenir. Au-delà des incertitudes scientifiques à lever sur la quantification et modélisation de la fixation symbiotique dans les diverses légumineuses, les polémiques se situent à la charnière entre performance de production et objectifs de protection de l'environnement. Comme déjà mentionné leur productivité à l'hectare est jugée faible et c'est la principale cause de leur régression, notamment dans les fermes de grandes cultures face aux céréales ou à la betterave. En production de fourrages, les prairies d'associations sont souvent moins productives que de graminées très fertilisées, mais surtout elles souffrent d'un départ de la végétation plus tardif au printemps qui peut pénaliser une mise à l'herbe précoce (elles auront par contre une production estivale plus élevée que des graminées pures). Un suivi réalisé sur plus de 400 parcelles sur plusieurs années (Le Gall and Guernion, 2004) confirme que la productivité des associations s'accroît avec la proportion de trèfle blanc (+ 500 kg MS/ 10% de trèfle) jusqu'à un seuil d'environ 40-45% de trèfle : dans très bonnes conditions les associations produisent autant qu'une graminée recevant 200 à 250 kg /ha/an. La persistance du trèfle est néanmoins assez mauvaise dans les sols trop humides ou séchant (Vertès and Annezo, 1989), et contrairement aux graminées il est difficile de compenser de mauvaises conditions de croissance des associations par des apports fertilisants.

Il apparaît qu'un mélange de quelques espèces bien adaptées permettrait d'accroître les rendements. Un vaste essai conduit sur 28 sites et 17 pays en Europe a combiné dans chaque site les 2 graminées et les 2 légumineuses les plus courantes (Lüscher et al., 2008). Dans tous les sites, et avec les mêmes pratiques de fertilisation et de fréquence de coupe, les associations ont produit plus de biomasse que la meilleure des monocultures (1 t MS/ha en moyenne) et l'effet a persisté au cours des 3 ans de l'essai. Ce résultat, qui doit être confirmé, ouvre des nouvelles opportunités pour les légumineuses. Les flux d'azote importants lors de destruction des prairies ou après luzernières ou pois fourragers sont difficiles à gérer. Toutefois, l'évaluation et la gestion des flux s'optimisent néanmoins à l'échelle de la rotation (interculture, cultures en association, faire lien entre azote et autres bénéfiques environnementaux ...), qui tamponne l'effet de l'année de destruction de prairie.

Si le trèfle blanc jouit d'une valeur alimentaire très élevée et surtout très constante au cours de la saison ce qui lui confère de la souplesse d'utilisation (Peyraud, 1993), les valeurs énergétiques du trèfle violet et surtout de la luzerne sont plus faibles, surtout lorsque ces fourrages sont ensilés ou fanés, la principale limite de ces fourrages reste la difficulté de récolte rendant la qualité des fourrages conservés difficile à maîtriser (perte de feuilles,...). Ceci limite les possibilités d'utilisation de quantités importantes de luzerne dans les rations de vaches laitières. Toutefois, des rations mixtes associant ensilage de maïs et de légumineuses permettent de bonnes performances tout en économisant un peu de tourteau de soja (Chenais, 1993) lorsque les ensilages sont de bonne qualité. Les légumineuses à graines sont caractérisées par des teneurs en azote élevé mais aussi par une dégradabilité très élevée dans le rumen (Agabriel, 2010), de ce fait leur valeur azotée réelle pour le ruminant (PDIE) reste relativement modeste. Elles peuvent être utilisées pour rééquilibrer des rations à base d'ensilage de maïs, mais ne peuvent se substituer totalement aux tourteaux pour des animaux à haut niveau de production. Il est toutefois possible d'obtenir de bonnes performances laitières avec des rations contenant 3-4 kg de pois ou de féverole (Hoden et al., 1992).

Par ailleurs, les légumineuses souffrent pour leur redéveloppement des mêmes freins internes aux filières que ce qui a été dit pour la prairie, au premier rang desquels figure l'acceptabilité par les acteurs de systèmes moins exigeants en intrants mais plus difficiles à conduire. Il y a aussi des réticences naturelles des éleveurs face au risque d'une plus forte variabilité des rendements. Les légumineuses ont souffert également d'une image passéiste, qui commence à évoluer (Carrefour de l'innovation agronomique, CIAG 2010 : www.inra.fr/ciag/revue/volume_11_decembre_2010colloques_agriculture/legumineuses_et_agriculture_durable).

Le changement de système pose souvent aussi des problèmes économiques et techniques lors de la phase de transition et ce d'autant plus qu'il y a un manque d'outil pour le conseil. Les informations ont jusqu'ici plutôt été diffusées à dire d'experts et par des réseaux alternatifs dont l'expérience pourrait d'ailleurs être plus largement valorisée.

Enfin il est nécessaire et urgent de relancer des travaux investissant toute la chaîne de leur production et utilisation : sélection, itinéraires culturaux (semis, désherbages, associations,...), modes de récolte, valorisation par les animaux.

7.5. L'agriculture biologique : mode de production qui limite les flux d'azote

La production biologique est régie par un cadre réglementaire européen par la voie d'un cahier des charges public (règlement (CE) n°834/2007). Elle met en œuvre des règles de production applicables à la production végétale (rotations pluriannuelles des cultures comprenant les légumineuses, épandage d'effluents d'élevage ou de matières organiques provenant de productions biologiques) et à la production animale (reproduction, logement, alimentation, prévention des maladies) restreignant très fortement l'utilisation des ressources non renouvelables (Leroux et al., 2009).

Les marges de manœuvre apparaissent plus élevées en élevage bovins comparé aux monogastriques. Ainsi, au moyen d'un travail de modélisation déjà ancien, Dalgaard et al. ont établi que les possibilités de réduire les pertes d'azote de la production porcine par une conversion à l'agriculture biologique étaient faibles, compte tenu de l'efficacité élevée de cet élevage (Dalgaard et al., 1998). Par contre, la production laitière biologique présente une plus grande efficacité azotée et des excédents d'azote plus faibles par kg de lait que la production conventionnelle. Aussi la conversion à la production laitière biologique pourrait permettre de réduire les pertes d'azote. Des scénarios nationaux pour la production laitière ont montré que la production danoise de l'époque pouvait alors être réalisée avec un excédent total d'azote plus faible de 24%. Mais une conversion à l'agriculture biologique aurait conduit soit à une production laitière plus faible sur la surface consacrée à l'époque à la production laitière, soit à un fort élargissement de la surface actuelle.

7.5.1. Des pertes de nitrate maîtrisées à l'échelle des exploitations.

Les pertes d'azote en système AB sont souvent moindres qu'en système conventionnel du fait de la moindre utilisation d'intrants et de la non utilisation d'engrais minéraux (Hansen et al., 2001). L'adéquation entre le potentiel (quantité et qualité) des fourrages et le niveau de production des animaux (Hermansen and Kristensen, 2004) ainsi que la recherche de l'autonomie alimentaire à l'échelle de l'exploitation par une meilleure valorisation des ressources (gestion du pâturage, place des légumineuses dans les fourrages) sont également garantes d'une meilleure efficacité de l'azote (Halberg, 1999).

Les résultats issus de 26 fermes laitières AB en Allemagne (Haas et al., 2007) montrent une balance azotée 50 à 70% plus faible que dans les systèmes conventionnels (+8 à +85 kg N/ha). Cette balance N est fonction de la quantité d'aliments concentrés achetés, et, ces fermes n'utilisant pas d'engrais minéraux achetés, l'efficacité de l'N est de 45%. Hors fixation symbiotique par les légumineuses, le surplus N des exploitations bovines viande en AB des zones herbagères défavorisées du Massif Central, est nul voire négatif (Veysset et al., 2003). Une balance azotée systématiquement plus faible dans les élevages laitiers AB que conventionnels, ainsi qu'une meilleure efficacité de l'azote, sont cités par tous les auteurs ayant travaillé soit en ferme expérimentale (Steinshamn et al., 2004), soit par modélisation (Hansen et al., 2000) ou en réseau de fermes commerciales (Roberts et al., 2008). Une étude par modélisation montre que si toutes les exploitations laitières du Danemark se convertissaient à l'AB, la production laitière totale chuterait de 24% alors que le surplus N/ha chuterait, lui, de

50% (Dalgaard et al., 1998). Si ces exploitations restaient en système conventionnel (utilisation d'engrais minéraux) et ne faisaient qu'extensifier leur système de production pour aboutir au même chargement qu'en agriculture biologique, le surplus N ne baisserait que de 15%.

Le risque de lixiviation, comme pour les systèmes conventionnels, augmente en AB avec le chargement (King et al., 2007). Du fait de processus biologiques non maîtrisables tels la minéralisation des matières organiques (sols et effluents), la très forte réduction des surplus d'azote à l'échelle des exploitations n'est pas garante d'une réduction équivalente des fuites de nitrates. Cependant ce risque est minimisé par les pratiques mises en œuvre telles que la rotation des cultures avec cultures pièges et légumineuses (Drinkwater et al., 1998), la volonté de maintenir le pool de matière organique du sol, mais également par la non-utilisation des pesticides qui favorise la vie microbienne du sol (Knudsen et al., 2006). Une revue complétée par des enquêtes dans 18 pays européens montre que les systèmes de culture et les pratiques mises en œuvre en AB permettent de mieux contrôler la lixiviation des nitrates, pour aboutir à une réduction jusqu'à 50% de cette lixiviation comparé aux systèmes conventionnels (Stolze et al., 2000).

7.5.2. Des évaluations plus contrastées sur d'autres sorties environnementales.

L'impact positif de l'agriculture biologique fait également consensus sur la limitation des risques de pertes de phosphore, le maintien de la biodiversité, l'eutrophisation, la consommation d'énergie non renouvelable (de Boer, 2003 ; Mondelaers et al., 2009 ; Muller-Lindenlauf et al., 2010 ; Veysset et al., 2011). Comme pour les systèmes conventionnels à bas intrants, le bilan GES des systèmes biologiques est plus discutable. Ceci est bien illustré en systèmes de production porcine (Bonneau, 2008). En système de production de ruminants les systèmes biologiques peuvent reprendre l'avantage en termes d'émission nettes du fait du stockage de carbone et d'azote sous prairies.

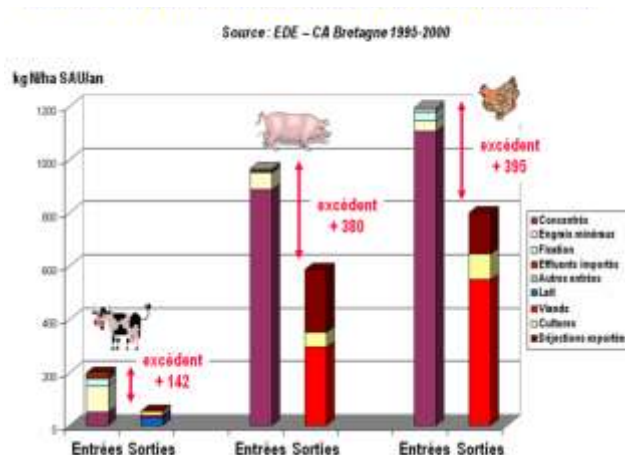
Dans une méta-analyse des différences d'impact environnemental entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle, Mondelaers et al. ont notamment établi que les sols des systèmes en agriculture biologique ont en moyenne une teneur plus élevée en MO (Mondelaers et al., 2009). A propos de la lixiviation et des émissions de GES, si les scores sont exprimés en fonction de la surface de production, ils sont meilleurs en bio qu'en conventionnel. Cependant, étant donné la plus faible efficacité d'utilisation du sol en bio dans les pays développés, cet effet positif exprimé par unité de produit est moins marqué voire inexistant.

7.6. Exemples de variation des bilans d'azote des exploitations en fonction des systèmes d'élevage

De très nombreuses publications comparent les bilans d'azote (voir chapitre 5) de différents systèmes de production ou au sein d'un système les conséquences des modes de production (conventionnel vs biologique, systèmes fourragers maïs-soja vs systèmes herbagers), parfois en interaction avec des effets régionaux.

La Figure 7.4 compare les bilans apparents d'exploitation où le surplus d'azote est rapporté à la surface agricole utile de l'exploitation, ce qui fait apparaître immédiatement les différences de lien au sol entre les types d'élevage : faible pour les granivores, élevé pour les herbivores (sauf élevages veaux de boucherie et taurillons en stabulation). Les valeurs élevées observées en élevages de granivores, malgré des plans d'épandages en règle, sont en partie liées à la différence entre N excrété par les animaux en bâtiment et azote épandable, soit la totalité des pertes gazeuses en bâtiment et au stockage qui sont apportées aux hectares des exploitations. Depuis ces calculs réalisés par la chambre d'Agriculture de Bretagne, des progrès importants ont évidemment été réalisés aux différents maillons du système, en particulier et l'optimisation de l'alimentation des troupeaux de granivores (voir partie 5.1). Des données beaucoup plus faibles de bilans sont rapportées (Tableau 7.7)

Figure 7.4 : Bilan apparent de l'azote rapporté à la surface au sein de différentes filières animales



Jarvis et al. et de Vries et al. ont comparé les bilans et flux dans 5 systèmes spécialisés types : grandes cultures, bovin viande, bovin lait conventionnel et biologique, production porcine à partir de données danoises (de Vries et al., 2011; Jarvis et al., 2011). L'accès à l'ensemble des données (tous flux entrants et sortants, plan d'épandage) permet de rapporter les bilans N à la surface totale concernée (de l'exploitation + plan d'épandage) ce qui réduit fortement les excédents d'N par ha comparée à Simon et al. (Simon et al., 2000). Les surplus de bilans apparaissent en général plus élevés en systèmes de production animale que végétale sauf lorsqu'ils sont conduits de manière très extensive comme c'est souvent le cas en agriculture biologique.

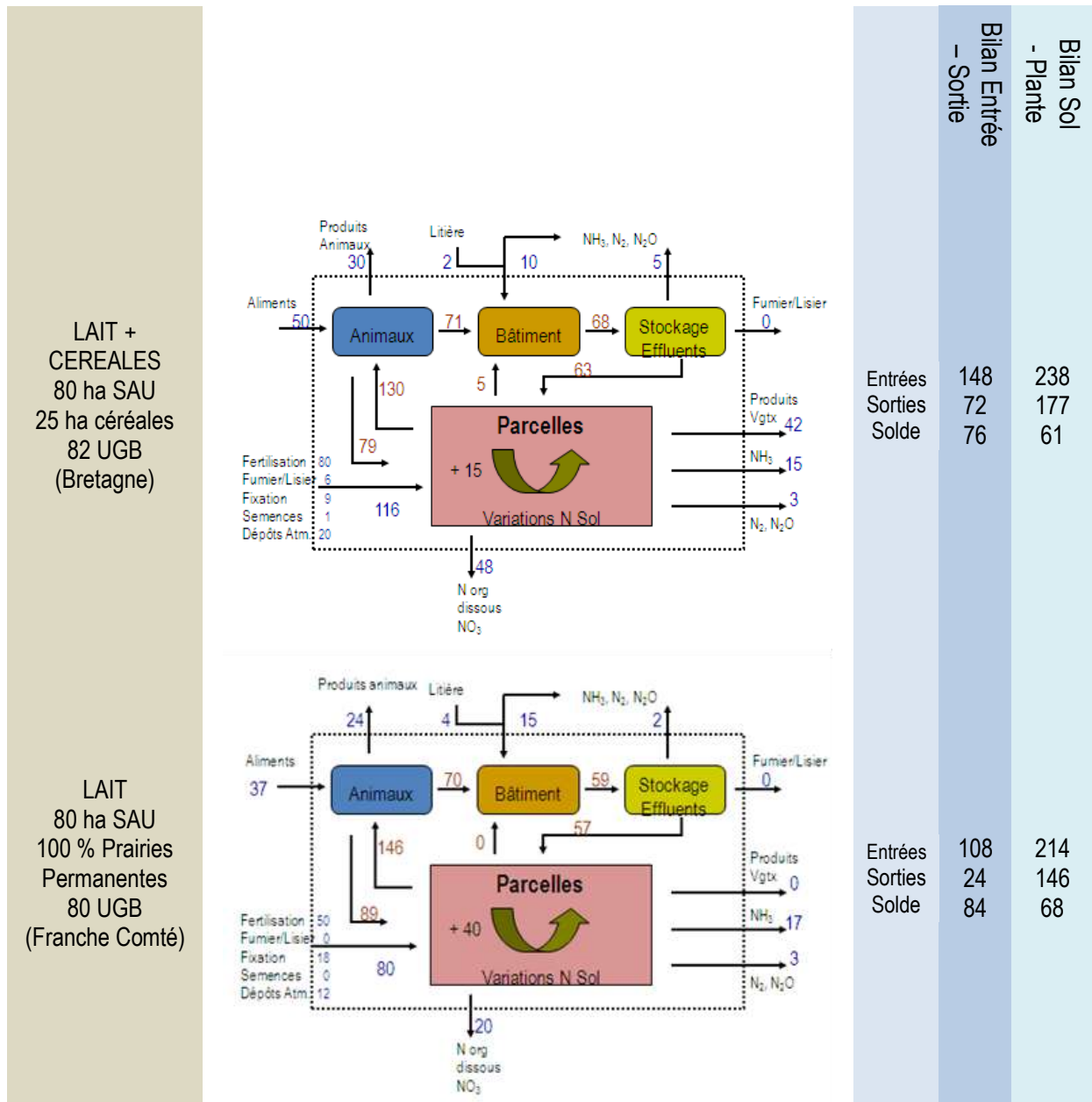
Tableau 7.7 : Bilans azotés du sol et de l'exploitation pour différents systèmes d'élevage (voir chapitre 8 pour la définition de ces 2 types de bilan).

	Bilan Sol-surface					Bilan apparent « ferme »				
	culture	viande	lait AB	laitier	porcs*	culture	viande	lait AB	laitier	porcs*
Entrées totales	187	214	213	302		187	156	122	215	300
Engrais	122	91	0	57	37	122	91	0	57	37
Fixation symbiotique		15	75	31			15	75	31	
Dépôts atmosphériques	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Aliments concentrés							18	25	110	245
Fourrages / litière								6	7	
Semences	3	2	1		3	3	2	1	1	3
Animaux achetés										
Effluents importés							15			
Effluents épandus /Pâturage)	47	76	122	197	129	47				
Sorties totales	99	106	144	158		99	40	39	58	169
Cultures/fourrages vendus	99	24	7	3	72	99	24	7	3	72
cultures et herbe récoltées/ pâturée		82	137	155						
produits animaux, viande							16	32	53	87
effluents exportés										
Surplus total		98	69	144		88	116	83	157	141
Volatilisation	7	12	14	23	37					
Dénitrification (N ₂ ,N ₂ O)	5	10	12	15	13					
changement Norg sol	5	8	16	23	10					
Lixiviation NO ₃ et DON	72	78	35	83	81					

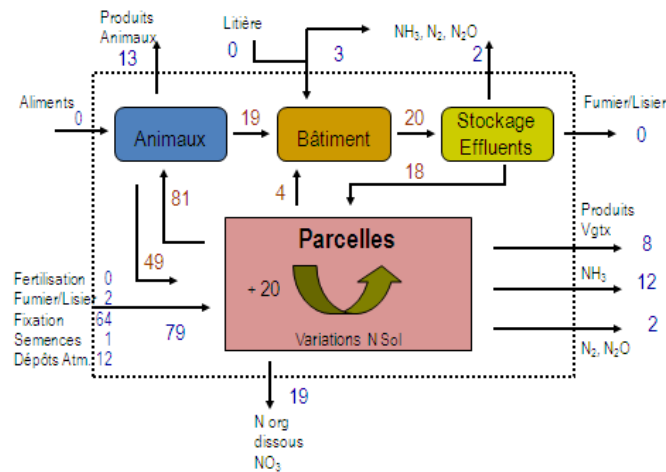
* l'exemple traité est issu de données danoises et rapporte les flux N à l'ensemble de la surface de l'exploitation + du plan d'épandage - AB = Agriculture Biologique

La Figure 7.6 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 8 pour les calculs), l'écart étant d'autant plus important que les entrées d'azote dans l'exploitation se font par achat d'aliment.

Figure 7.6 : Flux d'azote moyens (en kgN/haSAU/an) et bilans d'azote (avant traitement éventuel des effluents) pour des exploitations françaises types de production laitière et de production porcine (synthèse ESCo adaptée de (Jarvis et al., 2011)).

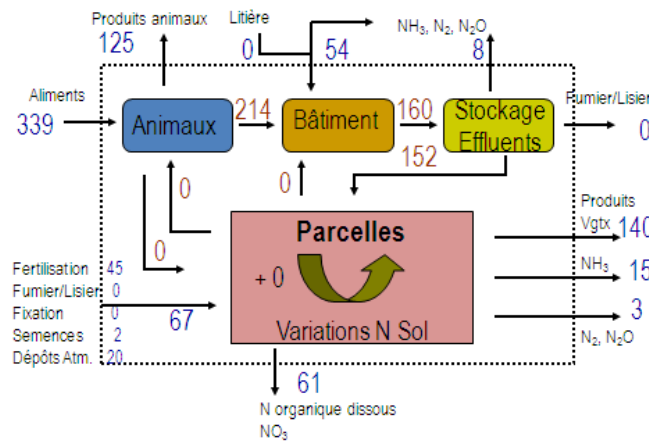


LAIT BIO
160 ha SAU
65 ha céréales
107 UGB
(Vosges)



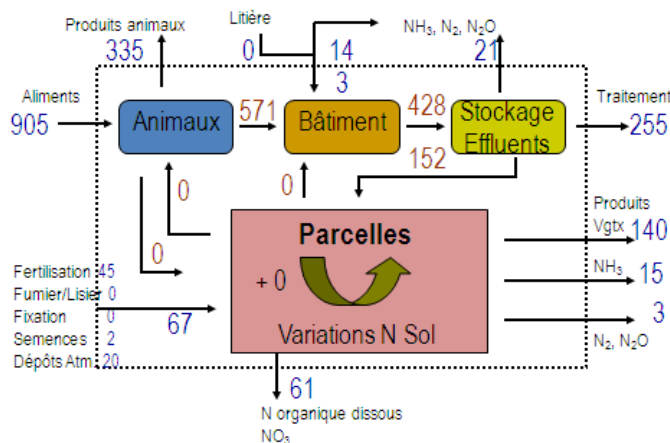
Entrées	87	134
Sorties	21	93
Solde	46	41

PORC +
CEREALES
84 ha SAU
150 truies
(Bretagne)



Entrées	386	199
Sorties	285	140
Solde	121	59

PORC+CEREAL
ES
84 ha SAU
400 truies
(traitement 60%)

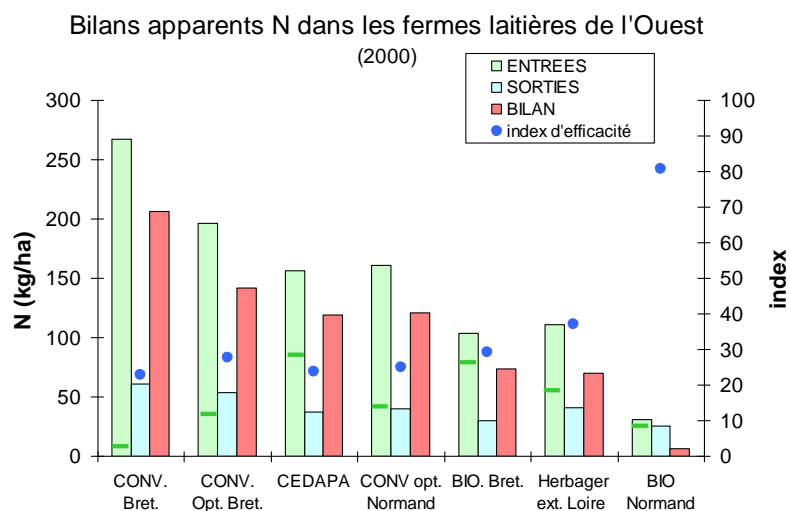


Entrées	952	199
Sorties	730	140
Solde	222	59

Pour les fermes d'élevages bovins, la variabilité des modes d'élevage et du lien au sol est forte, entre complète autonomie alimentaire et azotée (élevages biologique, élevages autonomes et économes à bas intrants) et forte dépendance aux achats (systèmes mixtes lait – cultures en zones séchantes par exemple). L'analyse des bilans apparents et les index d'efficacité d'utilisation de l'azote calculés dans des réseaux de fermes laitières spécialisées de l'ouest de la France et montre des variations de 1 à 3 entre régions (pour un même mode de production) ou pour une même région entre mode de productions. L'optimisation sans changement de système (Conv vs Conv opt.) montre une marge d'amélioration de près de 30% gagnés essentiellement sur la réduction

des entrées d'N. Les changements de systèmes correspondent par contre en général à une double réduction des intrants et des sorties (cultures et/ou produits animaux). L'effet région est lié à la fois au niveau des entrées (Basse-Normandie inférieure à Bretagne) et à des paramètres non pris en compte dans le bilan, tels la fertilité des sols et le contexte climatique pour les prairies plus favorable globalement à la Basse-Normandie qu'en Bretagne ou en Pays de Loire (problèmes de sécheresse).

Figure 7.7 : 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 (Vertès et al., 2002).



7.7. La gestion des flux d'azote à l'échelle supra exploitation et territoriale

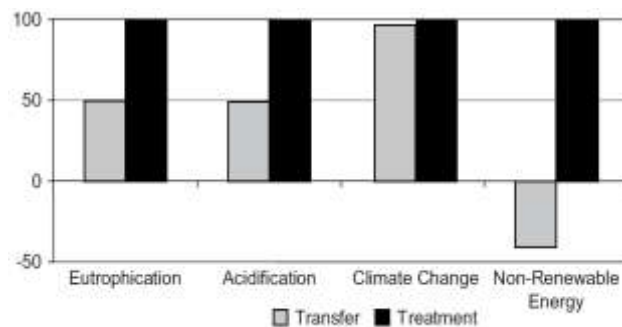
Les exploitations étant de plus en plus spécialisées, il n'est pas toujours possible de développer en interne les adaptations requises ou souhaitables. Cela est largement le cas pour des exploitations dédiées aux productions animales hors sol et ne disposant pas d'une surface suffisante pour gérer tous leurs effluents. Ces exploitations peuvent alors envisager d'exporter leurs effluents comme engrais pour d'autres exploitations aptes à les valoriser. A l'inverse, pour des exploitations céréalières ou de monogastriques, certaines rotations peuvent s'avérer intéressantes sur le plan agronomique et environnemental mais peu pertinentes en termes de production, comme par exemple l'introduction de luzerne ou de prairies intercalées dans des rotations céréalières. Ces quelques exemples montrent l'intérêt qu'il peut y avoir à changer d'échelle de raisonnement en intégrant plusieurs exploitations (Lemaire et al., 2003).

7.7.1. Transfert d'azote entre exploitations

Si la conception et la réalisation des plans d'épandages sont obligatoires depuis plus de 15 ans, à notre connaissance peu d'études ont été consacrées à la quantification et à la modélisation des échanges d'effluents entre exploitations exportatrices (porcines, volailles) et exploitations réceptrices (herbivores, cultures). A partir des données du recensement agricole de 2000, Espagnol et Ilari ont évalué les excédents d'azote d'origine animale dans les exploitations porcines françaises (Espagnol and Ilari, 2005). Deux approches complémentaires sont ensuite testées pour réduire ces excédents. La première consiste à transférer les effluents en excès dans des exploitations déficitaires situées à moins de 10 km et la seconde à utiliser de façon systématique l'alimentation "biphase" à teneur réduite en P et N. Ces approches se montrent efficaces pour réduire les excès dans la plupart des régions, sans toutefois l'être complètement dans les communes qui présentent les plus fortes densités d'élevages, en particulier dans le Grand Ouest de la France. Une approche un peu similaire a été

conduite par Léon et al. sur le bilan d'azote dans différents bassins de production en Bretagne (Léon et al., 2005). Ils concluent de la même manière à l'intérêt de la mise en place d'un marché des effluents mais sans considérer l'incidence de la modification des conduites alimentaires. Avec des approches plus fines, Lopez-Ridaura et al. ont étudié l'intérêt de la mise en place de plans d'épandage collectifs associant producteurs de porcs et de céréales (Lopez-Ridaura et al., 2009). Ils ont ainsi comparé, à l'aide de la méthode d'analyse du cycle de vie, deux modalités de gestion des excédents d'azote : le traitement aérobie et le transfert. Les résultats indiquent que pour tous les indicateurs environnementaux considérés, le transfert entre exploitations est préférable au traitement (Figure 7.8). Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus à l'échelle de l'exploitation (Baudon et al., 2005) qui indiquent que le recyclage est éléments, en particulier de l'azote, est toujours la voie la plus intéressante au plan environnemental. Toutefois, comme le soulignent Paillat et al., l'organisation collective de ce transfert n'est pas simple et nécessite une bonne combinaison des équipements, de l'assolement, du type de sol et des conditions climatiques (Paillat et al., 2009). Ces pratiques posent aussi des questions d'acceptabilité sociale par les riverains.

Figure 7.8 : Influence sur différents paramètres environnementaux de deux modalités de gestion des excédents d'effluents porcins: le traitement aérobie ou le transfert vers d'autres exploitations.



Comme l'indique Dourmad et al. ceci nous conduit à penser que, dans l'avenir, les filières de gestion des effluents porcins devront à la fois limiter autant que possible les émissions de gaz nocifs pour l'environnement (NH_3 , N_2O , CH_4 ...) et préserver et valoriser au mieux les éléments fertilisants (Dourmad et al., 2010). Dans un contexte d'accroissement du prix des fertilisants, cette démarche devrait aussi être intéressante au plan économique. En quelque sorte il convient de rechercher des filières de gestion permettant de reconstruire le cycle des nutriments entre productions élevages et cultures, tout en minimisant les fuites vers l'environnement. La question est de savoir à quelle échelle géographique on souhaite assurer ce recyclage. Ceci n'est envisageable au niveau d'une exploitation que si l'on dispose de surfaces d'épandage suffisantes pour valoriser les effluents, ce qui n'est que rarement le cas dans les exploitations porcines. On peut aussi envisager d'associer plusieurs exploitations voisines d'une même petite région agricole. L'intérêt de cette approche sur le plan économique et environnemental a été confirmé (Paillat et al., 2009), mais sa mise en place peut se heurter à des questions d'incertitudes (en particulier climatiques) sur la faisabilité, et d'acceptabilité locale.

La complémentarité entre exploitations porcines et exploitations céréalières peut aussi être recherchée à une échelle géographique plus large, Mais ceci nécessite de développer des technologies permettant de réduire le volume des effluents afin de pouvoir les transporter sur de plus longues distances, et d'y adjoindre une évaluation environnementale multi-critères. Les questions de la désodorisation et l'hygiénisation de ces effluents sont également importantes à considérer dans ce contexte.

Pour les ruminants, ce domaine reste encore très peu exploré en dehors de l'étude sur la complémentation protéique des élevages bovins viande (Kentzel and Devun, 2004).

Enfin, on peut évoquer ici d'autres fonctions de certains de ces produits qui, s'ils ne concernent pas directement le cycle de l'azote, l'impactent malgré tout au travers du couplage C/N. C'est le cas en particulier de la valorisation énergétique du colza qui permet de rendre disponible du tourteau pour les ruminants, et celui de la méthanisation des effluents ou de certains produits de cultures (maïs...) qui génère à son tour un produit résiduel plus ou moins riche en azote. Le compostage du fumier qui génère des émissions notables d'ammoniac, est souvent présenté comme une possibilité d'élargir la gamme des utilisations des matières organiques, en particulier vers les cultures (céréales).

7.7.2. Opérations de reconquête de la qualité de l'eau dans des territoires à enjeux forts

La question de la qualité des eaux est posée dans de nombreuses régions au niveau des bassins de captage pour alimenter les agglomérations où l'objectif est d'obtenir une eau à très basse teneur en nitrate. C'est aussi le cas de certains bassins côtiers pour les problèmes de la prolifération d'algues vertes (ou autres impacts sur le milieu marin). Dans ces situations, réduire le surplus N à l'échelle du territoire concerné et obtenir une amélioration substantielle des teneurs en nitrate des eaux implique d'engager des actions de grande ampleur incluant des évolutions fortes des pratiques et des systèmes de production, et concernant la grande majorité des exploitations.

7.7.2.1. Mise en œuvre de projets territoriaux pour reconquérir la qualité de l'eau

La mise en œuvre des projets territoriaux visant à développer des agricultures plus respectueuses de l'environnement est essentiellement dictée par des projets de maîtrise et/ou de reconquête de la qualité des eaux soit pour des enjeux de potabilité dans les zones de captage alimentant de grandes villes soit pour la réduction d'impacts parmi lesquels la prolifération d'algues vertes.

Le cas du bassin versant de la Lieue de Grève.

Depuis les années 1970, la baie de la Lieue de Grève est le lieu d'échouage massif et croissant d'algues vertes. Depuis plus de 10 ans, dans le cadre des programmes d'action « Pro-Littoral », les agriculteurs du bassin versant (BV) ont fait évoluer leurs pratiques agricoles de façon efficace permettant d'atteindre une teneur en nitrate des cours d'eau alimentant la baie d'environ 30 mg/l. Cette teneur, certes inférieure à la norme d'eau potable de 50 mg/l, doit encore être réduite puisque la diminution obtenue n'a pas de conséquence notable sur le tonnage d'algues échouées. Dans le cadre du plan de lutte contre les algues vertes, un projet territorial a été co-construit par les élus de la communauté de communes de Lannion Trégor Agglomération (LTA), les éleveurs du bassin versant (BV) de la Lieue de Grève et l'Inra afin de développer des systèmes de productions agricoles à très basses fuites d'azote. L'objectif est de descendre à une teneur inférieure à 15 mg/L à l'exutoire du bassin, ce seuil devant contribuer limiter le développement des algues vertes. Le diagnostic réalisé a mis en évidence la nécessité de passer des changements de pratiques aux changements de systèmes.

L'objectif est à la fois de réduire les intrants d'azote sur le BV et de favoriser le recyclage de l'azote. Il convient alors de promouvoir des cultures pérennes, capables de recycler et valoriser l'azote toute l'année et adaptées à l'alimentation des ruminants. L'agriculture du bassin versant de la Lieue de Grève se caractérise surtout par la dominance d'élevages de bovins lait et viande et de cultures de céréales, avec assez peu d'élevages hors sol. Dans ce contexte, un cadre d'évolution en faveur de systèmes herbagers a été proposé, validé par le conseil scientifique du plan « Algues vertes » et accepté par l'Etat. Ce cadre repose sur deux d'indicateurs innovants, simples à évaluer, à savoir un chargement maximum par hectare d'herbe inférieur à 1,40 UGB/ha d'herbe et une quantité maximale d'intrants azotés de 100 kg N/ha SAU. Ces indicateurs ont été établis à partir de nombreux échanges avec les acteurs locaux et les agriculteurs. Trois autres principes agronomiques ont été ajoutés: la mise en place d'une couverture hivernale des sols efficace, la limitation du retournement annuel des prairies à 5% de la surface en herbe, et l'absence de parcelles avec des chargements excessifs (où séjournent les animaux pour y être alimentés, ou en attente de la traite).

Les premières simulations technico-économiques réalisées sur un cas-type d'exploitation du Trégor montrent que l'évolution des systèmes est possible et permettrait d'améliorer très sensiblement les bilans N des exploitations sans effet négatif sur le revenu (Moreau et al., 2012; Vertès et al., 2011). Avec une surface en herbe de 66 ha sur 80, un chargement qui varie de 2,40 à 1,45 UGB/ha d'herbe, les intrants d'azote hors fixation par les légumineuses diminuent de 125 à 57 kg N/ha SAU. Malgré une baisse de la production individuelle des vaches, et la suppression d'une partie des cultures de ventes, le revenu évolue favorablement de 15 000 à 17 500 euros par UTA dans le cadre d'une conjoncture 2009-2010 (Peyraud et al., 2010).

Aire de captage d'eau : désintensification des pratiques agricoles et conversion à l'agriculture biologique

L'AB est aujourd'hui considérée comme un bon outil pour protéger les ressources en eau, aussi bien par des acteurs privés de l'eau (Société des eaux Minérales de Vittel et Nestlé-Waters), que par des collectivités (villes de Munich, Lons le Saunier...). Ces acteurs ont fait le choix d'encourager 1) la conversion à l'AB et 2) la désintensification des terres agricoles situées sur leur bassin d'alimentation de captage de l'eau. Toutefois, pour avoir un impact positif significatif sur la qualité de l'eau, les conversions doivent se faire à une échelle locale en prenant en compte la distribution spatiale des exploitations (Dalgaard et al., 2002). ()

Suite à un plan d'action mis en œuvre, la teneur en nitrate de l'eau distribuée par la ville de Munich est passée de 14 à 8 mg/l (-43%) de 1991 à 2006. Economiquement, la décision de la ville de Munich s'avère également profitable, puisque l'engagement financier de la municipalité pour l'accompagnement et le soutien à l'AB est évalué à 1 centime d'euro par m³ d'eau distribué, contre un coût de dénitrification évalué à 27 centimes €/m³ (service de distribution municipal des eaux de Munich, 2006, non publié). Dans ce cas il faut noter que la reconversion de l'usage des terres a été importante : 49% de la surface du principal bassin d'alimentation (6 000 ha) est en forêt gérées "durablement" et 75% de la surface agricole restante est en bio, avec 93% en prairies car il s'agit d'élevages laitiers traditionnels.

Une communication personnelle non publiée montre que suite à l'accroissement des teneurs en nitrate, la société gérant l'eau de la ville d'Augsbourg (350 000 ha) a développé une stratégie de protection et d'anticipation de manière à fournir une eau potable naturelle sans traitement complémentaires. De 35 mg de NO₃/l en 1990, la teneur en nitrate de l'eau produite varie aujourd'hui de 5 à 10 mg/l, mais ici, contrairement à Munich, sans que la voie de l'AB ait été choisie. La stratégie a consisté en deux points essentiels. Le premier est l'achat de foncier pour extensifier 1 100 ha (50% en forêt, 50% en agricole), surtout dans la zone "rouge", la plus proche d'Augsbourg où 300 ha agricoles ont été placés en bail environnemental très strict : pas de fumier, pas de lisier, pas d'engrais, pas de produits phytosanitaires et un chargement limité à moins de 1,5 UGB/ha, seule la prairie est autorisée. Le second concerne la contractualisation avec obligation de résultat sur la zone « jaune » qui est un peu plus éloignée. Plus de 75% de cette zone est aujourd'hui sous contrat avec des troupeaux laitiers (35-40 ha et environ 30 VL) et des cultures de céréales. Les contrats favorisent la mise en œuvre de pratiques favorables à la qualité des eaux. Les niveaux de fertilisation N sont inférieurs à 40 kg/ha/an sur maïs et 80 sur blé. Les obligations de résultats portent notamment sur la teneur en nitrate dans les sols après récolte des cultures de blé et d'orge (mesures faites en octobre sur toutes les parcelles de l'exploitation, plus de 400 parcelles par an) avec un paiement allant de 25 à 200 €/ha (si moins de 70% de la valeur seuil de reliquat). Il y a aussi obligation de couverture du sol en hiver avec une aide pouvant atteindre 60 €/ha. En revanche, si la mesure des reliquats dépasse la valeur seuil, l'agriculteur peut perdre toute aide.

7.7.2.2. Difficultés dans la mise en œuvre

Les expériences passées ou en cours démontrent que ces projets se heurtent à des difficultés de mises en œuvre et qui mettent aussi en avant leurs conditions de réussite.

Il faut un moteur (privé ou public) et l'adhésion de l'ensemble des acteurs. Ainsi la protection d'un bassin de captage des eaux tient avant tout à la volonté des responsables de la distribution et/ou de la vente de l'eau. Des exemples de réussites existent via la conversion à l'AB des terres agricoles avec les villes de Munich et Lons le Saunier, un projet est en cours à La Rochelle. Même si elle n'a pas choisi le cahier des charges de l'AB, l'entreprise de production d'eau minérale Vittel/Nestlé a décidé, depuis le début des années 1990, de protéger ses ressources en eau par l'incitation à la mise en place de pratiques agricoles adaptées : chargement limité, valorisation des déjections animales par le compostage, pas d'utilisation de produits phytosanitaires, rotations des cultures incluant la luzerne (Benoît et al., 1997)(Benoît et al., 1997). L'adhésion d'une majorité des agriculteurs au cahier des charges est un pré requis du succès. Pour obtenir une eau de qualité et éviter son traitement, la municipalité de Munich a encouragé la conversion à l'AB sur les 2 250 ha de terres agricoles situées à proximité des captages d'eau potable ; entre 1991 et 2006, 103 agriculteurs concernés se sont convertis ce qui représente 83% des 2 250 ha.

Il faut aussi mentionner que le succès de ses opérations passe par des niveaux de soutien significatifs. Ainsi la ville de Munich a doublé la subvention européenne de passage en AB et tous les acteurs s'accordent sur le fait qu'une telle subvention est la cause principale du succès. Les aides aux agriculteurs sont plus élevées dans le

cas d'Augsbourg. Mais les villes sont conscientes qu'elles sont bénéficiaires, du fait des coûts de dépollution qu'elles doivent assumer. Dans la même logique, les incitations de la ville de Lons-le-Saunier ont permis la conversion à l'AB de 200 ha sur les 920 ha du périmètre de captage des eaux qu'elle distribue.

Intérêts de la collectivité et des acteurs. Dans ces projet de territoires, outre les populations impliquées, les collectivités, les éleveurs et leurs représentants professionnels élus, les industriels, les distributeurs et vendeurs d'eau, et les autres acteurs économiques du territoires (tourisme par exemple) doivent se retrouver autour d'intérêts communs, alors que chacun d'eux peut avoir des stratégies différentes pour satisfaire d'autres intérêts (Bertrand et al., 2009)(Bertrand et al., 2009). Le renforcement de l'autonomie des exploitations, et finalement la réappropriation d'une partie de la valeur ajoutée associée aux élevages plus herbagers génèrent des tensions fortes entre acteurs compte tenu des enjeux économiques associés au projet territorial (Garambois and Devienne, 2010). De tels changements de système impactent d'autres acteurs des filières puisque les agricultures n'ont plus les mêmes besoins d'intrants. En réduisant fortement les consommations d'intrants, ces systèmes d'élevage autonomes (en AB ou pas), qui « offrent un différentiel de revenu net pour la collectivité largement positif », et une redistribution des revenus induits par le projet à l'avantage des agriculteurs et de l'Etat », créent cependant « moins d'activités indirectes en amont et en aval et par là-même, moins d'emploi dans les filières d'approvisionnement et de transformation » (Garambois and Devienne, 2010). Dans le cas de la Lieue de Grève on peut aussi imaginer l'émergence d'une certaine crainte autour de la valeur d'exemple que pourrait prendre cette opération pour l'avenir de l'agriculture bretonne.

Les difficultés peuvent aussi être de nature juridique. Ceci est actuellement illustré sur l'opération de la Lieue de Grève. La révision récente des références françaises en matière de rejets azotés par vache, qui intègre les effets des niveaux de production et des systèmes d'alimentation, sans que cette modulation ne s'accompagne de celle des capacités de valorisation des cultures, va à l'encontre des objectifs globaux de ce projet et crée de fortes tensions au sein des élevages en évolution et qui s'étaient déclarés volontaires. Une telle modulation est concrétisée par les dérogations sur le seuil des 170 kg N organique par hectare accordées à plusieurs pays sous conditions de systèmes très herbagers. Ainsi, malgré une augmentation fréquente des effectifs d'animaux, le développement de systèmes plus herbagers, qui s'accompagne toujours d'une réduction du chargement animal par ha de SFP et par ha d'herbe, serait moins contraint et pourrait devenir plus attractif.

7.7.3. Favoriser l'épuration par les milieux : zones humides, zones de recapture

L'utilisation de « zones tampons » pour capturer les émissions d'azote diffuses ou ponctuelles est une solution souvent mise en avant, largement documentée et testée (Arheimer et al., 2004 ; Blackwell et al., 1999 ; Bystrom, 1998 ; Comin et al., 1997 ; Dorioz and Ferhi, 1994 ; Fleischer et al., 1994 ; Gold et al., 2001 ; Haag and Kaupenjohann, 2001 ; Hefting et al., 2006 ; Kronvang et al., 2008 ; Rutherford and Nguyen, 2004 ; Tanner et al., 2005). Dans le détail, cette solution revêt des aspects très différents selon qu'on s'intéresse aux émissions gazeuses ou hydriques, et les émissions ponctuelles ou diffuses.

Pour ce qui est des pollutions ponctuelles, les solutions mises en avant reposent sur l'implantation de dispositifs permettant la captation des émissions proches de la source (donc, par définition, plutôt très concentrées). Dans le cas de l'ammoniac émis par les installations d'élevage notamment, ces dispositifs pourraient consister en des structures arborées linéaires de type haies ou bandes boisées. Une fois capté, l'azote est pour partie utilisé par les végétaux, pour partie lessivé sur le feuillage et infiltré dans le sol. Ponctuellement, cela se traduit par un fort apport en azote au sol, entraînant potentiellement des émissions secondaires de nitrate vers l'eau et de N₂O vers l'air. Cependant, ce type de dispositif, qui a l'avantage de rendre d'autres services (régulation thermique, brise vent, amélioration esthétique et olfactive des abords de l'élevage), mériterait d'être plus systématiquement encouragé.

A noter que, quand l'objectif est la protection de zones sensibles, semi-naturelles par exemple, une localisation proche de la cible pourrait s'avérer plus efficace (Dragosits et al., 2006). On se rapproche alors de l'usage « diffus » des zones tampons.

Dans le cas de l'azote émis par ponctuellement par des fermes, des installations industrielles ou domestiques, voire des parcelles drainées, sous forme d'azote organique, ammoniacal ou nitrique, il s'agit essentiellement de zones humides construites s'apparentant par le principe aux systèmes de lagunage, avec des niveaux

d'artificialisation très variables. L'objectif est de soit de favoriser la captation de l'azote par une végétation hydrophile productive, soit de nitrifier puis dénitrifier l'azote émis. Ces dispositifs sont réputés très efficaces en terme d'amélioration de la qualité des eaux. Certaines interrogations sont parfois soulevées sur les émissions de GES (N_2O notamment, car ces systèmes sont rarement suffisamment réducteurs pour produire du N_2), voire sur l'émission de matières organiques dissoutes (van Kessel et al., 2009). Les dispositifs expérimentaux montrent souvent des pertes indésirables réduites, mais des doutes subsistent sur les performances sur le long terme en conditions réelles. A noter que l'on peut mettre dans cette catégorie les aménagements visant à interdire l'accès aux cours d'eau des animaux au pâturage (clôtures, ponts, pompes d'abreuvement...), dont l'efficacité a été mise en avant dans de nombreuses études (Dorioz et al., 2011).

Le « traitement » des émissions diffuses concerne essentiellement le cas du nitrate lixivié. Le principe est d'utiliser le phénomène naturel d'accumulation d'eau dans les parties basses du paysage, entraînant des flux latéraux superficiels et l'instauration plus fréquentes de conditions réductrices, pour favoriser la recapture par la végétation et surtout la dénitrification du nitrate lixivié. De ce principe découlent les conditions et les limites de cette mesure. Pour être efficace à l'échelle du paysage, cette mesure 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. Il y a cependant contradiction entre la nécessité d'avoir des flux importants pour que cela soit significatif, et la nécessité d'avoir des temps de résidence suffisant pour permettre à l'épuration d'intervenir durant le transit. C'est d'autant plus vrai qu'en climat océanique les flux hydriques maximum interviennent en hiver, quand l'activité biologique est minimale. Il en résulte une très grande variabilité de l'efficacité épuratrices des zones humides à l'échelle du paysage, et la très grande difficulté de la quantifier et de la prédire. Localement, à l'échelle d'un site, des efficacités supérieures à 80% des flux entrants sont souvent observées. A l'échelle du paysage, les estimations vont d'environ 10% à plus de 50% des surplus, avec des quantités épurées souvent supérieures à plusieurs centaines de kg/ha de zones humides. Un avantage de la préservation ou du retrait agricole des zones de fonds de vallée est le fait que l'eau issue de ces zones possède un taux de renouvellement plus rapide que la moyenne des eaux du bassin versant : toute intervention sur ces zones produit donc un effet sur la qualité de l'eau beaucoup plus rapide que des actions réparties sur l'ensemble du territoire.

Cependant, là encore, l'estimation des émissions indirectes de N_2O et de matière organique dissoute sont un sujet d'inquiétude. De plus, cette utilisation des zones humides à des fins épuratoires peut être contradictoire avec d'autres services écosystémiques rendus par ces zones, tels que le maintien de la biodiversité (les zones recevant de forts apports de nutriments étant biologiquement plus pauvres) ou le stockage de carbone (l'apport de nitrate pouvant contribuer à stimuler la minéralisation de l'humus). Enfin, bien évidemment, cette solution n'a aucune incidence sur la qualité des eaux souterraines amont, donc est ciblée sur les eaux superficielles.

Au total, les aménagements plus ou moins artificiels visant à la mitigation des pollutions ponctuelles sont potentiellement très efficaces mais posent des problèmes liés au coût d'installation et d'entretien et du fonctionnement à long terme. La préservation, voire la restauration des capacités d'épuration globale du paysage sont un élément non négligeable de la protection des cibles de la pollution azotée diffuse, mais doivent nécessairement intervenir en complément des actions de réductions à la source.

Références bibliographiques du chapitre 7

Aarts, H.F.M.; Biewing, E.E.; van Keulen, H., 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 40 (3): 285-299.

Aarts, H.F.M.; Habekotte, B.; van Keulen, H., 2000. Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (3): 231-240.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009885419512>

Agabriel, J., 2010. *Alimentation des bovins, ovins et caprins*. Versailles: Editions Quae (*Guide pratique*), 312 p.

Alard, V.; Béranger, C.; Journet, M., 2002. *A la recherche d'une agriculture durable. Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Paris: Inra Editions, 346 p.

Arheimer, B.; Torstensson, G.; Wittgren, H.B., 2004. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands. *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4): 205-215.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046\(03\)00040-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(03)00040-9)

Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Rapport d'expertise collective. Paris, France Inra. 334 p.

Baudon, E.; Cottais, L.; Leterme, P.; Espagnol, S.; Dourmad, J.Y., 2005. Optimisation environnementale des systèmes de production porcine. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 325-332.

Benoît, M.; Deffontaines, J.P.; Gras, F.; Bienaime, E.; Riela-Cosserat, R., 1997. Agriculture et qualité de l'eau: une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation. *Cahiers Agricultures*, 6 (2): 97-105.

Béranger, C.; Bonnemaire, J., 2008. *Prairies, herbivores, territoires : quels enjeux ?* Versailles: Quae Editions, 188 p.

Bertrand, J.; Gamri, S.; Monteillier, S., 2009. L'agriculture biologique peut-elle être une réponse adaptée aux enjeux territoriaux et environnementaux de qualité de l'eau ? Les termes du débat national et les jeux d'acteurs autour des captages de La Rochelle. Paris, France AgroParisTech ENGREF. 95 p.

Besnard, A.; Montarges-Lellahi, A.; Hardy, A., 2006. Système de culture et nutrition azotée. Effets sur les émissions de GES et le bilan énergétique. *Fourrages*, 187: 311-320.

Blackwell, M.S.A.; Hogan, D.V.; Maltby, E., 1999. The use of conventionally and alternatively located buffer zones for the removal of nitrate from diffuse agricultural run-off. *Water Science and Technology*, 39 (12): 157-164.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00331-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00331-5)

Bonneau, M., 2008. *Porcherie verte*. (INRA Productions animales), 88 p.
<http://www6.inra.fr/productions-animales/2008-Volume-21/Numero-4-2008>

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Lebret, B.; Meunier-Salaun, M.C.; Espagnol, S.; Salaun, Y.; Leterme, P.; van der Werf, H., 2008. Évaluation globale des systèmes de production porcine et leur optimisation au niveau de l'exploitation. *Productions Animales*, 21 (4): 367-386.

- Bossis, N.; Jenot, F.; Rouher, L., 2004. Autonomie alimentaire en productions bovines lait et caprins en Poitou-Charente. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 176.
- Brunschwig, P.; Veron, J.; Perrot, C.; Faverdin, P.; Delaby, L.; Seegers, H., 2001. Etude technique et économique des systèmes laitiers herbagers en Pays de la Loire. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 237-244.
- Bystrom, O., 1998. The nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecological Economics*, 26 (3): 321-331. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00132-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00132-8)
- Calsamiglia, S.; Ferret, A.; Reynolds, C.K.; Kristensen, N.B.; van Vuuren, A.M., 2010. Strategies for optimizing nitrogen use by ruminants. *Animal*, 4 (7): 1184-1196. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731110000911>
- Capitain, M.; Juillet, G.; Lapoute, J.L.; Laurent-Champouillon, M.; Miché, F.; Molin, R., 2004. En Rhône-Alpes, des élevages laitiers économes en concentrés : motivations et pratiques des éleveurs. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 173.
- Cerdan, O.; Govers, G.; Le Bissonnais, Y.; Van Oost, K.; Poesen, J.; Saby, N.; Gobin, A.; Vacca, A.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, A.; Kwaad, F.J.P.M.; Raclot, D.; Ionita, I.; Rejman, J.; Rousseva, S.; Muxart, T.; Roxo, M.J.; Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology*, 122 (1-2): 167-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- Chambaut, H.; Raison, C.; Le Gall, A.; Pflimlin, A., 2007. Nitrogen fluxes in intensive dairy farms of the west Atlantic coast: diagnosis, improvements and level of losses. Main results from the Green Dairy European project. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007. Inra, 37-40.
- Chatellier, V.; Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *Productions Animales*, 16 (4): 231-249.
- Chenais, F., 1993. Ensilage de légumineuses et production laitière. *Fourrages*, 134: 258-265.
- Comin, F.A.; Romero, J.A.; Astorga, V.; Garcia, C., 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Science and Technology*, 35 (5): 255-261.
- Dalgaard, T.; Halberg, N.; Kristensen, I.S., 1998. Can organic farming help to reduce N-losses? Experiences from Denmark. *International workshop on dissipation of N from the human N-cycle, and its role in present and future N/sub 2/0 emissions to the atmosphere.*, 277-287. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009790722044>
- Dalgaard, T.; Heidmann, T.; Mogensen, L., 2002. Potential N-losses in three scenarios for conversion to organic farming in a local area of Denmark. *European Journal of Agronomy*, 16 (3): 207-217. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(01\)00129-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(01)00129-0)
- de Boer, I.J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, 80 (1/2): 69-77. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(02\)00322-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(02)00322-6)
- de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker,

- A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 317-344.
- Delaby, L.; Journet, M., 2009. Quantifier l'énergie et l'azote fixés par les fourrages à partir des productions animales en vue d'évaluer la durabilité des élevages laitiers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 123.
- Dillon, P.; Delaby, L., 2009. Challenges from EU and International Environmental policy and legislation to animal production from temperate grassland. *Tearmann*, (7): 51-68.
- Dillon, P.; Hennessy, T.; Shalloo, L.; Thorne, F.; Horan, B., 2008. Future outlook for the Irish dairy industry: a study of international competitiveness, influence of international trade reform and requirement for change. *International Journal of Dairy Technology*, 61: 16-29.
- Dollé, J.B.; Gac, A.; Le Gall, A., 2009. L'empreinte carbone du lait et de la viande bovine. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 233-236.
- Dorioz, J.M.; Ferhi, A., 1994. Nonpoint pollution and management of agricultural areas - Phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Water Research*, 28 (2): 395-410.
[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90277-1](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(94)90277-1)
- Dorioz, J.M.; GascuelOdoux, C.; Stutter, M.; Durand, P.; Merot, P., 2011. Landscape management. In: Schoumans, O.F.; Chardon, W.J., eds. *Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869*. Wageningen: Alterra, 107-126.
<http://www.cost869.alterra.nl/Report2141.pdf>
- Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Bonneau, M., 2010. Évolution des modes de conduite des élevages porcins et conséquences sur la charge en effluents. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 75-88.
- Dragosits, U.; Theobald, M.R.; Place, C.J.; ApSimon, H.M.; Sutton, M.A., 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9 (7-8): 626-638.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.002>
- Drinkwater, L.E.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M., 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396 (6708): 262-265.
<http://dx.doi.org/10.1038/24376>
- Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P., 2007. Biodiversity of permanent pastures within livestock farming systems. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007, 17-24.
- Espagnol, S.; Ilari, E., 2005. Un outil d'évaluation du rapport entre rejets azote-phosphore et disponibilité de terres épandables pour les exploitations porcines françaises. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 317-324.
<http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2005/05Modelis/mod0504.pdf>
- Faverdin, P.; Peyraud, J.L., 2010. Nouvelles conduites d'élevage et conséquences sur le territoire : cas des bovins laitiers. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 89-100.
- Fleischer, S.; Gustafson, A.; Joelsson, A.; Pansar, J.; Stibe, L., 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio*, 23 (6): 349-357.
- Gaillard, C.; Granger, S.; Meudre, A.M.; Demarest, F., 2004. Autonomie alimentaire : contribution à

la durabilité d'exploitations laitières du Jura. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 174
Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des
systèmes bovins laitiers herbagers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8 -9 décembre
2010: 8 et 9 décembre 2010. Institut National de la Recherche Agronomique, 25-32.

Gold, A.J.; Groffman, P.M.; Addy, K.; Kellogg, D.Q.; Stolt, M.; Rosenblatt, A.E., 2001. Landscape
attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. *Journal of the
American Water Resources Association*, 37 (6): 1457-1464.

Guinard-Flament, J.; Dasse, F.; Godde, M.L.; Renard, F.; Seurat, C.; Peyraud, J.L.; Disenhaus, C.,
2010. Formation sur la valorisation de l'herbe dans les systèmes laitiers : le ressenti des enseignants.
Rencontres Recherches Ruminants. Paris, France, 8-9 Decembre 2010.

Haag, D.; Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe -
A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems &
Environment*, 86 (1): 1-21.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00266-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00266-8)

Haas, G.; Deittert, C.; Kopke, U., 2007. Farm-gate nutrient balance assessment of organic dairy farms
at different intensity levels in Germany. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22 (3): 223-232.

<http://dx.doi.org/10.1017/s1742170507001780>

Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for
Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 76 (1): 17-30.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00055-9)

Hansen, B.; Alroe, H.F.; Kristensen, E.S., 2001. Approaches to assess the environmental impact of
organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83 (1-2):
11-26.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00257-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00257-7)

Hansen, B.; Kristensen, E.S.; Grant, R.; Høgh-Jensen, H.; Simmelsgaard, S.E.; Olesen, J.E., 2000.
Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach.
European Journal of Agronomy, 13 (1): 65-82.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00060-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00060-5)

Hefting, M.; Beltman, B.; Karssenberg, D.; Rebel, K.; van Riessen, M.; Spijker, M., 2006. Water
quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental
Pollution*, 139 (1): 143-156.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.023>

Hermansen, J.E.; Kristensen, T., 2004. Integrated forage and livestock production. *Organic farming:
science and practice for profitable livestock and cropping. Proceedings of the BGS/AAB/COR
Conference*. Newport, Shropshire, UK, 20-22 April 2004. British Grassland Society (BGS), 61-72.

Hoden, A.; Delaby, L.; Marquis, B., 1992. Pois protéagineux comme concentré unique pour vaches
laitières. *Productions Animales*, 5 (1): 37-42.

Hutchings, N.J.; Kristensen, I.S., 1995. Modelling mineral nitrogen accumulation in grazed pasture:
will more nitrogen leach from fertilized grass than unfertilized grass/clover? *Grass and Forage
Science*, 50: 300-313.

Ilari, E.; Daridan, D.; Desbois, D.; Fraysse, J.L.; Fraysse, J., 2004. Les systèmes de production du porc
en France : typologie des exploitations agricoles ayant des porcs. *Journées Recherche Porcine*. Paris,
France, 3-5/02/2004, 1-8.

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Jarvis, S.C.; Wilkins, R.J.; Pain, B.F., 1996. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: A systems approach. *Grass and Forage Science*, 51 (1): 21-31.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.1996.tb02034.x>

Kentzel, M.; Devun, J., 2004. Dépendance et autonomie protéique des exploitations bovines viande. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 167-170.

King, J.A.; Shepherd, M.A.; Hyslop, J.J.; Keatinge, R., 2007. An assessment of the environmental impacts at the farm scale of three organic dairy systems. *Biological Agriculture & Horticulture*, 24 (4): 317-339.

Knudsen, M.T.; Kristensen, I.B.S.; Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Kristensen, E.S., 2006. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 144: 135-149.
<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859605005812>

Kronvang, B.; Andersen, H.E.; Brgesen, C.; Dalgaard, T.; Bgestrand, J.; Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 11 (2): 144-152.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.007>

Le Gall, A.; Guernion, J.M., 2004. Association graminées - trèfle blanc : le pâturage gagnant. *Collection Synthèse*. Paris, France Institut de l'élevage. 64 p.

Le Gall, A.; Vertès, F.; Pflimlin, A.; Chambaut, H.; Delaby, L.; Durand, P.; van der Werf, H.; Turpin, N.; Bras, A., 2005. Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. *Collection "Résultats"* Paris, France Inra, Institut de l'Élevage. 64 p.

Le Rohellec, C.; Falaise, D.; Mouchet, C.; Boutin, M.; Thiebot, J., 2009. Analyse de l'efficacité environnementale et énergétique de la mesure agri-environnementale « SFEI » à partir de l'analyse de pratiques de 44 signataires en 2006-07. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 109-112.

Le Rohellec, C.; Mouchet, C., 2004. Evaluation de l'efficacité économique d'exploitations laitières en agriculture durable. Une comparaison aux références du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA). *Colloque SFER Les systèmes de production agricole : performances, évolutions, perspectives*. France, 18-19 novembre 2004, 17 p.

Ledgard, S.; Schils, R.; Eriksen, J.; Luo, J., 2009. Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 48 (2): 209-226.

Ledgard, S.F., 2001. Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, 228 (1): 43-59.
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004810620983>

Lemaire, G.; Benoit, M.; Vertes, F., 2003. Recherches de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. *Fourrages*, (175): 303-318.

<Go to ISI>://CABI:20033178076

Léon, Y.; Blanchet, E.; Surry, Y., 2005. Bilan de l'azote en Bretagne par bassin de production : l'importance des élevages porcins. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 59-64.
<http://journées-recherche-porcine.com/texte/2005/05Env/env0509.pdf>

Leroux, J.; Fouchet, M.; Haegelin, A., 2009. Elevage bio : des cahiers des charges français à la réglementation européenne. *Productions Animales*, 22 (3): 151-160.

Lillak, R.; Viiralt, R.; Linke, A.; Geherman, V., 2005. *Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005. (Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005).*
<Go to ISI>://CABI:20053211424

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90: 1296-1304.

Losq, G.; Portier, B.; Trou, G.; Herisset, R.; Brocard, V.; Gominard, C., 2005. Pratiques et résultats de deux groupes d'exploitations laitières bretonnes économes en concentrés (60 ou 80 g par kg de lait). *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 7-8 Decembre 2005, 217-220.

Lüscher, A.; Finn, J.A.; Connolly, J.; Sebastià, M.T.; Collins, R.; Fothergill, M.; Porqueddu, C.; Brophy, C.; Huguenin-Elie, O.; Kirwan, L.; Nyfeler, D.; Helgadottir, A., 2008. Benefits of sward diversity for agricultural grasslands. *Biodiversity*, 9: 29-32.

Mondelaers, K.; Aertsens, J.; van Huylenbroeck, G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111 (10): 1098-1119.
<http://dx.doi.org/10.1108/00070700910992925>

Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>

Muller-Lindenlauf, M.; Deittert, C.; Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128 (1/3): 140-148.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>

Mytton, L.R., 1996. European perspectives on nitrogen fixation and the application of mineral nitrogen. *White clover: New Zealand's competitive edge*. New Zealand, 21-22 November 1995, 95-98.

Oenema, J.; Koskamp, G.J.; Galama, P.J., 2001. Guiding commercial pilot farms to bridge the gap between experimental and commercial dairy farms; the project 'Cows & Opportunities'. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49 (2-3): 277-296.

Paccard, P.; Capitain, M.; Farruggia, A., 2003. Autonomie alimentaire des élevages bovins laitiers. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 89-93.

Paillat, J.-M.; Lopez-Ridaura, S.; Guerrin, F.; Van der Werf, H.; Morvan, T.; Leterme, P., 2009. Simulation de la faisabilité d'un plan d'épandage de lisier de porc et conséquences sur les émissions gazeuses au stockage et à l'épandage. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 3-4/02/2009, 271-276.

- Peyraud, J.L., 1993. Comparaison de la digestion du trèfle blanc et des graminées prairiales chez la vache laitière. *Fourrages*, 135: 465-473.
- Peyraud, J.L.; Dupraz, P.; Samson, E.; Le Gall, A.; Delaby, L., 2010. Produire du lait en maximisant le pâturage pour concilier performances économiques et environnementales. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 8-9 décembre 2010, 17-24.
- Peyraud, J.L.; Le Gall, A.; Delaby, L.; Faverdin, P.; Brunschwig, P.; Caillaud, D., 2009. Quels systèmes fourragers et quels types de vaches laitières demain ? . *Fourrages*, 197: 47-70.
- Peyraud, J.L.; Lherm, M., 2010. Produire durablement dans des systèmes herbagers. *Dossier de l'Environnement de l'INRA*, 31: 49-54.
- Peyraud, J.L.; Vérité, R.; Delaby, L., 1995. Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. *Fourrages*, 142: 131-144.
- Pflimlin, A.; Arnaud, J.D.; Gautier, D.; Gall, A.I.; le Gall, A., 2003. Les légumineuses fourragères, une voie pour concilier autonomie en protéines et préservation de l'environnement. *Fourrages*, (174): 183-203.
<http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1485>
- Pflimlin, A.; Chambaut, H., 2004. Mise en œuvre de la Directive Nitrates en 2002-2003 dans 8 Etats membres et 12 régions d'élevage de l'Union Européenne. Paris, France Institut de l'Elevage. 89 p.
- Pflimlin, A.; Raison, C.; Le Gall, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution des systèmes laitiers aux excédents de bilan en azote et phosphore et à la pollution de l'eau dans l'Espace Atlantique. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 37-40.
- Plantureux, S.; Peeters, A.; McCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges. In: Lillak, R.V.R.L.A.G.V., ed. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity*. 417-426.
- Pochon, A., 1993. *La prairie temporaire à base de trèfle blanc : 35 ans de pratique d'un éleveur breton*. Plérin, France: CEDAPA, 118 p.
- Roberts, C.J.; Lynch, D.H.; Voroney, R.P.; Martin, R.C.; Juurlink, S.D., 2008. Nutrient budgets of Ontario organic dairy farms. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (1): 107-114.
<http://dx.doi.org/10.4141/S06-056>
- Rochon, J.J.; Doyle, C.J.; Greef, J.M.; Hopkins, A.; Molle, G.; Sitzia, M.; Scholefield, D.; Smith, C.J., 2004. Grazing legumes in Europe: a review of their status, management, benefits, research needs and future prospects. *Grass and Forage Science*, 59 (3): 197-214.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2004.00423.x>
- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 82 (E-Suppl): E119-137.
- Rubin, B.; Sabatte, N.; Bousquet, D.; Brunschwig, P.; Perrot, C.; Gaillard, B.; Mulliez, P., 2004. Autonomie alimentaire dans les élevages laitiers des Pays de la Loire : les solutions par territoire et l'intérêt de la filière. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 163-166.
- Rutherford, J.C.; Nguyen, M.L., 2004. Nitrate removal in riparian wetlands: interactions between surface flow and soils. *Journal of Environmental Quality*, 33 (3): 1133-1143.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1133>

- Samson, E.; Dupraz, P., 2009. Performance économique, performance environnementale, quelles mesures ? Une exploration statistique de la base RICA Environnement (première version) [Communication orale]. *Séminaire SMART*. Rennes, France, 2009/09/21.
- Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2000118>
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350.
<http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- Spiertz, J.H.J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 43-55.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008064>
- Steinshamn, H.; Thuen, E.; Bleken, M.A.; Brenoe, U.T.; Ekerholt, G.; Yri, C., 2004. Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (3): 509-522.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.022>
- Stolze, M.; Piorr, A.; Haring, A.; Dabbert, S., 2000. *The environmental impacts of organic farming in Europe*. Stuttgart, Germany: University of Hohenheim, xi + 127 p.
- Tamminga, S., 1992. Nutrition management of dairy-cows as a contribution to pollution-control. *Journal of Dairy Science*, 75 (1): 345-357.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(92\)77770-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(92)77770-4)
- Tanner, C.C.; Nguyen, M.L.; Sukias, J.P.S., 2005. Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 145-162.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.008>
- Teffène, O.; Plouchard, B.; Longchamp, J.Y.; Castaing, J.; Baudet, J.J.; Hemidy, L.; Landais, E.; Salaün, Y., 1999. Optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation dans des exploitations céréalières avec porcs. Méthodologie et résultats. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 77-84.
- Thomas, R.J., 1992. The role of legumes in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass and Forage Science*, 47: 133-142.
- van Kessel, C.; Clough, T.; van Groenigen, J.W., 2009. Dissolved organic nitrogen: An overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 393-401.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0277>
- Vérité, R.; Delaby, L., 2000. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. *Annales de Zootechnie*, 49 (3): 217-230.
<http://dx.doi.org/10.1051/animres:2000101>
- Vertès, F.; Alard, V.; Le Corre, L., 2002. Résultats environnementaux : bilan apparent de l'azote. In: Alard, V.; Béranger, C.; Journet, M., eds. *A la recherche d'une agriculture durable Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Inra éditions, 80-89.

- Vertès, F.; Annezo, J.F., 1989. Pérennité des associations ray-grass anglais - trèfle blanc en Bretagne. *16. Congrès International des Herbages*. Nice, France, 1989/10/04-11. AFPPF Versailles, 1425-1426.
- Vertès, F.; Benoit, M.; Dorioz, J.M., 2010a. Couverts herbacés perennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites. *Fourrages*, 202: 83-94.
- Vertès, F.; Delaby, L.; Ruiz, L.; Moreau, P.; Gascuel-Oudou, C., 2011. Une méthode pour co-construire et évaluer des options de réduction de pertes N en exploitations sur des bassins-versants côtiers vulnérables. . *Rencontre Recherche Ruminants*. Paris, France, 7-8 décembre 2011, 1 p.
- Vertès, F.; Jeuffroy, M.H.; Justes, E.; Thiébeau, P.; Corson, M., 2010b. Connaître et maximiser les bénéfices environnementaux liés à l'azote chez les légumineuses, à l'échelle de la culture, de la rotation et de l'exploitation. *Innovations Agronomiques*, 11: 25-43.
- Vertès, F.; Mary, B., 2007. Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. *Organic Matter Symposium*. Poitiers, France, 17-19 July 2007, 549-550.
- Vertès, F.; Morvan, T.; Menasseri, S., 2005. Long term effect of the length of the grass period in ley-arable rotations on the quality of soil organic matter. *Proceedings of the 14. N workshop*. Maastricht, The Netherlands, 219-222.
- Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.
- Veysset, P.; Lherm, M.; Bebin, D., 2003. Nitrogen balance and nitrogen self-sufficiency on the suckler cattle farm scale: adaptation of the farming systems, economic consequences. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 3-4 decembre 2003, 93-96.
- Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2011. Productive, environmental and economic performances assessments of organic and conventional suckler cattle farming systems. *Organic Agriculture*, 1 (1): 1-16.
<http://dx.doi.org/10.1007/s13165-010-0001-0>
- Vigneau-Loustau, L.; Huyghe, C., 2008. *Stratégies fourragères*. Paris, France: Edition France Agricole, 336 p.
- Vinther, F.P., 1998. Biological nitrogen fixation in grass-clover affected by animal excreta. *Plant and Soil*, 203 (2): 207-215.
<http://dx.doi.org/10.1023/a:1004378913380>
- Weller, R.F.; Bowling, P.J., 2007. The importance of nutrient balance, cropping strategy and quality of dairy cow diets in sustainable organic systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87 (15): 2768-2773.
<http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.3001>

Conclusion de la partie II

Pour conclure cette partie sur la quantification des flux, le Tableau ci-dessous (II.1) rappelle que l'efficience 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'efficience 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. A l'échelle supérieure du territoire, il est plus adapté de parler de capacité d'épuration du milieu que d'efficience *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 N₂. 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.

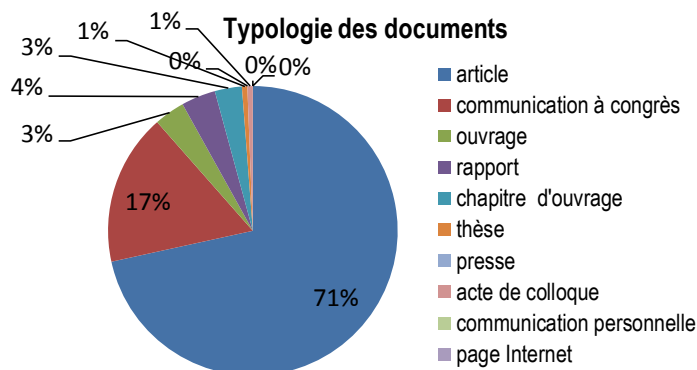
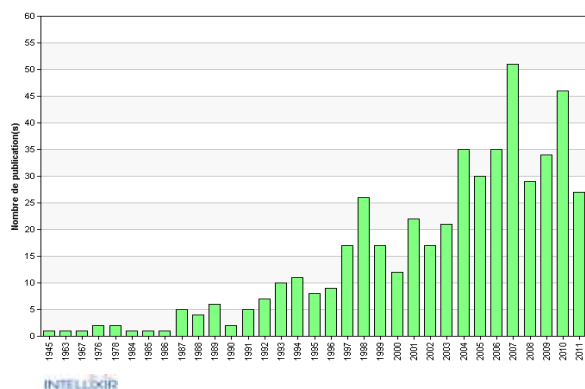
Tableau II.1 : Synthèse des connaissances sur la maîtrise des flux d'azote dans les systèmes de production animale

Echelle	Efficience	Grands facteurs de variation	Etat des connaissances
Animal <i>découplage C et N</i>	<10 à 40% poulet > porc = œufs > lait > bovin viande	Niveau de production Alimentation	++ (données Corpen, modèles biologiques)
Gestion des effluents	très variable 25 à 80% de pertes dont NH ₃ = 25 à 55 %	pertes : bâtiment > pâturage (surtout pour NH ₃) bâtiment > épandage > stockage	Forte incertitude sur les facteurs d'émissions
Exploitation agricole <i>recouplage C et N</i>	45% (> animal)	Niveau d'intrants, chargement animal Variabilité inter et intra syst. de prod. Utilisation de la prairie (%SAU et durée d'implantation), des légumineuses, des rotations et des Cipan	+/- Nombreuses données mais méthodes d'évaluation doivent progresser
Milieux et territoires	capacité d'épuration : Elimination de N par par dénitrification (N ₂) 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

Analyse de la bibliographie de la partie II

Cette partie comporte 496 références, soit 34% du corpus total. La très grande majorité des références citées ont moins de dix ans. Près de 90 % sont des articles ou ces communications à congrès. Les supports de publications sont plus divers par rapport aux autres chapitres. La présence des Rencontres Recherches Ruminants et Journées de la recherche porcine se justifie par le fait que la quantification des flux à l'échelle du territoire, est une des thématiques de ces rencontres.

Répartition par date de publication



Principales sources citées

Sources	Documents
Rencontres Recherches Ruminants	25
Journal of Environmental Quality	24
Agriculture, Ecosystems & Environment	22
Journal of Dairy Science	18
Journées Recherche Porcine	18
Fourrages	17
Livestock Production Science	17
Plant and Soil	15
Bioresource Technology	14
Nutrient Cycling in Agroecosystems	13
Journal of Agricultural Science	12
European Journal of Agronomy	11
Journal of Animal Science	10
Productions Animales	9
Soil Science Society of America Journal	9
Canadian Journal of Soil Science	7
Grass and Forage Science	7
Poultry Science	7
Soil Use and Management	7
Animal	6
Journal of Agricultural Engineering Research	6
Livestock Science	6
Agronomie	4
Animal Feed Science and Technology	4
Biology and Fertility of Soils	4
Biosystems Engineering	4
Journal of Plant Nutrition and Soil Science Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde	4
Ramiran Conference	4
Soil Biology & Biochemistry	4

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Dourmad J	25
Morvan T	19
Delaby L	15
Vertès F	13
Béline F	12
Le gall A	11
Aarnink A	11
Robin P	10
Olesen J	10
Peyraud J	10
Simon J	10
Chadwick D	9
Germon J	9
Espagnol S	8
Faverdin P	8
Jarvis S	7
Hassouna M	7
Rigotot C	7
Pain B	7

Partie III

Outils d'évaluation et de régulation des flux d'azote liés aux élevages

Chapitre 8 : Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

Chapitre 9 : Le droit face à la gestion des effluents et des émissions d'azote

Chapitre 10 : Les instruments de régulation : une analyse économique des pollutions des élevages

Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

Auteurs

Christian Bockstaller
Françoise Vertès
Frans Aarts
Jean-Louis Fiorelli
Jean-Louis Peyraud
Philippe Rochette

Résumé

Ce chapitre présente les indicateurs et méthodes disponibles pour estimer les flux et bilans d'azote et discute de leurs choix, intérêts et limites en fonction des résultats attendus, impacts visés et type d'utilisateurs. Il existe aujourd'hui de très nombreux indicateurs. Les indicateurs de pratiques sont faciles renseigner mais sont peu prédictifs des pertes azotées. Les bilans azotés, fondés sur le calcul d'un solde entre les entrées et les sorties sont de très loin les indicateurs les plus couramment utilisés pour évaluer la gestion de l'azote. Le bilan sol-surface a pour objectif d'aider à la gestion de la fertilisation des parcelles. Il est utilisé en France sous sa forme simplifiée (la Balance Globale Azotée) mais ce calcul fait alors appel à des valeurs forfaitaires et est donc peu sensible aux variations des pratiques. Ce bilan ne concerne aussi qu'une partie de l'exploitation d'élevage contrairement au bilan apparent de l'exploitation qui comptabilise toutes les entrées et permet de hiérarchiser tous les postes. En comptabilisant toutes les pertes, le solde du bilan d'exploitation est logiquement plus élevé que celui du bilan sol-surface mais ce solde ne présage pas des formes de pertes. Les indicateurs d'émissions permettent d'évaluer les pertes soit par des mesures directes comme la mesure des reliquats azotés soit par l'intermédiaire de facteurs d'émission surtout utilisés pour les émissions gazeuses, soit par des modèles qui permettent d'aborder les phénomènes en dynamique. Le couplage des bilans et d'indicateurs d'émissions offre un potentiel certain d'amélioration à des fins de diagnostic et d'aide à la décision. Enfin les indicateurs d'impacts, dont le plus utilisé est aujourd'hui l'Analyse du cycle de vie, permet de qualifier les effets des systèmes de production sur la qualité des milieux. Compte-tenu de la multiplicité des indicateurs disponibles, l'utilisateur doit clarifier ses besoins pour sélectionner les plus adaptés.

Mots clés

Indicateur, méthode, mesure, modèle, pratique agricole, impact, prédiction, diagnostic, évaluation, incertitude, bilan azoté, agrégation, analyse de cycle de vie

Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

8.1. Les grands types d'indicateurs et leurs fonctions.....	339
8.1.1. De l'évaluation aux impacts, des impacts aux indicateurs.....	339
8.1.2. Différents types d'indicateurs et typologie associée.....	340
8.1.3. Choix préalables à la sélection d'indicateurs.....	343
8.1.4. Spécificités liées à l'évaluation des flux d'azote en élevage.....	343
8.2. Indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu.....	345
8.2.1. Les principaux indicateurs relevant de cette catégorie.....	345
8.2.2. Les principales limites de ces indicateurs.....	346
8.3. Indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde.....	347
8.3.1. Principaux types de bilans.....	348
8.3.2. Les échelles de calculs de bilans.....	353
8.3.1. Intérêts et limites des différents bilans.....	353
8.3.2. Utilisation et interprétation des bilans.....	357
8.3.3. Utilisation des bilans comme outil pour améliorer les pratiques d'élevage.....	365
8.4. Indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation des nitrates.....	367
8.4.1. Facteurs d'émission de l'ammoniac et de N ₂ O au niveau des bâtiments et de la gestion des effluents.....	367
8.4.2. Indicateurs prédictifs au champ.....	369
8.4.1. Indicateurs prédictifs issus de modèles.....	370
8.4.2. Indicateurs de mesures de terrain.....	373
8.5. Indicateurs d'état et d'impacts.....	374
8.6. Les méthodes intégrées d'évaluation des impacts.....	376
8.6.1. L'analyse de cycle de vie.....	376
8.6.2. L'empreinte écologique et méthodes dérivées.....	379
8.7. Les questions et les incertitudes liées à l'utilisation des indicateurs.....	379
8.7.1. Les problèmes liés au changement d'échelle.....	379
8.7.2. Valeurs de référence et unités de l'indicateur.....	380
8.7.3. Evaluation de l'incertitude liée aux indicateurs produits.....	381
8.7.4. Qualité prédictive de l'indicateur.....	383
8.7.5. Intégration d'autres impacts : quels indicateurs pour le phosphore ?.....	384
8.7.6. La question de l'agrégation des indicateurs.....	385
8.8. Conclusion : quels indicateurs choisir ?.....	388
Références bibliographiques.....	389
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 8.....	412

La question des indicateurs a émergé dans les années 1990 avec l'apparition sur le devant de la scène de la problématique environnementale et plus généralement du débat autour de la durabilité suite à la conférence de Rio en 1992. La mise en évidence des effets négatifs collatéraux ou secondaires des politiques de croissance, de certaines innovations technologiques a conduit les acteurs à porter une attention de plus en plus forte à l'étape de l'évaluation. Celle-ci est devenue indispensable en décision publique, dans la recherche, dans la conception de solution innovante, dans les démarches de progrès comme dans la norme ISO 14 000, dans le travail des ONG (López-Ridaura et al., 2005 ; Niemeijer and de Groot, 2008) etc. Face à ces nouveaux enjeux, les acteurs et porteurs d'enjeux ont exprimé un besoin accru de méthodes d'évaluation et de suivi, qui a conduit à une multiplication d'initiatives et de propositions aboutissant selon certains à une « explosion d'indicateurs » (Riley, 2001a ; Rosnoblet et al., 2006). Pour certains auteurs, les indicateurs ne servent pas juste comme instruments « innocents » à l'évaluation mais comme moyen de conceptualiser le problème et/ou les solutions (Gudmundsson, 2003). Le développement d'indicateurs de durabilité est même considéré comme une condition préliminaire à la mise en œuvre du concept de durabilité (Hansen, 1996).

D'une manière générale, le recours à des indicateurs à la place d'une mesure directe des impacts s'explique aisément par les problèmes de faisabilité d'une approche directe (coût de la mesure, temps d'acquisition des réponses...), des problèmes de métrologie face à la complexité des concepts, système ou processus (Gras et al., 1989 ; Heink and Kowarik, 2010; Maurizi and Verrel, 2002 ; Mitchell et al., 1995 ; Rigby et al., 2001). C'est bien le besoin de procédure d'évaluation et ses difficultés de mise en œuvre de mesures directes à grande échelle et dans les conditions de la pratique en dehors du champ de l'expérimentation scientifique, qui expliquent ce formidable développement de travaux sur indicateurs. De nombreuses initiatives dans les premiers temps ont été initiées en dehors de la recherche académique, d'où de nombreuses publications dans la « littérature grise » (Levitan, 2000) mais le thème des indicateurs a été de plus en plus investi dans le domaine de la recherche. Ainsi, depuis 2001 existe même un journal scientifique spécialement dédié au sujet, *Ecological Indicators*. Des travaux méthodologiques et génériques sur le sujet ont commencé à être publiés (e.g. (Andreoli et al., 1999 ; Girardin et al., 1999 ; Goodlass et al., 2003; Merkle and Kaupenjohann, 2000). De même, au sein de l'Inra, un groupe de travail a fait un état des lieux général sur l'avancement de la science sur la question (Capillon et al., 2005).

La question des indicateurs est devenu un sujet d'études et de débats scientifiques, tandis que leur mise en œuvre reste primordiale pour de nombreux acteurs et notamment comme support des politiques publiques (Gudmundsson, 2003). C'est bien à ce niveau que le choix des indicateurs est l'objet d'après négociations et de discussions entre acteurs évalués, évaluateurs et groupes d'acteurs associés, ayant des intérêts dans les résultats de l'évaluation. En effet, les acteurs évalués peuvent craindre des pertes financières ou l'apparition de nouvelles exigences quand les résultats ne sont pas la hauteur des attentes des évaluateurs. On se trouve là dans la problématique des frontières entre contrôle et évaluation proprement dit qui a été conceptualisé par Chémery (Chémery and Boissier, 2002). Du côté des évaluateurs, il s'agira d'être certain que les indicateurs reflètent bien l'atteinte des objectifs fixés et les phénomènes recherchés. Le choix des indicateurs et leur mise en œuvre peuvent donc porter sur des aspects dépassant le seul champ de la science (Gudmundsson, 2003). Les indicateurs étant utilisés à l'interface entre science et politique, une clarification sur le terme d'indicateur est indispensable pour éviter des incompréhensions (Heink and Kowarik, 2010). C'est pourquoi, nous présentons ci-après une revue de différents types d'indicateurs pouvant être utilisés.

Ce chapitre va présenter les différents indicateurs utilisables pour évaluer les systèmes de production, qu'il s'agisse d'indicateurs de pratiques, de bilans d'azote, de mesures de terrain, de modèles, d'approches opérationnelles à partir d'indicateurs classiques, ou encore de méthode intégrée d'analyse d'impact. Pour finir, le chapitre aborde les problèmes d'agrégation et de choix des indicateurs en fonction des objectifs.

8.1. Les grands types d'indicateurs et leurs fonctions

8.1.1. De l'évaluation aux impacts, des impacts aux indicateurs

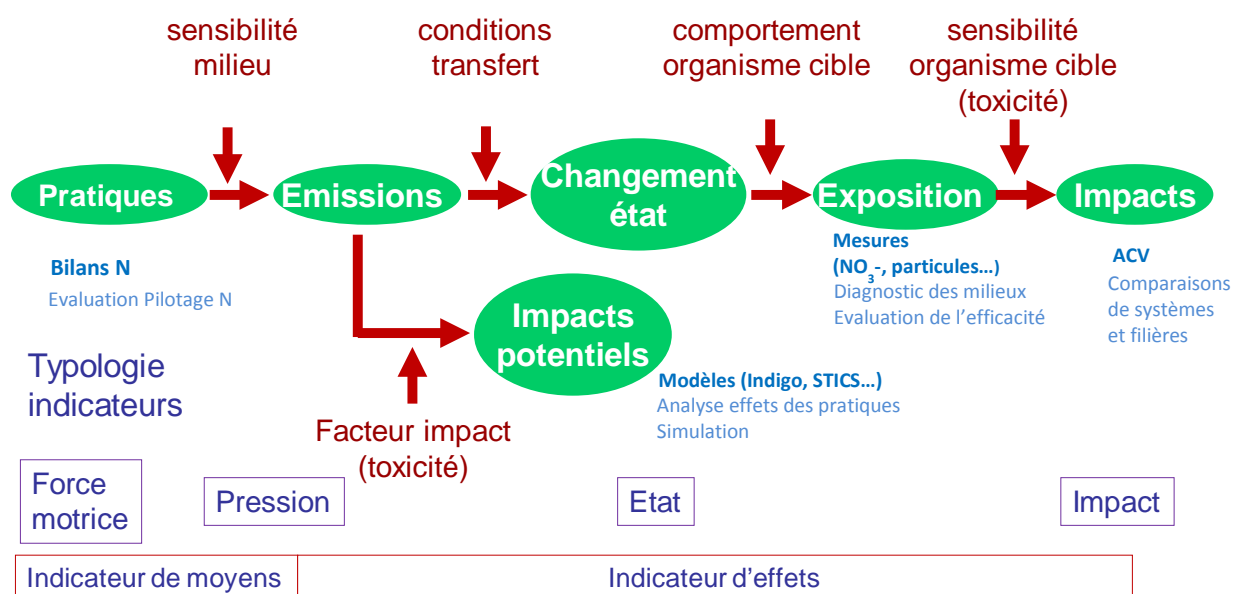
Les politiques environnementales à l'origine de travaux sur les indicateurs (Niemeijer and de Groot, 2008) visent toutes à réduire les impacts négatifs des activités humaines sur une ou plusieurs composantes de l'environnement. Le terme « impact » mérite d'être précisé. S'il est communément utilisé pour désigner des effets

dans le langage courant, de nombreux travaux lui confère une place spécifique dans la chaîne causale comme les effets en bout de chaîne sur les organismes cibles, effets biologiques en termes de santé, croissance, survie mais aussi économiques résultant donc des émissions, modifications d'état, etc. (Figure 8.1).

Ainsi :

- Dans la littérature de l'Analyse de cycle de vie (ACV), on parle de « endpoint » pour les impacts au sens restreint, tandis que les « midpoints » représentent un effet situé quelque part sur la chaîne causale entre émission et impact final (Bare and Gloria, 2006; Hertwich and Hammit, 2001).
- On parlera d'impact potentiel quand il y a simplification et non prise en compte de tous les facteurs (Freyer et al., 2000).
- S'il est possible de réaliser une prédiction par une modélisation complexe d'un effet à un endroit de la chaîne, comme par exemple pour les émissions ou bien par mesure au travers du suivi des nitrates dans des bougies poreuses, ces sorties resteront un indicateur de l'effet sur l'état de la masse d'eau ou des impacts lié à la dégradation de la qualité de l'eau.

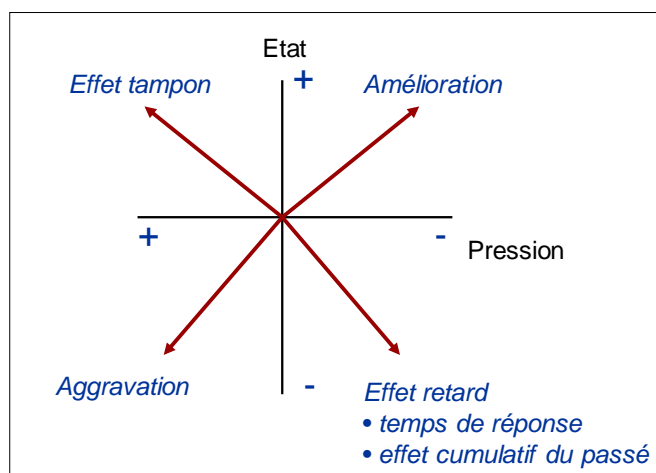
Figure 8.1 : Positionnement de différentes forces motrices et typologies de méthodes et indicateurs (EEA, 2005 ; Smeets and Weterings, 1999 ; van der Werf and Petit, 2002) selon la chaîne causale inspirée de (Bockstaller et al., 2008b).



8.1.2. Différents types d'indicateurs et typologie associée

Deux typologies pression/état/réponse de l'OCDE (OECD, 1999) et une dérivée, force-motrice/pression/état/impact/réponse (DPISR) de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA), (Smeets and Weterings, 1999) inspirées de la chaîne présentée dans la Figure 8.1 sont utilisées couramment au niveau national et international (Maurizi and Verrel, 2002). Oenema et al. les présentent comme des outils conceptuels pour analyser les relations de cause à effets (Oenema et al., 2011). Ceci reste à démontrer car il n'est pas toujours évident de pouvoir relier des indicateurs d'impact ou d'état, reposant sur des mesures, aux causes. Certains auteurs plaident pour des indicateurs de pression qui puissent être reliés à l'état d'un compartiment environnemental (Crabtree and Brouwer, 1999). Plus récemment, d'autres auteurs (Thenail et al., 2008) identifient plusieurs cas de figure quant à la relation entre état et pression, qui sont fonctions des caractéristiques du milieu (Figure 8.2). Dans un milieu à temps de réponse rapide, comme c'est le cas de la pollution nitrique dans une nappe proche de la surface, toute réduction de la pression se traduit par une évolution rapide et positive de l'état du milieu. Dans d'autres cas, le temps de réponse peut être beaucoup plus lent (Sohier and Degre, 2010). L'accroissement de la pression peut donc ne pas avoir de conséquences immédiates sur la qualité des milieux dans le cas d'effet retard mais peut le dégrader rapidement dans d'autres cas.

Figure 8.1 : Relations entre indicateurs de pression et d'état (Thenail et al., 2008).



Cependant, ces typologies utilisées à l'interface entre politique et sciences souffrent de plusieurs défauts majeurs (Oenema et al., 2011). Elles donnent l'impression d'une linéarité et de processus mono-factoriels, ce qui n'est généralement pas le cas. Niemeijer et de Groot (Niemeijer and de Groot, 2008) ont préféré parler de « réseau causal » (Figure 8.2) pour insister sur la complexité. Cette approche a aussi été appliquée pour hiérarchiser les indicateurs et montrer leurs interrelations (Schröder et al., 2004). Par ailleurs, les différents concepts n'ont pas une définition claire (Figure 8.1). Si la notion de pression fait référence aux causes, celles-ci correspondent selon les auteurs, aux pratiques agricoles (Aveline et al., 2009 ; Corpen, 2006 ; Guillaumin et al., 2007) ou encore aux émissions (Oenema et al., 2011; Vertès et al., 2010), avec pour conséquence le choix d'indicateurs totalement différents. Les émissions peuvent aussi être considérées comme des « effets » de premier niveau sur la chaîne d'où le terme d'indicateur d'effets utilisés par van der Werf et Petit (van der Werf and Petit, 2002). Ces indicateurs d'effet ne peuvent être comparés aux indicateurs de moyens basés sur les pratiques agricoles. La même chose est vraie pour les indicateurs d'état qui englobe dans la typologie OCDE (OECD, 1999) l'état et l'impact de la typologie de l'EEA (Smeets and Weterings, 1999). Ceci explique aussi les difficultés de classification de ces indicateurs dans cette typologie que certains ont rencontrées dans plusieurs groupes de travail (Girardin et al., 2005).

A partir de ce qui vient d'être dit sur les limites des typologies utilisées, nous préconisons une typologie plus claire fondée sur la chaîne causale en partant d'indicateurs de pratiques agricoles, d'émissions, de changement d'état, d'impacts, etc. Nous proposons de croiser cette première typologie par une seconde qui fait référence à la nature de la grandeur derrière l'indicateur inspirée de (Bockstaller et al., 2008b), (Figure 8.3) :

- Les indicateurs « simples » qui sont basés sur une variable ou une combinaison mathématique simple sous forme de ratio ou de solde. Le terme « simple » s'applique à la structure de l'indicateur, sachant que leur mise en œuvre à l'échelle d'un pays comme la France peut poser de nombreux problèmes opérationnels. Ils sont cependant en général plus faciles à utiliser que les suivants mais intègrent faiblement les processus et pris isolément ne donnent qu'une estimation incertaine des processus et des impacts (Corpen, 2006), (Tableau 8.1).
- Les indicateurs prédictifs reposant sur une fonction estimatrice, modèle opérationnel à nombre réduit de variables accessibles ou modèles complexes à base mécanistiques. Cette approche a l'avantage d'intégrer les processus à des degrés divers selon le type de modèle et surtout de pouvoir relier la variable estimée à des variables d'entrées représentant des causes.
- Ceci est le défaut majeur du troisième groupe des indicateurs reposant sur des mesures de terrain (des émissions de nitrate jusqu'aux mesures d'impact sur une population d'organismes vivants). Ceux-ci ne permettent pas de tracer directement les causes et il faut des mesures complémentaires (Merkle and Kaupenjohann, 2000). Dans cette catégorie nous rangerons aussi les bio-indicateurs (McGeoch, 1998 ; Pitcairn et al., 2003) qui ne sont pas à confondre avec les indicateurs de biodiversité (Duelli and Obrist, 2003).

Ainsi, le choix d'un type d'indicateur n'est pas sans conséquences pratiques sur les qualités des indicateurs. Cette opposition entre des indicateurs relativement faciles à mettre en œuvre si tant est qu'il n'y ait pas d'obstacle à la mise à disposition des données, et l'intégration des processus qui donnera une estimation de la qualité de prédiction a été pointée par plusieurs auteurs (Dabbert et al., 1999 ; Payraudeau and van der Werf, 2005; Schröder et al., 2003). Dans le travail du Corpen sur les indicateurs azote, le critère « pertinence agronomique » intègre cette notion de prise en compte des processus ((Corpen, 2006), p. 41), cf. *Tableau 8.1*) et s'oppose aussi au critère de faisabilité.

Figure 8.3 : Exemple de chaîne de causalité pour aider au choix d'indicateurs d'évaluation (d'après Niemeijer et de Groot, 2008 dans (Vertès et al., 2010)).

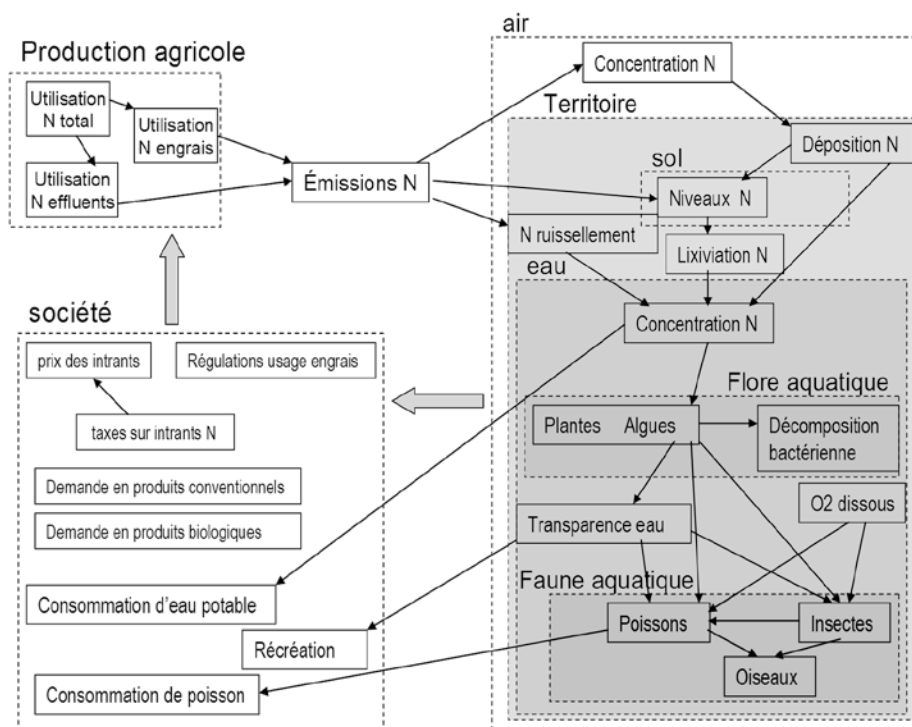
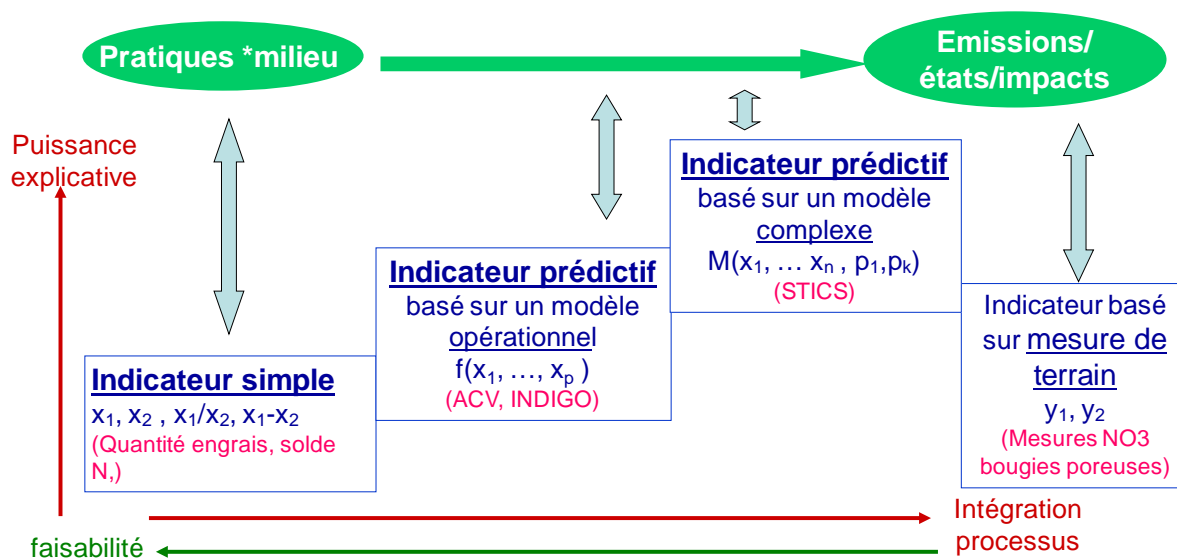


Figure 8.2 : Typologie des indicateurs en fonction des modalités d'obtention des valeurs et de leur atouts et limites (inspirée de (Bockstaller et al., 2008b))



8.1.3. Choix préalables à la sélection d'indicateurs

La multiplicité des indicateurs proposés s'explique en partie par la diversité des types d'indicateurs existants et les compromis que les concepteurs font entre faisabilité et ce qui est regroupé sous la rubrique plus générale de « pertinence scientifique », laquelle englobe toute la démarche d'évaluation (Bockstaller et al., 2009). Girardin et al. recommandent de s'interroger d'abord sur les utilisateurs et sur les objectifs (Girardin et al., 1999). Bosshard ajoute une étape préalable de clarification du système de valeurs « Leitbild », terme allemand employé dans le texte en anglais (Bosshard, 2000).

Plus concrètement, l'utilisateur qui a à choisir des indicateurs doit se demander (Bockstaller et al., 2008a ; Bockstaller et al., 2008b) :

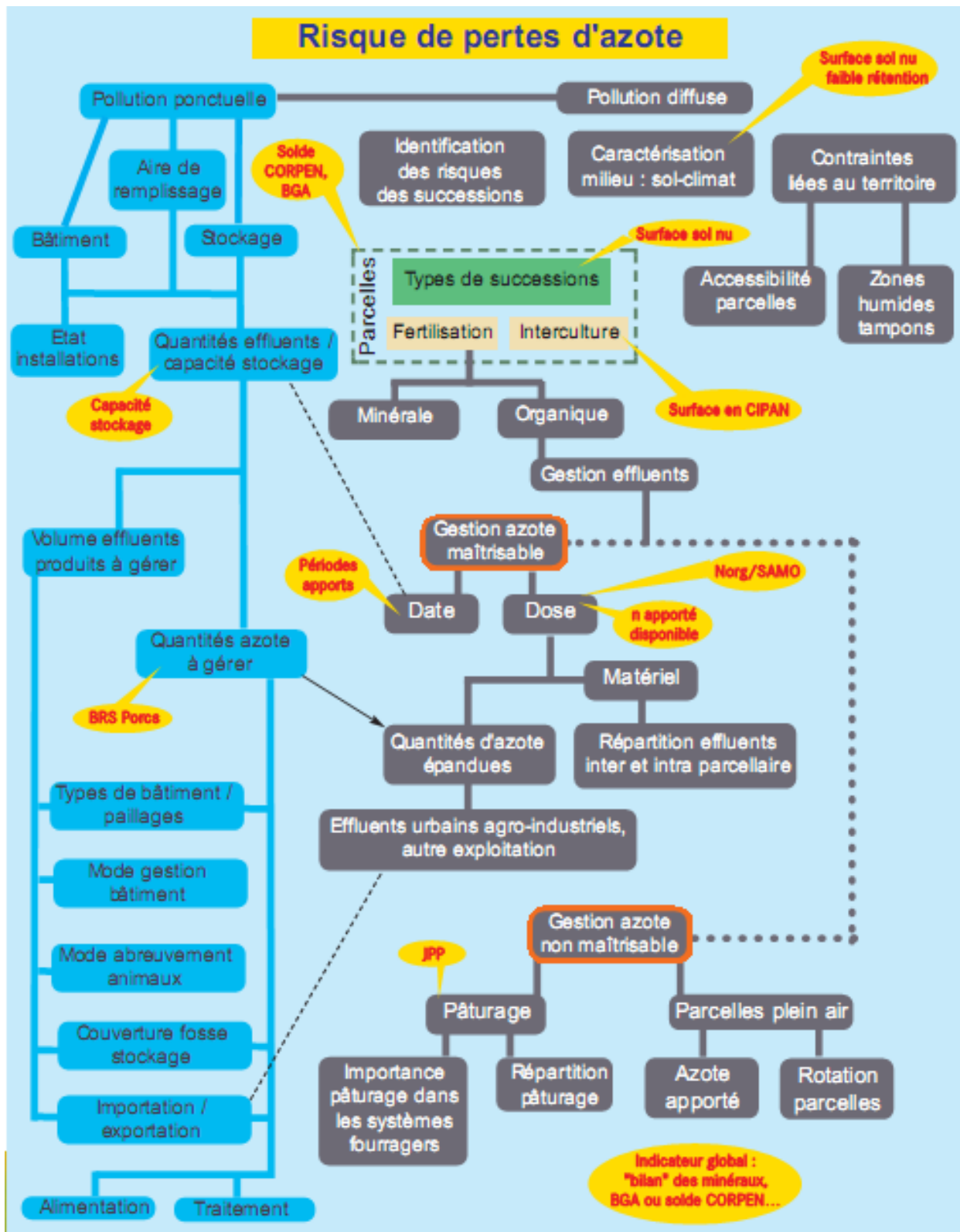
- Quel diagnostic préalable motive l'évaluation ? (*Pourquoi ?*)
- Qui va réaliser l'évaluation (utilisateur) et à qui sont destinés les résultats finaux (bénéficiaires) ? (*Qui ? Pour qui ?*)
- -Les finalités de l'évaluation (*Pour quoi ?*) : s'agit-il d'une évaluation a priori (*ex ante*) pour sélectionner des actions dans un ensemble de possible, a posteriori (*ex post*) pour faire le bilan d'une action, ou au cours de cette action pour l'améliorer ? L'évaluation peut aussi avoir pour but le pilotage en temps réel d'un système, ou être motivée principalement par des objectifs de communication. Enfin, elle peut avoir pour objectif la vérification d'une conformité réglementaire.
- Quelles sont les limites du système évalué, les échelles spatiales (*Où ?*) et temporelles (*Quand ?*) retenues qui dépendront des choix faits pour les points précédents et détermineront la pertinence des résultats. Dans le cas de l'évaluation de la durabilité environnementale, certains auteurs distinguent la « résolution », échelle la plus fine, qui correspond au niveau où les impacts environnementaux sont déterminés, et l'« étendue » (Faivre et al., 2004 ; Purtauf et al., 2005) qui correspond à l'échelle pertinente d'observation des impacts et/ou l'échelle à laquelle sont prises les décisions. L'« étendue » peut correspondre à « l'échelle pertinente pour l'action » (Mancebo, 2006).
- Quelles sont les contraintes budgétaires et temporelles pour conduire l'évaluation ? (*quels moyens ?*)
- Quelles sont les données disponibles que le commanditaire veut valoriser ? (*avec quoi ?*)

A partir des réponses à ces questions, l'utilisateur peut définir un cahier de charges auquel doit répondre les indicateurs à sélectionner. Certains auteurs (Niemeijer and de Groot, 2008) ont passé en revue un certain nombre de critères de projets de recherche et de travaux des instances comme l'OCDE, l'EEA. Ils les regroupent sous les dimensions : scientifique, historique, systémique, intrinsèque, financière et pratique, politique et de gestion. D'autres auteurs (Bockstaller et al., 2009) proposent une quinzaine de critères qui recoupent certains des précédents pour des méthodes d'évaluation à l'échelle de l'exploitation agricole, et qui ont été regroupés sous trois chapitres généraux : pertinence scientifique (e.g. degré de couverture des impacts environnementaux, risque de fausse conclusion), faisabilité (e.g. temps de mise en œuvre, accessibilité des données, etc.) et utilité (e.g. couverture des besoins des utilisateurs, lisibilité, etc.). Vertès et al. dressent aussi une liste de critères autour des en-têtes, compréhension/appropriation, faisabilité, pertinence, convivialité, pédagogie (Vertès et al., 2010), qui recouvrent ceux de Bockstaller (Bockstaller et al., 2009).

8.1.4. Spécificités liées à l'évaluation des flux d'azote en élevage

Une étape importante dans la clarification des choix préalable est la définition du système, de ses composantes et de ses limites. Dans le cas de la problématique des systèmes d'élevage et de l'azote, ce travail a été réalisé par exemple dans le groupe Corpen sur les indicateurs azote (Corpen, 2006). La représentation montrée à la Figure 8.4 est un autre exemple de réseau causal. Les systèmes d'élevage ont une composante « pollution ponctuelle » bien plus développée que les exploitations sans animaux. Pour ces dernières, la pollution ponctuelle concerne éventuellement le stockage et la manipulation d'engrais et de produits phytosanitaires. Dès qu'il y a des animaux, il faut intégrer la partie stockage des effluents organiques et surtout le ou les bâtiments de stabulation des animaux, ce qui complexifie le système. La composante « pollution diffuse » concerne les parcelles cultivées, les prairies de fauches, et la partie « pâturage » où l'azote est souvent qualifié de « non maîtrisable ». Dans un tel système ouvert, avec des organismes vivants émetteurs dont le comportement est aléatoire, l'estimation des émissions et des flux restera bien plus compliquée que dans un système industriel fermé. Ceci nécessite des indicateurs spécifiques reposant sur des méthodes d'estimation différentes (Lewis et al., 1999).

Figure 8.3 – Un exemple de représentation du réseau causal sur les flux d'azote en exploitation de polyculture-élevage à la base de la définition d'indicateurs (dans les bulles jaunes) (Corpen, 2006).



8.2. Indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu

Nous ne présenterons pas ici chaque indicateur en détail mais plutôt des familles d'indicateurs au sein desquelles, il peut y avoir des variantes en fonction des éléments pris en compte (fertilisation minérale ou totale), des surfaces de références (surface totale de l'exploitation ou fourragère), etc. Ces indicateurs visent principalement le risque de lixiviation des nitrates et pour bon nombre ont été présentés dans le rapport Corpen (Corpen, 2006).

8.2.1. Les principaux indicateurs relevant de cette catégorie

8.2.1.1. Indicateurs basés sur les quantités d'intrants

Parmi ces indicateurs, on peut distinguer ceux qui portent :

- *sur les quantités d'azote épandues* : minérale, organique, totale, disponible, etc. Ces indicateurs reposent sur l'hypothèse que plus les quantités d'azote sont élevées, plus les risques de pertes le sont. Ces indicateurs (notamment la quantité d'azote minéral) se retrouvent dans plusieurs initiatives aux échelles supérieures (Geniaux et al., 2009), comme la liste des indicateurs IRENA au niveau européen (EEA, 2005). L'azote disponible (n°10 dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006) nécessite une estimation de l'azote disponible pour les cultures à partir des sources organiques, ce qui demande des données supplémentaires généralement hors de portée des non-agronomes.
- *sur les modalités d'épandage*. Dans la liste Corpen, on trouve ainsi le nombre d'apports d'azote (n°11) et les quantités d'azote disponible hors besoin des cultures (n°12). Ces indicateurs reposent sur les recommandations des agronomes à fractionner les apports d'azote pour que les apports collent au plus près des besoins des cultures et éviter que des quantités d'azote importantes restent dans le sol hors des périodes d'absorption par les cultures, ce qui est un facteur de risque important de perte d'azote (Recous et al., 1997). Ces indicateurs spécifiques aux cultures sont utilisés dans les opérations Ferti-Mieux lesquelles se poursuivent dans l'Est de la France (Burtin, 2008).
- *sur les surfaces ou proportion de surfaces fertilisée ou non, par rapport à la surface totale du territoire, ou encore sur les surfaces dépassant un seuil de fertilisation*. Ces indicateurs sont souvent utilisés par les écologues pour estimer les effets de la fertilisation azotée sur la biodiversité (Billeter et al., 2008; Oppermann, 2003).

8.2.1.2. Indicateurs basés sur la gestion des animaux

D'autres indicateurs souvent utilisés reposent :

- *sur la composition et la taille des cheptels*. Dans ce cas, l'indicateur est souvent le pourcentage de variation d'une période à une autre comme dans la liste IRENA (EEA, 2005).
- *Le chargement (UGB/ha) utilisé dans les méthodes d'évaluation centrée sur l'exploitation* telle la méthode REPRO utilisée communément en Allemagne (Hülsbergen, 2003). L'hypothèse est bien sûr que plus le chargement animal est élevé, plus le risque de pertes croît aussi.
- *Le nombre de journées de présence au pâturage* (JJP, jour/ha/an, n°17 dans le rapport du Corpen). Cet indicateur renseigne à travers des « journées équivalent plein temps UGB au pâturage » l'importance des rejets azotés via les restitutions animales. Cet indicateur permet d'affiner l'indicateur chargement moyen, il se calcule au niveau de la parcelle mais nécessite de renseigner les calendriers de pâturage. Or cette donnée n'est pas toujours disponible.

8.2.1.3. Indicateurs de pratiques agricoles au champ

Les indicateurs de pratiques se fondent :

- *Sur des écarts à la dose conseillée* (n°19 dans le rapport du Corpen), utilisés dans les opérations Agri-Mieux (Burtin, 2008) ou au besoin de la culture tel l'indicateur EQUIF (n°14 dans le rapport du Corpen) composante de l'indicateur MERLIN (Aveline et al., 2009). Ces indicateurs visent à estimer l'excès de fertilisation sur une culture, non de manière globale par entrée-sortie mais en s'approchant des besoins de la culture (ces besoins couvrent une quantité supérieure d'azote que les simples exportations dans les bilans).

- sur l'estimation du degré de couverture de sol (e.g. surface en Cipan, n°4 dans le rapport Corpen) ou de sol nu (n°2 dans le rapport du Corpen) durant la phase de lixiviation du nitrate ou sur la succession culturale (n°5 dans le rapport Corpen).

8.2.1.4. Indicateurs de pratiques à l'échelle de l'exploitation

Dans ce groupe, on peut citer :

- Les indicateurs exprimant le *potentiel de réduction des doses de déjection animale à partir des surfaces utilisées pour l'épandage (SAMO) par rapport à la surface de référence (SR)* : SAMO/SR (n°8 dans le rapport Corpen)
- Les indicateurs estimant la *capacité de stockage des déjections animales par rapport aux besoins basés sur la capacité agronomique de stockage* (n°8 dans le rapport Corpen). Cette capacité agronomique correspond au volume de stockage qu'il est souhaitable d'avoir sur la ferme compte tenu de la gestion actuelle du cheptel de façon à n'épandre les déjections animales qu'aux périodes recommandées par les agronomes.

8.2.1.5. Indicateurs de sensibilité du milieu

Le rapport du Corpen fait référence à un seul indicateur, l'indice de drainage, tandis que le site de l'Observatoire des Activités Agricoles sur les Territoires (site internet du RMT OAAT¹, (Guillaumin et al., 2007)) propose deux indicateurs exprimés en pourcentage de la SAU.

- *L'indice de drainage* : Pluie/réserve utile du sol (RU). Cet indicateur, présent dans le rapport du Corpen, nécessite donc une estimation de la réserve utile des sols. Cette donnée est de plus en plus disponible dans les bases de données, guide des sols (Party et al., 1999). Il est à noter que Buczko et al. ont analysé certains indicateurs analogues (Buczko and Kuchenbuch, 2010) dont l'indice de drainage prenant non pas les précipitations mais le drainage ce qui avait été aussi envisagé dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006), ou d'autres variables hydrologiques. L'équation simplifiée de Burns calculant un pourcentage de lixiviation de l'azote disponible est aussi cité dans le guide Corpen et est utilisé dans les *Guides de sols en Alsace* (Party et al., 1999).
- Les surfaces drainées : Ceci repose sur le fait que le drainage favorise le transfert des éléments nutritifs (et substances actives) vers les eaux de surface.
- *Les surfaces de sols sensibles au lessivage*. Si un référentiel local existe, l'indicateur sera égal aux surfaces de parcelles correspondant aux types de sols concernés. S'il n'y a pas de référentiel l'indicateur peut être estimé avec les parcelles « craignant le sec » au moins 1 an sur 2 et non hydromorphes (non engorgées l'hiver).

8.2.2. Les principales limites de ces indicateurs

Ces informations sont détaillées dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006). D'une manière générale, ces indicateurs sont de très faibles prédicteurs des émissions et pertes azotées, surtout s'ils sont considérés indépendamment, comme cela a été souligné par Schröder (Schröder et al., 2003). La quantité d'azote apportée semble mieux reliée aux pertes au champ en système laitier qu'en système de grandes cultures (ten Berge et al., 2004). Ces auteurs ont bien montré les faiblesses des indicateurs fondés sur les quantités d'intrants en grandes cultures (ten Berge, 2002) à partir d'un travail sur une base de données rassemblant des essais sur les doses d'azote sous différents systèmes. Dans des situations de très forts excès d'apports azotés, une relation assez étroite a été mise en évidence entre les JPP et les fuites par lixiviation (Vertès et al., 2007) (voir aussi chapitre 6). Ces indicateurs nécessitent par ailleurs l'accès à de nombreuses données. Au niveau d'un territoire comme la France, seules certaines données existent. Les informations sur les pratiques de fertilisation (nombre d'apport, etc.) ou encore sur la quantité d'azote disponible (estimation à partir de l'azote organique via des coefficients spécifiques) le sont moins. On peut les recueillir via des enquêtes chez les exploitants, ce qui s'est fait couramment dans les opérations Agri-Mieux, opérations qui ont pris le relais des opérations Ferti-Mieux dans le bassin Rhin-Meuse (Burtin, 2008). Pour les surfaces en sol nu et Cipan, des données existent dans les enquêtes « pratiques agricoles » du Ministère (Cassagne, 2008 ; Rabaud, 2004).

¹ <http://www.obsagri.fr/>

Dans tous les cas, pour pallier la faible qualité prédictive de ces indicateurs, il est généralement conseillé d'en utiliser plusieurs, ce qui peut vite conduire à une longue liste. Dans le cas du nitrate, les recommandations issues des connaissances disponibles tablent sur au minimum deux indicateurs : l'un renseignant sur les quantités d'intrants entrants ou encore mieux les surplus (voir 8.3.1) et l'autre sur la gestion de l'interculture, ceci sur la base des mécanismes de lixiviation des nitrates venant à la fois des excès de fertilisation et de la gestion de l'interculture (Machet et al., 1997). Seules les situations de fort excès peuvent justifier l'utilisation d'un indicateur unique sur les quantités d'intrants ou de surplus. Pour les émissions gazeuses, des indicateurs fondés sur les quantités d'intrants et le chargement donneront une vague idée de l'importance des émissions liées à l'intensification de l'agriculture.

Tableau 8.1 : Evaluation d'indicateurs « azote » à l'échelle parcellaire à partir de leur pertinence agronomique (notée de 1 : à éviter à utiliser seul à 4 : recommandé) et de leur facilité de mise en œuvre (1 : peu facile à 4 : facile d'utilisation).

Facteurs	N° de fiche à consulter	Intitulé	Pertinence agronomique	Faisabilité
Fertilisation azotée	Fiche n°9	N minéral apporté	1	4
	Fiche n°10	N apporté disponible	1	3
	Fiche n°11	Nombre d'apports d'azote (organique et minéral)	1	3
	Fiche n°19	Ecart au conseil	2	3
	Fiche n°12	Périodes d'apport	1	3
	Fiche n°17	JPP (jours de présence au pâturage) en jours UGB/ha/an	3	2
Couverture du sol	Fiche n°5	Durée annuelle en Cult. de production (CP), Cult. Intermédiaire (CI) et sol nu (SN)	2	4
Estimation des pertes d'azote		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat à la récolte ou RAR (mesures/modèles)	3	2
		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat sortie hiver ou RSH* (mesures/modèles)	1	2
		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat début drainage ou RDD (mesures/modèles)	4	2
	Fiche n°13	Solde CORPEN	2	3
	Fiche n°14	Bilan fourniture-absorption : EQUIF	3	2
	Fiche n°20	Méthode d'estimation des risques de pertes d'azote par lessivage : MERLIN	4	3*
	Fiche n°21	Modèle d'estimation des pertes d'azote : I _N d'INDIGO	4	3*
	Fiche n°22	Modèle d'estimation des pertes d'azote par lessivage : DEAC	4	3*
Pertinence notée de 1 (indicateur à éviter seul) à 4 (indicateur recommandé) Faisabilité notée de 1 (indicateur difficile à mettre en œuvre) à 4 (indicateur facile à mettre en œuvre) * une fois le paramétrage réalisé				

8.3. Indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde

Cette famille d'indicateurs est la plus couramment utilisée pour évaluer la gestion de l'azote (Langeveld et al., 2007). On parle communément de *bilan* bien que le terme traduise, dans l'équation du « bilan de masse », la conservation de la masse, c'est-à-dire l'équilibre sur une période donnée, entre la variation de stock et la différence de flux. Appliqué à la quantité d'azote dans le sol, ce bilan peut s'écrire de la manière très simplifiée suivante :

$$\text{Stock final} - \text{stock initial} = \text{flux entrant} - \text{flux sortant}$$

Ces indicateurs reposent en fait sur un calcul d'un solde :

$$N \text{ entrée} - N \text{ sortie} = \text{solde N.}$$

Ce solde (en anglais *surplus*) représente la somme des pertes et/ou du stockage net dans le système considéré (Watson and Atkinson, 1999). Ainsi le Corpen recommande de parler de solde (Comifer, 2011; Corpen, 2006). Mais dans la pratique, comme dans ce chapitre, nous utiliserons les deux termes de manière interchangeable ce qui est aussi le cas dans la littérature scientifique (e.g. numéro spécial de *l'European Journal of Agronomy* de 2003 consacré à ces indicateurs (Nilsson and Edwards, 2003)).

Les calculs de bilans N (P, K) sont utilisés de longue date pour gérer la fertilisation des cultures : la satisfaction des besoins de plantes (cultures et prairies) en azote minéral (c'est-à-dire la dose à apporter) correspond au bilan entre besoins des plantes et fournitures par le sol (Comifer, 2011). Le solde idéal est, dans la pratique actuelle, conditionné par l'efficacité maximale d'utilisation des intrants.

Les bilans sont aussi employés pour quantifier des excédents et des risques : Dès la fin des années 1960 Coppenet précisait (Coppenet, 1974; Coppenet, 1975), à partir de calculs théoriques de bilans de minéraux à l'exploitation, l'influence des densités animales sur les excédents en N, P, K, Cu et Zn en exploitations porcines, et prévoyait un enrichissement des sols recevant des doses élevées de lisier en éléments non solubles (P, Cu et Zn), effectivement constaté dans le réseau de parcelles suivis sur le long terme par cet auteur (Coppenet et al., 1993). Les éléments solubles (N, N organique dissous, K) également excédentaires ont été entraînés vers les eaux de surface ou profondes. Pour l'azote, Benoit a proposé un indicateur « BASCULE » reposant sur le calcul à la parcelle d'un solde simplifié entrée-sortie pour identifier les zones à risques quant à la lixiviation des nitrates (Benoit, 1992). Les bilans N peuvent donc être utilisés comme indicateur d'état (du sol, de l'exploitation) et comme indicateur de pression azotée sur le milieu. Dans l'objectif d'optimiser l'utilisation des ressources, l'utilisation du calcul de bilans N et des efficacités d'utilisation de l'azote est une pratique très courante en agriculture à la parcelle et s'est développé depuis une vingtaine d'années à l'échelle de l'exploitation dans le domaine de l'évaluation agronomique et environnementale (Goodlass et al., 2003; Oenema et al., 2003; Schröder et al., 2003; Simon et al., 2000; Watson and Atkinson, 1999). L'amélioration de l'efficacité du bilan azoté est retenue par la « Task Force on Reactive Nitrogen »² comme option possible pour limiter les émissions azotées vers les écosystèmes dans le cadre de la révision en cours du protocole de Göteborg.

Nous décrivons dans cette partie, les principaux types de bilans et leurs paramètres de calcul (en particulier les sources de ces données) afin d'analyser la pertinence de chaque bilan en terme d'indicateur et quelles informations ils peuvent apporter. Quelques exemples de résultats obtenus en systèmes d'élevage, pour différents types et modes de production sont présentés en fin de chapitre.

8.3.1. Principaux types de bilans

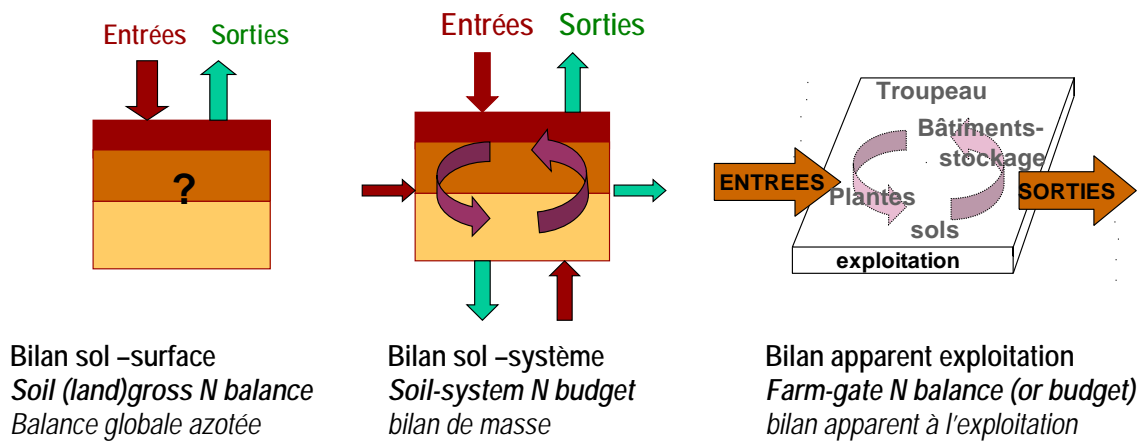
On identifie couramment trois principaux types de bilans (Leip et al., 2011; Oenema et al., 2003; Simon et al., 2000; Topp et al., 2007; Watson and Atkinson, 1999) : les bilans « sol-surface », les bilans sol-système, et les bilans apparents à l'exploitation (Figure 8.5).

² Le groupe de travail sur l'azote réactif a pour mission de développer des références techniques et scientifiques et de proposer des stratégies de gestion du cycle de l'azote dans le cadre de l'UNECE et de la convention sur la pollution transfrontalière longue distance afin d'encourager la coordination en matière de politique de réduction des pollutions atmosphériques liées à l'azote.

Il est co-conduit par le Royaume-Uni et les Pays-Bas (Co-présidence Mark Sutton pour le Royaume-Uni et Oene Oenema pour les Pays-Bas) et comporte trois sous-groupes de travail (« expert panel » en anglais) dont l'un traite plus particulièrement les bilans azotés.

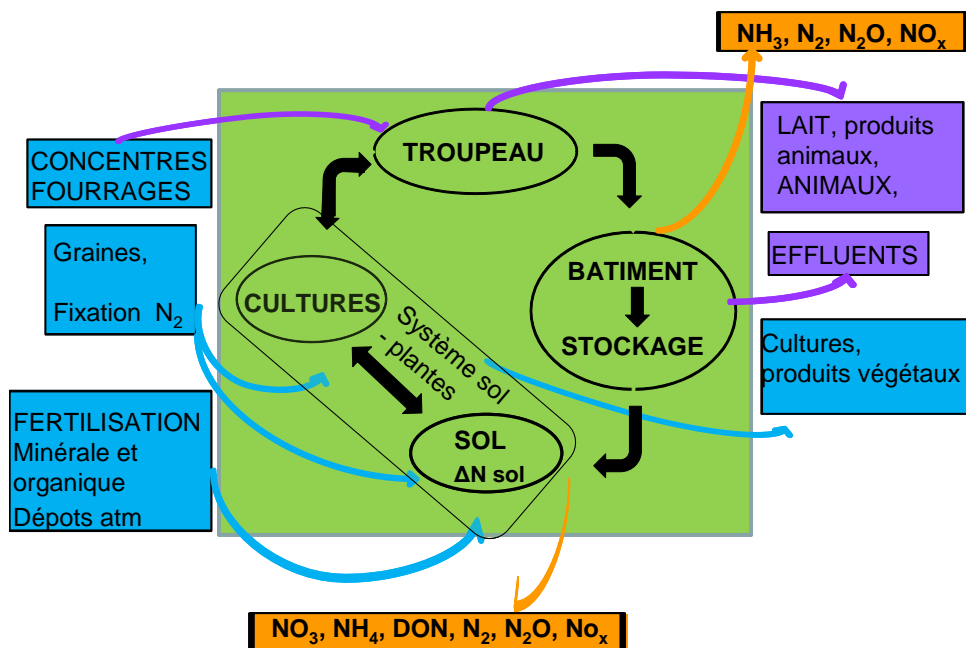
La Task Force entretient des liens étroits avec le « European Nitrogen Assessment » tout juste publié.
<http://www.clrtap-tfrn.org/?q=node/1>

Figure 8.5 : Différences conceptuelles dans les frontières et les flux de nutriments entre bilan apparent à l'exploitation, bilan surface sol et bilan système sol, d'après (Oenema et al., 2003) et exemples types couramment utilisés en France.



La Figure 8.6 précise les principaux flux entrants et sortants et les limites des objets étudiés : exploitation ou sol. Ce schéma est très proche de celui proposé par la Task Force on Reactive Nitrogen (Task Force on Reactive Nitrogen, 2011) (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/300) repris par Jarvis et al. (Jarvis et al., 2011), mais propose de prendre en compte séparément les compartiments plantes et sols.

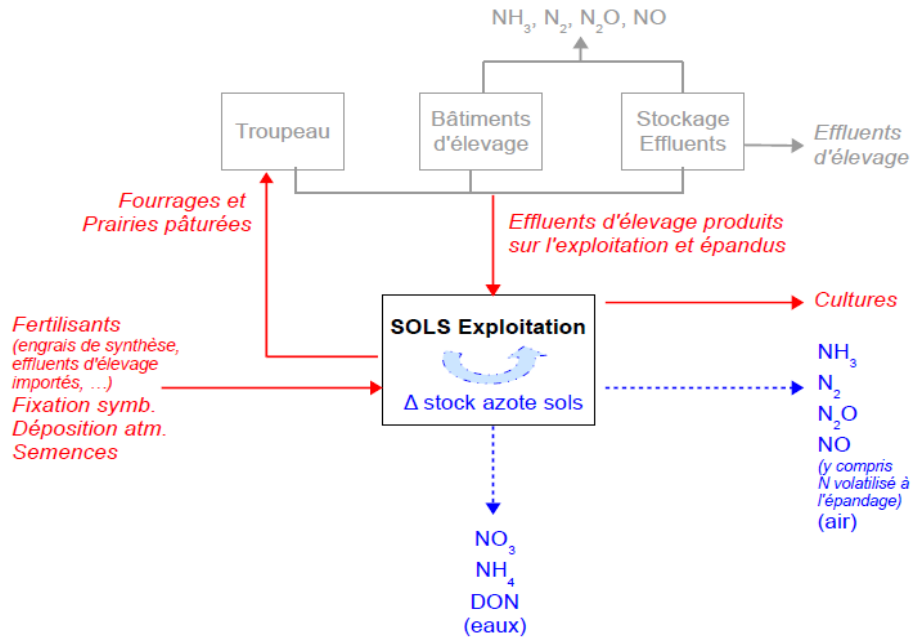
Figure 8.6 : Bilans d'azote pour une exploitation de polyculture-élevage. Adapté du Task Force on Reactive Nitrogen (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/300).



8.3.1.1. Le bilan sol – surface (la BGA en France)

Ce bilan prend en compte les intrants azotés arrivant sur la surface sur sol, les sorties étant constituées de l'azote contenu dans les cultures récoltées/pâturées. Un tel bilan permet d'estimer la charge nette d'azote par ha de sol (agricole ou non). La Figure 8.7 détaille les postes pris en compte dans le calcul. Son utilisation à différentes échelles est par exemple proposée par l'OCDE (OCDE, 2001) et mise en œuvre par Leip et al. (Leip et al., 2011). En France le bilan Corpen, et la balance globale azotée (BGA) appartiennent à cette famille. En anglais ces bilans sont dénommés *soil nitrogen balance*.

Figure 8.7 : Exemple de solde azote sur le système « sols de l'exploitation » : les flux entrants et sortants calculés figurent en trait plein rouge, les flux et différences de stock non estimés et intégrés au résultat du solde figurent en trait pointillé bleu, la partie grisée est représentée pour mémoire car servant au calcul de la quantité d'azote épandue issue des effluents d'élevage. (Solde N = Δ flux rouge = Δ stock bleu - Δ flux bleu)



La balance globale azotée (BGA), (Corpen, 2006) est une version actualisée du solde Corpen avec des références revues depuis 1988 et des précisions apportées quant à l'évaluation des exportations par l'herbe pâturée. Elle consiste à calculer le solde entre les apports d'azote et les sorties d'azote sur les sols de l'exploitation, considérés globalement. Plusieurs hypothèses permettent de simplifier le calcul : i) les apports d'azote par les dépôts atmosphériques sont compensés par les pertes par dénitrification et ii) la fixation symbiotique des légumineuses est compensée par l'exportation d'azote par les légumineuses récoltées ou prise en compte par le bilan fourrager dans le cas des prairies mixtes pâturées.

Les apports d'azote concernent donc les engrais azotés et les effluents d'élevage épandus. Les sorties d'azote correspondent aux quantités d'azote exportées par les cultures. L'exportation d'azote par l'herbe pâturée est estimée par un bilan fourrager selon l'équation :

Quantité d'herbe valorisée au pâturage = Besoins du troupeau (5,1 t de MS/UGB) – (consommation de fourrages stockés).

Le calcul du bilan fourrager suppose une cohérence entre les valeurs de matière sèche ingérée par les animaux, la teneur en azote des prairies et les valeurs de rejets d'azote par les animaux. Le document Corpen sur les calculs de rejets par les vaches laitières (Corpen, 1999) a proposé des équations de calcul et quelques exemples pour des systèmes fourragers types. Giovanni et al. ont élargi la palette d'exemples et complété pour les autres bovins (Giovanni and Dulphy, 2008).

L'azote épandu issu des effluents d'élevage est calculé en multipliant les effectifs animaux de l'exploitation par des valeurs d'excrétion, forfaitaires (norme directive nitrates en France) ou « réelles » (équations proposées par le Corpen (Corpen, 1999). Pour les herbivores, les normes d'excrétion ayant été établies sur la base de rations équilibrées, le calcul ne tient pas compte de la quantité de concentrés ingérés en écart à l'équilibre.

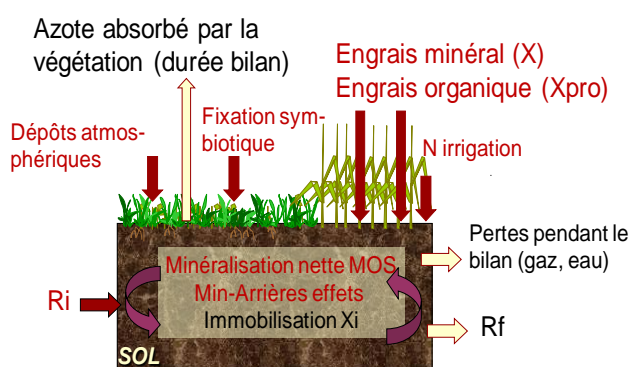
Les dépôts atmosphériques et les pertes par dénitrification « basale » du sol sont, pour la BGA, considérés comme s'annulant de même que dans d'autres outils de calcul en France. Au final, le solde de la BGA est calculé

pour une année culturale et ramené aux hectares de Surface agricole utile (SAU) de l'exploitation, le plus souvent en kg/ha, mais il peut aussi être rapporté aux hectares de la surface d'épandage (DK, NL). Ce solde en excès 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 épandus), ainsi qu'aux différences de stock d'azote du sol.

8.3.1.2. Le bilan sol – système

Ce bilan prend en compte tous les flux d'azote externes et internes au sol. Un exemple typique est le bilan de masse à la parcelle, illustré par la Figure 8.8 (d'après (Comifer, 2011)), qui met le raisonnement de la fertilisation azotée au centre de cinq enjeux : la productivité, la qualité des récoltes, les qualités de l'eau et de l'air, la performance énergétique et le changement climatique.

Figure 8.8. Bilan de masse pour le calcul des apports fertilisant, d'après (Comifer, 2011).



Le bilan porte sur l'azote minéral dans le sol, résultante des flux d'azote sur la profondeur explorée par les racines de la culture durant son cycle cultural (de quelques semaines à une année). Il s'écrit :

Etat final - Etat initial = Entrées – Sorties, soit

$$R_f - R_i = [M_h + F_s + F_{ns} + M_{hp} + M_r + M_{rCi} + M_{pro} + A + N_{irr} + X + X_{pro}] - [P_f - P_i + I_x + G_s + G_x + L]$$

Avec R_f et R_i = Quantité d'azote minéral dans le sol à la fermeture et à l'ouverture du bilan.

Les entrées d'azote dans le système sol-plante sont :

- Les apports contrôlables, objets du calcul: Apport engrais azoté minéral (X), Fraction minérale de l'azote d'un produit résiduaire organique apporté après la date d'ouverture du bilan (X_{pro})
- La minéralisation nette de l'humus du sol (= minéralisation – organisation) (M_h)
- La fixation symbiotique (F_s) (et non symbiotique, F_{ns}) d'azote atmosphérique
- Min-Arrière effets : Minéralisation due à un retournement de prairie (M_{hp}), minéralisation des résidus de récolte (M_r), des résidus de culture intermédiaire (M_{rCi}), des produits résiduaires organiques (M_{pro}).
- Les apports atmosphériques (dépôts secs ou humides) (A)
- L'azote apporté par l'eau d'irrigation (N_{irr})

Les sorties d'azote du système sol sont

- La quantité d'azote absorbé par la culture entre ouverture et fermeture du bilan ($P_f - P_i$)
- L'immobilisation microbienne de l'azote minéral (I_x) apporté (X et X_{pro})
- Les pertes pendant le cycle cultural, par voie gazeuse (G_s et G_x) aux dépens des apports d'azote minéral (X et X_{pro}) et par lixiviation du nitrate durant la période de calcul (L) ;

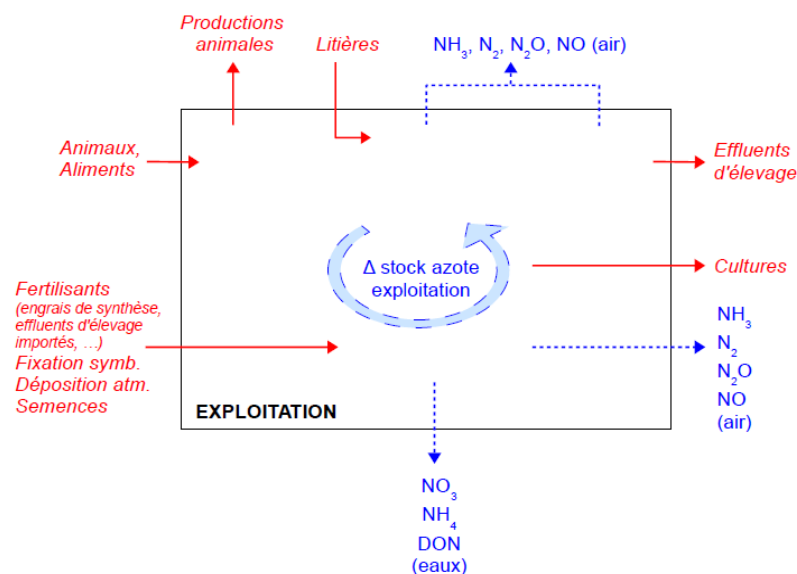
Certaines données nécessaires à ce calcul sont ou peuvent être facilement disponibles sur une exploitation : composition des engrais minéraux, analyses des produits résiduaires organiques (fumiers, lisiers,...) et tables de références sur leur minéralisation (Morvan et al., 2001). L'azote minéral du sol à l'ouverture et fermeture de bilan peut être fourni par les mesures de reliquats dans les parcelles (proposées en routine par Scholefield et Titcher (Scholefield and Titcher, 1995) ou en utilisant des valeurs de réseaux de références locales. D'autres données

sont moins accessibles et/ou peu prévisibles car très variables selon les conditions pédoclimatiques, la dynamique de végétation (niveau de production et de fixation symbiotique, minéralisation nette de l'azote organique du sol). Elles peuvent pourtant concerner des quantités importantes d'azote. Malgré de nombreux travaux sur les déterminants de la minéralisation dans le sol (Valé, 2006), les prédictions restent entachées d'une forte incertitude : la connaissance des reliquats d'azote minéral « sol » en fin d'hiver/début de culture est donc importante pour diminuer le risque d'apport excédentaire bien que cette mesure soit elle-même controversée (cf. section 8.7.3).

8.3.1.3. Le bilan apparent à l'exploitation

Le bilan apparent à l'exploitation appelé « bilan des minéraux » quand il prend en compte à la fois l'azote, le phosphore et la potasse (Corpen, 2006), considère l'exploitation comme une boîte noire (Oenema et al., 2003; Simon et al., 2000) : la Figure 8.9 illustre les flux entrant (pour la plupart des achats) et sortant (pour la plupart des ventes) enregistrés dans les livres comptables. Il est réalisé sur une année comptable, mise en cohérence avec une année culturale. Il hiérarchise les postes contributifs et les quantifie pour estimer une pression globale d'azote sur l'environnement de l'exploitation. Ce bilan rend compte de l'efficacité de l'utilisation de l'azote sur une exploitation donnée, en comparaison à des exploitations de même type

Figure 8.9. 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 = Δ flux rouge = somme des flux bleus



Les quantités de matières étant décrites dans les livres comptables, leurs teneurs en azote sont nécessaires au calcul : valeurs de références pour les produits standards, valeurs réelles pour les autres (étiquettes de produits ou résultats d'analyses auprès des éleveurs). La fixation symbiotique est estimée à partir des données fournies par l'exploitant sur la sole en légumineuses, les niveaux de production et les taux de légumineuses dans les prairies ou associations céréales légumineuses), données à partir desquelles les divers outils de calcul de bilans apparents intègrent des équations de calcul de la fixation symbiotique. Ces calculs ne sont pas normalisés, mais une première étape en ce sens a été franchie grâce à des programmes et groupes de travail internationaux (par exemple projet Green dairy, (Pflimlin et al., 2006), programme Legumes-Future (<http://www.legumefutures.eu/>) en cours). Les dépôts atmosphériques et les pertes par dénitrification « basale » du sol sont, de même que pour la BGA, considérés comme s'annulant dans les outils de calcul en France. Un choix différent est fait dans la plupart des autres pays, et les progrès des connaissances et références locales permettront de les intégrer aux calculs de solde. (van der Werf et al., 2009).

8.3.2. Les échelles de calculs de bilans

Les principales échelles d'espaces sont la parcelle et l'exploitation, mais les bilans peuvent aussi être réalisés à l'échelle infra parcellaire (par exemple en agriculture de précision, ou dans les études de processus) ou à l'échelle d'un territoire (bassin-versant, région, pays...) (Tableau 8.2). Les bilans apparents et bilans sols à l'exploitation sont généralement calculés sur une année, ce qui correspond à la fois au pas de temps de décision de l'éleveur et à celui de l'enregistrement des données comptables, mais les valeurs et leur interprétation seront plus fiables en moyennant les résultats de 3 années. L'approche pluriannuelle est importante pour sécuriser l'interprétation. Elle permet de lisser la variabilité climatique et celles des stocks mais aussi d'intégrer des arrières effets.

L'exploitation, unité de décision et de gestion par l'éleveur, peut être considérée comme 1) une boîte noire dans laquelle entrent et sortent des flux d'azote ; 2) une somme de parcelles, sur lesquelles sont calculés des bilans « sols-surface ». Dans le modèle « Bascule » (Benoît, 1992), le solde final est la somme des soldes de bilans parcellaires positifs, assumant le fait que les parcelles à bilan nul ou négatif ne réduisent pas le risque de fuite des autres parcelles. Elle peut aussi être vue comme un ensemble de compartiments entre lesquels circulent des flux d'azote. Cette dernière représentation conceptuelle permet d'analyser les efficacités d'utilisation de l'azote au sein de l'exploitation, comme l'ont proposé par exemple Schröder et al. (Schröder et al., 2003). Elle est également à la base de la plupart des modèles de flux de nutriments à l'échelle de l'exploitation (Chardon et al., 2008)

La plupart des pays se sont dotés de logiciels de calcul accessibles aux agriculteurs et leur encadrement professionnel : e.g. MINAS aux Pays-Bas (Oenema et al., 1998), FarmN³ au Danemark (Kristensen et al., 2005), Planet au Royaume Uni, OVERSEER⁴ en Nouvelle Zélande. En France la BGA est calculée dans le cadre du Dexel⁵. Le calcul de bilan apparent est réalisé par des tableurs Excel[®] (logiciel commercial de Microsoft) ou intégré à des outils de suivis des exploitations bovines (Diapason de l'IE) ou d'évaluation environnementale (ACV EDEN, van der Werf et al., 2009). Néanmoins l'explicitation et la comparaison des modes de calcul proposés dans les divers outils nationaux de calcul de bilans (apparents ou sol) serait très utile par souci d'harmonisation, pour la validité des comparaisons et pour mieux gérer l'azote entrant par cette voie (d'avenir) dans l'agrosystème.

8.3.1. Intérêts et limites des différents bilans

Oenema et al. ont listé les principales sources d'erreurs et incertitudes : réponses fausses, incomplètes, ou données manquantes (sur les teneurs en N des produits entrés ou sortis), données approximatives sur des postes importants (Oenema and Heinen, 1999). Peu d'études ont abordé cette question. Dans tous les cas, la collaboration de l'éleveur est essentielle pour la bonne réalisation des bilans et pour l'estimation de 2 postes importants : 1) les importations/ exportations d'effluents, pour lesquels les quantités et les teneurs des produits transportés sont connus avec une incertitude variable (pesées, analyses, variabilité des effluents) et 2) la fixation symbiotique des légumineuses. Enfin, les postes dépôts atmosphériques ou N apporté par l'irrigation peuvent être renseignés par les références locales et/ou les cartes existantes (Sutton et al., 2011b). Cette question de l'incertitude sera aussi abordée de manière plus générale au chapitre 8.7.3.

8.3.1.1. Le bilan sol surface

Le calcul des bilans sols-surface nécessite des données quantitatives sur la biomasse produite et azote exporté par les cultures, les productions fourragères et par le pâturage, qui ne sont pas faciles à estimer. L'ensemble des données nécessaires est enregistré dans les cahiers de fertilisation, document imposé (et objet de contrôles par l'administration) par la mise en œuvre de la Directive « Nitrates ». La valeur réglementaire de ce document peut inciter les éleveurs à faire appel à des prestataires (agronomes ou non) pour le remplir afin d'assurer sa conformité.

³ FARM : <http://www.farm-n.dk/>

⁴ OVERSEER® Nutrient Budgets model : <http://www.overseer.org.nz/>

⁵ (Diagnostic d'Exploitation d'ELevage (http://www.inst-elevage.asso.fr/IMG/pdf/Dexel_Methode_et_referentiel.pdf)).

Tableau 8.2 : Répartition des bilans réalisés dans les études du corpus bibliographique selon les échelles de temps et d'espace concernées.

Echelles espace /temps	Pays-région	Bassin versant	Exploitation	Parcelles/sole Atelier, troupeau, ...	Animal m ²
Pluri-annuel	(Bouwman et al., 2005 ; de Vries et al., 2011 ; Le Gall et al., 2005 ; Leip et al., 2011 ; Velthof et al., 2009)	(Billen et al., 2009 ; Gascuel-Odoux et al., 2010b ; Gascuel-Odoux et al., 2009)	(Fagerberg et al., 1996 ; Kobayashi et al., 2010)	(Benoît, 1992 ; Hansen et al., 2000 ; Kobayashi et al., 2010)	
Annuel	Bilans sols (Le Gall et al., 2005 ; Osterburg and Schmidt, 2009 ; van Bruchem et al., 1999)		Bilans apparents (Aarts et al., 2000 ; Bassanino et al., 2007 ; Bonneau et al., 2008 ; Hanegraaf, 1998 ; Humphreys et al., 2008 ; Kohn et al., 1997 ; Le Gall et al., 2005 ; Nevens et al., 2006 ; Schröder et al., 2003 ; Simon et al., 2000 ; Spears et al., 2003 ; van Bruchem et al., 1999)	(Ammann et al., 2009 ; Bonneau et al., 2008 ; de Vries et al., 2002 ; Farruggia et al., 1997 ; Hansen et al., 2000 ; Schröder et al., 2003 ; Spears et al., 2003 ; Topp et al., 2007 ; Verloop et al., 2006) Outils de fertilisation (Gesufer, Azobil, Plan prévisionnels de fertilisation...)	(Arriaga et al., 2010 ; Castillo et al., 2000)
Jours/heures Mois/saison			Modèles (Knudsen et al., 2006 ; Kustermann et al., 2010)	(Dou et al., 1996 ; Hansen et al., 2000 ; Vertès et al., 1997)	(Decau et al., 2003 ; Dou et al., 1996 ; Leterme et al., 2003 ; Stevenson et al., 2010 ; Verloop et al., 2006 ; Vertès et al., 1997)

Tous les postes du bilan sont affectés d'incertitudes qu'ils soient calculés à l'exploitation ou à la parcelle. Les principales sources de biais et d'erreur concernent la fixation symbiotique (sauf pour la BGA où les légumineuses ne sont pas prises en compte), les déjections animales qui sont « normées » et donc non réactives au changement de pratiques et parfois plus faibles que les valeurs réellement observées, la production des cultures et plus particulièrement sur les cultures fourragères et les prairies qui sont très difficiles à observer. Aux échelles des territoires (régions, bassin versant, pays ...) Britz et al. (Britz et al., 2011) ont récapitulé les méthodologies proposées par l'OCDE, qui incluent des bases de données internationales (Britz and Leip, 2009). La fixation biologique est considérée égale à 75% de la biomasse récoltée pour les légumineuses à graines (Corpen, et à 5% de celle des prairies (de façon globale), sauf si des données plus précises sont disponibles dans les zones à forte présence de légumineuses. Le modèle Miterra (Velthof et al., 2009), s'appuie sur des bases de données sur les teneurs en N des cultures, et les niveaux de production peuvent être déduites de bases de données des réseaux économiques (CAPRI, RICA ...), ou des données de télédétection. En France, la balance globale azotée (BGA) a largement été utilisée pour les exploitations d'élevage notamment dans le cadre du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (Manneville et al., 2010) où son calcul était obligatoire et intégré au projet agronomique de l'exploitation. Son calcul souffre des limites de tout bilan sol-surface et recourt souvent à des valeurs forfaitaires.

- Dans les systèmes bovins, les limites de la BGA sont liées à 1) l'estimation des quantités de fourrages exportées, Ici la fiabilité des données pourrait être considérablement améliorée grâce aux progrès technologiques en matière de télédétection par exemple, et par la mutualisation des références locales acquises par divers partenaires (essais variétaux, fermes pilotes, réseaux de parcelles et d'exploitations dans les bassins versants sensibles....) ; 2) elles sont aussi liées au fait que les rejets des animaux sont normés ; et 3) que les ingestions de fourrages résultent d'une approche très globale et figée (ingestion de 5,1 t de MS/UGB). Ainsi, les entrées d'azote par les aliments concentrés -et leurs variations éventuelles- n'interviennent pas dans le calcul et la méthode est au final insensible aux changements de pratiques alimentaires des troupeaux. Un premier progrès pour améliorer la méthode reviendrait à bien connaître les caractéristiques des effluents épandus (teneur en azote au moins).
- Il y a une forte incertitude sur les effluents épandus, à la fois sur les volumes et sur les teneurs en azote, pas toujours analysées directement, la constitution d'un échantillon représentatif pour analyse étant par ailleurs délicate.

De façon plus large, proposer comme mode de régulation l'équilibre de la fertilisation suppose que les bilans de masse puissent être renseignés de façon très fiable. Les données nécessaires au calcul de la BGA sont principalement celles inscrites dans le cahier d'épandage (cultures et rendements réalisés, bordereaux d'échange d'effluents). Il reste que les données relatives aux animaux n'y sont pas obligatoirement renseignées même si dans les zones en contentieux (bassins algues vertes par exemple), la déclaration annuelle des flux d'azote permet de disposer des données nécessaires. La BGA est aussi parfois mise en œuvre avec des apports moyens en fertilisants et des exportations moyennes par les cultures ce qui peut s'avérer très imprécis. Il faut signaler que dans d'autres pays (NL, DK, B) l'ensemble des flux nécessaires aux différents calculs de bilans sont enregistrés et la réalisation des bilans sols (et exploitations) est un outil d'optimisation agronomique couramment utilisés, qui permet des progrès significatifs (voir section 8.3.4.5)

Les progrès de la modélisation sont indispensables pour quantifier certains flux internes et peu de travaux ont explorés l'incertitude liée à ces bilans (cf. section 8.7.3).

8.3.1.2. Le bilan sols-système

Le calcul des bilans sols –système : dans les bilans de masse, la fourniture d'azote par la minéralisation de l'humus du sol et les arrières effets d'apports organiques sont renseignés au moyen de références locales disponibles auprès des chambres d'agriculture et dans les outils de Plans Prévisionnels de Fertilisation (PPF). L'actualisation des références par le Comifer a confirmé la variabilité de ces postes et la difficulté de leur quantification, particulièrement sous les prairies qui occupent des sols très divers (Comifer, 2011). Les mesures directes de reliquats acquises dans des réseaux de parcelles et rassemblés en bases de références (locales et par années) permettent d'améliorer la qualité des bilans

8.3.1.3. Le bilan apparent à l'exploitation

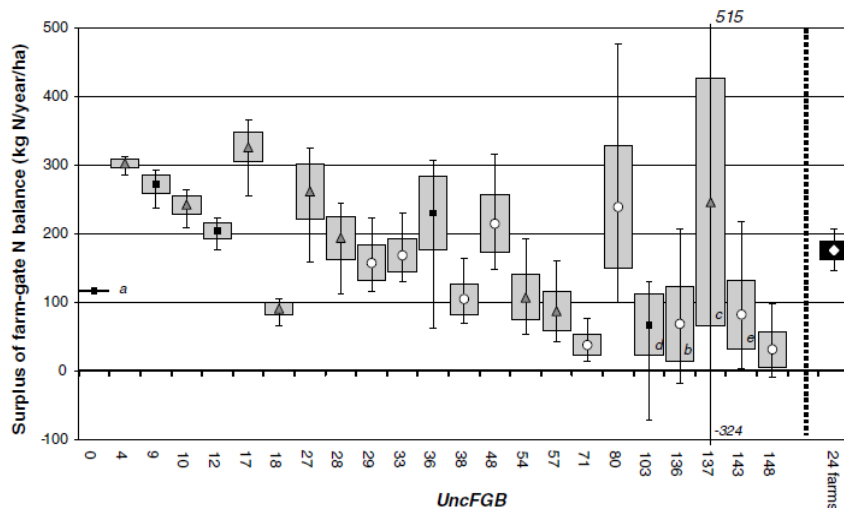
Ce bilan a largement été utilisé pour des exploitations d'élevage bovin, qui sont très divers et dont les performances sont très variables au sein d'un système (Le Gall et al., 2005). Les projets européens *Green Dairy* et maintenant *Dairyman* permettent une mutualisation des connaissances et fournissent des valeurs de références permettant d'établir un diagnostic. Le calcul de bilan apparent est intégré à des outils d'évaluation globale (IDEA (Vilain et al., 2008 ; Zahm et al., 2008), www.idea.porte.fr/82.0.html), ACV (Payraudeau et al., 2007), EDEN (van der Werf et al., 2009)). Ce bilan s'avère moins facile à interpréter pour les élevages hors-sols : le résultat du solde peut être rapporté à la SAU de l'exploitation ou à la SAU augmentée des surfaces du plan d'épandage (Jarvis et al., 2011). L'accès à de enregistrements fiables est alors indispensable. Les acteurs concernés par ces filières explorent plutôt des outils « atelier » dans le cadre de démarches de progrès.

Le calcul du bilan est lié à l'approche comptable de l'exploitation. Tandis que la BGA recourt à plusieurs valeurs forfaitaires ; le bilan apparent repose sur la situation réelle de l'exploitation ; les livres comptables complétés par les données de composition des produits achetés permettent notamment de calculer tous les postes « maitrisables » des bilans apparents. Les teneurs en azote des produits achetés sont le plus souvent disponibles. Le solde est alors sensible aux variations de toutes les entrées d'azote dans l'exploitation (aliments, fertilisants) et constitue un indicateur de suivi des évolutions de l'exploitation. Les données renseignées pour calculer le bilan apparent permettent par ailleurs de calculer quelques indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote, de gaspillage (Simon et al., 2000) et de les comparer à des valeurs de références pour des systèmes de production analogues.

Comme la BGA, le bilan « apparent » ne permet pas de prendre en compte la façon dont l'exploitant gère son système : mode d'utilisation des prairies, cultures intermédiaires pièges à nitrate (Cipan) ou sols nus en hiver, pailles enfouies ou exportées, gestion des effluents, etc., autant de postes qui feront la différence en termes d'émissions polluantes, malgré des bilans égaux. Le calcul est aussi sensible aux incertitudes/erreurs concernant les échanges d'effluents et la fixation symbiotique. Ce dernier point est illustré par le travail de Payraudeau et al. (Payraudeau et al., 2007). Ils ont analysé la sensibilité des calculs de bilans apparents aux entrées avec la méthodologie Monte Carlo (cf. section 8.7.3) appliquée aux échanges d'effluents et à la fixation symbiotique. Ce travail a montré la forte incertitude au niveau d'une ferme en cas d'import-exportations massives d'effluents, incertitude qui est fortement réduite à l'échelle du bassin versant lorsque l'on considère l'ensemble des fermes entre lesquelles ces échanges ont lieu (phénomènes de compensation) (Figure 8.10). L'incertitude liée à l'estimation de la fixation symbiotique a un réel impact sur le résultat du calcul pour les exploitations y ayant massivement recours. C'est le cas au Danemark où ce poste continue à faire l'objet d'investigation importantes car la production laitière, intensive, est basée sur des rotations rapides prairies graminées/légumineuses – cultures très productives grâce à l'importance de la fixation (Eriksen et al., 2004). C'est également le cas des systèmes biologiques dans toute l'Europe, mais leurs niveaux de production et de surplus par hectare sont souvent modérés et l'incertitude, grande en valeur relative, concerne des valeurs absolues faibles.

Le bilan apparent ne peut être calculé et interprété que pour des exploitations en fonctionnement stable, et les calculs n'ont pas de signification en année de changement de mode ou de systèmes de production. La réalisation des calculs ne peut se faire de façon fiable à partir du simple livre comptable sans une bonne connaissance des systèmes de production animales et une bonne compétence de l'utilisateur.

Figure 8.10 : Variabilité des surplus de bilans apparent à l'exploitation pour 23 fermes laitières (rond) ou porcines (triangles) classées par niveau d'incertitude croissante. Les boîtes représentent 95% des 50000 simulations Monte-Carlo et les moustaches indiquent les valeurs min et max des simulations. Les 5 fermes identifiées par des lettres sont : a : porc, FIX 0, EFF 0 ; b : lait, FIX ++, EFF 0 ; c : mixte porc-lait, FIX = 0, EFF ++ ; d : porc, FIX = 0, EFF ++ ; e : lait, FIX ++, EFF ++



L'accès aux données personnelles de l'exploitation peut poser des difficultés. Pourtant, sous réserve de la mise à disposition d'outils de calcul accompagné d'un protocole d'utilisation et d'un guide d'interprétation, ce bilan pourrait devenir aussi courant qu'un calcul de fertilisation. La mutualisation des bases de données permettrait d'établir et d'affiner les niveaux de références par type de systèmes et de mieux comprendre les déterminants pour guider le choix de pistes d'améliorations (cf. section 8.3.5)

Pour les conseillers, agronomes et utilisateurs en évaluation environnementale, le couplage avec des modèles de flux entre composantes de l'exploitation (modèles mécanistes, ACV, ...) est nécessaire pour améliorer les performances (diagnostic et aide à la décision) et prédire le devenir de l'azote excédentaire (sous ses différentes formes). En effet, le solde apports-exports renseigne 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 ainsi que les postes de stockage/déstockage éventuels en les comptabilisant en sorties ou entrées respectivement. Le solde porte sur les pertes potentielles + delta MO sol. Le calcul ne permet pas de répartir les flux d'azote entre ces différentes voies, sauf en utilisant des coefficients d'émissions tels ceux de l'ACV Eden (van der Werf et al., 2009) ou encore un modèle prédisant les pertes. Par ailleurs, une meilleure prise en compte des effets des systèmes de culture sur les statuts organique des sols permettrait de déterminer la part du stockage et des pertes dans le surplus, et donc de mieux évaluer la pression N de l'exploitation.

8.3.2. Utilisation et interprétation des bilans

Les principaux objectifs des calculs de bilans étaient d'identifier les processus dominants, d'étudier des interactions entre processus afin d'aider à l'amélioration des performances environnementales, d'estimer des pertes (indicateur de pression N sur l'environnement). Les bilans d'azote peuvent être réalisés pour réaliser un état des lieux, comparer des pratiques ou des systèmes de production, prédire un risque (Makowski et al., 2009). Ils peuvent aussi aider à la décision comme par exemple pour améliorer la gestion de l'azote à la parcelle ou à l'exploitation (DeXel⁵) ou sur un territoire. Ils interviennent aussi dans des évaluations de risques, sous réserve qu'un lien soit avéré entre excédent de bilan et pertes, dans des régulations (normes de réglementations environnementales), ou encore comme calcul intermédiaire utilisé dans des outils d'évaluation globale agro-environnementaux comme l'Analyse de cycle de vie (Payraudeau et al., 2007) ou en combinaison avec des indicateurs économiques (Dupraz et al., 2010 ; Leip et al., 2011). Le Tableau 8.3 récapitule les indications et limites des bilans N étudiés.

Tableau 8.3 : Indications et limites de 3 types de bilan de minéraux à l'exploitation / parcelle (Bilan apparent, bilans Corpen et BGA-Dexel, bilan de masse) (d'après (Vertès et al., 2010))

	Bilan apparent	Bilan Corpen	DEXEL	Bilan de masse
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) (cf. section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

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

*** références cultures disponibles

8.3.2.1. Qualité prédictive des bilans par rapport aux pollutions

Un bilan à l'équilibre ne veut pas dire absence de risque de pertes. Nombreux auteurs sont réservés sur les qualités prédictives des bilans apparents ou à la surface (de Ruijter et al., 2007 ; Lord et al., 2002 ; Oenema et al., 2005 ; ten Berge, 2002 ; Vertès et al., 2007). Plusieurs raisons peuvent être invoquées : l'imprécision concernant l'azote organique et la fixation symbiotique, l'hypothèse de stabilité des taux de MOS (Oenema et al., 2005) et surtout la variabilité interannuelle de la lixiviation du nitrate en fonction du niveau de la lame drainante et donc de la pluviométrie hivernale.

Si tous les bilans quantifient une pression azotée sur le milieu, des auteurs posent la question de la pertinence de l'indicateur surplus-azote pour évaluer les réels risques de pollution par l'azote (Topp et al., 2007). En fait, la relation entre surplus du bilan et N lixivié n'est pas étroite (Bockstaller et al., 2006; Simon et al., 2000). Il existe une tendance générale positive entre excédent de bilan et émissions polluantes surtout lorsque l'on considère des bilans en fort excès et une large gamme de variation des bilans. Ainsi un surplus de 300 kg N/ha génère plus de pertes que en excédent de 100 kg/ha. Langeveld et al. trouvent un coefficient de détermination de 54% entre les deux grandeurs pour des exploitations en majorité sur sols sableux (Langeveld et al., 2007). Une synthèse des données de dispositifs expérimentaux de l'ouest (F. Vertès et T. Morvan, non publié) a mis en évidence un coefficient de détermination de 65% entre excédent de bilans de masse parcellaires et lixiviation d'azote (mesurée). C'est à la fois rassurant puisqu'il y a un lien significatif de cause à effet entre excédent de bilans parcellaires et pertes par lixiviation et aussi inquiétant car malgré la qualité des données expérimentales, plus précises et fiables que celles elles que l'on peut acquérir dans les exploitations agricoles, la gamme de variation de la lixiviation (drainage entre 250 et plus de 500 mm) reste grande pour un même surplus N. En considérant un grand nombre de données un lien a pu être établi entre niveaux de bilan apparent et gammes de pertes par lixiviation en fonction des systèmes fourragers et niveau d'intensification de la production laitière par ha (Tableau 8.4). En revanche, pour les gammes de valeurs rencontrés sous les cultures aux fertilisations ajustées (surplus < 50 kg N/ha, e.g. dans les opérations Agri-Mieux, (Burtin, 2008), la relation est peu étroite et il peut être difficile d'établir un lien direct étroit entre surplus de bilan apparent et lixiviation d'azote, comme l'ont montré les auteurs cités au début de cette section. De même, Makowski et al. ont montré les limites de prédiction des reliquats et des pertes à partir de calculs de bilans N, simples ou complexes, à l'échelle de la parcelle (Makowski and Guichard, 2008).

Tableau 8.4 : Récapitulatif des performances environnementales dans des exploitations laitières (types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7 000 l/an, à complémentation équivalente) (d'après (Peyraud et al., 2009)).

Systèmes basés sur	Système maïs	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

Buczko et al. considèrent que le bilan azote est un indicateur pertinent des risques de lixiviation, non pas à l'échelle annuelle, mais sur un pas de temps de plusieurs années (Buczko et al., 2010). Cette variabilité interannuelle est difficile à étudier expérimentalement mais peut l'être par modélisation sur un pas de temps long à partir de séries climatiques. Une telle étude a été récemment réalisée avec le modèle MELODIE (Chardon, 2008) pour simuler sur 22 ans les performances de deux systèmes fourragers, l'un très herbager et l'autre utilisant beaucoup de maïs et pour chacun des systèmes tester 3 niveaux d'apport de concentré aux animaux (Figure 8.11). Les résultats montrent que le surplus des bilans à l'exploitation ainsi que le lessivage annuel total des nitrates varient plus en fonction de l'année que des modalités des systèmes, mais qu'en dépit de cette variabilité interannuelle, il reste une liaison globalement positive entre le surplus du bilan simulé par modélisation et la quantité d'azote lixiviée simulée, comme l'ont montré Le Gall et Cabaret (2002) (cité dans Le Gall et al. (Le Gall et al., 2005) à l'échelle de l'exploitation et Farruggia et al. à l'échelle des parcelles (Farruggia et al., 1997). Les progrès de la modélisation permettront de tester de façon fiable des scénarios alternatifs aux différentes échelles (exploitations et territoire), comme proposé par exemple par Chardon (Chardon, 2008) et Moreau et al. (Moreau et al., 2012) Au-delà du phénomène temporel, la qualité de la relation entre niveau du bilan et flux de lixiviation dépend aussi de la surface considérée. La relation entre un bilan sol-surface et la lixiviation des nitrates s'améliore par rapport à des comparaisons à la parcelle lorsque l'on considère la surface de l'exploitation agricole (de Ruijter et al., 2007).

Les seuls calculs de bilans sont donc insuffisants pour avérer un niveau de pertes vers l'eau ou l'air, que seule la modélisation peut prédire avec une certaine fiabilité.

8.3.2.2. Variabilité des postes pris en compte dans les bilans

Bien qu'un solde de bilan soit toujours la différence entre des entrées et des sorties, une variabilité certaine existe sur les postes pris en compte. Ces choix dépendent de l'objet du calcul de bilan et des objectifs de l'utilisateur, mais aussi des connaissances, moyens et données disponibles, ainsi que des contextes territoriaux. Une littérature assez large permet de passer en revue les différents types de bilans et postes pris en compte et montre la complexité des comparaisons entre résultats publiés (Bassanino et al., 2007 ; Le Gall et al., 2005 ; Leip et al., 2011 ; Oenema et al., 2003 ; Schröder et al., 2003; Topp et al., 2007). Le Tableau 8.5 récapitule des postes pris en compte et la façon de les évaluer pour l'ensemble de ces bilans. Si les principaux postes font consensus, la variabilité des points de vue, des connaissances et des données disponibles entre pays ou équipes s'exprime au travers des différentes options dont le Tableau 8.5 ne donne probablement pas une vision exhaustive.

Tableau 8.5. Paramètres pris en compte pour le calcul des bilans à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, ou dans le cadre des exploitations des Pays-Bas (Dutch mineral accounting system, MINAS). D'après (Oenema et al., 2003 ; Schröder et al., 2003) (partie droite) ; (Leip et al., 2011; Simon et al., 2000) (partie gauche)

	Parcelle	BGA	Land	ferme		Parcelle	Ferme	MINAS
entrées					Entrées			
Engrais	x	x	x	x	Engrais minéraux	x	x	x
Fixation symbiotique	x		x	x	Fixation biologique de N	x	x	x
Dépôts atmosphériques	x	x	x	(x)	Dépôt atmosphérique de N	x	x	
Aliments concentrés				x	Aliments achetés		x	x
Fourrages importés / litière				x	(Fourrages importés / litière)		(x)	(x)
Semences	x		x	x	Semences et autres intrants	x	x	x
Animaux achetés				x	Animaux achetés		x	x
Effluents importés				x	Déjections animales importées	x	x	x
Effluents épandus (dont pâturage)	x	x			Déjections animales de l'exploitation	x		
Effluents émis			x					
Résidus végétaux restant au sol	x	(x) ?	x					
Minéralisation sol et arrière effets apports organiques (bilan masse)	x				Minéralisation	x	x	x
					Sédimentation	x	x	x
sorties					Sorties			
cultures (ou fourrages) vendus				x	Produits végétaux exportés	x	x	x
cultures et herbe récoltés/ pâturée	x	x sauf lég.	x		Produits végétaux autoconsommés	x		
produits animaux/ animaux, viande effluents exportés			x	x	Produits animaux exportés		x	x
					Déjections animales exportées	x	x	x
					Pertes gaz (bâtiment, stockage, pâture)	x		x
					Pertes gazeuse à l'épandage	x		
changement MO sol	x				Immobilisation	x	x	
					Erosion	x	x	
Surplus					Surplus			
Pertes gazeuses (bâtiments, stockage)			x	(x)	Pertes gaz (bâtiment, stockage, pâture)		x	
Emissions gazeuses du sol	x	x	x	(x)	Pertes gazeuse à l'épandage		x	x
changement Norg sol		(x)	x	(x)	Accumulation / Diminution	x		x
Lixiviation nitrate	x	x	x	(x)	Lixiviation	x	x	x
					Dénitrification	x	x	x
					Correction / erreurs			x

Ce tableau fait apparaître des points communs et des divergences dans les postes pris en compte ;

- Les postes d'entrées / apports sont pour la plupart clairement identifiés de façon commune à tous les calculs de bilans : les entrées/apports de fertilisants minéraux et organiques, la fixation symbiotique (sans préjuger de la façon de l'estimer) et les apports de N par dépôts atmosphériques.
- Le devenir du surplus de bilan est traité de manière très différente selon les études. Le poste lixiviation est souvent bien identifié (intégré dans le surplus d'N pour les bilans apparents à l'exploitation) tandis que les pertes gazeuses sont plus ou moins subdivisées et prises en compte dans les sorties ou dans le surplus
- De même les postes qui concernent les flux internes au sol : minéralisation –immobilisation – stockage net, sont parfois mentionnés en entrée (bilan de masse) pour les sols et les exploitations, souvent négligés en faisant l'hypothèse d'une stabilité de la MOS. Les processus peuvent être globalisés (changement de statut organique des sols intégré dans le surplus d'azote) ou intégrés en entrée (minéralisation) et sorties (immobilisation).
- Certains postes sont mentionnés par peu d'auteurs : les entrées par sédimentation et les sorties par érosion (NL), le poste restitutions résidus de cultures, le poste « erreurs ».

Ces différences proviennent de l'importance des processus considérés dans le contexte de l'étude, l'accès aux données permettant de renseigner les postes, et la disponibilité et le choix d'utiliser des modèles de flux pour estimer des flux internes (sols en particulier). Les phénomènes de sédimentation / érosion, les dépôts atmosphériques par exemple peuvent avoir une importance quantitative très variable, qui les fait prendre en compte ou négliger. Les travaux menés à des échelles très larges (Europe à différents maillages, NUTS 1 à 3)⁶ intègrent les émissions gazeuses et dépôts atmosphériques cartographiés par différents auteurs (chapitre 1)

⁶ La Commission européenne a subdivisé les pays de l'Espace économique européen (l'Union européenne et les pays de l'Association européenne de libre-échange qui participent aussi à des programmes communs de développement) en régions appelées aussi « NUTS » (Nomenclature d'unités territoriales statistiques). Ces unités territoriales sont définies uniquement pour les besoins statistiques et ne constituent pas forcément des unités administratives officielles, mais souvent des groupements de ces unités administratives, en fonction de leur population résidente moyenne dans le pays correspondant :
 NUTS 1 : de 3 à 7 millions d'habitants en moyenne sur les unités territoriales statistiques de ce type dans le pays correspondant ;
 NUTS 2 : de 800 000 à 3 000 000 habitants ;
 NUTS 3 : de 150 000 à 800 000 habitants.

Voir http://fr.wikipedia.org/wiki/Nomenclature_d'unit%C3%A9s_territoriales_statistiques

8.3.2.3. Comparaison de résultats produits par différents bilans

Peu de publications permettent de comparer les résultats des différents calculs à l'échelle de l'exploitation. Nous retiendrons trois exemples du Tableau 8.6. Celui-ci récapitule les postes pris en compte et les résultats pour la ferme De Marke (NL) d'après Oenema (Oenema et al., 2003).

Tableau 8.6 : Postes pris en compte dans les différents calculs de bilans N et résultats sur la ferme laitière De Marke (en kg N/ha/an) d'après (Oenema et al., 2003).

	Exploitation	Sol-surface	Sol-système		Exploitation	Sol-surface	Sol-système
Engrais	74	74	74	Lait exporté	64		
Fixation symbiotique	8	8	8	Animaux	10		
Dépôts atmosphériques	49	49	49	Effluents	0		
Aliments	83			Effluents vendus	3		
Effluents importés	0			Mais et herbe récoltés		170	170
Animaux achetés	1			Herbe pâturée		89	89
Litière	5			Volatilisation (3 postes)			10
Effluents épandus		191	195	Dénitrification			42
Dépôt et bouses		49	53	Lixiviation			52
Recyclage végétaux morts		18	20	Immobilisation nette sol			40
				Total pertes			144
Total	220	389	399	Total	77	259	399
				Solde	143	130	-4

Le surplus le plus élevé est calculé avec le bilan apparent. Dans cet exemple la différence est assez faible entre bilans apparent et bilans sol-surface, ce qui s'explique à la fois par des exportations modérées (données mesurées) et une la gestion optimisée des épandages d'effluents qui permet de les valoriser au mieux et de minimiser les pertes (enfouissement). La modélisation des flux internes dans le bilan sols-système fournit la compartimentation des pertes sous les diverses formes et intègre l'immobilisation nette d'azote dans les sols, qui constitue 28% de l'excédent de bilan, à égalité avec la dénitrification. Cet exemple montre à la fois le travail nécessaire pour réaliser des bilans précis et interprétables, et l'importance d'intégrer le stockage/déstockage d'azote (carbone) organique dans les sols.

Bassanino et al. ont comparé le calcul d'un bilan apparent à l'exploitation et le calcul d'un bilan sol-surface pour 41 exploitations de la plaine du Pô en Italie (Bassanino et al., 2007). Ils mettent en évidence une assez bonne corrélation entre deux types de bilan ($R^2 = 0,78$), sachant que la pente de la droite est de 2,1, le bilan apparent étant donc largement supérieur au bilan sol-surface. Cette différence entre le bilan sol-surface et bilan apparent de l'exploitation est également bien illustrée à partir des cas types présentés dans la Figure 7.6 et repris dans le Tableau 8.7. Les écarts entre les bilans varient selon les types d'élevages laitiers mais sont plus importants pour les élevages de monogastriques, notamment parce que les entrées d'azote par les aliments sont en général importantes et qu'elles ne sont pas comptabilisées dans un bilan Sol-surface.

En production laitière, les soldes de bilans des exploitations laitières types françaises sont compris entre 50 et 85 kg, valeurs de références atteintes par les exploitations optimisées équivalentes des réseaux d'élevage. Les bilans des fermes laitières conventionnelles (non optimisées) sont plutôt compris entre 80 et 160 kg N excédent / ha SAU, ainsi que l'exemple de ferme anglaise proposé par Jarvis et al. (Jarvis et al., 2011). Les balances globales azotées (BGA, bilan sol) représentent 77 à 95% du bilan apparent.

En production porcine, lorsque l'élevage est lié au sol (porc + cultures) les excédents de bilans apparents sont modérés, autour de 120 kgN/ha, du même ordre de grandeur que ceux des élevages laitiers. Si le lien au sol est moindre, malgré le traitement d'un part importante du lisier l'excédent de bilan apparent s'accroît. Les BGA et les

bilans apparents restent très proches dans la situation danoise (et des BGA calculées dans les systèmes laitiers) du fait du fort lien au sol et de l'absence d'exportation d'effluents. Au fur et à mesure que ce lien diminue, le décalage entre les 2 types de bilans augmente rapidement : les pratiques d'épandages et de fertilisation sont les mêmes dans les 2 cas traités (Dourmad et al., 2010) mais les pertes gazeuses en bâtiments et au stockage, prises en compte dans le seul bilan apparent, n'apparaissent pas dans la BGA.

Tableau 8.7 : Bilan d'azote en kgN/haSAU/an pour des exploitations françaises types de production laitière et de production porcine (synthèse ESCo adaptée de Jarvis et al, 2011, détail chapitre 7, Figure 7.6).

Type d'exploitation		Bilan apparent	Bilan Sol- surface
LAIT + CEREALES (Bretagne) 80 ha SAU, 25 ha céréales, 82 UGB	Entrées	148	238
	Sorties	72	177
	Solde	76	61
LAIT (Franche Comté) 80 ha SAU, 100 % Prairies Permanentes, 80 UGB	Entrées	108	214
	Sorties	24	146
	Solde	84	68
LAIT BIO (Vosges) 160 ha SAU, 65 ha céréales, 107 UGB	Entrées	87	134
	Sorties	21	93
	Solde	46	41
PORC + CEREALES, (Bretagne) 84 ha SAU, 150 truies	Entrées	386	199
	Sorties	285	140
	Solde	121	59
PORC+CEREALES (Bretagne) 84 ha SAU, 400 truies, traitement de 60% des effluents	Entrées	952	199
	Sorties	730	140
	Solde	222	59

A l'échelle des 27 pays de l'union européenne, Leip et al. comparent les résultats des surplus d'azote calculés par les 3 méthodes bilans apparents exploitations, bilan sol et bilan territoire (méthode OCDE) avec des surplus d'azote systématiquement plus élevées pour les bilans apparent ferme et plus faibles pour les bilans sols (Leip et al., 2011). Les différences entre les 3 calculs apparaissent néanmoins assez faibles (moins de 5-7% d'écart entre bilans exploitation et territoire, de 10 à 30% entre bilans sols et territoire. On peut s'interroger sur l'effet de la maille de calcul : Velthof et al. ont appliqué le modèle de calcul MITERRA (voir chapitre 2) à différentes échelles (NUTS 1 à 3)⁶ ce qui pour des grands pays hétérogènes quant à leurs systèmes de production comme la France fait apparaître l'intérêt relatif de données moyennes sur le plan opérationnel de la réduction des pollutions N pour respecter la Directive cadre sur l'eau (Velthof et al., 2009).

Rappelons qu'un certain nombre de bonnes pratiques agricoles internes à l'exploitation, comme par exemple la bonne répartition des effluents sur la sole épandable, ou la couverture des sols en hiver, ne sont pas prise en compte dans le calcul de bilan apparent, ou pas garanties dans le calcul de la BGA. Les calculs de bilans constituent bien des indicateurs de résultats et de risque de pertes, mais ne peuvent être utilisés directement pour évaluer celles-ci.

Rappelons enfin que la prise en compte du stockage éventuel de N (et C) dans les sols est importante pour estimer la part du stockage (non polluant) dans le surplus de bilan, et affiner ainsi le risque de pertes directement polluantes. L'enjeu est particulièrement important pour les systèmes herbagers, où l'on voit le décalage entre bilans « classique » et bilans intégrant dépôts atmosphérique et stockage dans le sol, à l'aide d'un modèle simple basé sur la connaissance des assolements et rotations principales. Des travaux en cours dans le cadre de l'analyse du cycle de vie s'attachent à quantifier cette composante parmi plusieurs critères de qualité des sols.

8.3.2.1. Indicateurs dérivés du calcul des bilans

Un des intérêts majeurs d'un calcul du bilan à l'exploitation est sa valeur pédagogique pour l'exploitant afin de mieux comprendre le fonctionnement de son système. Des indicateurs dérivés permettent de renforcer le

diagnostic. Plusieurs auteurs ont ainsi défini des indices dérivés des calculs de bilans, afin d'évaluer l'efficacité d'utilisation de l'azote ou des indices de gaspillage, voire un indice de recyclage (Kobayashi et al., 2010). Les modes de calcul de ces indices peuvent différer entre les travaux.

Simon et al. ont proposé le calcul de 3 indicateurs de fonctionnement permettant d'acquérir des références sur des exploitations de même type et pouvoir les comparer, ce qui indique des marges de manœuvre et les principaux postes à améliorer (Simon et al., 2000).

Indice d'efficacité de l'azote, EFF = Somme des sorties N / Somme des entrées

Indice de conversion de l'azote en protéines alimentaires CVE = Somme des sorties utiles N / Somme des entrées

Un Indice de gaspillage de l'azote GAS = surplus N / Somme des sorties utiles N

Dans le tableau 8.8, les coefficients d'efficacité et de conversion des systèmes très spécialisés sont assez proches, légèrement inférieur en lait spécialisé herbager, et supérieur en lait + cultures. Les coefficients de gaspillage sont beaucoup plus faibles en exploitation porc culture qu'en lait, cet écart se réduisant lorsqu'on affine le bilan en intégrant l'azote stocké dans le sol (pas de stockage en rotations culturales, stockage en prairies de longue durée).

Finn a aussi proposé de calculer un coefficient de recyclage interne comme le ratio des flux internes rapporté aux flux totaux (internes + entrées externes) (Finn, 1980). Ce coefficient varie entre 1 lorsque le système fonctionne sans importation d'azote (engrais et aliments) et se rapproche de 0 si les flux internes sont faibles par rapport aux flux externes. De façon générale ce coefficient de recyclage est lié négativement au surplus de bilans N exploitations et positivement au coefficient d'efficacité d'utilisation global. Kobayashi et al. ont calculé ce coefficient pour différents systèmes et ont obtenu des valeurs variant de 0,10 à 0,43, valeur obtenue pour des systèmes en production biologique (Kobayashi et al., 2010).

Tableau 8.8 : Résultats des différents types de bilans pour des fermes « typiques », appliquant de bonnes pratiques agricoles, et correspondant aux différents systèmes de production (décrits plus en détail dans la partie II) ; calculs Esco à partir de la littérature.

Type de ferme :	Lait herbager UK	Lait – culture Bretagne	Lait herbager Franche comté	Lait Bio (Mirecourt)	Lait polyculture bio	Porc culture DK	Porc culture Bretagne	Porc cultures + traitement biologique
Calculs de bilans	Jarvis 2011	Delaby et al 2011		Fiorelli 2011		Jarvis 2011	Dourmad 2011	
Bilan apparent "classique"	150	73	85	55	51	125	121	231
Balance globale azotée (BGA)	128	64	67	53	39	97	68	68
BGA en % bilan apparent	85	88	79	95	77	78	56	29
Bilan apparent sans fixation	119	65	67	-14	-13			
BGA sans fixation	97	55	6	-16	-25			
Bilan apparent avec dépôt atmosphérique et stockage N sol	143	73	55	22	40	140	136	246
BGA avec dépôt atmosphérique et stockage N sol	121	64	37	20	29	102	83	83
* coefficient efficacité= sorties N / entrées N	0.27	0.48	0.22	0.24	0.28	0.56	0.69	0.76
**coefficient conversion= sorties utiles / entrées	0.27	0.48	0.22	0.21	0.28	0.56	0.69	0.50
coefficient gaspillage= excédent N / sorties utiles	2.68	1.01	3.60	3.69	2.54	0.78	0.46	0.49
coefficient gaspillage en intégrant dépôt atmosphérique et stockage N sol	2.34	0.73	2.33	1.49	2.02	0.88	0.51	0.52

* calculs d'après Simon et al, 2000 : sorties utiles = produits animaux et végétaux, sorties totales = sorties utiles + exportations d'effluents

** ce coeff proposé par Simon correspond au coefficient d'efficacité du système proposé par Dourmad et F. Aarts

8.3.3. Utilisation des bilans comme outil pour améliorer les pratiques d'élevage

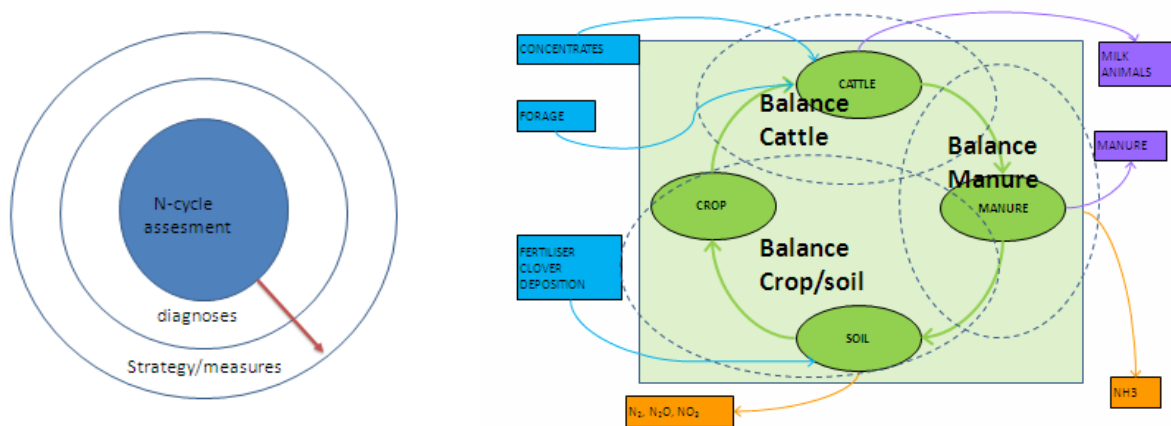
L'analyse des différents postes d'un bilan d'exploitation permet de préciser des voies d'amélioration de façon plus fine que le simple bilan apparent en pointant des maillons particulièrement peu efficaces au sein du système. Cette approche est d'autant plus facile à mettre en œuvre que le système est spécialisé et simple.

Kobayashi et al. ont ainsi réalisé des bilans apparents simplifiés en exploitation laitière expérimentale en comptabilisant des intrants (= engrais + aliments + litière) des sorties (= lait + veaux) et des bilans d'étape (Kobayashi et al., 2010). L'exploitation a été décomposée en 4 ateliers entre lesquels s'échangent des flux de matières azotées : l'atelier sol-plante qui produit les fourrages, l'atelier fourrages stockés, l'atelier des troupeaux-bâtiments (qui consomme les fourrages et produit lait, viande et déjections), et l'atelier des déjections stockées qui seront épandues. L'efficacité d'utilisation du N correspond pour chaque étape au rapport entre la quantité de N sortie et la quantité de N entrée, quelle que soit la forme des sorties. Les coefficients d'efficacité tournent ainsi autour de 60% pour les fourrages (entièrement récoltés) avec un coefficient de variation (CV) de 18%, 80% pour le stockage des fourrages (CV=32%), 84% pour l'étape animal -bâtiment (CV =2 %) (valeur qui tombe à 25% si l'on considère les seules sorties lait - veaux) et 45% pour l'étape stockage-épandage d'effluent vers le système sol/plante (CV=37%). Le coefficient global apparent (à l'exploitation) est de 25 % (CV = %) pour des niveaux d'excédent de bilan de 380 kg N par ha de SAU. Le défaut d'efficacité d'utilisation correspond aux pertes et/ou au stockage aux différentes étapes. On voit que l'efficacité globale correspond à celle de l'étape « animal », au travers de la faible valorisation de l'ingestion de protéines en produits animaux et de la faible variabilité affectant cette transformation.

8.3.3.1. L'expérience en cours aux Pays-Bas

Aux Pays-Bas, au printemps 2011, la filière lait (syndicat d'éleveur-LTO, industries de l'alimentation animale et des engrais, la coopérative de transformation du lait, les laboratoires d'analyse et le gouvernement national et l'université de Wageningen) a décidé de créer un indicateur annuel des cycles de l'azote et du phosphore de toutes les fermes laitières du pays (i.e. « *farm specific environmental score* ». L'objectif est d'encourager les éleveurs laitiers à améliorer leurs pratiques en récompensant les plus performants d'un point de vue environnemental, comparativement à des normes nationales. Plutôt que de raisonner sur des valeurs forfaitaires, des calculs sont effectués au niveau de chaque exploitation. La démarche consiste à réaliser un diagnostic précis du système d'élevage en s'intéressant séparément aux bilans N des 3 composantes du système : troupeaux, gestion des effluents et Sol-surface (Figure 8.11). Le bilan permet de rechercher des améliorations en fonction des sources d'inefficacité mises en évidence. Les motivations de la coopération laitière tiennent dans la garantie qui pourra être apportée aux consommateurs que le lait a été produit dans des conditions durables, résultant de critères environnementaux, à l'instar des critères sanitaires déjà en place. S'il n'y a pas respect de cette conditions environnementale, le prix payé au producteur serait diminué ou l'approvisionnement interrompu pour cette exploitation. De leur côté, les éleveurs préfèrent cet indicateur plutôt que d'autres mesures contraignantes prescrites pour réduire les pertes, car cette démarche est moins coûteuse et elle encourage l'amélioration des pratiques : l'indicateur fournissant des informations sur le fonctionnement de leur exploitation. La motivation principale du gouvernement tient dans sa volonté de coupler les paiements directs aux performances environnementales des exploitations, comme transposition des politiques européennes. Surtout, le gouvernement préfère donner aux éleveurs l'opportunité de trouver eux-mêmes les voies pour atteindre les objectifs environnementaux fixés plutôt que de prescrire des mesures a priori. Cette approche sera étendue aux autres filières animales. L'expérience intégrée à l'échelle de la filière a le mérite de la cohérence entre approche économique et environnementale pour faire évoluer progressivement les systèmes.

Figure 8.11 : les étapes pour réduire les pertes d'azote dans une ferme laitière. A partir de l'évaluation du cycle de l'azote en fonction des intrants et des produits, déclinés selon 3 bilans : le bilan « troupeau », le bilan « effluents » et le bilan « culture ».



Le Bilan « troupeaux » (« BEX » (Bedrijfseigen Excretie = données d'excrétion de l'exploitation) intègre les fourrages produits sur l'exploitation et les aliments achetés en entrée de bilan et les ventes de lait et d'animaux comme sorties. L'excrétion d'azote et de phosphore (dans les lisiers) correspond au surplus du bilan. La consommation d'aliments est estimée à partir des besoins énergétiques des troupeaux majorés de 2%. Les aliments produits sur l'exploitation sont estimés par différence entre les besoins et l'énergie des aliments achetés. Si le bilan de l'exploitation est inférieur aux références d'excrétion nationales, le gouvernement accepte le BEX ce qui peut être intéressant pour l'éleveur car cela réduit ses coûts d'exportation du surplus d'effluents. Pour estimer les gains possibles en termes d'achats de N à l'extérieur, il est nécessaire de connaître la teneur en N de la ration annuelle. L'objectif est d'atteindre 15% (N x 6.25) de la matière sèche (mais cela dépend des caractéristiques de l'exploitation). En commençant à utiliser le « BEX » beaucoup d'éleveurs ont pris conscience que les apports en protéines étaient supérieurs aux besoins des animaux. Ces protéines ayant un coût, les éleveurs peuvent ainsi revoir à la baisse leurs achats de protéines (première mesure). En 2010, environ 40% des 17 000 exploitations laitières hollandaises utilisait ce calcul. L'objectif est que la majorité des éleveurs utilisent le BEX d'ici 2015. Récemment, le syndicat des exploitants hollandais et l'industrie de l'alimentation du bétail ont proposé au gouvernement de réduire les consommations de P afin d'éviter tout gaspillage et faire baisser le surplus national. Le BEX sera également utilisé pour calculer et contrôler les flux de P.

Le bilan « effluents » considère en entrée l'excrétion par les animaux, qui était la sortie du BEX, à laquelle on ajoute les importations de fertilisants organiques et minéraux pour calculer la volatilisation sur l'ensemble. Les produits correspondent aux ventes de lisiers et aux quantités épandues sur les champs après soustraction des pertes par volatilisation de l'ammoniac dans les bâtiments, durant le stockage des effluents et au pâturage. Ainsi la volatilisation d'ammoniac est le solde ou surplus de ce bilan « effluents ». Le calcul de volatilisation de l'ammoniac prend en compte les caractéristiques des rations, des types de bâtiments et d'ouvrage de stockage, des périodes de pâturage, les quantités épandues (et modes d'épandage) sur les prairies et cultures annuelles et enfin les quantités et les types d'engrais minéraux apportés. En 2010, le bilan « effluent » a été utilisé par 100 fermes pilotes mais leur nombre devrait s'accroître si le calcul des émissions devient obligatoire. L'estimation des pertes par volatilisation repose actuellement sur des références nationales, non adaptées au cas spécifique de chaque exploitation. Le bilan « effluent » réel aiderait les éleveurs à choisir et mettre en œuvre les solutions les moins onéreuses et les plus adaptées à leur situation propre : par exemple, les investissements dans des bâtiments sont pour beaucoup de fermes très coûteux et moins efficaces comparés à un changement dans les pratiques d'alimentation. Éviter les pertes par volatilisation est aussi vu comme un bon moyen de réduire les besoins en achat d'engrais minéral.

Le bilan « sol-surface » considère les fertilisants organiques et minéraux comme des entrées après avoir enlevé les pertes ammoniacales. Les dépôts atmosphériques sont des entrées estimées à partir des données régionales. Les entrées par fixation symbiotique dépendent de la proportion de trèfle mais sont négligeables pour la majorité des exploitations. Les sorties correspondent aux exportations d'azote par les cultures et à la

consommation d'herbe pâturée ou récoltée sous la forme d'ensilage. Le solde du bilan « cultures-sol » est partagé entre N_2 , N_2O et NO_3 en fonction du type de sol, de l'hydrologie et de la proportion de prairie dans la sole, mais l'accumulation d'azote organique n'est pas prise en compte. En 2010 ce bilan a été testé sur 16 exploitations pilotes et il est maintenant disponible pour l'ensemble des éleveurs. Comme la plupart des éleveurs n'est pas sensibilisée aujourd'hui aux rendements des prairies et du maïs ensilage, ni à l'efficacité de la fertilisation azotée, l'idée est que la réalisation de ce bilan sera le point de départ d'une démarche d'amélioration. Une discussion est actuellement engagée pour remplacer les normes actuelles de fertilisation qui sont une moyenne nationale par des données plus précises issues du calcul de ce bilan.

Accès aux données : Les données sont déjà centralisées dans une base nationale pour 90% des élevages laitiers, ce qui permet à chaque exploitation de se comparer aux autres, d'acquérir des références nationales de plus en plus précises et de faire évoluer à terme les normes. La base est alimentée par les différents acteurs et gérée par l'organisation des producteurs de lait. Au début, cette base de données visait l'amélioration génétique des troupeaux, d'où son nom (Cooperatieve RundveeVerbetering = coopérative d'amélioration des troupeaux) mais aujourd'hui y sont enregistrées tous les achats et ventes, les analyses de sols, les types de bâtiments et les différentes cultures. Cette base de données est connectée avec les industries concernées, les laboratoires de recherche et les autorités publiques, et fournit les données nécessaires aux calculs des bilans. Ainsi, l'administration ne consacre pas beaucoup de temps à acquérir les informations et le risque d'erreur est minimisé. De plus, les résultats des bilans peuvent facilement (automatiquement) être vérifiés par des organes publics de contrôle.

8.4. Indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation des nitrates

Cette section présente les indicateurs permettant d'estimer les pertes d'azote depuis le système étudié au-delà du calcul des surplus de bilans. Les systèmes concernent ici la parcelle agricole qui s'arrête au niveau de la limite d'enracinement, du volume directement au-dessus du couvert ou des limites latérales, et les bâtiments d'élevage. Ces indicateurs reposent, soit sur des mesures de terrain soit sur une modélisation opérationnelle ou plus complexe. Dans tous les cas, ces indicateurs intègrent différents processus en combinant des variables de différentes natures, pratiques agricoles, sols, climats.

Au plus simple, l'indicateur peut être présenté sous forme de coefficient d'émission qui repose sur des connaissances, observations et mesures ayant intégré des processus arrivant aux pertes observés vers l'extérieur du système. Le coefficient d'émission donne alors une valeur d'effet reliée à une variable d'entrée unique, généralement la quantité d'intrant. Une majorité d'indicateurs entrent dans la catégorie des indicateurs opérationnels. Ceux revus par Buczko et Kuchenbuch portent au niveau des émissions, bien que certains indicateurs aillent jusqu'à l'estimation des quantités atteignant les masses d'eau (Buczko and Kuchenbuch, 2010). Nous ferons un rapide point sur les approches reposant sur la modélisation et traiteront aussi des indicateurs mesurés.

8.4.1. Facteurs d'émission de l'ammoniac et de N_2O au niveau des bâtiments et de la gestion des effluents

Le devenir de l'azote au niveau des bâtiments d'élevage et durant le stockage des effluents pose des problèmes de pollution ponctuelle de pertes d'azote vers les eaux, et surtout d'émissions gazeuses traitées par des coefficients d'émission. Les facteurs d'émission (FE) sont surtout utilisés pour les émissions gazeuses, notamment de NH_3 et N_2O . Ils sont en général déterminés à partir de sommaire de résultats expérimentaux. Il s'agit donc d'un outil empirique dont la précision des estimés n'a été mesurée que pour les conditions sous lesquelles les données expérimentales ont été obtenues ce qui peut limiter leur pertinence lorsqu'ils sont utilisés dans d'autres situations que celles sur lesquelles ils ont été calés. De nombreuses publications et revues sont disponibles sur le sujet (Bouwman, 1996 ; Bouwman et al., 2002a ; 2002b ; Freibauer and Kaltschmitt, 2000 ; Harrison and Webb, 2001 ; Sutton et al., 2011b).

8.4.1.1. Propositions de l'IPCC

Le Tableau 8.9 rassemble les facteurs d'émission des différentes sources d'azote proposés par le GIEC pour les différentes filières de gestion des effluents d'élevage et espèces animales. Le tableau illustre aussi la très forte variabilité autour de la valeur moyenne et montre bien que la plus grande partie des pertes est liée à la volatilisation de l'ammoniac. L'état des connaissances sur les facteurs affectant les émissions de NH₃ et N₂O a été analysé dans les chapitres 1 et 6.

Tableau 8.8 : Valeur par défaut des pertes gazeuses d'azote par volatilisation d'ammoniac et totales pour différentes filières de gestion des effluents (GIEC, 2006, Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC/OECD/IEA/IGES, Vol. 4, Agriculture, Forestry and other land use. Chapter 10. Emissions from livestock and manure management. <http://www.ipcc-ngqip.iges.or.jp/public/2006ql/ppd.htm>)

		Volatilisation de N-NH ₃ et N-Nox (%)	Pertes totales* (%)
Pig	Anaerobic lagoon	40 (25 -75)	78 (55-99)
	Pit storage	25 (15-30)	25 (15-30)
	Deep Bedding	40 (10-60)	50 (10-60)
	Solid storage	48 (15-60)	48 (15 -60)
Dairy cows	Anaerobic lagoon	35 (20-80)	77 (55-99)
	Liquid slurry	40 (15-45)	40 (15-45)
	Pit storage	28 (10-40)	28 (10-40)
	Dry lot	20 (10-35)	30 (10-35)
	Solid storage	30 (10-40)	40 (10-65)
	Daily spread	7 (5-60)	22 (15-60)
Poultry	Poultry without litter	55 (40-70)	55 (40-70)
	Anaerobic lagoon	40 (25-75)	77 (50-99)
	Poultry with litter	40 (10-60)	50 (20-80)
Autres bovins	Dry lot	30 (20-50)	40 (20-50)
	Solid storage	45 (10-65)	50 (20-70)
	Deep Bedding	30 (20-40)	40 (10-50)

*: NH₃+NO_x+N₂O + N₂ + lessivage

Pour les émissions de NH₃, Sommer et al. concluent que des approches empiriques ne suffisent pas et que des approches plus mécanistiques sont nécessaires (Sommer and Hutchings, 2001) tandis que Sheppard et al. plaident pour une poursuite des travaux sur la compréhension des déterminants des FE pour NH₃ (Sheppard et al., 2007).

Pour les émissions de N₂O, l'IPCC a proposé deux « rangs » de détermination des coefficients d'émission. Le rang 1 porte sur un coefficient unique. Sa détermination pour les émissions liées au sol est basée en grande partie sur l'étude de Bouwman et al. qui estiment que 1% de l'azote apporté au sol, sera émis sous forme de N₂O (Bouwman et al., 2002a). Le facteur d'émission du GIEC exprime le taux moyen d'émission observé dans une grande partie des études publiées avant 2001, sans distinctions entre les formes de l'azote (organiques et minérales), les types de sol ou de culture, les régions géographiques et le climat. Bien que sa valeur ait été confirmée dans plusieurs études, il a été démontré que son utilisation peut entraîner d'importants biais dans plusieurs situations (Rochette et al., 2008). En effet, la grande majorité des études utilisées par Bouwman et al. ont été obtenues sous des conditions relativement fraîches et humides (est canadien, Royaume-Uni, Centre

ouest de l'Europe) et il est possible que le FE de rang 1 du GIEC surestime les émissions lorsque utilisé dans des situations plus sèches (Bouwman et al., 2002a). Des études menées en climat méditerranéen (Meijide et al., 2009) et dans les Prairies canadiennes (Malhi et al., 2010) sont en accord avec cette hypothèse. Le rang 2 correspond à la détermination de FE spécifiques à la région (ou pays) où les estimés sont désirés. On a ainsi montré que les valeurs de FE peuvent varier de 0,16 à 1,7 % au Canada en fonction de l'aridité du climat et de la texture des sols (Rochette et al., 2008). Ces FE, dits de rang 2, sont considérés plus précis que ceux de rang 1 car exprimant plus fidèlement l'effet des pratiques agricoles et des conditions locales de sol et de climat sur les émissions de N₂O. Pour les émissions résultant de l'application d'effluents d'élevage, un effort de représentation de ces conditions mais aussi du type de gestion des effluents doit être fait pour que les estimés soient réalistes (Sommer et al., 2009). En raison de la grande variabilité spatiale et temporelle des émissions, cette option nécessite cependant de nombreux résultats expérimentaux couvrant un large spectre d'émissions afin d'obtenir un FE robuste. Le nombre limité d'études portant sur les émissions de N₂O suivant l'application d'effluents d'élevage (Chadwick et al., 2000; Dambreville et al., 2008 ; Laville et al., 2011) ne permet pas la détermination de FE de rang 2 en France.

8.4.1.2. Autres propositions

A l'instar d'I_N dans la méthode INDIGO®, Peigné a développé une méthode d'évaluation basée sur un modèle opérationnel évaluant toutes les émissions gazeuses liées à la gestion de l'azote sur les exploitations agricoles depuis les bâtiments jusqu'au champ, en développant des coefficients d'émissions sensibles aux pratiques des agriculteurs (Peigné, 2003). Ainsi pour chaque atelier d'élevage, le modèle calcule à partir d'une compilation de valeurs issues de la bibliographie des émissions de NH₃ et N₂O (auxquelles s'ajoute le CH₄) en fonction des animaux, de leur âge, du type de bâtiment (stabulation libre, entravée), du mode de stockage et des quantités d'effluent stockés, etc, et dans un second temps des doses et du mode d'épandage des effluents. Les sorties de ce modèle sont ensuite transformées en valeurs d'indicateur. Une application de cet indicateur a été la comparaison des émissions de différents types de compostages (Peigné and Girardin, 2004) et de gestion des effluents (Peigné et al., 2004).

Pour les pollutions ponctuelles, Berzina et al. ont eu recours à une analyse multivariée (par classification) pour identifier des facteurs impliqués dans la dégradation de l'eau par transfert de nutriment vers les eaux depuis les bâtiments (Berzina et al., 2009). Ces auteurs sont partis d'un jeu de données, en l'occurrence sur un bassin versant, pour développer un modèle empirique faisant fonction d'indicateurs, comme préconisé par Nardo et al. pour l'agrégation de variables dans la construction d'un indicateur composite (Nardo et al., 2005). Se pose la question comme pour tous les modèles empiriques de l'extrapolation du modèle à d'autres bassins versants et situations.

8.4.2. Indicateurs prédictifs au champ

Ces indicateurs sont plus élaborés que les facteurs d'émission et ils concernent plus particulièrement les pertes par lixiviation des nitrates. Buczko et Kuchenbuch ont analysé une quinzaine d'indicateurs qui entrent dans cette catégorie. Plusieurs ont été développés dans un contexte étranger, notamment aux USA et sont très liés au contexte (Buczko and Kuchenbuch, 2010). D'autres auteurs ont également fait des propositions. Nous ne citerons que des approches qui pourraient être appliquées au contexte français voire développées en France. Certains indicateurs visent à anticiper les risques de fuites à partir d'une analyse quantitative des pratiques et d'autres s'intéressent à l'état du système à un moment donné pour anticiper les risques.

Parmi les indicateurs liés aux pratiques il faut citer :

- L'indicateur « concentration potentielle en nitrate dans les eaux de drainage » développé en Allemagne Bach 1987 (Buczko and Kuchenbuch, 2010). Il repose sur le calcul d'un solde azoté à la surface (cf. section 8.3.1.1) divisé par la quantité d'eau drainée. Cet indicateur repose sur les hypothèses que la minéralisation et la réorganisation de l'azote se compensent en régime d'équilibre et que le surplus calculé est entièrement sujet au lessivage. Cet indicateur a fait l'objet d'amélioration dans la méthode Stoffbilanz et a été utilisé pour une modélisation des concentrations de nitrates en plaine du Rhin (projet MoNit, (LUBW, 2006)). D'autres indicateurs revus par reposent sur une approche similaire croisant bilan et données pédoclimatiques, IROWC-N (Canada), ALRP index (USA) et le Norway N Index (Norvège) qui ne traite pas juste de l'azote dissout mais aussi particulaire.

- L'approche qualitative MERLIN (Aveline et al., 2009) prenant en compte trois sous-composantes exprimés sous forme de score : EQUIF (1 à 6) : écart entre les apports et les besoins de la culture, SENSIB (1 à 3) : sensibilité du sol au lessivage, IC (1 à 3) donnant l'aptitude du couvert suivant la culture à absorber l'azote. Ces trois sous-indicateurs sont croisés dans un tableau de contingence. MERLIN ne traite donc que du lessivage des nitrates et est paramétré pour la région du Poitou-Charentes principalement et les régions Centre et Haute Normandie (Attoumani, 2008).
- L'approche de Lewis repose sur des équations prenant en compte le surplus de fertilisation et donne une estimation de la lixiviation en fonction de la culture et du type de sol (Lewis et al., 1999). Le surplus de fertilisation est calculé par la différence entre la dose totale et la dose recommandée par des tables de calcul officielles en UK. La quantité d'azote lixiviée est calculée à partir de règle de décision comme par exemples : 50 % du surplus est en général susceptible d'être lixivié, avec une valeur pouvant monter à 80 % en grandes cultures. En situation d'équilibre de la fertilisation ou de sous-fertilisation, des quantités significatives d'azote peuvent être lessivées en grandes culture, en fonction de l'historique de la parcelle, des pratiques et du climat. Ce corps de règles va déterminer des coefficients du modèle.
- L'approche développée à l'Agroscope de Zurich pour l'Analyse de cycle de vie (Richner et al., 2006) reposant sur un calcul d'un bilan ou solde mensuel.
- L'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO® (Bockstaller and Girardin, 2006 ; Bockstaller et al., 1997 ; Bockstaller et al., 2009) développé à l'Inra de Colmar. Il porte sur la gestion de l'azote au champ cultivé (Bockstaller et al., 2008b) ou prairie (Pervanchon et al., 2005) (voir encadré infra).
- L'approche AzoPât pour parcelles pâturées qui estime les flux d'azote sous prairies de fauche ou pâturée au moyen de coefficient et de relation simples, prenant en compte l'absorption d'azote totale par le couvert en fonction de la production (et non juste l'azote exporté comme dans un bilan) et les différentes sources d'azote et les différents sources de pertes (Decau et al., 1997).
- Enfin à l'échelle de la parcelle et du bassin versant, il convient de citer une nouvelle approche, Territ'eau, développée en Bretagne et en cours de test en Lorraine aussi (Gascuel-Oudoux et al., 2010a). Au niveau parcellaire, un calcul assez semblable à I_N d'INDIGO® est mis en œuvre mais en prenant des valeurs moyenne de lixiviation sur la succession et un calcul de bilan sur la période de l'interculture, présenté de façon détaillé dans cet article (Gascuel-Oudoux et al., 2010b). A ceci s'ajoute une estimation des pertes d'azote en cas de sur-fertilisation comme dans I_N . Dans un second temps, la prise en compte des caractéristique du bassin (zone de dilution, zone tampon de dénitrification) sont pris en compte pour estimer les pertes à l'échelle du bassin versant.

8.4.1. Indicateurs prédictifs issus de modèles

De très nombreux modèles existent. Cannavo et al. ont rassemblé 62 modèles quantitatifs dans leur revue de la littérature, qui pour la plupart approchent les phénomènes en dynamique (Cannavo et al., 2008). C'est en particulier le cas de certains modèles de culture, comme STICS (Brisson et al., 2003), le modèle développé par les équipes Inra, des modèles plutôt basés sur le sol, DAISY (Hansen et al., 1991), MINERVA (Richter et al., 1998), des modèles d'émissions gazeuses DAYCENT (Del Grosso et al., 2000), DNDC (Brown et al., 2004; Li, 2000), NOE (Hénault et al., 2005) ou encore de volatilisation NH_3 VOLT'AIR (Génermont and Cellier, 1997). D'autres modèles sont plus statiques mais avec des visées opérationnelles plus directes comme I_N , l'indicateur azote d'INDIGO® (Bockstaller et al., 2008b ; Pervanchon et al., 2005), MANNER, un modèle d'estimation du lessivage d'azote et de la volatilisation de NH_3 (Chambers et al., 1999) ainsi qu'un logiciel de calcul de la fertilisation AZOFERT (Dubrulle et al., 2004).

Les approches par modélisation souffrent encore de nombreuses limites. Dans l'ensemble peu de modèles prennent en compte tous les processus, la fixation symbiotique étant le processus le moins traité. Les modèles travaillent généralement au niveau de la parcelle (51 sur 62) et seulement 9 % d'entre eux traitent des prairies et 13 % des légumineuses. Les modèles intégrant au mieux de nombreux processus ne sont pas forcément plus performants que des approches plus empiriques. Enfin, dans la plupart des cas, la mise en œuvre de ces modèles pose des problèmes de faisabilité car ils réclament de nombreuses données d'entrées et de paramétrage, notamment à des échelles territoriales. Des exceptions existent avec des projets lourds où un grand effort est fait pour l'acquisition de données (e.g. STICS en France (Billen et al., 2009), DAISY au

Danemark (Kronvang et al., 2008)). Plus récemment a été lancé par des équipes Inra avec les Instituts Techniques le développement d'un modèle plus opérationnel basé sur une interface conviviale Syst'N⁷

L'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO®

L'indicateur azote I_N est un des huit indicateurs de la méthode INDIGO® (Bockstaller and Girardin, 2006; Bockstaller et al., 1997 ; Bockstaller et al., 2009) développé à l'Inra de Colmar.

L'indicateur I_N développé pour grandes cultures (Bockstaller et al., 2008b) et prairie (Pervanchon et al., 2005) repose sur un modèle opérationnel résumé sur la Figure 8.12 qui estime émissions gazeuses (NH₃ et N₂O) via des coefficients d'émissions pondérés par des facteurs prenant en compte le type de sol, le travail du sol, le type et mode d'apport de l'engrais (incorporation). Il estime les risques de lixiviation pendant les 2 principales phases du cycle cultural,

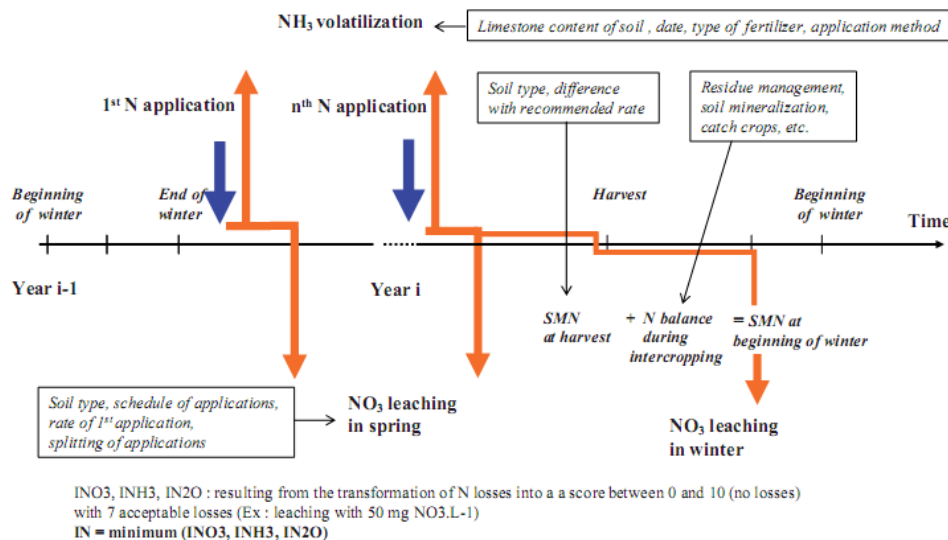
a) sous la culture après apport d'azote via la dose pondérée coefficient de lixiviation fonction du sol, climat et date d'apport,

b) après la culture avant l'hiver à l'aide d'un bilan d'azote minéral « partiel » sur la période post-récolte, de la récolte jusqu'au début la période de drainage supposée coïncider avec le début de l'hiver. Il s'agit en fait d'un bilan d'azote minéral sol-système (cf. Figure 8.5) sur une période à risque comme préconisé par Lord (Lord et al., 2002). Ce bilan, prenant en compte la minéralisation ou la réorganisation de l'azote des résidus de culture, la minéralisation de la matière organique, l'azote absorbé par la culture suivante ou une Cipan, estime les quantités potentiellement lixiviables durant la période de drainage. Cette quantité sera multipliée par un coefficient de lessivage.

Dans les deux cas, après apport et durant la phase de drainage, les coefficients de lixiviation sont obtenus à partir de l'équation de Burns classiquement utilisée en France (Laurent and Castillon, 1987 ; Party et al., 1999). Dans ce cas, il faut un bilan hydrique sur la précipitation (précipitations – ETP) tels qu'on en trouve dans les guides des sols ARAA ou d'autres sources, ainsi que la profondeur d'enracinement et la texture du profil.

Les quantités exprimées en kg/ha sont ensuite transformées en note selon l'échelle d'INDIGO®, entre 0 (pertes inacceptables) et 10 (perte nulle). La valeur recommandée 7 sur l'échelle d'INDIGO® correspondra aux pertes d'azote maximales acceptables : quantité d'azote lixiviée entraînant une concentration moyenne de 50 mg NO₃/L, 20 kg NH₃-N de volatilisé tiré de valeurs sur les *critical loads* (Bobbink et al., 1996).

Figure 8.12 : Vue d'ensemble de l'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO (Bockstaller et al., 2008b)



⁷http://www.rennes.inra.fr/umrsas/faits_marquants/2009/syst_n_un_outil_de_diagnostic_environmental_pour_l_azote

8.4.1.1. Emissions de N₂O

Pour les émissions de N₂O à partir des sols agricoles, plusieurs modèles mathématiques ont été développés. S'ils proposent tous de déterminer le N₂O émis comme un produit ou sous-produit de la nitrification et de la dénitrification, ils présentent des niveaux de complexité différents. Les modèles les plus utilisés sont DAYCENT (Del Grosso et al., 2000) et DNDC (Brown et al., 2004; Li, 2000), dont une version a été adaptée aux conditions européennes. En France, plusieurs modèles ont été développés pour les systèmes de grandes cultures (CERES-EGC (Gabrielle et al., 2006) et NOE (Hénault et al., 2005)) et de pâturage (PaSiM (Vuichard et al., 2007)). Ces modèles visent à prédire les processus décrivant les cycles biochimiques du carbone et de l'azote dans la biosphère en lien avec les pratiques agricoles. Les taux de nitrification et de dénitrification sont déterminés par la concentration des substrats et les conditions physiques et chimiques du sol.

L'approche mécaniste de ces modèles leur permet de mieux tenir compte des conditions locales du milieu sur la production du N₂O. Cependant, ils ne peuvent inclure l'effet de toutes les interactions entre les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui déterminent les émissions de N₂O et recourent donc à plusieurs coefficients empiriques pour l'estimation du N₂O. Leur utilisation pour les situations où du fumier est ajouté au sol a rarement été testée et leurs prédictions pour ces situations sont particulièrement incertaines. Si beaucoup de ces travaux de modélisation ont été réalisés à la parcelle, d'autres sont allés à l'exploitation (Janzen et al., 2006; Rotz and Oenema, 2006). Par ailleurs, des tentatives de démarche intégrée depuis la parcelle jusqu'à l'Europe ont été menées, (van Groenigen et al., 2008). Dans le projet Seamless⁸ plutôt centrées sur les cultures, une telle approche a été tentée sur la problématique nitrates (Ewert et al., 2009; van Ittersum et al., 2008).

8.4.1.2. Modèles de fonctionnement de l'exploitation

Différents travaux de modélisation proposent de caractériser les flux d'azote et les impacts environnementaux des exploitations d'élevage (éventuellement après couplage à de l'ACV). Toutefois, les modèles qui représentent l'exploitation agricole dans sa globalité sont encore relativement rares. Schils et al. ont comparé 4 modèles estimant les émissions de gaz à effet de serre dont le N₂O au niveau du système de l'exploitation agricole, modèles qui ne donnent pas juste des émissions pour les principaux postes en fonction des pratiques mais qui simulent le système, l'évolution du troupeau, la croissance de l'herbe et les flux de N, de C etc. entre les différents postes (Schils et al., 2007). Les auteurs ont pu montrer l'intérêt de ces modèles pour simuler des techniques alternatives visant à réduire les émissions tels la méthanisation, la gestion des jours de pâturage, le changement de système fourrager, etc. Dans tous les cas, ils ont pu montrer une relation étroite entre les calculs de surplus et les émissions, ceci pour une gamme d'excédent entre + 100 kg N/ha et 300 kg/ha. Les auteurs relèvent que seuls 2 modèles tiennent compte de ce qui se passe en amont de l'exploitation dans le sens d'une analyse de cycle de vie (cf. section 8.6.1.), et aucun de l'aval.

A cette famille de modèle, on peut aussi ajouter le simulateur MELODIE (Modélisation des Élevages en Langage Objet pour la Détermination de leurs Impacts Environnementaux) (Chardon et al., 2007; Faverdin et al., 2011) qui est bâti sur une architecture générique originale faisant interagir un modèle simulant le pilotage et un modèle simulant les processus biotechnique dont les émissions d'azotes (Faverdin et al., 2011). Il a été développé pour évaluer l'impact environnemental de stratégies de production pour des fermes associant cultures et production laitière et porcine. Il s'agit d'un modèle de recherche et non pas d'un système d'aide à la décision pour la conduite d'exploitation. Grâce à la simulation dynamique des flux d'éléments au sein de la ferme, il est possible d'étudier à la fois l'hétérogénéité spatiale et temporelle des risques environnementaux. Grâce à l'association d'un modèle biotechnique et d'un modèle de décision, MELODIE rend possible des évaluations multicritères de l'impact de stratégies de production. Il fournit ainsi le cadre pour une expérimentation virtuelle sur les systèmes de production animale, et pourrait être étendu pour prendre en compte d'autres dimensions que les flux d'éléments

Le modèle dynamique, GAMEDE (Global Activity Model for Evaluating the sustainability of Dairy Enterprises) a été conçu pour les élevages laitiers d'outre-mer (Vayssieres et al., 2009). GAMEDE représente les actions de conduite d'une exploitation bovine laitière complète et les flux de matières générés au sein de l'exploitation et avec l'environnement. Il articule un système décisionnel (qui simule la réalisation de 19 opérations de conduite) à un système biophysique complexe constitué de six modules. Il s'agit d'une représentation dynamique, à un pas

⁸ <http://www.seamlessassociation.org>

de temps quotidien, du fonctionnement d'un agro-écosystème complexe

Enfin citons encore un travail sur les modèles estimant la dynamique de l'excrétion des animaux (bovins) pour affiner le calcul des bilans d'azote et prendre en compte l'aspect dynamique (Cabrera et al., 2006). Ces auteurs ont comparé un nouveau modèle avec deux développés précédemment et ont montré que ses sorties se situaient entre les deux autres. Le modèle de Duru et al. porte sur tout le système de pâturage à la parcelle avec un modèle dynamique de croissance de l'herbes couplé avec un modèle d'azote pour aider à la gestion du pâturage (Duru et al., 2007). Il identifie les périodes de risques de lixiviation d'azote au travers des surplus d'azote par rapport à la capacité d'absorption par le couvert végétal.

8.4.2. Indicateurs de mesures de terrain

Le recours à des indicateurs mesurés sur le terrain pour caractériser l'état du système porte uniquement sur la problématique des nitrates. Deux approches ont dépassé le cadre de la recherche : les mesures de la teneur du sol en azote minéral ou « reliquats » et les mesures de concentration de nitrates dans les bougies poreuses. La mesure d'azote minérale dans le sol peut se faire à différentes périodes de l'année :

- Le « reliquat sortie hiver » est préconisé depuis le début des travaux sur l'ajustement de la fertilisation azotée du blé d'hiver (Meynard et al., 1997). Une variante est proposée au printemps avant semis des cultures d'été comme le maïs (Schröder et al., 2000). Cependant, ces valeurs dépendent de la lixiviation hivernale plutôt qu'elles ne l'estiment.
- Le « reliquat récolte » mesuré à la récolte a fait l'objet de nombreuses études pour montrer les liens entre le niveau de la fertilisation azotée et la valeur du reliquat. Le reliquat augmente en cas de surfertilisation alors que pour des fertilisations correspondant aux besoins de la culture, les niveaux restent relativement faibles et sont surtout fonction des conditions pédoclimatiques et de la culture considérée. Des auteurs ont développé des fonctions entre niveau de fertilisation ou excès de fertilisation et la valeur du reliquat récolte (Makowski et al., 1999 ; ten Berge, 2002 ; ten Berge et al., 2007). Au Canada Drury et al. proposent d'estimer le reliquat à partir du bilan entrée-sorties (Drury et al., 2007) alors que d'autres auteurs ont montré une faible relation entre les deux (Makowski and Guichard, 2008; ten Berge, 2002). Dans tous les cas, cette mesure reste un estimateur encore approximatif des risques de fuite car il ne tient pas compte des processus de minéralisation (Machet et al., 1997), sauf si la culture est récolté à une date proche du début drainage, comme c'est le cas pour le maïs (ten Berge et al., 2007).
- Le reliquat « entrée hiver » correspond mieux au début de la période de drainage et semble de ce fait le plus approprié pour estimer le lessivage de nitrates (de Ruijter et al., 2007; Machet et al., 1997). Cet indicateur est utilisé systématiquement dans certaines régions comme outil de contrôle : au Bade-Wurtemberg en Allemagne sur les zones de protection Schalko (25 % environ de la SAU, (Anonyme, 2002) en Wallonie sur les zones vulnérables (Anonyme, 2008). En lien avec cet indicateur, Graveline et al. parlent de « normes d'émissions » et notent qu'elles sont rares en France (Graveline and Louvier, 2004).

Certains auteurs considèrent la mesure des reliquats comme un indicateur plus fiable que le calcul d'un solde (van Bol and Peeters, 1997). Toutefois la mesure des reliquats reste délicate et la littérature est riche en travaux sur les problèmes métrologiques liées à cette mesure, taille et stratégie d'échantillonnage, etc. ((Anger, 2002 ; Clay et al., 1997 ; Giebel et al., 2006; Ilsemann et al., 2001 ; Schmidhalter et al., 1992), cf. section 8.7.3.). Dans tous les cas, la mesure du reliquat reste lourde. Pour pallier ce problème, des auteurs ont proposé une approche non-destructive de mesure des teneurs en azote minéral à partir de disques en céramique recueillant par diffusion les quantités d'azote dans le sol. Cette technique donne des résultats corrélées aux mesures classiques quand le sol est à l'équilibre (Thomsen and Schjonning, 2003). Il ne semble pas que cette technique ait fait l'objet d'une poursuite de travaux. Pour réduire le nombre de mesures de reliquats une autre approche a été mise en œuvre notamment en Bretagne. Elle consiste à mesurer les reliquats entrée hiver et sortie hiver sur un réseau de parcelles de référence et à calculer la lixiviation et la minéralisation à l'aide du modèle LIXIM développé à l'Inra de Laon (Mary et al., 1999).

La mesure de la concentration en nitrates au niveau des racines à l'aide de bougies poreuses est utilisée depuis de nombreuses années (Lord and Shepherd, 1993). Elle a fait l'objet de nombreuses applications dans la

recherche (e.g. résultats de l'Inra de Mirecourt sur la zone de Vittel (Mary et al., 1997 ; Mignolet et al., 1997). En France, des structures de développement régionales ont créé des observatoires, comme par exemple en Saône-et-Loire (Novak et al., 2006), en Alsace (Burtin and Rapp, 2008). En Alsace, cette approche a été adaptée à des sols pierreaux, pour lesquels jusqu'à là peu d'observations avaient été faites. Ces sols posent aussi des problèmes pour des mesures de reliquats, lorsque les racines descendent plus profondément que la tarière (Meynard et al., 1997). Anger a comparé les 2 approches sous une parcelle en pâturage intensif et extensif (Anger, 2002). Dans tous les cas, le recours à des mesures de concentration en nitrates sous les racines reste une approche très lourde à mettre en œuvre qui est réservée pour des actions de recherche et développement ou dans des dispositifs d'observatoires afin d'acquérir des références sur les valeurs de lixiviation sous différents systèmes de culture ou types de sol (Burtin and Rapp, 2009), comme d'autres dispositifs « lourds » (cases lysimétriques, parcelles drainées (Addiscott, 1990).

Enfin, il existe encore un indicateur mesuré totalement différent, basé sur les signatures isotopiques du C et N dans les poils d'animaux qui peuvent être reliés à certains mode d'alimentation du bétail (Schwertl et al., 2005).

8.5. Indicateurs d'état et d'impacts

Cette catégorie d'indicateurs repose sur des mesures de terrain qui vont donner une information sur les changements d'état, voire les impacts finaux comme montré sur la Figure 8.1. Ces indicateurs présentent donc l'avantage de donner une information plus « proche » des états et impacts par rapport aux indicateurs de pratiques et d'émissions. Cependant, leur nature même montre qu'ils ne donnent pas une information directe sur les causes. Un indicateur de base en est la concentration en nitrates dans l'eau (Sapek and Sapek, 2005) mais il en existe beaucoup d'autres. Nous reprendrons ici le travail de revue réalisé dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment (Sutton et al., 2011a). Ces auteurs s'appuient sur l'ensemble des travaux du programme Nitrogen in Europe (NinE) networking (financé par the European Science Foundation). Ceci a abouti à une hiérarchisation des problèmes environnementaux réduits à 9 thématiques principales. Les experts ont aussi évalué la pertinence du lien à l'azote sur une échelle de 1 à 5. Tout deux ont conduit au classement suivant :

1. Maladies respiratoires causées par les fines particules dans l'atmosphère ;
2. Prolifération d'algues toxiques et réduction des possibilités de natation près des côtes ;
3. Eutrophisation des écosystèmes du littoral induisant une hypoxie (incluant leur biodiversité) ;
4. Saturation en azote des sols (incluant les effets sur la balances des gaz à effet de serre) ;
5. Impacts sur la biodiversité des écosystèmes terrestres (incluant ravageurs et maladies).

Les Tableaux 8.10 à 8.12 donnent une vue d'ensemble des différents indicateurs disponibles et des limites ou seuils disponibles. Il en existe un certain nombre qui demandent un investissement certain en dispositifs de mesures dans le cadre d'observatoires. Dans le cadre des effets sur les écosystèmes il existe notamment des indicateurs basés sur les charges critiques (*critical loads*). En fait, il s'agit de mesures des dépôts d'azote (et d'autres polluants comme le soufre), comparées à des valeurs seuil ou charge critique pour différents effets sur les écosystèmes (Bobbink et al., 1996). Ces valeurs « seuil » ont fait l'objet d'une analyse de leur incertitude (Skeffington, 2006 ; Skeffington et al., 2006).

Tableau 8.10 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur la santé. La pertinence du lien (noté de 1 à 5) fournit une hiérarchisation (adapté de Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Direct effects on humans	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Respiratory disease in people caused by exposure to high concentrations of:				
-- ozone	O ₃ conc. values including SOMO35	Yes	NO _x emission	3
-- other photochemical oxidants	Organic NO ₃ , PAN	No	NO _x emissions	5
-- fine particulate aerosol	PM10, PM2.5	Yes	NH ₃ , NO _x emissions	1
-- direct toxicity of NO ₂	NO ₂	Yes	NO _x emissions	2
Nitrate contamination of drinking water	NO ₃ conc (aq.)	Yes	NO ₃ leaching	2
Increase allergenic pollen production, and several parasitic and infectious human diseases	-	No	N fertilizer and N deposition	5
Blooms of toxic algae and decreased swimability of in-shore water bodies	Chlorophyll A NO ₃ (aq.)	No	Run-off, N deposition	1

Indicateurs : SOMO35: Somme des concentrations en ozone au-dessus de 35 ppb ; PAN : peroxyacetyte nitrate; PM10, PM2.5: particules dans l'air diamètres médians supérieurs à 10 μ m and 2.5 μ m respectivement.

Tableau 8.11 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur la qualité des écosystèmes La pertinence et le lien à l'azote (notés de 1 élevé à 5 faible) fournissent une hiérarchisation (basé sur Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Direct effects on ecosystems	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Ozone damage to crops, forests, and natural ecosystems	O ₃ flux, AOT40	Yes	NO _x emission	2
Acidification effects on forests, soils, ground waters, and aquatic ecosystems	Critical loads	Yes	N deposition	2
Eutrophication of freshwaters, lakes (incl. Biodiversity)	BOD, NO ₃ (aq) Critical loads	Yes No	Run-off, N deposition	3
Eutrophication of coastal ecosystems inducing hypoxia (incl. Biodiversity)	BOD, NO ₃ (aq) Critical loads	Yes No	Run-off, N deposition	1
Nitrogen saturation of soils (incl. effects on GHG balance)	Critical loads	Yes	N deposition	1
Biodiversity impacts on terrestrial ecosystems (incl. Pests and diseases)	Critical loads, critical level (NH ₃ in air)	Yes	N deposition	1

Indicateurs : AOT40: concentrations dans l'air en ozone accumulées pour des concentrations supérieures à 40 ppb; BOD: Demande biologique en oxygène dans l'eau.

Tableau 8.12 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur différents enjeux La pertinence et le lien à l'azote (notés de 1 élevé à 5 faible) fournissent une hiérarchisation (basé sur Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Effects on other societal values	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Odour problems associated with animal agriculture	NH ₃ concentration	No	NH ₃ emission	5 (in Europe)
Effects on monuments and engineering materials	Precipitation acidity, O ₃ , PM10, PM2.5 concentrations.	Yes	NO _x , NH ₃	3
Regional hazes that decrease visibility at scenic vistas and airports	PM2.5	No	NO _x , NH ₃	4 (for Europe)
Depletion of stratospheric ozone	NO _x , N ₂ O concentrations	No	NO _x , N ₂ O	3
Global climate warming induced by excess nitrogen	N ₂ O, CH ₄ , CO ₂ concentrations	No	N ₂ O (direct & indirect sources, CH ₄ , CO ₂)	1
Regional climate cooling induced by aerosol	PM2.5 concentration	No	NO _x , NH ₃	1

Indicateurs : PM10, PM2.5: particules dans l'air de diamètres médians supérieurs à 10 μ m and 2.5 μ m respectivement.

Dans le cas des formes azotées dissoutes dans l'eau, il est possible à l'aide de mesures du *ratio d'isotopes N15* dans les tissus biologiques d'identifier l'azote d'origine anthropique. La mesure de la variance de la teneur en *N15 biotique dans les invertébrés* peut être relié aux quantités d'azote minéral ou à la dénitrification dans le bassin versant, mais non à l'azote organiques (Diebel and van der Zanden, 2009). Cet indicateur ne semble pas pertinent sur un petit bassin versant (500 ha) si ce n'est pour la dénitrification (Kellman and Hillaire-Marcel, 2003). Une autre possibilité est le recours à la modélisation (voir ci-dessus) préconisé par (Aneja et al., 2001) pour simuler les impacts liés à la redéposition. Cependant la revue de Zhang identifie plusieurs verrous qui limitent les performances des modèles actuels modélisant la qualité de l'air et le devenir des polluants suite aux émissions (Zhang et al., 2008).

Concernant les mesures de l'effet des pratiques de gestion de l'azote sur les variables d'état du sol, on peut citer le travail de Ginting et al. qui ont comparé des traitements, azote minéral, fumier, compost (annuel ou tous les 2 ans) (Ginting et al., 2003). En plus d'un bilan sur les émissions, ils ont utilisé comme indicateurs de la qualité du sol, la biomasse microbienne, l'azote hautement minéralisable et le pH.

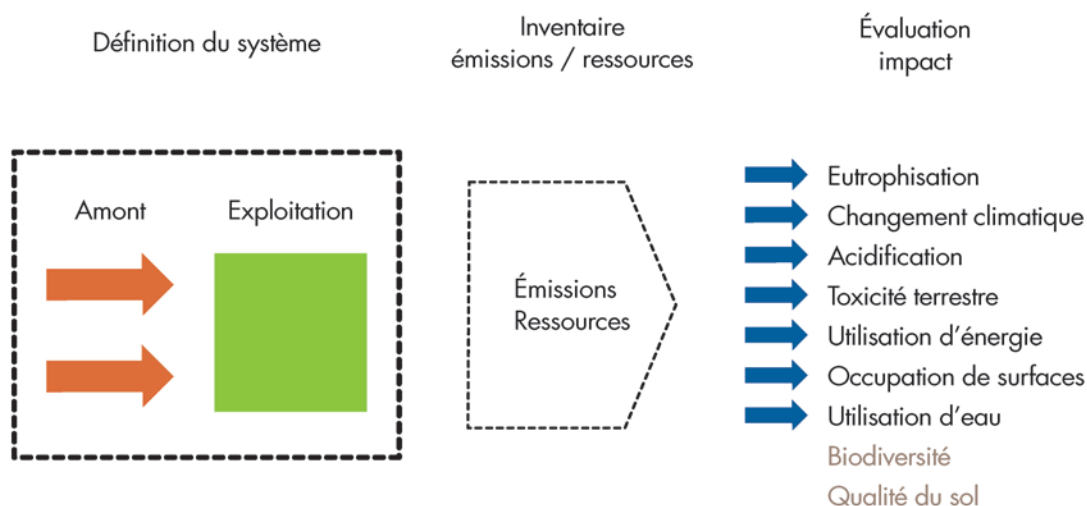
8.6. Les méthodes intégrées d'évaluation des impacts

8.6.1. L'analyse de cycle de vie

Issue de l'industrie dans les années 1980, l'Analyse de cycle de vie (ACV) est à considérer comme un cadre méthodologique ou une « méta-méthode », plutôt que comme une méthode unique. Les premières adaptations à l'agriculture remontent aux années 1990. L'ACV regroupe aujourd'hui une véritable communauté scientifique qui travaille autour de ces approches avec un journal scientifique propre, *International Journal of Life Cycle Analysis*. La bibliographie abonde d'études sur des systèmes d'élevage dans le domaine de la production de lait (Basset-Mens et al., 2009; Casey and Holden, 2004 ; Cederberg, 1998 ; Cederberg and Flysjo, 2004 ; Roger et al., 2007 ; Thomassen et al., 2008), de viande de bœuf (Beauchemin et al., 2010), de porc (Basset-Mens and van der Werf, 2005), de volaille (Williams et al., 2009), de laine (Biswas et al., 2010) ou du traitement des déchets via la production de biogaz (Michel et al., 2010), d'une analyse entre différentes production animale (Williams and Audsley, 2009). Par rapport à toutes les autres approches basées sur des indicateurs, l'ACV présente l'avantage d'avoir fait l'objet d'une normalisation ISO 14 042. Nous présentons dans cette partie les principales spécificités de l'ACV.

L'ACV est une méthode bien normée. Ainsi, dans la démarche de l'ACV, la définition des frontières du système est primordiale et doit permettre des comparaisons rigoureuses entre processus et solutions techniques. L'évaluation ne porte pas uniquement sur le processus (le système de production) mais aussi sur l'amont, au niveau de la production des intrants et sur l'aval, l'utilisation du produit, son élimination et les déchets qui en résultent. L'ACV cherche à traquer les transferts d'impacts le long de la chaîne de production (Figure 8.13). Cette spécificité qui a donné le nom à l'approche est certainement la grande force de l'ACV et donne une rigueur incomparable aux études qui comparent notamment des processus de production totalement différents comme exemple les impacts liés au traitement du lisier par rapport à un épandage chez des céréaliers distants de 50 km environ (van der Werf, 2009). Les indicateurs concernent les impacts, le plus souvent des impacts potentiels, qu'ils soient intermédiaires (entre les émissions et les impacts finaux (*midpoints*) ou finaux (*endpoints*), (cf. section 8.1.1, (Bare and Gloria, 2006; Hertwich and Hammit, 2001)). Dans tous les cas, on ne se contentera pas d'une émission susceptible de changer la teneur de cette substance environnementale dans un compartiment environnemental. Ces émissions sont caractérisées via des facteurs d'impacts. Les émissions et les consommations de ressources non renouvelables doivent être inventoriées de manière systématique et seront agrégés via les facteurs d'impacts en une série d'impacts. Cette agrégation est quantitative via la conversion en équivalent d'une substance de référence pour chaque impact. Pour l'impact « effet de serre », l'unité est l'équivalent CO₂, pour l'impact « eutrophisation », l'unité est l'équivalent PO₄. Ainsi 1 kg de N₂O émis correspond à 310 équivalent CO₂ tandis que 1 kg NO₃ à 0,1 équivalent PO₄ (Brentrup et al., 2004a).

Figure 8.13 : L'analyse de vie et ses étapes dans le cas d'une étude au niveau de l'exploitation sans prise en compte de l'aval, d'après (van der Werf, 2009) (lui-même d'après Geier 1999)



Pour autant tout n'est pas totalement défini par la norme et il demeure des zones où l'interprétation est possible ce qui peut être à l'origine de divergences entre études. Ainsi dans une revue récente de Vries et al. recommandent une harmonisation des approches pour pouvoir comparer les résultats entre ruminants et non ruminants (de Vries and de Boer, 2010). Les points les plus problématiques concernent :

- **La définition des limites du système étudié** suit des recommandations. Pour rester opérationnel, il n'est pas toujours possible d'être totalement exhaustif et le travail de délimitation des frontières est souvent itératif au cours de l'étude. Une composante ou un processus présentant une contribution faible peut être exclue. Des éléments peuvent être exclus faute de données précises. Ainsi, dans le domaine des grandes cultures, l'évaluation des impacts liés au pesticides a longtemps été problématique faute de données sur les substances actives. Un travail récent dans le réseau d'excellence Endure⁹ a permis d'aller plus loin (Kägi et al., 2008). Ceci concerne heureusement peu les impacts liés à l'azote, gaz à effet de serre, consommation en ressources non renouvelable, eutrophisation, etc. Il est à noter que dans des études au niveau des exploitations agricoles, le système s'arrête souvent à la limite de l'exploitation agricole.

⁹ <http://www.endure-network.eu>

- **La liste des impacts ou catégories d'impact pris en compte.** La norme ne donne pas une liste fixe mais donne seulement des critères présidant au choix de bonnes catégories d'impacts. Ces dernières ne doivent pas être redondantes et ni conduire à des double comptages. Elles ne doivent pas déguiser d'impacts importants, être complètes et permettre la traçabilité. Ainsi, de Vries et al. déplorent que les conséquences environnementales de la compétition des terres pour les besoins des humains et des animaux (de Vries and de Boer, 2010), et celles dues au changement d'usage des terres ne soient pas pris en compte dans les études ce qui limite l'interprétation des résultats. Plus généralement l'évaluation des impacts sur l'utilisation des terres et la biodiversité n'ont retenu que récemment l'attention (Canals et al., 2007 ; Canals et al., 2006; Schenck, 2001).
- **Et surtout, les méthodes de quantification des émissions,** consommations ne sont pas normalisées. Les études peuvent porter sur des coefficients d'émissions fixe ou variable en fonction de quelques facteurs ou encore sur une approche de modélisation comme revu pour la qualité de l'air par (Zhang et al., 2008). Pour la lixiviation du nitrate, certains auteurs ont utilisé le bilan à la porte de l'exploitation (Haas et al., 2001 ; Payraudeau et al., 2007), alors que Brentrup et al. proposent une méthodologie basée sur le calcul d'un bilan d'azote annuel et le drainage (Brentrup et al., 2004b). La méthode suisse, SALCA (Rossier et Gaillard dans (Bockstaller et al., 2009)) propose un modèle opérationnel de pertes de nitrates original (Richner et al., 2006), reposant sur le calcul d'un bilan mensuel sous culture, qui a été analysé par Bockstaller et al. (Bockstaller et al., 2006). Pour la biodiversité, Haas et al., dans leur étude sur des exploitations agricoles, proposent d'avoir recours à des relevés floristiques et des indicateurs de pratiques (Haas et al., 2001), tandis que Michelsen propose un indice composite reposant sur des principes d'écologie (Michelsen, 2008) et que Jeanneret propose pour la méthode SALCA un modèle intégrant les effets des pratiques agricoles sur différentes espèces (Jeanneret et al., 2006).

L'ACV se présente donc comme une approche systémique qui traite des principaux impacts liés aux émissions d'azote, NO₃, NH₃, N₂O, NO_x. On tend souvent à opposer ACV et méthodes basées sur les indicateurs. Quelques rares études comparatives entre l'ACV et d'autres méthodes ont été menées (Bockstaller et al., 2009; van der Werf et al., 2007). Elles mettent en avant des divergences en terme de classement de scénarios (van der Werf et al., 2007) ou des conseils qui en découlent (Bockstaller et al., 2009). Les raisons majeures qui expliquent ces divergences portent sur les choix préalables et notamment les impacts pris en compte. Le choix de la méthode en regard des objectifs est donc crucial. De l'étude de Bockstaller et al., il est ressorti que l'ACV présente des points forts quant à son assise scientifique et la prise en compte des impacts (Bockstaller et al., 2009). Mais sur le plan opérationnel, sa mise en œuvre sans outil spécifique est lourde et il est difficile de remonter directement aux causes pour l'analyse quand on ne dispose pas du logiciel de calcul qui est onéreux. L'ACV nécessite aussi l'accès à des bases de données lourdes comme celle développée en Suisse, Ecolinvent¹⁰. De ce point de vue une méthode comme INDIGO[®] reposant sur des modèles opérationnels, présentent des intérêts. En fait, certains indicateurs utilisés dans INDIGO[®] ou ceux décrits dans Peigné (Peigné, 2003) seraient aussi utilisables en ACV pour la partie au champ ou au niveau des bâtiments, comme c'est nous l'avons aussi vu avec l'utilisation de bilan azotés et ou de phosphore (Peigné, 2003). A l'inverse, des méthodes « classiques » reposant sur les indicateurs, comme INDIGO[®], s'inspirent de l'ACV en prenant en compte l'amont du système de production (Bockstaller et al., 2008b). L'ACV « complète » n'est sans doute pas toujours nécessaire. Elle l'est notamment pour les systèmes d'élevage où la production d'aliments est externalisée (Williams and Audsley, 2009), Son intérêt pour la partie culture mériterait d'être vérifié. Pour répondre à la demande de méthode plus opérationnelle, van der Werf et al. ont développé une méthode d'ACV simplifiée, EDEN adaptée aux élevages laitiers en Bretagne demandant une quantité de « données modestes » pouvant être recueillies en 3-4 h par exploitation (van der Werf et al., 2009).

La mise en œuvre d'ACV dans 60 exploitations laitières (Roger et al., 2007) a ainsi fait ressortir que l'impact eutrophisation dépend essentiellement du solde azoté du bilan des minéraux, que les pertes d'ammoniac à partir des déjections animales constituent la principale contribution à l'impact acidification, avec néanmoins une participation notable du dioxyde de soufre provenant de la production d'engrais azotés minéraux et d'aliments concentrés. Les émissions de protoxyde d'azote associées aux épandages d'engrais font jeu égal avec les émissions de méthane entérique pour l'impact changement climatique. Les lisiers et boues de station d'épuration

¹⁰ <http://www.ecoinvent.ch/>

ainsi que les aliments du bétail accentuent l'impact métaux lourds, et la consommation d'énergie est fortement expliquée par 4 postes, dont les aliments et les engrais minéraux achetés.

8.6.2. L'empreinte écologique et méthodes dérivées

Développée dans les années 1990 par Wackernagel et Rees (1996) (dans (van der Werf et al., 2007)), l'Empreinte écologique évalue la surface de terre productive que la population consomme et qui est nécessaire pour l'assimilation de ses déchets, quelle que soit la location des terres et des masses d'eau sur la planète. La force de cette méthode est son expression agrégée de tous les impacts en une unité qui est compréhensible par tous. Cette approche se différencie de l'ACV qui travaille avec des unités moins propices à la communication (e.g. équivalent PO₄/ha,...) et de manière non agrégée pour différents impacts. Elle s'en rapproche par son approche systémique et sa prise en compte de l'amont et de l'aval d'un système, d'un processus. Ses limites ont aussi été discutées par plusieurs auteurs et une synthèse peut être trouvée dans Moffatt (Moffatt, 2000). Une des limites importante concerne les questions méthodologiques sur les références à utiliser et la difficulté à prendre en compte des progrès technologiques. Dans le cas d'une étude comparative de différentes méthodes sur un groupe d'exploitation agricole, van der Werf et al. ont inclus quatre composante dans le calcul de l'empreinte écologique (van der Werf et al., 2007) : les surfaces associées à l'exploitation et celles nécessaires pour produire les autres intrants, les surfaces liées à la production de l'énergie et à la séquestration du carbone liées aux émissions de gaz à effet de serre.

A l'instar de l'empreinte écologique, d'autres approches ont été développées : l'empreinte carbone porte sur les émissions de gaz à effet de serres sur tout le cycle de production/consommation. Elle représenterait près de la moitié de l'empreinte écologique¹¹ et l'empreinte eau portant sur la consommation, l'évaporation d'eau suscitée par la production/consommation et la pollution de l'eau¹². Des calculateurs sont disponibles¹³. Ces approches suscitent un intérêt croissant dans la littérature scientifique. Enfin plus récemment, une *empreinte azote* est en cours de développement (Reay et al., 2011). Le calcul vise à sensibiliser le consommateur sur l'utilisation de toutes les formes d'azote et les pertes associées qui sont dues à leur comportement alimentaire et leur gestion des déchets.

8.7. Les questions et les incertitudes liées à l'utilisation des indicateurs

Le panorama d'indicateurs disponibles est vaste, en allant d'indicateurs simples basés sur les pratiques jusqu'à des indicateurs reposant sur des mesures de terrain complexes, en passant par des indicateurs prédictifs reposant sur des sorties de modèles. Parmi, ces indicateurs les bilans d'azote occupent une place privilégiée et on assiste à une montée en puissance des approches basée sur l'Analyse de cycle de vie (ACV). Il reste des questions transversales relatives à tous les types d'indicateurs.

8.7.1. Les problèmes liés au changement d'échelle

Nous nous focaliserons spécialement sur la question des échelles spatiales encore que pour certains indicateurs la question de l'échelle temporelle ait son importance. Il est ainsi recommandé de travailler à l'échelle pluriannuelle pour le calcul des bilans à la surface de type Corpen (Corpen, 2006) (cf. section 8.3.1.1.). Le choix de l'échelle qui comprend la notion de grain ou de résolution, et d'étendue doit être raisonné en fonction de la question traitée et du type d'indicateur que l'on désire ou qu'on peut calculer. Ainsi, dans un travail sur l'amélioration des pratiques, il est important de travailler des échelles infra telles que la parcelle ou les bâtiments alors que dans un travail les impacts, il convient de travailler aux échelles à laquelle se déterminent ces impacts, par exemple le bassin versant si on s'intéresse à la qualité des eaux. Cependant pour lier les sources d'émissions aux impacts, il faut pouvoir changer d'échelle, ce qui pose deux questions majeures (Stein et al., 2001) des questions statistiques de gestion de données, d'échantillonnage et la prise en compte de nouveaux processus, de propriétés émergentes.

La difficulté d'obtention d'information sur les indicateurs de pratiques s'accroît avec l'échelle considérée. Ces indicateurs sont normalement calculés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation, de même que le calcul de

¹¹ Voir http://www.footprintnetwork.org/fr/index.php/GFN/page/carbon_footprint/

¹² <http://www.empreinte-de-l-eau.org/index.php?page=files/home>

¹³ . <http://www.carbonfootprint.com/>; <http://www.waterfootprint.org>

bilans azotés ou d'indicateurs d'émissions (Corpen, 2006). Pour un petit nombre, l'acquisition des données peut se faire par enquête. A l'échelle d'une grande région ou d'un grand bassin versant, l'exhaustivité de l'information devient une « utopie » (Corpen, 2006). Des méthodes d'acquisition des données sur les pratiques agricoles à partir de différentes sources de données (base de données, enquêtes, avis d'experts) ont été développées à l'Inra de Mirecourt pour le bassin de la Seine, notamment dans le cadre de travaux sur l'azote (Le Ber et al., 2006 ; Mignolet et al., 2007). Ces auteurs ont appliqué des algorithmes mathématiques pour reconstituer certaines séries chronologiques telles les rotations. Sur une zone plus petite de 7 700 ha en plaine du Pô, Sacco et al. ont aussi réalisé un travail similaire d'acquisition de données pour le calcul d'un bilan d'azote et ont identifié les besoins pour améliorer leur calcul (Sacco et al., 2003). On peut rapprocher ce travail d'un ensemble de projets autour du concept d'observatoire des pratiques (e.g. projet ANR Copt 2005-2008, (Benoît et al., 2006).

Le changement d'échelle implique aussi la prise en compte de processus émergents à ces niveaux et l'agrégation simple par calcul de moyennes à l'échelle supérieure est erronée (Dalgaard et al., 2003). Ainsi Payraudeau et al., dans leur revue sur les méthodes à l'échelle régionale recommandent de tenir compte des données du milieu (Payraudeau and van der Werf, 2005). Le changement d'échelle conduit à une complexification des processus, de sorte qu'il n'existe pas de relation linéaire entre les résultats aux niveaux inférieurs et supérieurs. Un des processus classique est la compensation qui survient entre unités élémentaires. Ceci nécessite une grande prudence dans l'interprétation des calculs de bilan à des échelles agrégées au-delà de celle de l'exploitation agricole. En effet, des situations de bilan négatif ou très faible vont venir compenser les situations de bilan excédentaire. Pour pallier cette difficulté, Benoît avait proposé dans son indicateur BASCULE (Benoît, 1992), de ramener les valeurs des parcelles à zéro lorsqu'elles étaient négatives, sachant qu'il n'y a pas d'« anti-nitrates ». Dans tous les cas, il faudra rester prudent sur l'interprétation des calculs de bilan à des échelles territoriales et de ne pas les comparer aux valeurs obtenues au niveau de l'exploitation agricole. Se pose en fait la question de la référence que nous aborderons plus loin. Le déterminisme de la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant est complexe et dépasse largement les processus parcellaires (e.g. Schéma 9 dans (Corpen, 2006)). Ceci a conduit Basset-Mens à développer des « facteurs de devenir des nitrates » (fate factor) prenant en compte les processus extra-parcellaires (e.g. dénitrification) pondérant le surplus d'azote, mais aussi des facteurs d'émissions de N₂O liés au transfert et à la lixiviation du nitrate (Basset-Mens et al., 2006a). Ces facteurs ont été obtenus par modélisation à partir de données de trois bassins versants bretons.

Dans tous les cas, le calcul d'un indicateur moyen à une échelle supérieure nécessite beaucoup de prudence. Plusieurs procédures d'agrégation ont été proposées (Turpin et al., 2009). Plus précisément, s'il n'est pas possible de prendre en compte des processus émergents liés au changement d'échelle comme dans le travail de Basset-Mens (Basset-Mens et al., 2006a), Bockstaller et al. distinguent deux cas de Figure (Bockstaller et al., 2007) :

- Pour les impacts globaux telles les émissions gazeuses (N₂O, NH₃, etc.), le déterminisme se fait à des échelles généralement supérieures à celle où l'on calcule les indicateurs. Dans ce cas, des calculs de moyennes peuvent être acceptés dans le sens que l'indicateur ne donne que la contribution à l'impact de tel ou tel système.
- Pour les impacts locaux concernant notamment la problématique nitrates, le calcul d'indicateur à des échelles supérieures au bassin versant ou ne tenant pas compte des processus hydrologiques nécessite de dériver des indicateurs de type fréquentiels comme par exemple : le pourcentage de surface (ou d'exploitations) présentant une valeur d'indicateur supérieure ou inférieure à un seuil. Dans le projet Seamless¹⁴, l'indicateur « percent of area with high leaching » a été proposé pour les grandes régions NUTS 2⁶ (Alkan Olsson et al., 2009).
-

8.7.2. Valeurs de référence et unités de l'indicateur

8.7.2.1. Les valeurs de référence

Pour certains auteurs, l'indicateur se distingue d'une simple variable que s'il est exprimé par rapport à une référence (Girardin et al., 2005; Riley, 2001b). Dans tous les cas, l'indicateur devant avoir une valeur significative pour l'utilisateur, se pose la « question de valeur seuil » (Maurizi and Verrel, 2002). Cette référence peut être quantitative ou qualitative, comme par exemple une valeur seuil au-dessus de laquelle l'impact est inacceptable,

¹⁴ <http://www.seamlessassociation.org>

comme les charges critiques (Skeffington, 2006) ; une norme comme la norme de qualité nitrate ; une valeur cible à atteindre (van Cauwenbergh et al., 2007; von Wirén-Lehr, 2001), voir aussi exemples dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006). Dans le cadre du projet Seamless¹⁴, plusieurs réflexions ont été aussi produites sur ce sujet (Josien et al., 2006 ; van der Heide et al., 2007). Ainsi, le choix de ces références n'est pas du seul ressort des scientifiques et n'exclut pas une certaine part de subjectivité (Girardin et al., 1999). Bockstaller et al. préconisent une interaction entre scientifiques et acteurs de la société (Bockstaller et al., 2008b). Cependant, de nombreux indicateurs sont proposés sans références explicites. Dans le cas des indicateurs d'impact listé dans la section 8.5, la situation est variable (voir Tableaux 8.10, 8.11). Dans le cas de l'ACV, les auteurs préfèrent rester dans des évaluations comparatives et utiliser les valeurs d'un système de référence comme référence, avec le problème que cela peut poser. Pour d'autres indicateurs, tels les bilans d'azote, la référence peut être implicite, bilan à l'équilibre, sans que cela ait fait l'objet d'une validation scientifique. L'acceptation d'une telle référence implicite peut être même remise en question (e.g. (Oenema et al., 2005) cf. section 8.3.4.1.).

8.7.2.2. Le problème du choix de l'unité de référence

L'unité de référence fait l'objet de nombreux débats (van der Werf et al., 2007). Faut-il exprimer les résultats des indicateurs environnementaux par unité de surface ou par unité produite ? La question n'est pas anodine car ce choix peut changer le classement des types d'exploitations. Du point de vue des spécialistes de l'ACV, les impacts doivent être exprimés par unité produite quand la fonction du système est productive et par unité de service pour une fonction non marchande (Guinée et al., 2002 dans (van der Werf et al., 2007)). Ce point de vue n'est pas partagé par tous les auteurs. Dans les approches « classiques » d'indicateurs, l'unité privilégiée est l'unité de surface (Halberg et al., 2005) ; voir aussi les indicateurs listés dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006)). Il est vrai que de tels indicateurs combinent une grandeur environnementale et une de surface liée à un contexte. Ceci permet donc de fixer des seuils basés sur la capacité de l'environnement physique à supporter tel ou tel impact (voir ci-dessus la notion de charge critique). L'expression par unité produite combine un critère environnemental et un critère lié à la production. Il s'agit donc plutôt d'une estimation d'efficacité environnementale qu'une estimation de l'impact. Cependant, il ressort d'une revue d'études en systèmes laitiers réalisées par Halberg et al. (Halberg et al., 2005) que les systèmes en agriculture biologique plus extensifs présentaient de meilleures performances environnementales pour les indicateurs surfaciques mais une moins bonne efficacité environnementale, en raison de rendements inférieurs, un résultat confirmé notamment par d'autres études (Glendinning et al., 2009). Pour une production égale, les systèmes extensifs consomment plus de surface et entraînent des impacts supérieurs.

Un consensus semble se dégager entre plusieurs auteurs (voir références dans (Halberg et al., 2005) et (van der Werf et al., 2007)), sur le fait que les deux approches sont complémentaires et dépendent du type d'impacts pris en considération : pour des impacts globaux tels l'effet de serre, le fait de privilégier des systèmes efficaces peut se justifier et cela nécessite d'exprimer les résultats par unité produite. En revanche, pour un impact localisé, comme le sont des problèmes de qualité d'eau dans un bassin versant ou d'érosion, la limitation des impacts par unité de surface est à privilégier. Le niveau d'impact pour la zone pouvant être insupportable si on privilégie des systèmes intensifs efficaces. Dans ce cas, la compensation des impacts n'est pas possible.

8.7.3. Evaluation de l'incertitude liée aux indicateurs produits

Des estimations des ordres de grandeur de l'incertitude pour chaque indicateur est fournie dans le volumineux rapport de l'*European Nitrogen Assessment* (Sutton et al., 2011b). L'objectif ici est de faire un point sur les approches qui ont été appliquées aux indicateurs. L'incertitude peut avoir différentes origines (Payraudeau et al., 2007) : les paramètres, le modèle utilisé, les choix réalisés, la variabilité spatiale des processus, la variabilité temporelle des processus et le comportement des objets cible soumis aux émissions. Oenema et al. donnent une autre classification complémentaire reposant sur les biais et les erreurs (Oenema et al., 2003). L'erreur est involontaire et provient d'une variabilité incontrôlée. Elle conduit à une variation aléatoire autour de la moyenne et peut provenir de l'échantillonnage, de la mesure elle-même ou de la variabilité spatio-temporelle. Les biais viennent de défauts introduits par l'homme consciemment ou non via une mauvaise représentation conceptuelle et conduisent à un écart systématique par rapport à la moyenne supposée vraie. Ces auteurs identifient différents biais : « personnels » qui peuvent être rapprochés de l'incertitude due aux choix. Un exemple donné est dans le calcul d'un bilan le choix de négliger tel ou tel poste ; le biais d'échantillonnage, le biais de mesures, dues à un mauvais calibrage de l'appareillage, etc., les biais de manipulation des données, les procédures d'agrégation comme le calcul de moyenne à des échelles supérieures, les pertes d'informations, etc. et la fraude.

L'incertitude liée à la fraude est un cas particulier et peut se produire quand il y a un enjeu financier. Ainsi le risque d'une manipulation des données pour rendre favorable les résultats n'est pas à exclure quand l'indicateur est utilisé pour le contrôle. Oenema et al. l'ont envisagé pour le calcul du bilan MINAS au Pays Bas (Oenema et al., 2003). Nous ne reviendrons pas sur cette origine qui est « difficile » à estimer (Payraudeau et al., 2007).

On peut distinguer une incertitude « fondamentale » liée aux choix faits autour de la construction de l'indicateur, donc avant sa mise-œuvre, et l'incertitude « opérationnelle » liée au calcul de l'indicateur dans une situation donnée. L'erreur d'échantillonnage a été bien étudiée dans le cas de la mesure des reliquats d'azote dans le sol. Les différences moyennes entre points échantillonnés proches (< 6m) s'élèvent entre 10 et 25 kg N/ha (Giebel et al., 2006; Ilsemann et al., 2001). L'erreur analytique est de 10kg N/ha. Un nombre de 15 points pour une parcelle de un ha s'est révélé suffisant pour une erreur d'échantillonnage de 10 kg/ha dans deux parcelles sur trois (Ilsemann et al., 2001). En situation de pâturage, Anger conclut que l'estimation du reliquat est imprécise même en cas de fort effort d'échantillonnage (n=70). Pour les bougies poreuses, ces mêmes auteurs estiment qu'il faut plus de 140 bougies/ha pour arriver à une estimation satisfaisante dans un intervalle de $\pm 20\%$ (Anger, 2002).

Concernant l'incertitude pour des indicateurs calculés comme les bilans azotés, ceux reposant sur des modèles opérationnels ou les ACV, le travail d'estimation commence par une analyse de l'indicateur et des sources d'incertitude. Il est alors possible de spécifier pour chaque variable entrant dans le calcul de l'indicateur une distribution des valeurs, moyenne écart-type, valeurs extrêmes. Ceci permet d'avoir une estimation de l'incertitude liée aux paramètres. Pour les bilans d'azote, Oenema et al. distinguent trois classes (Oenema et al., 2003) :

- ceux de classe 1 avec une incertitude inférieures à 5 %, achat fertilisant minéraux, produits animaux
- ceux de classe 2 avec une incertitude entre 5 et 20 % : quantités de déjections animales, exportations par les cultures
- ceux de classe 3 avec des incertitudes supérieurs à 20 % : pertes en azote (lessivage, volatilisation, etc.).

Ce travail a permis de conclure que le calcul d'un bilan apparent « entré – sorties », à la porte de l'exploitation présente une incertitude bien plus faible que le calcul d'un bilan surfacique ou que le calcul d'un bilan dans le système sol-plante (Oenema et al., 2003).

Pour estimer l'incertitude, une première approche consiste de partir des valeurs extrêmes pour des paramètres clés et construire deux scénarios, l'un favorable avec les valeurs extrêmes dans un sens et l'autre défavorable avec les valeurs opposées. Cette approche a été utilisée par Basset-Mens pour des ACV sur des exploitations porcines, ce qui leur a permis d'estimer la propagation d'erreur (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Les impacts estimés peuvent ainsi varier de 200 % pour le changement climatique, de 50 % pour l'eutrophisation et de moins de 50 % pour les autres impacts (acidification, utilisation pesticides, etc.). Les résultats sont très sensibles au calcul du lessivage et à la valeur des coefficients d'émissions au champ pour l'estimation de l'effet de serre, et des coefficients d'émission en bâtiments pour l'acidification (Basset-Mens et al., 2006b). Cette approche reste limitée et ne permet pas d'associer des probabilités d'occurrence à ces valeurs extrêmes. C'est ce qui conduit certains auteurs à avoir recours à méthodes issues de la modélisation par une approche stochastique de type Monte-Carlo. Cette méthode nécessite de définir une fonction de densité (FD : fonction normale, lognormale, etc.) pour définir une trentaine de valeur par coefficient (Payraudeau et al., 2007). On procède alors à des tirages au sort de valeurs en fonction de cette distribution et à autant de calculs pour obtenir une distribution des valeurs de sorties. Cette méthode nécessite en plus de la connaissance requise sur les FD, une connaissance sur les corrélations entre variables, ce qui n'est pas toujours possible cas. L'hypothèse d'indépendance qui est alors faite peut conduire à une surestimation de l'incertitude. Payraudeau et al. ont réalisé un tel travail pour des ACV sur 24 exploitations de différents types en élevage sur un bassin versant en Bretagne, en définissant les FD pour 54 paramètres, les termes du bilan N à la porte de l'exploitation et les différents coefficients d'émissions (Payraudeau et al., 2007). A partir de cette approche, ils ont pu estimer l'incertitude des pertes, en différenciant la part dû au calcul du bilan dont dépend le calcul de l'azote lessivé (après avoir enlevé les pertes par émissions gazeuses), et la part due à la variation des coefficients d'émissions (Tableau 8.14).

Tableau 8.14 : Incertitude associée aux pertes d'azote (NH_3 , NO , N_2O , N_2 , NO_3) calculées pour 24 exploitations sur un bassin versant breton (Payraudeau et al., 2007).

	Direct losses					Indirect losses kg N_2O -N/ha
	kg NH_3 -N/ha	kg NO -N/ha	kg N_2O -N/ha	Kg N_2 -N/ha	kg NO_3 -N/ha	
Reference values	63	0.81	4	12	111	3.4
<i>Uncertainties linked to terms of farm-gate N balance</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	111.9	3.4
Standard deviation (50 000 sim.)	0.2	0.005	0.07	0.1	5.7	0.1
Range (95% of values)%	[-1% ; 1%]	[-1% ; 1%]	[-4% ; 4%]	[-2% ; 2%]	[-10% ; 10%]	[-8% ; 8%]
Range (95% of values)	[63 ; 64]	[0.8 ; 0.82]	[3.9 ; 4.2]	[11.8 ; 12.3]	[101 ; 123]	[3.1 ; 3.7]
Range (min.-max.)	[62.7 ; 64.7]	[0.8 ; 0.83]	[3.8 ; 4.4]	[11.7 ; 12.6]	[94 ; 141]	[3 ; 4.2]
<i>Uncertainties linked to emission factors</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	111.4	3.4
Standard Deviation (50 000 sim.)	5.4	0.01	0.67	0.7	4.8	3.9
Range (95% of values) %	[-17% ; 17%]	[-2% ; 2%]	[-33% ; 33%]	[-11% ; 11%]	[-9% ; 9%]	[-100% ; 229%]
Range (95% of values)	[53 ; 74]	[0.8 ; 0.83]	[2.7 ; 5.4]	[10.7 ; 13.4]	[102 ; 121]	[0 ; 11]
Range (min.-max.)	[38 ; 86]	[0.77 ; 0.85]	[2.1 ; 8.2]	[8.2 ; 14.4]	[92 ; 133]	[0.2 ; 117]
<i>Uncertainties linked to emission factors + terms of farm-gate N balance</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	112	3.4
Standard Deviation (50 000 sim.)	5.4	0.01	0.68	0.7	7.5	3.9
Range (95% of values) %	[-17% ; 17%]	[-2% ; 2%]	[-34% ; 34%]	[-11% ; 11%]	[-13% ; 13%]	[-100% ; 230%]
Range (95% of values)	[52 ; 74]	[0.79 ; 0.83]	[2.7 ; 5.4]	[10.7 ; 13.4]	[97 ; 127]	[0 ; 11]
Range (min.-max.)	[38 ; 86]	[0.77 ; 0.85]	[2 ; 8.1]	[8.2 ; 14.5]	[85 ; 145]	[0.2 ; 123]

Certains auteurs font aussi référence à la théorie de la logique floue. L'incertitude sera exprimée par un intervalle pour la valeur à laquelle est associée une fonction de possibilité. Cette approche présente deux avantages : elle permet de traiter des grandeurs non probabilistique, ce qui est le cas pour l'incertitude (Mertens and Huwe, 2002). Elle permet aussi de gagner en temps de calcul (de Bruyn, 2004). Si certains auteurs considèrent qu'elle est moins optimiste que l'approche Monte-Carlo (Schultz 1997 dans (Mertens and Huwe, 2002)), d'autres ont trouvé des résultats similaires (de Bruyn, 2004). Cette approche a été appliquée à un indicateur estimant la concentration de nitrates dans les eaux de drainage à partir du calcul d'un bilan azoté (Mertens and Huwe, 2002) et à l'ACV (Ardente et al., 2004), pour laquelle, ces auteurs ont développé un logiciel transparent et générique d'estimation de l'incertitude en ACV.

8.7.4. Qualité prédictive de l'indicateur

La valeur prédictive de l'information fournie par un indicateur devrait être un critère de choix possibles, donné dans la liste de Bockstaller et al. par le critère « risque de fausse conclusion » (Bockstaller et al., 2009), ceci quand les indicateurs ont pour objectif de fournir une information au sujet d'effets sur l'environnement (des émissions aux impacts, cf. Figure 8.1). Une grande majorité des indicateurs présentés dans ce chapitre sont concernés par cet usage, dans certains cas au moins. Les indicateurs de pratiques ou de « pression » sont censés compléter les indicateurs d'état en donnant des informations sur les causes à l'origine des états observés. Mais ceux-ci ne sont pas toujours disponibles et de nombreuses méthode d'évaluation environnementale, telles IDEA ou DIALECTE, ne présentent que des indicateurs de pratiques (Bockstaller et al., 2008a; van der Werf and Petit, 2002). Dans tous les cas, pour estimer la valeur prédictive de l'indicateur, la démarche consiste en une confrontation des sorties d'indicateurs à des jeux de données. De telles études ont été menées pour les indicateurs de bilans et ont montré certaines limites de cet indicateur, par exemple pour anticiper les risques de lixiviation Elles ont proposé des conseils pour leur utilisation (cf 8.3.4). Cependant, la nature même de nombreux indicateurs reposant sur des simplifications amène à penser que la relation entre indicateur et les effets sur l'état du milieu ne sont pas directs. Pour les indicateurs simples reposant sur une valeur, l'absence de relation est prévisible sauf lorsque l'indicateur varie dans des proportions très importantes. Certains indicateurs comme la dose d'azote apportée ont fait l'objet d'études de validation et ont montré de faible capacité prédictive (Makowski and Guichard, 2008 ; ten Berge, 2002). Ceci a conduit les auteurs du rapport Corpen à leur donner une faible note de « pertinence agronomique », i.e. qu'ils ne doivent pas être utilisés seuls (cf. Tableau 8.1).

Bockstaller et al. et Makowski et al. ont proposé des tests spécifiques pour valider la pertinence d'indicateurs simples (Bockstaller and Girardin, 2003 ; Makowski et al., 2009). Les premiers ont proposé un test de vraisemblance en confrontant sorties de l'indicateurs et valeurs mesurées (ou issues de simulations par modèles) via la définition d'une zone d'acceptation. Les seconds ont proposé un test binaire (basée sur la méthode ROC) donnant la capacité de l'indicateur à donner une information au-dessus ou en-dessous d'un seuil. L'indicateur azote de la méthode INDIGO a été ainsi confronté à des mesures de concentration de nitrate et a donné des

résultats moyens sur prairies (Pervanchon et al., 2005) et en grandes cultures (résultats non publiés) avec des ans de la seconde approche, l'indicateur azote d'INDIGO, avec des 'erreurs quadratiques moyennes (RMSE) autour de 25 mgNO₃ /L et des efficacités de modèle entre 0,5 et 0,8. Dans la seconde approche basée sur la méthode ROC, différents indicateurs ont été confrontés à des mesures de reliquat récolte ou des reliquats en entrée hiver (cf. section 8.4.4). Les résultats montrent des performances très moyennes des indicateurs très élaborés (issus du modèle STICS ou I_N de la méthode INDIGO®) et de meilleures performances pour des indicateurs combinant une information sur les intrants et sur le rendement (e.g. (Dose N + N minéral du sol sortie hiver) / Rendement). Pour cet indicateur, le critère qui donne une estimation de la qualité prédictive (AUC) s'élève pour le blé à 0,7 sur 1 par rapport à des mesures de reliquat récolte et 0,6 pour le reliquat entrée hiver, ce qui reste modeste (voir (Makowski and Guichard, 2008) pour les détails et (Makowski et al., 2009) pour un résumé).

L'étude de Buczko et al. (Buczko et al., 2010) porte sur l'évaluation de la qualité prédictive sur la lixiviation de 4 indicateurs utilisés en Allemagne, l'indice de drainage (utilisant au numérateur le drainage et non les précipitations hivernales et au dénominateur la réserve utile), le bilan entrée sortie à la parcelle, le bilan divisé par le drainage et le bilan multiplié par l'indice de drainage. L'intérêt de cette étude vient du fait qu'elle porte sur une quinzaine de jeux de données issues de différents pays et cultures. Le bilan azoté donne des résultats conformes à ce qui a été décrit précédemment : une qualité prédictive assez médiocre par rapport à des mesures annuelles de lixiviation, mais acceptable dans le cas de valeurs moyennes sur plusieurs années. L'indice de drainage donne des résultats moyens quand il est calculé sur une année et quand les mesures de lixiviation sont faites dans des situations similaires en termes de gestion d'azote. Le dernier indicateur multipliant bilan par indice de drainage donne les meilleurs résultats dans le cas de valeurs de lixiviation moyennes et annuelles.

8.7.5. Intégration d'autres impacts : quels indicateurs pour le phosphore ?

Comme l'azote sous forme nitrate, le phosphore sous forme de phosphate joue un rôle important dans le déterminisme de la qualité de l'eau au travers de l'eutrophisation, un développement anormal d'algues empêchant toute autre forme de vie (Correll, 1998), ceci en interaction avec l'azote (Barroin et al., 1997). L'augmentation des teneurs en P du sol dans les zones d'agriculture intensive (Reijneveld et al., 2010) a joué un rôle dans l'accroissement des transferts. Jusque dans les années 1990, on pensait que le transfert de phosphate sous forme soluble ou particulaire se faisait principalement par ruissellement et érosion. Entre temps, il a été admis que dans certaines situations, notamment de forte concentration en P dans le sol, le P pouvait aussi être transféré verticalement par lixiviation (Sims et al., 1998). Par ailleurs, les engrais minéraux sous forme phosphatée sont extraits de mine sont directement une ressource non renouvelable (GCL Développement Durable, 2010; Mengel, 1997), en plus des besoins en énergie fossile pour leur conditionnement qui sont cependant moindre que pour les engrais minéraux azotés (Dalgaard et al., 2001).

Parmi les indicateurs de pratiques, la quantité de fertilisants et surtout le bilan entrée-sortie en phosphates sont les indicateurs les plus utilisés. L'indicateur bilan a été proposé dans de nombreuses initiatives à différentes échelles (e.g. liste IRENA au niveau européen, indicateurs OCDE, (Geniaux et al., 2009)). Cet indicateur est aussi utilisé en ACV pour estimer les pertes de P responsables de l'eutrophisation (Haas et al., 2001). Dans un certain nombre de situations, il n'y a pas de relation directe entre un bilan P excédentaire et les pertes (Oenema et al., 2005). Cependant, à partir d'une série d'essais de fertilisation phosphatée et de mesure de pertes de P, Ekholm et al. ont développé un modèle empirique reliant le bilan P aux pertes de P particulaire qui deviennent disponibles pour les algues en fonction de la teneur en P du sol (Ekholm et al., 2005). Ce travail a permis de montrer que les pertes de P évoluent lentement en raison de la lente évolution des teneurs en P dans le sol. Ce modèle empirique doit cependant être re-paramétré en fonction des conditions pédoclimatiques. Dans la méthode INDIGO®, un indicateur proche du bilan reposant sur le solde : (apport de P – dose recommandée) a été développé (Bockstaller and Girardin, 1998), la dose recommandée étant calculée avec une méthode validée telle la méthode du COMIFER ou Régifert de l'Inra (Pellerin et al., 2000). Ces méthodes peuvent conduire à des recommandations d'impasse (pas d'apport) ce qui aura pour effet de diminuer la teneur en sol pour partie impliquée dans les pertes vers les eaux (voir plus loin dans cette section). Dans la méthode d'analyse de cycle de vie SALCA développée à l'Agroscope de Zurich, un modèle opérationnel spécifique a été développé pour les pertes de P (Prasuhn, 2006). Il repose sur des valeurs moyennes de perte de P par type de culture pondérées par des facteurs de risques liés aux pratiques et aux conditions de milieu.

Aux USA, un indicateur basé sur ce type de modèle a été proposé dans les années 1990 : il s'agit du P index (Lemunyon and Gilbert, 1993) qui repose sur un système de notation en scores (0 risque nul, 1, 2, 4, 8 risque élevé) de différents facteurs :

- Facteurs de transport : érosion et ruissellement :
Exemples : 500-5000 kg/ha note = 3,
ruissellement < 0,1 cm note = 0
- Facteurs sources : teneur en P du sol, Dose P minéral, méthode d'application, Dose P organique, méthode application
Exemples : Dose P < 23 kg P₂O₅/ha note = 1
Dose P > 150 kg P₂O₅/ha note = 8 ;
application en surface 3 mois avant la culture note = 8.

Dans la version initiale de l'indicateur, les scores pour les différents facteurs sont additionnés et repartis en 4 classes. Cette version a été validée à l'échelle d'un bassin versant par confrontation à des données mesurées (R²=0,70), (Sharpley, 1995). Cet indicateur a été adapté aux USA et dans d'autres pays (Royaume-Uni, Pays scandinaves) et modifié pour passer à version multipliant les facteurs liés au P à ceux liés à l'érosion et au ruissellement, puis à une version séparant clairement transport par érosion, ruissellement et drainage, avec ajout de facteurs (e.g. mise en place de bandes enherbées), (Buczko and Kuchenbuch, 2007). Ces auteurs ont aussi revu les différents tests de validation à différentes échelles, ainsi que les possibilités d'adaptation aux conditions allemandes. Des modèles plus élaborés prenant en compte de nombreux processus, comme par exemple le transfert par les particules de sol en profondeur par flux préférentiels dans le cas du modèle MACRO, ont été développés mais restent difficilement applicables (Lewis and McGechan, 2002). Une approche analogue au P index de mise en scores de différents facteurs (fertilisation, teneur en sol, structures au niveau du bassin versant, etc.) est prévu dans l'approche Territ'eau (Gascuel-Oudoux et al., 2010a)¹⁵.

Enfin, de nombreux auteurs ont étudié la possibilité d'utiliser la teneur en P du sol, disponible à partir des analyses de sol classiques, comme indicateur mesuré de risque de transfert de P vers les eaux. Plusieurs auteurs ont trouvé des relations mais elles restent cependant très lâches, e.g. (Jordan et al., 2000) en Irlande avec la teneur en P mesurée avec la méthode Olsen au niveau de bassin versant. Sous lysimètre, Godlinski et al. trouvent un résultat similaire pour la méthode Olsen sauf sous prairies en sol non sableux (Godlinski et al., 2004). En grandes cultures, les pratiques de travail du sol et de fertilisation expliquent l'absence de relation. Ceci a conduit Hughes et al. à proposer un indice de saturation du P basée sur la mesure du rapport : teneur en P (à l'acide oxalique)/total P adsorbé (avec P total adsorbé mesuré par la quantité de Fe et Al extrait à l'acide oxalique) (Hughes et al., 2000). Ils concluent que la combinaison de cet indice avec la teneur en P mesurée avec la méthode Olsen paraît être un indicateur prometteur des pertes en P. Il reste que la mesure de l'indice de saturation n'est pas couramment réalisée en France et cela reste un indicateur mesuré qui n'explique pas directement l'effet des pratiques de gestion du P. Dans tous les cas, si la teneur en P mesurée classiquement en analyse de terre ne peut être directement reliée aux pertes en P vers les eaux, elle n'en reste pas moins un des facteurs explicatifs.

8.7.6. La question de l'agrégation des indicateurs

Comme recommandé dans le rapport du Corpen, certains indicateurs simples ne peuvent suffire pour appréhender les performances d'un système de manière suffisamment fiable et ne peuvent donc pas être utilisés de manière isolée (Tableau 8.1). Ceci a conduit des utilisateurs à proposer des listes d'indicateurs (cf. Exemple dans (Corpen, 2006)). Dans l'ACV, le nombre est certes réduit mais il peut encore atteindre la dizaine. Un autre exemple est fourni par la liste de 9 indicateurs proposés par Espagnol et al. (Espagnol et al., 2008) pour les élevages porcins (Tableau 8.15) ou la liste proposée par Halberg (Halberg, 1999). Le signal délivré par une telle liste d'indicateurs peut être complexe comme le montre la Figure 8.14, tirée d'un exemple d'un projet transfrontalier en plaine du Rhin supérieur (Aprona, 2007), bien qu'un effort ait été fait en termes de représentation des sorties sur une échelle facile à comprendre avec des indicateurs exprimés par rapport à des valeurs de référence (seuil ou objectif). Ce genre de représentation permettra d'analyser la situation de chaque région et situer les points forts et faibles. Mais il est impossible à la vue de ce tableau de bord de faire une synthèse pour chaque région, de décider si la situation est satisfaisante ou pas, et d'autant plus de comparer les

¹⁵ Pas encore disponible d'après le site de la méthode : http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/DIAGNOSTIC/Phosphore/

trois régions.

Bockstaller et al. postulent que l'agrégation est nécessaire dans de nombreux cas, à un moment ou à une autre de l'évaluation pour synthétiser l'information et aider les acteurs dans leur jugement, ou pour décider entre différentes options, tout en gardant toujours les résultats non agrégés, pour comprendre et analyser chaque option (Bockstaller et al., 2008b). C'est ce que proposent aussi Oenema et al. comme approche pour la communication et le dialogue avec les acteurs au sujet de l'azote, en proposant des méthodes multicritères d'aide à la décision sans plus de précision, qui est une des approches possibles pour agréger (Oenema et al., 2011). En reprenant la terminologie de l'ENA (Oenema et al., 2011), on peut distinguer différents types d'agrégation :

- Une agrégation spatiale ou temporelle des résultats qui passent par le changement d'échelle,
- Une agrégation « verticale », le long de la chaîne causale qui peut se limiter à une composante du système (e.g. le champ) ou porter sur toute la chaîne de production (du cycle de vie).
- Une agrégation « horizontale » qui va agréger des résultats d'indicateurs traitant d'éléments de nature différentes, émissions de composés différents, d'impacts différents, de dimensions de la durabilité, etc.

Dans tous les cas, il faut s'assurer que l'agrégation évite le piège de l'addition de grandeurs non cohérentes entre elles et que tous les indicateurs soient agrégés dans la même unité ou sur une échelle normée. Dans le cas d'une agrégation verticale, une approche quantitative travaillant en termes de flux résout ce problème. L'agrégation horizontale est plus délicate dès que la somme d'éléments exprimés dans une même unité n'est plus possible. En ACV, pour chaque impact, les différents éléments sont agrégés grâce à leur expression en équivalent substance de référence. Pour l'analyse coût/bénéfice, les économistes agrègent tout en unité monétaire, ce qui pose le problème de l'évaluation monétaire des impacts environnementaux et des autres biens non-marchands (van der Heide et al., 2010). L'empreinte écologique Wackernagel et Rees (1996) (dans (van der Werf et al., 2007)) propose de tout rapporter à une unité de surface, ce qui n'est pas exempt de limites sur les facteurs d'équivalence mis en œuvre (cf. section 8.6.2).

Des méthodes alternatives existent :

- Le calcul d'un indice composite donnant une valeur unique grâce à une fonction mathématique. Dans le cas de l'indicateur azote de la méthode INDIGO, les modules NO_3 , NH_3 et N_2O sont agrégés par une fonction minimum pour prendre le résultat le plus mauvais (Bockstaller et al., 2008b). Des fonctions plus complexes existent (Nardo et al., 2005).
- Des approches multicritères proprement dites qui permettent par différentes approches issues de la recherche opérationnelle de classer des actions ou sélectionner la meilleure action sur la base d'un ensemble de critères ou d'indicateurs. Sadok et al. en ont fait une synthèse (Sadok et al., 2008). L'une d'elles, Electre repose sur le surclassement, i.e. sur la comparaison deux à deux. Elle a été appliquée à la comparaison de systèmes cultures avec plusieurs indicateurs traitant de la qualité de l'eau incluant l'azote (Arondel and Girardin, 2000).
- Des approches « mixtes » permettant d'inclure des résultats qualitatifs, dont l'outil DEXi en est un exemple utilisé en France pour développer différents « modèles », comme par exemple MASC (Sadok et al., 2009). Ainsi MASC basé sur l'outil DEXi, destiné à l'évaluation de la durabilité de systèmes de culture, utilise différents indicateurs qu'il agrège sous forme d'arbre avec des fonctions « si alors » et permet de pondérer les différents indicateurs. Parmi les indicateurs de base se trouvent les modules non agrégés, NO_3 , NH_3 et N_2O d'INDIGO qui sont resynthétisés au sein d'indicateurs agrégés de « qualité des eaux de profondeur » et d'« émissions gazeuses », eux-mêmes agrégés dans la dimension environnementale. D'autres approches utilisant l'outil DEXi (Bohanec et al., 2008) font appel à des indicateurs de pratiques et de sensibilité de milieu telles l'approches DEXiPM (Messéan et al., 2010).

Figure 8.15 : Exemple de tableau de bord « nitrate » pour trois régions de la plaine du Rhin supérieur, d'après (Aprona, 2007).

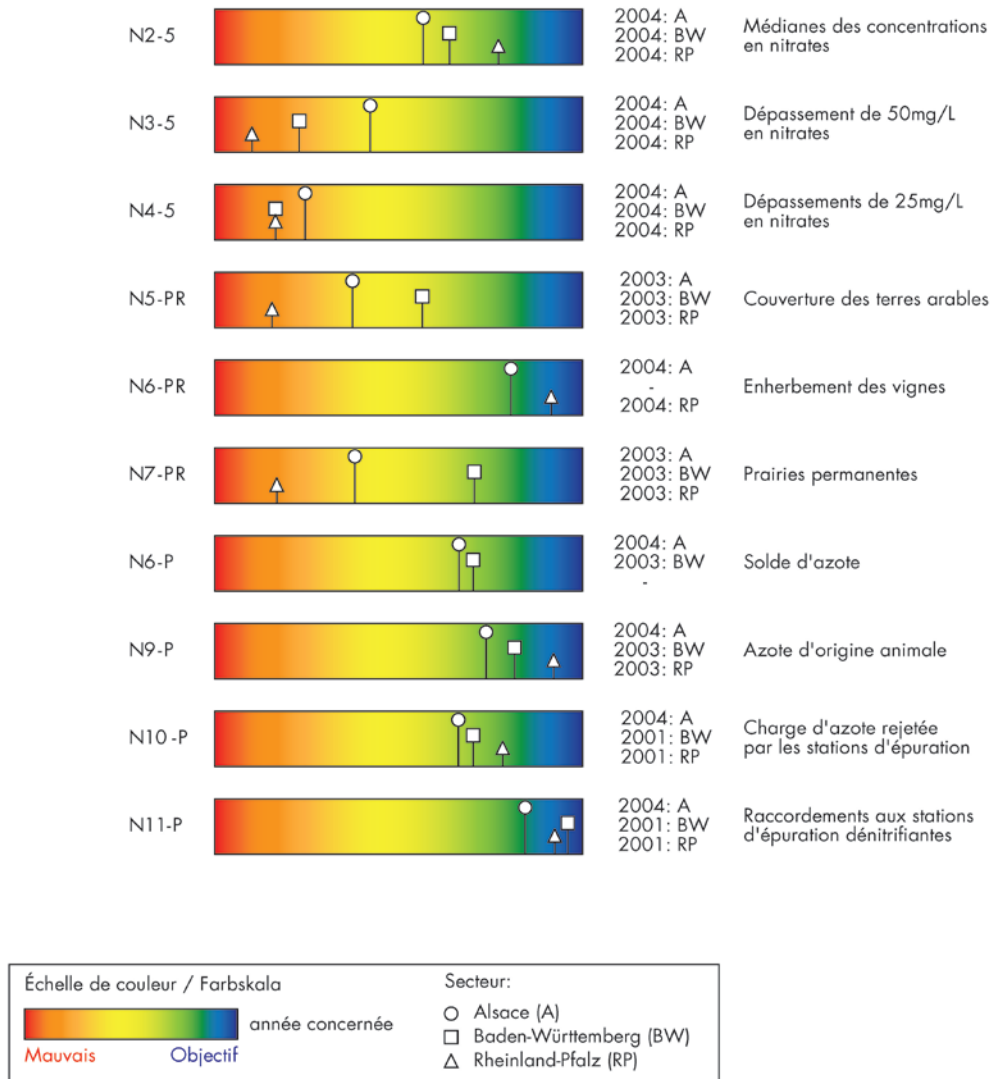


Tableau 8.15 : Indicateurs de performance environnementale en élevage porcin (fiche «action» bilan d'activité de l'Ifip 2008 d'après (Espagnol et al., 2008)).

INDICATEURS EXPRIMÉS PAR KG DE PORC PRODUIT
Quantité annuelle N excrété (g N / kg porc)
Quantité annuelle P2O5 excrété (g N / kg porc)
Quantités annuelles de Cu et Zn excrétés (g Cu ou Zn / kg porc)
Emissions annuelles de NH3 (kg NH3 / kg porc)
Emissions annuelles de GES (Kg eq CO2 / kg porc)
Quantité annuelle de déchets générés (g déchets / kg porc)
Quantité annuelle d'odeurs émises (unités odeurs / kg porc)
Quantité annuelle d'eau consommée (m3 / kg porc)
Quantité annuelle d'énergie directe consommée (kWh / kg porc)

8.8. Conclusion : quels indicateurs choisir ?

Il ressort de cette synthèse que les indicateurs sont très nombreux. L'utilisateur doit ainsi clarifier ses besoins pour sélectionner les indicateurs ou la méthode adéquate, c'est-à-dire qui réponde à ses besoins en fonction des moyens dont il dispose. Ce choix résultera souvent d'un compromis entre ce qu'il faudrait faire et ce qui faisable. Pour être pertinent, le choix doit reposer sur les critères d'objectif (suivre des pratiques ou des impacts par exemple) d'utilisation, d'utilisateurs et de public visé, d'échelle à aborder. En outre, des divergences peuvent apparaître entre les conclusions en terme de classement de scénarios (van der Werf et al., 2007) ou des conseils qui en découlent (Bockstaller et al., 2009) selon les indicateurs choisis, souvent du fait des différences dans les types d'impacts pris en compte. Il est donc important aussi que l'utilisateur connaisse bien les éléments fondamentaux de la méthode et du type d'indicateurs utilisés. Ceci est particulièrement vrai pour les méthodes ACV qui dépendent fortement des choix en termes de définitions de systèmes d'impacts mais aussi des méthodes de calcul qui sont souvent laissées à l'arrière-plan.

Les indicateurs de pratiques sont certainement les plus faciles à renseigner, notamment aux grandes échelles et sont indispensables pour tout travail d'évaluation des changements de pratiques comme fruit d'un programme d'action. Cependant en cas d'enjeux financiers directs pour l'évalués, une incertitude liée aux fraudes est toujours difficile à estimer et peut remettre en question leur validité. Cette connaissance des pratiques aux échelles supérieures peut nécessiter la mise en place d'observatoires de pratiques.

Quand on veut s'intéresser aux effets des pratiques, les indicateurs de pratiques restent généralement insuffisants, à l'exception des calculs de bilans d'azote, notamment en situation d'excédents. Toutefois même ici les différents calculs de bilan n'ont pas la même pertinence. Les bilans sols-surfaces sont ainsi souvent moins pertinents et surtout moins précis (ce qui peut être vu comme un avantage pour certains utilisateurs) que les bilans entrée – sortie de l'exploitation. Pour avoir une image relativement fiable des effets en termes d'émissions, de changement d'état ou d'impacts, le recours à des indicateurs basés sur des mesures de terrain est certainement un passage obligé. Parmi eux, la mesure de reliquats entrée hiver se pratique à grandes échelles dans certaines régions européennes (e.g. Bade-Wurtemberg en Allemagne, Wallonie). Cependant, de telles mesures demandent des précautions méthodologiques pour limiter les incertitudes. Pour aller plus loin, des observatoires basés sur des réseaux de bougies poreuses sont aussi une option intéressante mais lourde en investissement. Dans tous les cas, il faut des données supplémentaires sur les pratiques pour identifier les causes de dysfonctionnement. Des indicateurs d'impacts ont également été développés mais ils sont encore plus difficiles à relier aux pratiques en fonction du milieu donné.

L'intérêt des indicateurs basés sur des modèles est de relier les sorties à des variables explicatives dont les pratiques agricoles. Il existe aujourd'hui de nombreux outils plus ou moins complexes pour simuler les processus et les émissions, souvent de manière dynamique, mais leur usage reste très souvent trop lourd. Ils sont alors réservés à des projets où un investissement important a été réalisé pour l'acquisition de données. Des approches plus opérationnelles sur le terrain et qui ne sont pas toujours moins performantes en termes de qualité prédictive, ont été développées. C'est ce qui est proposé par exemple dans les indicateurs de la méthode INDIGO® qui est représentative d'une approche « indicateurs classiques ». On oppose souvent les deux approches. L'ACV peut être considéré comme une méthode intermédiaire comme par exemple la méthode SALCA. La question se pose dans quelle mesure, une ACV « complète » est toujours nécessaire car cette méthode reste lourde par son approche systémique et les bases de données mobilisées. Pour les thématiques autres que l'énergie, il faudrait identifier les situations où la contribution de l'amont à l'exploitation est réellement très significative, pour justifier le recours à une ACV « complète ».

Références bibliographiques du chapitre 8

- Aarts, H.F.M.; Habekotte, B.; van Keulen, H., 2000. Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (3): 231-240.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009885419512>
- Addiscott, T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. *Nitrates-Agriculture-Water, International Symposium, 7-8 November 1990*. Paris-La Défense, France. Paris : INRA, 157-168.
- Alkan Olsson, J.; Bockstaller, C.; Turpin, N.; Therond, O.; Bezlepkina, I.; Knapen, R., 2009. Indicator framework, indicators, and up-scaling methods implemented in the final version of SEAMLESS-IF, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 97 p.
- Ammann, C.; Spirig, C.; Leifeld, J.; Neftel, A., 2009. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3-4): 150-162.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.006>
- Andreoli, M.; Rossi, R.; Tellarini, V., 1999. Farm sustainability assessment: some procedural issues. *Landscape and Urban Planning*, 46 (1-3): 41-50.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00045-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00045-6)
- Aneja, V.P.; Roelle, P.A.; Murray, G.C.; Southerland, J.; Erisman, J.W.; Fowler, D.; Asman, W.A.H.; Patni, N., 2001. Atmospheric Nitrogen Compounds II: Emissions, Transport, Transformation, Deposition and Assessment. *Atmospheric Environment*, 35 (11): 1903-1911.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(00\)00543-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00543-4)
- Anger, M., 2002. Nitrate leaching from intensively and extensively grazed grassland measured with suction cup samplers and sampling of soil mineral-N II Variability of NO₃ and NH₄ values and degree of accuracy of the measurement methods. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 165 (5): 648-657.
[http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200210\)165:5<640::AID-JPLN640>3.0.CO;2-F](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200210)165:5<640::AID-JPLN640>3.0.CO;2-F)
- Anonyme, 2002. Mise en oeuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles - Synthèse des rapports établis par les États membres pour l'année 2000. Luxembourg Office des publications officielles des Communautés européennes. 51 p.
- Anonyme, 2008. Les APL en zones vulnérables Nitrawal. 4 p.
- Aprona, 2007. Indicateurs transfrontaliers pour la protection de la nappe du Fossé rhénan supérieur. Colmar, France Aprona. 192 p.
- Ardente, F.; Beccali, M.; Cellura, M., 2004. FALCADE: a fuzzy software for the energy and environmental balances of products. *Ecological Modelling*, 176 (3-4): 359-379.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.11.014>
- Arondel, C.; Girardin, P., 2000. Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research*, 127 (3): 476-482.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217\(99\)00437-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217(99)00437-3)
- Arriaga, H.; Salcedo, G.; Calsamiglia, S.; Merino, P., 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and

nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1/2): 132-139.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.007>

Attoumani, A., 2008. *Les usages des méthodes d'évaluation agri-environnementale. Contribution à l'élaboration d'un guide pour le choix de ces méthodes*. Thèse. AgroCampus Rennes.132 p.

Aveline, A.; Rousseau, M.L.; Guichard, L.; Laurent, M.; Bockstaller, C., 2009. Evaluating an environmental indicator: Case study of MERLIN, a method for assessing the risk of nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 100 (1-3): 22-30.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2008.12.001>

Bare, J.C.; Gloria, T.P., 2006. Critical analysis of the mathematical relationships and comprehensiveness of life cycle impact assessment approaches. *Environmental Science and Technology*, 40 (4): 1104-1113.

<http://dx.doi.org/10.1021/es091639b>

Barroin, G.; Dorioz, J.M.; Durand, P.; Mérot, P., 1997. Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquence sur les écosystèmes aquatiques. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 289-312.

Bassanino, M.; Grignani, C.; Sacco, D.; Allisiardi, E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122 (3): 282-294.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.023>

Basset-Mens, C.; Anibar, L.; Durand, P.; van der Werf, H.M.G., 2006a. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment*, 367 (1): 367-382.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.026>

Basset-Mens, C.; Ledgard, S.; Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, 68 (6): 1615-1625.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1/2): 127-144.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G.; Durand, P.; Leterme, P., 2006b. Implications of uncertainty and variability in the life cycle assessment of pig production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11 (5): 298-304.

<http://dx.doi.org/10.1065/lca2005.08.219>

Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; McGinn, S.M., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. *Agricultural Systems*, 103 (6): 371-379.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2010.03.008>

Benoît, M., 1992. Un indicateur des risques de pollution azotée nommé "Bascule" (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de Culture de l'Exploitation). *Fourrages*, 129: 95-110.

Benoît, M.; Passouant, M.; Thenail, C.; Hubert-Moy, L.; Dupraz, P.; Brassac, C.; Le Ber, F.; Marie, J.F.; Bockstaller, C.; Barriere, O.; King, D.; Le Bas, C.; Ruelle, P., 2006. Why and how design monitoring processes of farmer practices in European landscape? In: Langeveld, H.; Roling, N., eds. *Changing European Farming Systems for a Better Future: New Visions for Rural Areas*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 461-462.

Berzina, L.; Jansons, V.; Sudars, R., 2009. The application of cluster analysis for identification of monitoring sites to assess potential agricultural point source pollution in the animal farms. *Vandens Utkio Inzinerija*, 36 (56): 64-73. http://www.waterland.lt/leidinys_en/index_e.html

Billen, G.; Thieu, V.; Garnier, J.; Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3-4): 234-246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.018>

Billetter, R.; Liira, J.; Bailey, D.; Bugter, R.; Arens, P.; Augenstein, I.; Aviron, S.; Baudry, J.; Bukacek, R.; Burel, F.; Cerny, M.; De Blust, G.; De Cock, R.; Diekötter, T.; Dietz, H.; Dirksen, J.; Dormann, C.; Durka, W.; Frenzel, M.; Hamersky, R.; Hendrickx, F.; Herzog, F.; Klotz, S.; Koolstra, B.; Lausch, A.; Le Coeur, D.; Maelfait, J.P.; Opdam, P.; Roubalova, M.; Schermann, A.; Schermann, N.; Schmidt, T.; Schweiger, O.; Smulders, M.J.M.; Speelmans, M.; Simova, P.; Verboom, J.; van Wingerden, W.; Zobel, M.; Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45: 141-150.

Biswas, W.K.; Graham, J.; Kelly, K.; John, M.B., 2010. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia - a life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 18 (14): 1386-1392.

<Go to ISI>://CABI:20103270636

Bobbink, R.; Hornug, M.; Roelofs, J.G.M., 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Werner, B.; Sprenger, T., eds. *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded* Berlin: Umweltbundesamt (UBA), Annex III 1-54.

Bockstaller, C.; Gaillard, G.; Baumgartner, D.; Freiermuth Knuchel, R.; Reinsch, M.; Brauner, R.; Unterseher, E., 2006. *Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA*. Colmar, France: ITADA, 112 p.

Bockstaller, C.; Galan, M.B.; Capitaine, M.; Colomb, B.; Mousset, J.; Viaux, P., 2008a. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? In: Reau, R.; Doré, T., eds. *Systèmes de culture innovants et durables : quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer*. Dijon: Educagri, 29-51.

Bockstaller, C.; Girardin, P., 1998. Assessing the P fertilization by means of an agro-ecological indicator: the Phosphorus indicator. *Fifth Congress of the European Society for Agronomy*. Nitra, Slovak Republic, 28 June-2 July 1998. European Society for Agronomy, 33-34.

Bockstaller, C.; Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76 (2): 639-653. [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)

Bockstaller, C.; Girardin, P., 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, 85: 4-6.

Bockstaller, C.; Girardin, P.; van der Werf, H.M.G., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, 7 (1-3): 261-270. [http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00041-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00041-5)

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Keichinger, O.; Girardin, P.; Galan, M.B.; Gaillard, G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 223-235. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008058>

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008b. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1):

139-149.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052>

Bockstaller, C.; Weinzaepflen, E.; Stapleton, L.; Garrod, G.D.; Correia, M.-T., 2007. PD 2.2.3: A working paper on thematic indicators, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 73 p.

Bohanec, M.; Messean, A.; Scatasta, S.; Angevin, F.; Griffiths, B.; Krogh, P.H.; Znidarsic, M.; Dzeroski, S., 2008. A qualitative multi-attribute model for economic and ecological assessment of genetically modified crops. *Ecological Modelling*, 215: 247-261.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.016>

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Lebret, B.; Meunier-Salaun, M.C.; Espagnol, S.; Salaun, Y.; Leterme, P.; van der Werf, H., 2008. Évaluation globale des systèmes de production porcine et leur optimisation au niveau de l'exploitation. *Productions Animales*, 21 (4): 367-386.

Bosshard, A., 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77 (1-2): 29-41.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00090-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00090-0)

Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46 (1): 53-70.

<http://dx.doi.org/10.1007/BF00210224>

Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002a. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4): Article Number 1058.

<http://dx.doi.org/10.1029/2001GB001811>

Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002b. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (2): Article Number 1024.

<http://dx.doi.org/10.1029/2000GB001389>

Bouwman, A.F.; van Drecht, G.; van der Hoek, K.W., 2005. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030. *Pedosphere*, 15 (2): 137-155.

Brentrup, F.; Kusters, J.; Kuhlmann, H.; Lammel, J., 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20: 247-264.

Brentrup, F.; Kusters, J.; Lammel, J.; Barraclough, P.; Kuhlmann, H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology - II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20: 265-279.

Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18: 309-332.

Britz, W.; Leip, A., 2009. Development of marginal emission factors for N losses from agricultural soils with the DNDC-CAPRI meta-model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3/4): 267-279.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.026>

Britz, W.; Verburg, P.H.; Leip, A., 2011. Modelling of land cover and agricultural change in Europe: combining the CLUE and CAPRI-Spat approaches. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142 (1-2): 40-50.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.008>

Brown, L.; Syed, B.; Jarvis, S.C.; Sneath, R.W.; Phillips, V.R.; Goulding, K.W.T.; Li, C., 2004. UK-DNDC DeNitrification-DeComposition : a mechanistic model to estimate N₂O fluxes in the UK. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 567-568.

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O., 2007. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170: 445-460.

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O., 2010. Environmental indicators to assess the risk of diffuse nitrogen losses from agriculture. *Environmental Management*, 45 (5): 1201-1222.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9448-8>

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O.; Lennartz, B., 2010. Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of Environmental Management*, 91 (6): 1305-1315.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.007>

Burtin, M.L., 2008. Evaluation des modifications des pratiques de gestion de l'azote des agriculteurs de Sundg'eaux vives. Schiltigheim, France ARAA. 64 p.

Burtin, M.L.; Rapp, O., 2008. Programme Agronomique Régional: Observatoire des fuites de nitrates sous parcelles agricoles - synthèse pluriannuelle 2003/2007. Schiltigheim, France ARAA. 16 p.

Burtin, M.L.; Rapp, O., 2009. Rôle du type de sol dans l'élaboration de la qualité « nitrates » des eaux sous parcelles agricoles : exemple de l'interculture après maïs en Alsace. *10. Journées d'Etude des Sols*. Strasbourg, France, 11-15 mai 2009. Université de Strasbourg, 207-208.

Cabrera, V.E.; de Vries, A.; Hildebrand, P.E., 2006. Prediction of nitrogen excretion in dairy farms located in north Florida: A comparison of three models. *Journal of Dairy Science*, 89 (5): 1830-1841.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72252-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72252-4)

Canals, L.M.I.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Knuchel, R.F.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Muller-Wenk, R.; Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12: 5-15.

Canals, L.M.I.; Clift, R.; Basson, L.; Hansen, Y.; Brandao, M., 2006. Expert workshop on land use impacts in life cycle assessment (LCA). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11: 363-368.

Cannavo, P.; Recous, S.; Parnaudeau, V.; Reau, R., 2008. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Advances in Agronomy*, 97: 131-174.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)00004-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00004-1)

Capillon, A.; Gabrielle, B.; Girardin, P.; Guichard, L.; Guillaume, B.; Hubert, A.; Leiser, H.; Soulas, G.; van der Werf, H., 2005. Méthodes d'évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles. Paris, France Inra Département Environnement Agronomie. 51 p.

Casey, J.W.; Holden, N.M., 2004. A systematic description and analysis of GHG emissions resulting from Ireland's milk production using LCA methodology. *Life cycle assessment in the agri-food sector. Proceedings from the 4th International Conference*. Bygholm, Denmark, 6-8 October 2003. Danish Institute of Agricultural Sciences, 219-221.

Cassagne, J.P., 2008. Prééminence des terres nues en hiver - Fertilisation azotée minérale du maïs grain : progrès attendus. *Agreste Primeur*, 216.
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur216.pdf>

Castillo, A.R.; Kebreab, E.; Beever, D.E.; France, J., 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9 (1): 1-32.

Cederberg, C., 1998. *Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming*. Goteborg, Sweden: Swedish Food Institute (SIK Rapport), 86 p.

Cederberg, C.; Flysjo, A., 2004. Life cycle inventory of 23 dairy farms in South-Western Sweden. *SIK Rapport*, 728: 59 p.

Chadwick, D.R.; Pain, B.F.; Brookman, S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 277-287.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010035x>

Chambers, B.J.; Lord, E.I.; Nicholson, F.A.; Smith, K.A., 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, 15: 137-143.

Chardon, X., 2008. *Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière : développement et application du simulateur mélodie*. Thèse. AgroParis tech, Paris.

Chardon, X.; Raison, C.; Le Gall, A.; Morvan, T.; Faverdin, P., 2008. Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. *Journal of Agricultural Science*, 146: 521-539.
<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859608008034>

Chardon, X.; Rigolot, C.; Barrate, C.; Le Gall, A.; Espagnol, S.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Raison, C.; Poupa, J.-C.; Faverdin, P., 2007. MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, 1638-1645.

Chémery, J.B.; Boissier, M., 2002. Irri-Mieux : Guide pratique pour l'évaluation d'un projet local. Paris, France ANDA. 39 p.

Clay, D.E.; Carlson, C.G.; Brixdavis, K.; Oolman, J.; Berg, B., 1997. Soil sampling strategies for estimating residual nitrogen. *Journal of Production Agriculture*, 10: 446-452.

Comifer, 2011. Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales (Cultures annuelles et prairies).
<http://www.comifer.asso.fr/>

Coppenet, M., 1974. L'épandage du lisier de porcherie : ses conséquences agronomiques. *Annales Agronomiques*, 25 (2-3): 403-423.

Coppenet, M., 1975. Bilan des éléments fertilisants sur les exploitations d'élevage. *Fourrages*, 62: 119-132.

Coppenet, M.; Golven, J.; Simon, J.C.; Lecorre, L.; Leroy, M., 1993. Chemical evolution of soils in intensive animal-rearing farms - The example of Finistere. *Agronomie*, 13 (2): 77-83.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:19930201>

Corpen, 1999. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Paris: Corpen, Groupe "Alimentation Animale", sous groupe "Vaches laitières", 21 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

Corpen, 2006. *Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire*. Paris: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 113 p.
http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/maquette_azote29_09.pdf

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27: 261-266.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>

Crabtree, J.R.; Brouwer, F.M., 1999. Discussion and conclusions. In: Brouwer, F.M.; Crabtree, J.R., eds. *Environmental indicators and agricultural policy*. Wallingford: CAB International, 279-285.

Dabbert, S.; Kilian, B.; Sprenger, S., 1999. Site-specific water quality indicators in Germany. In: Brouwer, F.M.; Crabtree, J.R., eds. *Environmental indicators and agricultural policy*. Wallingford: CAB International, 177-191.

Dalgaard, T.; Halberg, N.; Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (1): 51-65.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00297-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00297-8)

Dalgaard, T.; Hutchings, N.J.; Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100 (1): 39-51.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00152-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X)

Dambreville, C.; Morvan, T.; Germon, J.C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123 (1-3): 201-210.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.001>

de Bruyn, B., 2004. *Étude de la vulnérabilité des eaux aux produits phytosanitaires: indicateur environnemental et modèle mécaniste, en vue d'une meilleure gestion du bassin versant de la Leysse (Savoie)*. Thèse. Université Joseph Fourier-Grenoble 1, Grenoble. 256 p.

de Ruijter, F.J.; Boumans, L.J.M.; Smit, A.L.; van den Berg, M., 2007. Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77 (2): 155-167.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9051-9>

de Vries, M.; de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

de Vries, W.; Kros, H.; Oenema, O.; Erisman, J.W., 2002. Assessment of nitrogen ceilings for Dutch agricultural soils to avoid adverse environmental impacts. *Optimizing nitrogen management in food and energy production and environmental protection. 2nd International Nitrogen Conference*. Potomac, Maryland, USA, 14-18 October 2001, 898-907.

de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 317-344.

Decau, M.L.; Delaby, L.; Roche, B., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151: 313-330.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1405-1413.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1405>

Del Grosso, S.J.; Parton, W.J.; Mosier, A.R.; Ojima, D.S.; Kulmala, A.E.; Phongpan, S., 2000. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: 1045-1060.

Diebel, M.W.; van der Zanden, M.J., 2009. Nitrogen stable isotopes in streams: effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications*, 19 (5): 1127-1134.

<http://dx.doi.org/10.1890/08-0327.1>

Dou, Z.; Kohn, R.A.; Ferguson, J.D.; Boston, R.C.; Newbold, J.D., 1996. Managing nitrogen on dairy farms: An integrated approach .1. Model description. *Journal of Dairy Science*, 79 (11): 2071-2080.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(96\)76580-3](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(96)76580-3)

Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Bonneau, M., 2010. Évolution des modes de conduite des élevages porcins et conséquences sur la charge en effluents. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 75-88.

Drury, C.F.; Yang, J.Y.; de Jong, R.; Yang, X.M.; Huffman, E.C.; Kirkwood, V.; Reid, K., 2007. Residual soil nitrogen indicator for agricultural land in Canada. *Canadian Agri-environmental Indicators, Canadian Society of Soil Science Annual Meeting*. Halifax, Nova Scotia, Canada, 15-18 May 2005, 167-177.

<http://dx.doi.org/10.4141/S06-064>

Dubrulle, P.; Machet, J.M.; Damay, N., 2004. Azofert: a new decision support tool for fertiliser N recommendations. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 500-501.

Duelli, P.; Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98: 87-98.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00072-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00072-0)

Dupraz, P.; Ruas, J.F.; Samson, E., 2010. Le calcul d'indicateurs environnementaux selon l'analyse du cycle de vie à partir du RICA (programme ANR SPADD). *Séminaire José Rey : Impact des mesures agro-environnementales et des soutiens au développement rural*. Montreuil-sous-bois, France, 1er février 2010, 47 p.

http://www.prodinra.inra.fr/prodinra/pinra/data/2010/07/PROD20101d8efa4_20100715023939843.pdf

Duru, M.; Bergez, J.E.; Delaby, L.; Justes, E.; Theau, J.P.; Viegas, J., 2007. A spreadsheet model for developing field indicators and grazing management tools to meet environmental and production targets for dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 82 (2): 207-220.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.014>

EEA, 2005. Agriculture and environment in EU-15; the IRENA indicator report. Copenhagen, Denmark European Environmental Agency (EEA). 128 p.

Ekholm, P.; Turtola, E.; Gronroos, J.; Seuri, P.; Ylivainio, K., 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110 (3-4): 266-278.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.014>

Eriksen, J.; Vinther, F.P.; Soegaard, K., 2004. Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management. *Journal of Agricultural Science*, 142: 141-151.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859604003934>

Espagnol, S.; Lagadec, S.; Rigolot, C.; Salaun, Y., 2008. Gestion environnementale des exploitations porcines : proposition d'indicateurs. *Techni-Porc*, 31 (5): 3-9.

Ewert, F.; van Ittersum, M.K.; Bezlepina, I.; Therond, O.; Andersen, E.; Belhouchette, H.; Bockstaller, C.;

- Brouwer, F.; Heckelei, T.; Janssen, S.; Knapen, R.; Kuiper, M.; Louhichi, K.; Alkan Olsson, J.; Turpin, N.; Wery, J.; Wien, J.E.; Wolf, J., 2009. A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science & Policy*, 12: 546-561.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.02.005>
- Fagerberg, B.; Salomon, E.; Jonsson, S., 1996. Comparisons between conventional and ecological farming systems at Ojebyn - Nutrient flows and balances. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 26 (4): 169-180.
- Faivre, R.; Leenhardt, D.; Voltz, M.; Benoit, M.; Papy, F.; Dedieu, G.; Wallach, D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie*, 24 (4): 205-217.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2004016>
- Farruggia, A.; Decau, M.L.; Vertès, F.; Delaby, L., 1997. En prairie, la balance azotée a l'échelle de la parcelle. *Fourrages*, 151: 281-296.
- Faverdin, P.; Chardon, X.; Rigolot, C.; Baratte, C.; Raison, C.; Piquemal, P.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Le Gall, A.; Dourmad, J.Y.; Leterme, P.; Paillat, J.M.; Delaby, L.; Garcia, F.; Peyraud, J.L.; Poupa, J.-C.; Morvan, T.; Espagnol, S., 2011. Mélodie, un simulateur d'une exploitation d'élevage pour étudier les relations entre conduites des systèmes et risques pour l'environnement *Innovations Agronomiques*: 109-119.
- Finn, J.T., 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook Ecosystem. *Ecology*, 61 (3): 562-571.
<http://dx.doi.org/10.2307/1937422>
- Freibauer, A.; Kaltschmitt, M., 2000. Emissions rates and emissions factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture. Stuttgart, Germany University of Stuttgart. 192 p.
- Freyer, B.; Reisner, Y.; Zuberbuhler, D., 2000. Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling*, 130 (1-3): 121-129.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00208-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00208-8)
- Gabrielle, B.; Laville, P.; Henault, C.; Nicoullaud, B.; Germon, J.C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (2): 133-146.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-5771-5>
- Gascuel-Oudou, C.; Aurousseau, P.; Durand, P.; Ruiz, L.; Molenat, J., 2010a. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment*, 408 (23): 5657-5666.
- Gascuel-Oudou, C.; Guet, S.; Morvan, T.; Vertès, F., 2010b. Catchment Agronomy : processes, mitigation measures and indicators to protect water quality. *Proceedings of the International Fertiliser Society*. Cambridge, December 2010, 2-23.
http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/
- Gascuel-Oudou, C.; Massa, F.; Durand, P.; Merot, P.; Troccaz, O.; Baudry, J.; Thenail, C., 2009. Framework and tools for agricultural landscape assessment relating to water quality protection. *Environmental Management*, 43 (5): 921-935.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9244-x>
- GCL Développement Durable, 2010. *État, perspectives et enjeux du marché des engrais*: Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Service de la Statistique et de la Prospective, 94 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/etudes/etat-perspectives-enjeux/downloadFile/FichierAttache_1_f0/prospect-engrais%20mineraux_0906_ssp_rapport%20final.pdf?nocache=1134040585.85
- Génermont, S.; Cellier, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88 (1-4): 145-167.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0)

Geniaux, G.; Bellon, S.; Deverre, C.; Powell, B., 2009. Sustainable Development Indicator Frameworks and Initiatives. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2 European Union. 150 p.

<http://www.SEAMLESS-IP.org>

Giebel, A.; Wendroth, O.; Reuter, H.I.; Kersebaum, K.C.; Schwarz, J., 2006. How representatively can we sample soil mineral nitrogen? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (1): 52-59.

<http://dx.doi.org/10.1002/jpin.200521755>

Ginting, D.; Kessavalou, A.; Eghball, B.; Doran, J.W., 2003. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications. *Journal of Environmental Quality*, 32 (1): 23-32.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.2300>

Giovanni, R.; Dulphy, J.P., 2008. Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Fourrages*, 195: 357-372.

Girardin, P.; Bockstaller, C.; van der Werf, H., 1999. Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13 (4): 5-21.

Girardin, P.; Guichard, L.; Bockstaller, C., 2005. *Indicateurs et tableaux de bord. Guide pratique pour l'évaluation*. Paris, France: Lavoisier, 39 p.

Glendining, M.J.; Dailey, A.G.; Williams, A.G.; van Evert, F.K.; Goulding, K.W.T.; Whitmore, A.P., 2009. Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs? *Agricultural Systems*, 99 (2-3): 117-125.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2008.11.001>

Godlinski, F.; Leinweber, P.; Meissner, R.; Seeger, J., 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68 (1): 47-57.

<http://dx.doi.org/10.1023/B:FRES.0000012235.80656.cd>

Goodlass, G.; Halberg, N.; Verschuur, G., 2003. Input output accounting systems in the European community - an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 17-24.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00068-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00068-6)

Gras, R.; Benoit, M.; Deffontaines, J.P.; Duru, M.; Lafarge, M.; Langlet, A.; Osty, P.L., 1989. *Le fait technique en agronomie. Activité agricole, concepts et méthodes d'étude*. Paris, France: Institut National de la Recherche Agronomique, L'Hamarttan, 184 p.

Graveline, N.; Louvier, S., 2004. Instrument de contrôle de la pollution agricole par les nitrates : revue de littérature. Rapport final BRGM/RP-53170-FR 65 p.

Gudmundsson, H., 2003. The policy use of environmental indicators - learning from evaluation research. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 2 (2): 1-11.

Guillaumin, A.; Hopquin, J.F.; Desvignes, P.; Vinatier, J.M., 2007. OPA: Des indicateurs pour caractériser la participation des exploitations agricoles d'un territoire au développement durable. 1ère partie: recommandation pour la mise en oeuvre Projet CASDAR OPA. 32 p.

Haas, G.; Wetterich, F.; Kopke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in

southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 43-53.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)

Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 76 (1): 17-30.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00055-9)

Halberg, N.; van der Werf, H.M.G.; Basset-Mens, C.; Dalgaard, R.; de Boer, I.J.M., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96 (1): 33-50.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.013>

Hanegraaf, M.C., 1998. Environmental performance indicators for nitrogen. *Environmental Pollution*, 102: 711-715.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80103-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80103-6)

Hansen, B.; Kristensen, E.S.; Grant, R.; Høgh-Jensen, H.; Simmelsgaard, S.E.; Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach. *European Journal of Agronomy*, 13 (1): 65-82.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00060-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00060-5)

Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*, 50 (2): 117-143.
[http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X\(95\)00011-S](http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X(95)00011-S)

Hansen, S.; Jensen, H.E.; Nielsen, N.E.; Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter-wheat using the Danish simulation-model Daisy. *Fertilizer Research*, 27 (2-3): 245-259.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01051131>

Harrison, R.; Webb, J., 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy*, 73: 65-108.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)73005-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(01)73005-2)

Heink, U.; Kowarik, I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10 (3): 584-593.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>

Hénault, C.; Bizouard, F.; Laville, P.; Gabrielle, B.; Nicoulaud, B.; Germon, J.C.; Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11: 115-127.

Hertwich, E.G.; Hammitt, J., 2001. A decision-analytic framework for impact assessment. Part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (1): 5-12.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF02978787>

Hughes, S.; Reynolds, B.; Bell, S.A.; Gardner, C., 2000. Simple phosphorus saturation index to estimate risk of dissolved P in runoff from arable soils. *Soil Use and Management*, 16 (3): 206-210.

Hülsbergen, K.J., 2003. *Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme*. Aachen, Germany: Shaker Verlag (*Berichte aus der Agrarwissenschaft*), 292 p.

Humphreys, J.; O'Connell, K.; Casey, I.A., 2008. Nitrogen flows and balances in four grassland-based systems of dairy production on a clay-loam soil in a moist temperate climate. *Grass and Forage Science*, 63 (4): 467-480.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00660.x>

Ilsemann, J.; Goeb, S.; Bachmann, J., 2001. How many soil samples are necessary to obtain a reliable estimate

of mean nitrate concentrations in an agricultural field? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*; 164 (5): 585-590.

[http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200110\)164:5<585::AID-JPLN585>3.0.CO;2-M](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200110)164:5<585::AID-JPLN585>3.0.CO;2-M)

Janzen, H.H.; Angers, D.A.; Boehm, M.; Bolinder, M.; Desjardins, R.L.; Dyer, J.A.; Ellert, B.H.; Gibb, D.J.; Gregorich, E.G.; Helgason, B.L.; Lemke, R.; Masse, D.; McGinn, S.M.; McAllister, T.A.; Newlands, N.; Pattey, E.; Rochette, P.; Smith, W.; van den Bygaart, A.J.; Wang, H., 2006. A proposed approach to estimate and reduce net greenhouse gas emissions from whole farms. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (3): 401-418.

<http://dx.doi.org/10.4141/S05-101>

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Jeanneret, P.; Baumgartner, D.; Freiermuth, R.; Gaillard, G., 2006. Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques. Salca bd. Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 67 p.

Jordan, C.; McGuckin, S.O.; Smith, R.V., 2000. Increased predicted losses of phosphorus to surface waters from soils with high Olsen-P concentrations. *Soil Use and Management*, 16 (1): 27-35.

Josien, E.; Bousset, J.P.; Taverne, M.; Bockstaller, C., 2006. PD 2.6.1: A report on the needs of stakeholders with respect to assessment of indicators (multicriteria approach) SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2. 42 p.

Kägi, T.; Bockstaller, C.; Gaillard, G.; Hayer, F.; Mamy, L.; Strassmeyer, J., 2008. Multicriteria comparison of RA and LCA toxicity methods with focus on pesticide application strategies. 6. *International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*. Zurich, Switzerland: November 12-14, 2008, 4 p.

Kellman, L.M.; Hillaire-Marcel, C., 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95 (1): 87-102.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(02\)00168-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00168-8)

Knudsen, M.T.; Kristensen, I.B.S.; Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Kristensen, E.S., 2006. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 144: 135-149.

<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859605005812>

Kobayashi, R.; Yamada, A.; Hirooka, H.; Tabata, Y.; Zhang, J.G.; Nonaka, K.; Kamo, M.; Hayasaka, K.; Aoki, Y.; Kawamoto, H.; Shimonasako, H.; Kida, T.; Ogawa, M.; Miyaji, M., 2010. Changes in the cycling of nitrogen, phosphorus, and potassium in a dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (2): 295-306.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9339-7>

Kohn, R.A.; Dou, Z.; Ferguson, J.D.; Boston, R.C., 1997. A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 50 (4): 417-428.

<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1997.0133>

Kristensen, L.B.; Jørgensen, M.S.; Dettlefsen, N.; Hutchings, N.J., 2005. FarmN: A decision support tool for managing nitrogen flow at the farm level. *EFITA konferencen*. Vila Real, Portugal: 25-27 juillet 2005, 1-7.

Kronvang, B.; Andersen, H.E.; Brgesen, C.; Dalgaard, T.; Bgestrand, J.; Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 11 (2): 144-152.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.007>

- Kustermann, B.; Christen, O.; Hulsbergen, K.J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1-2): 70-80.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.014>
- Langeveld, J.W.A.; Verhagen, A.; Neeteson, J.J.; van Keulen, H.; Conijn, J.G.; Schils, R.L.M.; Oenema, J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: recent experiences for nitrogen management in The Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 82 (3): 363-376.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.021>
- Laurent, F.; Castillon, P., 1987. Le reliquat azoté sortie hiver. *Perspectives Agricoles*, 115: 47-57.
- Laville, P.; Lehuger, S.; Loubet, B.; Chaumartin, F.; Cellier, P., 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151 (2): 228-240.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.10.008>
- Le Ber, F.; Benoit, M.; Schott, C.; Mari, J.F.; Mignolet, C., 2006. Studying crop sequences with CARROTAGE, a HMM-based data mining software. *Ecological Modelling*, 191 (1): 170-185.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.08.031>
- Le Gall, A.; Vertès, F.; Pflimlin, A.; Chambaut, H.; Delaby, L.; Durand, P.; van der Werf, H.; Turpin, N.; Bras, A., 2005. Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. *Collection "Résultats"* Paris, France Inra, Institut de l'Elevage. 64 p.
- Leip, A.; Britz, W.; Weiss, F.; de Vries, W., 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159 (11): 3243-3253.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>
- Lemunyon, J.L.; Gilbert, R.G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6 (4): 483-486.
- Leterme, P.; Barre, C.; Vertès, F., 2003. The fate of N-15 from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie*, 23 (7): 609-616.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003038>
- Levitan, L., 2000. How to and why: assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection*, 19 (8-10): 629-636.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0261-2194\(00\)00083-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0261-2194(00)00083-1)
- Lewis, D.R.; McGechan, M.B., 2002. A review of field scale phosphorus dynamics models. *Biosystems Engineering*, 82 (4): 359-380.
<http://dx.doi.org/10.1006/bioe.2002.0102>
- Lewis, K.A.; Newbold, M.J.; Tzilivakis, J., 1999. Developing an emissions inventory from farm data. *Journal of Environmental Management*, 55 (3): 183-197.
<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1998.0253>
- Li, C.S., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58 (1-3): 259-276.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009859006242>
- López-Ridaura, S.; van Keulen, H.; van Ittersum, M.K.; Leffelaar, P.A., 2005. Multi-scale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environment Development and Sustainability*, 7: 51-69.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10668-003-6976-x>

Lord, E.I.; Anthony, S.G.; Goodlass, G., 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use and Management*, 18 (4): 363-369.
<http://dx.doi.org/10.1079/sum2002145>

Lord, E.I.; Shepherd, M.A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *Journal of Soil Science*, 44: 435-449.

LUBW, 2006. Perspectives d'évolution de la pollution par les nitrates- INTERREG III A : MoNit «Modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur». Karlsruhe, Germany LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. 154 p.
http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/18623/monit_prognosen.pdf?command=downloadContent&filename=monit_prognose_n.pdf

Machet, J.M.; Laurent, F.; Chapot, J.Y.; Dore, T.; Dulout, A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 271-288.

Makowski, D.; Guichard, L., 2008. Niveaux de précision des indicateurs utilisés pour évaluer les risques de pollution nitrique en parcelles agricoles. Paris, France Comifer. 18 p.

Makowski, D.; Tichit, M.; Guichard, L.; van Keulen, H.; Beaudoin, N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management*, 90: 139-146.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.023>

Makowski, D.; Wallach, D.; Meynard, J.M., 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agronomy Journal*, 91 (3): 377-385.
<http://dx.doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100030005x>

Malhi, S.; Lemke, R.; Schoenau, J., 2010. Influence of time and method of alfalfa stand termination on yield, seed quality, N uptake, soil properties and greenhouse gas emissions under different N fertility regimes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86 (1): 17-38.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9271-x>

Mancebo, F., 2006. *Le développement durable*. Paris, France: Armand Colin (*Collection U. Série Géographie*), 269 p.

Manneville, V.; Le Gall, A.; Dolle, J.B.; Lucbert, J., 2010. Efficacité du Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole en France pour la reconquête de la qualité de l'eau en matière de nitrates. *Fourrages*, 204: 289-296.

Mary, B.; Beaudoin, N.; Benoit, M., 1997. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 289-312.

Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E.; Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50: 549-566.

Maurizi, B.; Verrel, J.L., 2002. Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, 30: 3-14.

McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73 (2): 181-201.
<http://dx.doi.org/10.1017/S000632319700515X>

- Mejjide, A.; Garcia-Torres, L.; Arce, A.; Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132 (1-2): 106-115.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.03.005>
- Mengel, K., 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy*, 7: 221-233.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00037-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00037-3)
- Merkle, A.; Kaupenjohann, M., 2000. Derivation of ecosystemic effect indicators - method. *Ecological Modelling*, 130 (1-3): 39-46.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00213-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00213-1)
- Mertens, M.; Huwe, B., 2002. FuN-Balance: a fuzzy balance approach for the calculation of nitrate leaching with incorporation of data imprecision. *Geoderma*, 109 (3-4): 269-287.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00179-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00179-9)
- Messéan, A.; Lô-Pelzer, E.; Bockstaller, C.; Lamine, C.; Angevin, F., 2010. Outils d'évaluation et d'aide à la conception de stratégies innovantes de protection des grandes cultures. *Innovations Agronomiques*: 69-81.
- Meynard, J.M.; Justes, E.; Machet, J.M.; Recous, S., 1997. Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 183-199.
- Michel, J.; Weiske, A.; Moller, K., 2010. The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25 (3): 204-218.
<http://dx.doi.org/10.1017/S1742170510000062>
- Michelsen, O., 2008. Assessment of land use impact on biodiversity - Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (1): 22-31.
<http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.04.316>
- Mignolet, C.; Benoit, M.; Saintot, D., 1997. Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges. *Productions Animales*, 10 (4): 275-285.
- Mignolet, C.; Schott, C.; Benoit, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 13-32.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.004>
- Mitchell, G.; May, A.; Mc Donald, A., 1995. PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2: 104-123.
- Moffatt, I., 2000. Ecological footprints and sustainable development. *Ecological Economics*, 32: 359-362.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.026>
- Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>
- Morvan, T.; Parnaudeau, V.; Houot, S.; Nicolardot, B., 2001. *La valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage et urbains*. Inra, 4 p.
- Nardo, M.; Saisana, M.; Saltelli, A.; Tarantola, S., 2005. Tools for composite indicators building. Ispra, Italy Joint

Research Center, European Commission. 134 p.

Nevens, F.; Verbruggen, I.; Reheul, D.; Hofman, G., 2006. Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: evolution and future goals. *Agricultural Systems*, 88 (2/3): 142-155.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.005>

Niemeijer, D.; de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>

Nilsson, S.I.; Edwards, A., 2003. Element balances as sustainability tools. Selected papers from an international workshop, Uppsala, Sweden, 16-17 March 2001. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 125 p.

Novak, S.; Kockmann, F.; Villard, A.; Banton, O.; Comte, J.C., 2006. Risque de perte de nitrates : Adapter la stratégie culturale au type de sol. *Perspectives Agricoles*, 322: 14-17.

OCDE, 2001. *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture, méthodes et résultats*. Paris, France: Editions OCDE, 440 p.

OECD, 1999. *Environmental indicators for agriculture. Concepts and Framework. Volume 1*. Paris, France: OECD Publications, 45 p.

<http://www1.oecd.org/agr/biodiversity/volume1.pdf>

Oenema, O.; Boers, P.C.M.; van Eerd, M.M.; Fraters, B.; van der Meer, H.G.; Roest, C.W.J.; Schroder, J.J.; Willems, W.J., 1998. Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 102: 471-478.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80071-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80071-7)

Oenema, O.; Heinen, M., 1999. Uncertainties in nutrient budgets due to biases and errors. In: Smaling, E.M.A.; Oenema, O.; Fresco, L.O., eds. *Nutrient Disequilibria in Agroecosystems*. Wallingford, UK: CABI Publishing, 75-97.

Oenema, O.; Kros, H.; de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 3-16.

[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00067-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00067-4)

Oenema, O.; Salomez, J.; Branquinho, C.; Budnakova, M.; Cermak, P.; Geupel, M.; Johnes, P.; Tompkins, C.; Spranger, T.; Erisman, J.W.; Pallière, C.; Maene, L.; Alonso, R.; Maas, R.; Magid, J.; Sutton, M.A.; van Grinsven, H., 2011. Developing integrated approaches to nitrogen management. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 541-550.

Oenema, O.; van Liere, L.; Schoumans, O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4): 289-301.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.044>

Oppermann, R., 2003. Nature balance scheme for farms - evaluation of the ecological situation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98 (1-3): 463-475.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00105-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00105-1)

Osterburg, B.; Schmidt, T.G., 2009. Assessment of nitrogen balances at farm and regional level. *Proceedings of the Conference on integrated assessment of agriculture and sustainable development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009)*. Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen

University and Research Centre, 300-301.

<http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2010/20103044937.pdf>

Party, J.P.; Sauter, J.; Burtin, M.L.; Koller, R., 1999. *Guide des sols d'Alsace, petite région naturelle Plaine Sud-Alsace : un guide pour l'identification des sols et leur valorisation agronomique*. Strasbourg, France: Région Alsace, 183 p.

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107 (1): 1-19.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G.; Vertès, F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems*, 94 (2): 416-430.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.014>

Peigné, J., 2003. *Méthode d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux*. Thèse. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Rennes. 306 p.

Peigné, J.; Bockstaller, C.; Pervanchon, F.; Girardin, P., 2004. Evaluation des émissions de NH₃, N₂O et CH₄ des engrais de ferme à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux. *Fourrages*, 177: 93-112.

Peigné, J.; Girardin, P., 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water Air and Soil Pollution*, 153 (1-4): 45-68.

<http://dx.doi.org/10.1023/B:WATE.0000019932.04020.b6>

Pellerin, F.; Pellerin, S.; Vilette, C.; Boiffin, J., 2000. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation de l'évolution des sols et des successions de culture du Nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*, 7 (1): 53-71.

Pervanchon, F.; Bockstaller, C.; Amiaud, B.; Peigne, J.; Bernard, P.Y.; Vertès, F.; Fiorelli, J.L.; Plantureux, S., 2005. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1/2): 1-16.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.06.001>

Peyraud, J.L.; Le Gall, A.; Luscher, A., 2009. Potential food production from forage legume-based-systems in Europe: an overview. *International Conference on Forage Legumes in Temperate Pasture-Based Systems*. Cork, Ireland, 15-16 October 2009, 115-135.

<http://www.teagasc.ie/research/journal>

Pflimlin, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution du troupeau laitier aux excédents d'azote et de phosphore et aux risques pour l'eau au niveau régional. *Projet Greendairy, Rapport de synthèse*, Rennes. Paris, France Institut de l'élevage. 122 p.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D.; Leith, I.D.; Sheppard, L.J.; Sutton, M.A.; Kennedy, V.; Okello, E., 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 126 (3): 353-361.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(03\)00248-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00248-3)

Prasuhn, V., 2006. Erfassung der PO₄ -Austräge für die Ökobilanzierung : SALCA-Phosphor. Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 22 p.

Purtauf, T.; Thies, C.; Ekschmitt, K.; Wolters, V.; Dauber, J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5 (4): 295-304.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.016>

Rabaud, V., 2004. Des terres trop souvent nues entre deux cultures - Peu de pratiques alternatives en grandes

cultures. *Agreste Primeur*, 149: 4.

<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur149.pdf>

Reay, D.S.; Howard, C.M.; Bleeker, A.; Higgins, P.; Smith, K.; Westhoek, H.; Rood, T.; Theobald, M.R.; Sanz Cobena, A.; Ress, R.M.; Moran, D.; Reis, S., 2011. Societal choice and communicating the European nitrogen challenge. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 585-601.

Recous, S.; Loiseau, P.; Mary, B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 105-120.

Reijneveld, J.A.; Ehlert, P.A.I.; Termorshuizen, A.J.; Oenema, O., 2010. Changes in the soil phosphorus status of agricultural land in the Netherlands during the 20th century. *Soil Use and Management*, 26 (4): 399-411.

Richner, W.; Oberholzer, H.R.; Freiermuth, R.; Huguenin, O.; Walther, U., 2006. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungs Potenzials in Ökobilanzen – SALCA-Nitrat Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 25 p.

Richter, G.M.; Beblík, A.J.; Schmalstieg, K.; Richter, O., 1998. N-dynamics and nitrate leaching under rotational and continuous set-aside - a case study at the field and catchment scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 68 (1-2): 125-138.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00142-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00142-4)

Rigby, D.; Woodhouse, P.; Young, T.; Burton, M., 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice *Ecological Economics*, 39: 463-478.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00245-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00245-2)

Riley, J., 2001a. The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (2): 119-120.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00271-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00271-7)

Riley, J., 2001b. Multidisciplinary indicators of impact and change - Key issues for identification and summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (2): 245-259.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00282-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00282-1)

Rochette, P.; Worth, D.E.; Lemke, R.L.; McConkey, B.G.; Pennock, D.J.; Wagner-Riddle, C.; Desjardins, R.L., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 641-654.

<http://dx.doi.org/10.4141/CJSS07025>

Roger, F.; van der Werf, H.; Kanyarushoki, C., 2007. Brittany dairy farms: energy use and environmental impacts on air, water and soil. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007. Inra, 33-36.

Rosnoblet, J.; Girardin, P.; Weinzaepflen, E.; Bockstaller, C., 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. 9. *ESA Congress*. Warsaw, Poland: September 4-6, 2006, 707-708.

Rotz, C.A.; Oenema, J., 2006. Predicting management effects on ammonia emissions from dairy and beef farms. *Transactions of the ASABE*, 49 (4): 1139-1149.

Sacco, D.; Bassanino, M.; Grigani, C., 2003. Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 199-210.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00078-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00078-9)

Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: guidelines for identifying relevant multi-criteria decision aid methods. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 163-174.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007043>

Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Messean, A.; Doré, T., 2009. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (3): 447-461.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009006>

Sapek, B.; Sapek, A., 2005. Nitrate in groundwater as an indicator of farmstead impacts on the environment. *Nitrates in groundwater : Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists*. Wisla, Poland: 4-7 June 2002, 37-45.

Schenck, R.C., 2001. Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6: 114-117.

Schils, R.L.M.; Olesen, J.E.; del Prado, A.; Soussana, J.F., 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science*, 112 (3): 240-251.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.005>

Schmidhalter, U.; Alfoeldi, T.; Oertli, J.J., 1992. Représentativité des analyses de l'azote minéral résiduel du sol. *Revue suisse d'Agriculture*, 24 (1): 51-56.

Scholefield, D.; Titchen, N.M., 1995. Development of a rapid field test for soil mineral nitrogen and its application to grazed grassland. *Soil Use and Management*, 11 (1): 33-43.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00493.x>

Schröder, J.J.; Aarts, H.F.M.; ten Berge, H.F.M.; van Keulen, H.; Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 33-44.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00070-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00070-4)

Schröder, J.J.; Neeteson, J.J.; Oenema, O.; Struik, P.C., 2000. Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops research*, 66 (2): 151-164.

Schröder, J.J.; Scholefield, D.; Cabral, F.; Hofman, G., 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy*, 7 (1): 15-23.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2003.10.006>

Schwertl, M.; Auerswald, K.; Schaufele, R.; Schnyder, H., 2005. Carbon and nitrogen stable isotope composition of cattle hair: ecological fingerprints of production systems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109 (1): 153-165.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.015>

Sharpley, A.N., 1995. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 24 (5): 947-951.

Sheppard, S.C.; Bittman, S.; Tait, J.; Sommer, S.G.; Webb, J., 2007. Sensitivity analysis of alternative model structures for an indicator of ammonia emissions from agriculture. *Canadian Agri-environmental Indicators, Canadian Society of Soil Science Annual Meeting*. Halifax, Nova Scotia, Canada, 15-18 May 2005, 129-139.
<http://dx.doi.org/10.4141/S06-062>

Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm

scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2000118>

Sims, J.T.; Simard, R.R.; Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27 (2): 277-293.

Skeffington, R., 2006. Quantifying uncertainty in critical loads: (A) literature review. *Water Air and Soil Pollution*, 169 (1-4): 3-24.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-0382-6>

Skeffington, R.; Whitehead, P.G.; Abbott, J., 2006. Quantifying uncertainty in critical loads: (B) acidity mass balance critical loads on a sensitive site. *Water Air and Soil Pollution*, 169 (1-4): 25-46.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-2218-9>

Smeets, E.; Weterings, R., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Copenhagen, Denmark EEA. 19 p.

Sohier, C.; Degre, A., 2010. Modelling the effects of the current policy measures in agriculture: An unique model from field to regional scale in Walloon region of Belgium. *Environmental Science & Policy*, 13 (8): 754-765.

Sommer, S.G.; Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15 (1): 1-15.

Sommer, S.G.; Olesen, J.E.; Petersen, S.O.; Weisbjerg, M.R.; Valli, L.; Rodhe, L.; Béline, F., 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology*, 15 (12): 2825-2837.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01888.x>

Spears, R.A.; Kohn, R.A.; Young, A.J., 2003. Whole-farm nitrogen balance on western dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 86 (12): 4178-4186.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(03\)74033-8](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(03)74033-8)

Stein, A.; Riley, J.; Halberg, N., 2001. Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87: 215-232.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00280-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00280-8)

Stevenson, B.; Parfitt, R.; Schipper, L.; Baisden, W.; Mudge, P., 2010. Relationship between soil $\delta^{15}\text{N}$, C/N and N losses across land uses in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139 (4): 736-741.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.020>

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Bealey, J.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, L.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011a. The challenge to integrate nitrogen science and policies : the European Nitrogen Assessment approach. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 52-96.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011b. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 612 p.

Task Force on Reactive Nitrogen, 2011. Draft guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Informal document, No. 7. *Working Group of Strategies and Review, 48th Session, 11-15 April 2011*. Geneva, Switzerland.
<http://www.clrtap-tfrn.org/?q=node/1>

ten Berge, H.F.M., 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Nethetland. Report 31. Wageningen, Netherlands Plant Research International B.V., 168 p.

ten Berge, H.F.M.; Burgers, S.L.G.E.; ten Broeke, M.J.D.H.; Smit, A.; de Gruijter, J.J.; Velthof, G.L.; Schroder, J.J.; Oenema, J.; de Ruijter, F.J.; Radersma, S.; Hoving, I.E.; Boels, D., 2004. Nitrogen rate, surplus or residue? Performance of selected indicators for nitrate leaching. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 397-405.

ten Berge, H.F.M.; Burgers, S.L.G.E.; van der Meer, H.G.; Schröder, J.J.; van der Schoot, J.R.; van Dijk, J.R., 2007. Residual inorganic soil nitrogen in grass and maize on sandy soil. *Environmental Pollution*, 145: 22-30.

Thenail, C.; Hubert-Moy, L.; Bockstaller, C.; Ruelle, P., 2008. De l'observation des pratiques à la conception d'indicateurs de durabilité des activités agricoles. *Colloque national projets ADD COPT et RMT OAAT, Construire et mettre en réseau l'observation des activités et pratiques agricoles* Paris, France, 27-28 novembre 2008.
[http://rhone-alpes.synagri.com/synagri/pj.nsf/TECHPJPARCLEF/05800/\\$File/Indicateurs%20des%20pratiques.pdf?OpenElement](http://rhone-alpes.synagri.com/synagri/pj.nsf/TECHPJPARCLEF/05800/$File/Indicateurs%20des%20pratiques.pdf?OpenElement)

Thomassen, M.A.; van Calster, K.J.; Smits, M.C.J.; Lepema, G.L.; de Boer, I.J.M., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*, 96 (1/3): 95-107.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>

Thomsen, I.K.; Schjonning, P., 2003. Evaluation of a non-destructive technique for inorganic soil N measurement. *Geoderma*, 113 (1-2): 147-160.

Topp, C.F.E.; Stockdale, E.A.; Watson, C.A.; Rees, R.M., 2007. Estimating resource use efficiencies in organic agriculture: a review of budgeting approaches used. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87 (15): 2782-2790.
<http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.3059>

Turpin, N.; Bousset, J.P.; Therond, O.; Josien, E., 2009. PD 2.7.1: Methods for upscaling indicators. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 42 p.

Valé, M., 2006. *Quantification et prédiction de la minéralisation nette en azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français*. Thèse. INPT-ENSAT, Toulouse. 183 p.

van Bol, V.; Peeters, A., 1997. Nitrogen resources conservation in a mixed dairy farming system. Winter leacheable nitrate risk assessment. *Resource use in organic farming. Proceeding of the third ENOF Workshop - 5-6 June 1997*. Ancona, Italy, 349-352.

van Bruchem, J.; Schiere, H.; van Keulen, H., 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science*, 61 (2/3): 145-153.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(99\)00064-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00064-0)

van Cauwenbergh, N.; Biala, K.; Bielanders, C.; Brouckaert, V.; Franchois, L.; Garcia Ciudad, V.; Hermy, M.; Mathijs, E.; Muys, B.; Reijnders, J.; Sauvenier, X.; Valckx, J.; Vanclooster, M.; van der Veken, B.; Wauters, E.; Peeters, A., 2007. SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120: 229-242.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.006>

van der Heide, C.M.; Brouwer, F.; Bellon, S.; Bockstaller, C.; Garrod, G.D.; Geniaux, G.; Oliverai, R.; Smith, P.; Stapleton, L.; Weinzaepflen, E.; Zhang, C., 2007. PD 2.5.1: Review of approaches to establish reference levels to interpret indicators. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 44 p.

van der Heide, C.M.; Powe, N.A.; Navrud, S., 2010. Economic principles of monetary valuation in evaluation studies. In: Brouwer, F.; van Ittersum, M.K., eds. *Environmental and Agricultural Modelling: Integrated Approaches for Policy Impact Assessment*. Dordrecht: Springer, 295-317.

http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-3619-3_13

van der Werf, H., 2009. L'Analyse de Cycle de Vie, une approche pour faire le lien entre agronomie et valeur environnementale des systèmes de production et des territoires *Entretiens du Pradel, 5ème édition*. France, 17 et 18 septembre 2009.

http://www.montpellier.inra.fr/parteneriat_et_valorisation/association_francaise_d_agronomie

van der Werf, H.G.M.; Petit, J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 131-145.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)

van der Werf, H.M.G.; Kanyarushoki, C.; Corson, M.S., 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (11): 3643-3652.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.003>

van der Werf, H.M.G.; Tzivilakis, J.; Lewis, K.; Basset-Mens, C., 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 327-338.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.005>

van Groenigen, J.W.; Schils, R.L.M.; Velthof, G.L.; Kuikman, P.J.; Oudendag, D.A.; Oenema, O., 2008. Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from animal production systems: synergy between measuring and modelling at different scales. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48 (1/2): 46-53.

<http://dx.doi.org/10.1071/EA07197>

van Ittersum, M.K.; Ewert, F.; Heckelei, T.; Wery, J.; Alkan Olsson, J.; Andersen, E.; Bezlepkina, I.; Brogaard, S.; Donatelli, M.; Flichman, G.; Olsson, L.; Rizzoli, A.; van der Wal, T.; Wien, J.E.; Wolf, J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems*, 96 (1-3): 150-165.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2007.07.009>

Vayssieres, J.; Guerrin, F.; Paillat, J.M.; Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises Part I - Whole-farm dynamic model. *Agricultural Systems*, 101 (3): 128-138.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.05.001>

Velthof, G.L.; Oudendag, D.; Witzke, H.R.; Asman, W.A.H.; Klimont, Z.; Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 402-417.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0108>

Verloop, J.; Boumans, L.J.M.; van Keulen, H.; Oenema, J.; Hilhorst, G.J.; Aarts, H.F.M.; Sebek, L.B.J., 2006. Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (1): 59-74.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-6241-9>

Vertès, F.; Bockstaller, C.; Espagnol, S.; Guichard, L.; Petit, J.; Raison, C., 2010. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluation environnementale en systèmes d'élevage. In: Espagnol, S.; Leterme, P., eds. *Elevages et environnement*. Versailles: Editions Quae; Editions Educagri, 15-64.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Laurent, F.; Besnard, A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de

lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192: 423-440.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.

Vilain, L.; Boisset, K.; Girardin, P.; Guillaumin, A.; Mouchet, C.; Viaux, P.; Zahm, F., 2008. *La méthode IDEA : indicateur de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation*. Dijon, France: Educagri, 184 p.

von Wirén-Lehr, S., 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84 (2): 115-129.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00197-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00197-3)

Vuichard, N.; Soussana, J.F.; Ciais, P.; Viovy, N.; Ammann, C.; Calanca, P.; Clifton-Brown, J.; Fuhrer, J.; Jones, M.; Martin, C., 2007. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 1. Model evaluation from in situ measurements. *Global Biogeochemical Cycles*, 21 (1): 14 p.
<http://dx.doi.org/10.1029/2005gb002611>

Watson, C.A.; Atkinson, D., 1999. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53 (3): 259-267.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009793120577>

Williams, A.G.; Audsley, E., 2009. Balancing production output and environmental impact in animal production. *Feed Compounder*, 29 (3): 43-49.
<http://www.feedcompounder.com>

Williams, A.G.; Audsley, E.; Sandars, D.L., 2009. A lifecycle approach to reducing the environmental impacts of poultry production. *World Poultry Science Association (WPSA), 17th European Symposium on Poultry Nutrition, Edinburgh, UK, 23-27 August, 2009*. World Poultry Science Association (WPSA), 70-76.

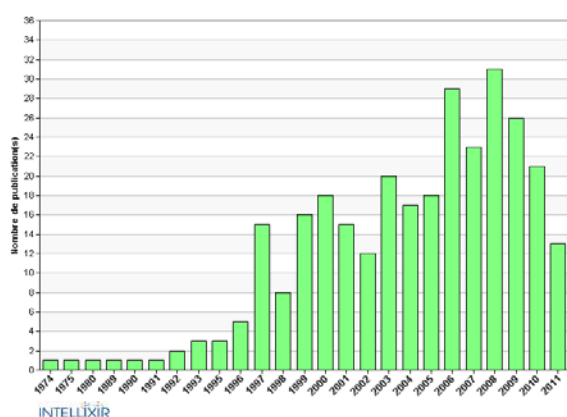
Zahm, F.; Viaux, P.; Vilain, L.; Girardin, P.; Mouchet, C., 2008. Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method - from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development*, 16: 271-281.

Zhang, Y.; Wu, S.Y.; Krishnan, S.; Wang, K.; Queen, A.; Aneja, V.P.; Arya, S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3218-3237.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.063>

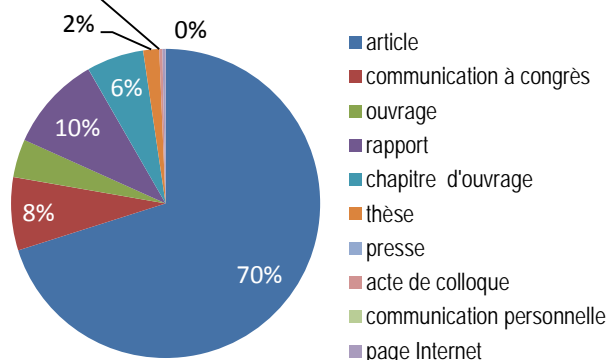
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 8

Le chapitre comporte 301 références, soit 21% du corpus total. La majorité des références a moins de dix ans. 78 % des références sont des articles et communications à colloque. Les 10 % de rapports sont principalement des travaux du Corpen et de l'Institut de l'élevage. Les supports de publications des articles sont surtout sur des thématiques environnementales ou agronomiques.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
Agriculture, Ecosystems & Environment	32
European Journal of Agronomy	12
Agricultural Systems	10
Nutrient Cycling in Agroecosystems	10
Fourrages	9
Journal of Environmental Management	7
Journal of Environmental Quality	7
International Journal of Life Cycle Assessment	6
Soil Use and Management	6
Ecological Modelling	5
Environmental Pollution	5
Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes	5
The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives	5
Agronomie	4
Agronomy for Sustainable Development	4
Environmental Science & Policy	4
Global Biogeochemical Cycles	4
Journal of Plant Nutrition and Soil Science Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde	4
Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, UK, 21-24 September 2003	3
Ecological Economics	3
Ecological Indicators	3
Journal of Agricultural Science	3
Journal of Dairy Science	3
Science of the Total Environment	3
Water Air and Soil Pollution	3

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Bockstaller C	26
Van der werf H	16
Girardin P	15
Guichard L	10
Oenema O	10
Vertès F	10
Durand P	7
Van keulen H	7
Le gall A	6
Delaby L	6
Benoit M	6
Bassel-mens C	6
Erisman J	5
Bouwman A	5
Espagnol S	5
Morvan T	5
Gaillard G	5
Simon J	5
Halberg N	5

Chapitre 9. Le droit face à la gestion des effluents et des émissions d'azote

Auteure

Alexandra Langlais

L'intervention juridique est apparue justifiée pour préserver la ressource en eau. Ceci ne s'est jamais traduit par une contestation du potentiel fertilisant des effluents qui a même été juridiquement entretenu. Le système juridique s'est particulièrement complexifié. Au corpus juridique concernant la problématique de la pollution des eaux par le nitrate, s'enchevêtre celui de la législation sur les installations classées qui a lui-même été renforcé au moment de la transposition de la directive « nitrates ». Il se caractérise au final par un enchevêtrement des dispositifs qui renforce le sentiment de complexité des mesures concernant la gestion des effluents et la conciliation de leur valeur agronomique avec celle de la pollution de l'eau. La pollution azotée de l'eau ne constitue qu'un des versants des pollutions liées à l'azote. Si la législation environnementale considère déjà le problème des nuisances olfactives, elle apparaît très incomplète sur l'ammoniac et les émissions de gaz à effet de serre.

Mots clés

Déchet, législation, responsabilité, Installation classée, zonage écologique, service écosystémiques, nitrate, pollution atmosphérique, effluent, GES

Chapitre 9. :Le droit face à la gestion des effluents et des émissions d'azote

9.1. Un dispositif juridique maintenant le potentiel agronomique des effluents d'élevage.....	415
9.1.1. La mise en place de zonages écologiques spécifiques.....	416
9.1.2. La gestion des effluents par la législation sur les milieux aquatiques.....	418
9.1.3. La gestion des effluents par la législation sur les installations classées.....	424
9.1.4. Les élevages non classés : quel régime applicable ?.....	429
9.1.5. La qualification de déchet écartée.....	429
9.2. La fragilité du système juridique existant : entre insuffisances du droit réglementaire et mise en œuvre lacunaire de la responsabilité	432
9.2.1. -Une multiplication des instruments au secours des insuffisances du droit réglementaire de l'environnement.....	432
9.2.2. Les lacunes de la mise en œuvre de la responsabilité	437
9.3. Quelle prise en compte juridique des autres émissions des effluents ?.....	440
9.3.1. La gestion des effluents d'élevage dans leur rapport à la proximité ou la problématique de l'ammoniac.....	441
9.3.2. La gestion des effluents d'élevage à la lumière des changements globaux (changement climatique et biodiversité).....	445
<i>Annexe : focus sur le contentieux communautaire lié à la directive « Nitrates » du 12 décembre 1991.....</i>	<i>450</i>
<i>Références bibliographiques du chapitre 9.....</i>	<i>454</i>
<i>Analyse du corpus bibliographique du chapitre 9.....</i>	<i>460</i>

La lecture de la littérature scientifique dégage un objet commun dans la problématique de l'azote : celle-ci apparaît largement appréhendée par le prisme de la gestion des effluents et de la pollution de l'eau. Si l'actualité contentieuse semble confirmer ce constat scientifique, d'autres préoccupations émergentes ou récurrentes sont de nature à modifier la donne. La préoccupation des émissions d'ammoniac, une législation en préparation sur les sols, la prise en compte juridique des dommages environnementaux contribuent à s'interroger sur le maintien du système existant, son adaptation voire une rupture de celui-ci. En effet, alors que l'encadrement juridique est actuellement centré sur le maintien du potentiel agronomique de ces effluents malgré une reconnaissance de son caractère polluant, cette approche ambiguë peut être à l'origine d'une vision complexe, illisible voire inapplicable du droit, d'autant que ces critères ne sont plus les seuls à prendre en compte (air, sol...). Plus encore, alors que d'un point de vue juridique, la gestion des effluents repose de façon permanente sur un dilemme entre son caractère fertilisant et son caractère polluant, d'autres facteurs actuellement mésestimés risqueraient de complexifier ce dilemme voire d'en déplacer l'enjeu.

Comme tend à l'illustrer la littérature scientifique afférente, le droit saisit la problématique des flux d'azote essentiellement sous l'angle de la pollution des eaux par le nitrate. Dans la première partie nous montrerons que si l'intervention juridique apparaît justifiée pour préserver la ressource en eau, le droit s'est en fait évertué à préserver le potentiel agronomique de ces effluents d'élevage. La seconde partie vise à mettre en exergue la fragilité de cette construction juridique notamment à l'égard des failles dans l'application du droit réglementaire de l'environnement comme dans la mise en œuvre de la responsabilité en cas de dommages. Dans la troisième partie nous soulignerons que l'émergence des préoccupations liées au changement climatique ou à la biodiversité invite à réfléchir sur l'impact de la prise en compte des autres émissions des effluents sur le droit existant même si pour l'instant la littérature scientifique aborde peu ces autres émissions.

Les sources mobilisées sont essentiellement celles de la littérature scientifique française et internationale mais aussi l'ensemble des textes juridiques applicables et de la jurisprudence.

9.1. Un dispositif juridique maintenant le potentiel agronomique des effluents d'élevage.

En dépit d'une concentration des élevages accentuant la pression territoriale azotée et d'un intérêt affaibli pour les effluents d'élevage au bénéfice d'engrais de synthèse, la réponse du droit reste attachée au maintien de leur valeur utile. L'indice le plus explicite en ce sens est la définition juridique des fertilisants, retenue par la directive « Nitrates » (Conseil des communautés européennes, 1991). Inchangée depuis cette date, la notion de fertilisant est définie comme « *toute substance contenant un ou des composés azotés épandue sur les sols afin d'améliorer la croissance de la végétation, y compris les effluents d'élevage, les résidus des élevages piscicoles et les boues d'épuration* » (art. 2 e) de la directive). Plus encore, le troisième considérant de cette même directive est particulièrement clair à ce sujet : « *Considérant qu'il est indiqué dans le "Livre vert" de la Commission intitulé "Perspectives de la politique agricole commune", définissant la réforme de la politique agricole commune 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* ».

Ce constat place le droit dans une situation inconfortable, l'obligeant à trouver un équilibre permanent entre le potentiel agronomique des effluents et la menace qu'ils font peser à la qualité de l'eau. Ce dilemme, soulevé lors d'un récent colloque de l'Académie d'Agriculture de France *Les effluents : menace ou richesse ?* (Académie d'Agriculture de France, 2010), se traduit par la mise en place d'un arsenal juridique destiné à assurer un lien constant entre la quantité d'effluents à épandre et les terres disponibles pour leur épandage. Pour prévenir la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, le droit de la pollution azotée, largement adossée à la directive dite « Nitrates » du 12 décembre 1991, s'est ainsi fondé sur un zonage écologique spécifique (paragraphe 7.1.1) associé à des mesures de gestion particulières (Paragraphe 7.1.2). Cette volonté de préserver le potentiel fertilisant des effluents d'élevage est particulièrement forte dès lors qu'elle tend à leur faire échapper à la qualification de déchet (Paragraphe 7.1.1.3).

9.1.1. La mise en place de zonages écologiques spécifiques

Exigeant un ratio constant entre les quantités d'effluents disponibles et les terres à épandre comme l'une des garanties de la qualité de l'eau, la directive « Nitrates » s'est orientée vers l'identification de zones protégées : des zones vulnérables. Cette délimitation géographique de la vulnérabilité des zones au regard d'un objectif de qualité s'est avérée insuffisante dans les zones fortement concentrées. A l'instar de la France, des mesures de protection renforcée (Langlais, 2010) ont pu être prises pour juguler les excédents d'effluents d'élevage sans que soit remis en cause le principe même d'une simple adéquation entre les terres à épandre et les quantités d'effluents disponibles pour assurer une qualité de l'eau. En d'autres termes, y compris dans les hypothèses les moins favorables aux effluents d'élevage, leur potentiel fertilisant n'a pas été réellement contesté et a surtout été juridiquement entretenu. Toutefois, cette conciliation entre le maintien d'une valeur agronomique des effluents d'élevage et la lutte contre une atteinte indéniable de la pollution des eaux par le nitrate, apparaît fragilisée au regard de la multiplication des zonages écologiques pertinents destinée à juguler la pollution azotée.

9.1.1.1. Les zones vulnérables nées de la directive « Nitrates »

Pour satisfaire son objectif de prévention et de réduction de la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole de toute nature, la directive « Nitrates » protège des zones particulièrement sensibles à cette pollution. Ainsi, elle exige de la part des États Membres qu' « ils désignent comme zones vulnérables toutes les zones connues sur leur territoire qui alimentent les eaux définies conformément au paragraphe 1 et qui contribuent à la pollution », c'est-à-dire les eaux atteintes par la pollution et celles qui sont susceptibles de l'être en fonction des critères de définition fixés à l'annexe I A de la Directive (art. 2 k de la directive).

Dans cet esprit, la directive s'attache à distinguer les différents types d'eau susceptibles d'être touchées par une pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole¹. Sont ainsi distinguées les eaux superficielles, les eaux souterraines et les autres masses d'eau douce, estuaires et eaux côtières. Pour les premières, les eaux douces superficielles, une concentration maximale admissible de 50 mg par litre de nitrate dans les eaux destinées à la production d'eau alimentaire est fixée. Pour les secondes, ce même seuil de pollution est retenu pour caractériser la vulnérabilité de la zone. Ainsi, pour les troisièmes, 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. Aux termes de l'article 2 i) de la directive « Nitrates », par eutrophisation, il faut entendre « l'enrichissement de l'eau en composés azotés, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui perturbe l'équilibre des organismes présents dans l'eau et entraîne une dégradation de la qualité de l'eau en question ». A ces critères d'identification, sont ajoutés ceux d' « adaptation » par l'annexe I-B de la directive « Nitrates ». Il s'agit « des caractéristiques physiques et environnementales des eaux et des terres », « des connaissances actuelles concernant le comportement des composés azotés dans l'environnement (eaux et sols) » ou encore « des connaissances actuelles concernant l'incidence des mesures prises conformément à l'article 5 ». Ces derniers visent à considérer des informations pertinentes pour affiner et compléter les critères de caractérisation des eaux polluées ou susceptibles de l'être. Dès lors, « les informations existantes sur la qualité des eaux (mesures sur les captages d'eau potable, abandon de captage en raison d'une teneur excessive en nitrate) ou sur le risque de pollution (vulnérabilité du sous-sol, caractère intensif des pratiques agricoles ou d'élevage) doivent être intégrées » (Doussan, 2009).

C'est par le décret n°93-1038 modifié du 27 août 1993 relatif à la protection des eaux contre la pollution par le nitrate d'origine agricole (JO du 3 septembre 1993) que la France a dressé selon ces critères un inventaire des zones vulnérables. Ce texte est désormais codifié aux articles R. 211-75 et s. du Code de l'environnement. Non figée, cette première désignation, qui fait l'objet d'une notification à la Commission, doit être réexaminée au moins tous les 4 ans.

La désignation des zones vulnérables par les États membres fait l'objet d'un important contentieux communautaire. La France a ainsi été condamnée en 2002 pour mauvaise désignation des zones vulnérables

¹ L'origine agricole de cette pollution des eaux par le nitrate est déterminante pour identifier les eaux concernés et donc les zones vulnérables sans pour autant être exclusive (CJCE, 29 avril 1999, The Queen c/ Secretary of State of Environment, aff. C-293/97, Rec. CJCE 1999, I, p. 2603). La jurisprudence française s'est alignée sur cette approche en considérant la contribution significative mais non exclusive des rejets azotés d'origine agricole à la pollution des eaux par le nitrate (CE, 21 janvier 2002, n°222980).

(CJCE 27 juin 2002, aff. C-258/00). En particulier, il lui était reproché une mauvaise identification des eaux eutrophisées.

Si les zones vulnérables visent à identifier des zones où l'épandage de composés azotés représente une menace pour la qualité de l'eau, elles ne concernent pas exclusivement les épandages d'effluents d'élevage. En effet, la directive « Nitrates » est explicite à ce sujet. Elle concerne l'ensemble des composés azotés qu'elle définit comme « *toute substance contenant de l'azote, à l'exception de l'azote moléculaire gazeux* » (art. 2 c). Il en résulte, d'une part, que les engrais chimiques comme les effluents d'élevage sont concernés. D'autre part, le champ d'application de la directive « Nitrates » ne s'étend pas aux émissions d'azote dans l'air et se limite ainsi clairement à un épandage direct sur les sols. Toutefois, l'ensemble des composés azotés n'est pas traité dans les mêmes termes. Si la délimitation des zones vulnérables s'appuie bien sur l'ensemble des composés azotés, les effluents d'élevage font l'objet de mesures spécifiques en fixant des normes de rejets azotés de 170 kg d'azote/ha/an pour les seuls d'effluents d'élevage. Cette divergence de traitement doit pouvoir s'expliquer par le fait que « *si la nature des pollutions peut être identique, qu'il s'agisse de fertilisants organiques ou chimiques, le risque est singulièrement plus difficile à appréhender lors des opérations d'épandage des effluents provenant des élevages* » (Doussan, 2009). En revanche, les différentes formes d'effluents d'élevage sont abordés de façon uniforme dès lors qu'une seule et même définition juridique les qualifie comme étant « *les déjections d'animaux ou un mélange de litière et de déjections d'animaux, même s'ils sont subi une transformation* » (art 2 g de la directive « Nitrates »).

Au titre de la directive « Nitrates », les zones vulnérables constituent le champ d'application territoriale de ce droit. Elles sont le réceptacle des différentes mesures de gestion des sources de pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole. Ce zonage écologique a été complété en France par un autre zonage imposant des mesures plus contraignantes aux effluents d'élevage que celles retenues dans les zones vulnérables : les zones d'excédent structurel. Il doit en outre composer avec les autres zonages délimités dans le cadre de la législation cadre sur l'eau.

9.1.1.2. Les autres zonages écologiques pertinents

La directive « Nitrates » ayant été adoptée sur le fondement de l'article 130 S (nouvel article 192 TFUE), elle offre ainsi une certaine marge de liberté aux États membres pour satisfaire les objectifs de la réduction azotée. En particulier, elle leur permet de prendre des mesures de protection renforcée. Pour accueillir ces mesures, la France a complété le zonage écologique communautaire par des zones d'excédent structurel (ZES) touchant explicitement des zones de concentration d'élevage. En effet, selon l'article R.211-82 du Code de l'environnement « *un canton est considéré en excédent structurel d'azote lié aux élevages 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* ». Au sein de ces cantons, des actions renforcées au sein du programme d'action arrêté par le préfet concernent ainsi spécifiquement les effluents d'élevage. Plus précisément, elles visent à encadrer plus strictement les conditions d'épandage de ces effluents pour répondre aux exigences de la directive « Nitrates ».

Largement définies à l'aide d'une norme de qualité environnementale correspondant au niveau de concentration des substances polluantes dans l'eau à ne pas dépasser (50 mg de nitrate par litre), les zones vulnérables participent à la bonne qualité des eaux en général. La législation « Nitrates » fait naturellement partie intégrante de la directive cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JOUE n°L 327 du 22 décembre 2000) en constituant l'un des instruments clés de la protection des eaux contre les pressions agricoles. En l'espèce, en qualité de zones protégées, les zones vulnérables doivent faire l'objet d'un registre dans chaque district hydrographique (art. 6 de la DCE) en sus des mesures exigées au titre de la directive « Nitrates » à inclure dans le programme de mesures (art. 11 de la DCE)².

Dans la construction d'un droit européen de l'eau, cette directive s'inscrit dans le second temps des préoccupations de l'Union européenne à l'égard de la qualité de l'eau. C'est seulement après s'être soucié de

² Au niveau national, cela se traduit notamment par la communication d'un inventaire des zones vulnérables au président de la Commission locale de l'eau pour l'élaboration des Schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), outils destinés à concourir localement à un bon état écologique des eaux (art. R. 212-36 C. env.)

l'approche hygiéniste et sanitaire de la qualité de l'eau (notamment à travers la directive 75/440/CEE du 16 juin 1975 touchant la qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire) que le droit européen s'est ensuite attaché au problème de pollution et d'assainissement. L'ensemble de ce corpus juridique est désormais abrité sous la DCE (Gaonac'h, 2010). Néanmoins, si la directive « Nitrates » est essentiellement axée sur une problématique environnementale, elle n'ignore cependant pas la question sanitaire comme l'atteste la possibilité de mettre en place des zonages spécifiques à cet effet. Dans son 9^{ème} considérant, la directive indique « *qu'il convient de prévoir une protection spéciale pour certaines zones dont les bassins versants alimentent des eaux susceptibles d'être polluées par des composés azotés* » et son visa s'appuie sur la directive 75/440/CEE précitée et désormais abrogée. Ces zones s'expriment en particulier en France à travers les zones d'action complémentaires (ZAC) : « *Dans les bassins versants situés en amont des prises d'eau superficielle utilisée pour la production d'eau destinée à la consommation humaine qui présentent des concentrations en nitrate ne respectant pas les exigences de qualité fixées par l'article R. 1321-13 et l'arrêté mentionné au premier alinéa de l'article R. 1321-38 du Code de la santé publique, le préfet détermine les zones dans lesquelles le programme d'action comporte, outre les mesures mentionnées à l'article R. 211-81 et adaptées si nécessaire, des actions complémentaires* » (art. R. 211-83-I C. env.). De même, il n'est pas utile de rappeler que parmi les critères servant à définir les zones vulnérables, est mentionné celui où « *les eaux douces superficielles, notamment celles servant ou destinées au captage d'eau potable, contiennent ou risquent de contenir, si les mesures prévues à l'article 5 ne sont pas prises, une concentration de nitrate supérieure à celle prévue par la directive 75/440/CEE* » (annexe 1 de la directive). Il en résulte que les zones vulnérables peuvent coexister avec d'autres zonages écologiques dont elles partagent en tout ou partie les objectifs sanitaires et/ou environnementaux. Ainsi, les ZAC qui a l'inverse des ZES visent les apports d'azote de toutes origines, mais également notamment les zones de protection des aires d'alimentation des captages d'eau potable (art. R-211-110 C. env.) côtoient les autres zonages (*des zones où il est nécessaire d'assurer la protection quantitative et qualitative des aires d'alimentation des captages d'eau potable, les bassins versants connaissant d'importantes marées vertes sur les plages, certaines des aires d'alimentation de captage d'eau potable*)³. Ils viennent en complément des prescriptions générales de préservation de la qualité et de répartition des eaux superficielles, souterraines et des eaux de la mer dans la limite des eaux territoriales. Ils s'appliquent donc, y compris, en dehors des zones vulnérables puisqu'ils ne sont pas directement rattachés au dispositif de la directive « Nitrates ».

Conformément à la logique juridique, si chaque directive a un objet et des moyens qui lui sont propres, force est de constater, qu'en l'espèce, la finalité et l'origine de la pression sur les différentes masses d'eau est souvent commune. Ceci n'est pas sans ajouter une certaine complexité voire une confusion à l'égard de l'architecture juridique mobilisée pour lutter contre la présence excessive de nitrate dans les eaux⁴.

Pour parvenir à conserver un équilibre permanent entre le maintien du potentiel fertilisant des effluents et la préservation de la qualité de l'eau contre le nitrate d'origine agricole, le système juridique s'est particulièrement complexifié puisqu'il relève tout à la fois de la législation par les milieux (7.1.2), en particulier celle relative à l'eau mais également de celle relative à l'activité agricole via la législation sur les installations classées (7.1.3). Il se caractérise ainsi par un enchevêtrement des dispositifs juridiques applicables à leur rencontre.

9.1.2. La gestion des effluents par la législation sur les milieux aquatiques

A l'image des multiples zonages délimités pour parvenir à une eau de qualité touchant directement ou indirectement la quantité de nitrate dans les eaux, les mesures attachées à ces zonages écologiques comprises au sein de programmes d'action s'avèrent également particulièrement variées. Classiquement, il s'agit des programmes d'action nés directement de l'application de la directive « Nitrates » (Doussan, 2009 ; Langlais, 2010) (1) auxquels s'ajoutent des programmes d'action et autres mesures répondant aux objectifs plus larges de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (2).

³ Sur la délimitation précise de ces zones, voir ci-après.

⁴ Cf. ci-après.

9.1.2.1. Les programmes d'action liés à la directive « Nitrates ».

Au sein de chaque zone vulnérable, les États membres sont tenus d'élaborer et appliquer un ou des programmes d'action quadriennaux⁵ dont la finalité est d'assurer une bonne maîtrise de la fertilisation azotée ainsi qu'une gestion adaptée des terres agricoles. En particulier, ce sont ces derniers qui fixent la quantité d'azote organique épandable par hectare et par an à ne pas dépasser (y compris par les animaux eux-mêmes). Ce taux d'azote est désormais fixé à 170 kg d'azote par hectare. En outre, au sein de ces programmes d'action sont également mentionnées différentes mesures relatives aux conditions d'épandage de fertilisants azotés toutes origines confondues afin de tenir compte d'un équilibre azoté entre les besoins des plantes et la capacité des sols. Outre le taux d'azote maximal à épandre, des règles relatives à la capacité de stockage concernent également spécifiquement les effluents d'élevage. Ces programmes d'action doivent également contenir les mesures arrêtées par les États membres dans les codes de bonnes pratiques agricoles⁶. Ces derniers comprennent de nombreuses pratiques agricoles en lien avec les conditions d'épandage telles que la gestion des terres, les conditions d'épandage liées à des conditions climatiques ou géographiques (art. 4 et 5 de la directive « Nitrates »).

Ces mesures issues de la formule initiale des programmes d'action nés de la directive « Nitrates » ont été transposées en droit français par le décret n° 96-163 du 4 mars 1996 (JO du 5 mars) remplacé par le décret du 10 janvier 2001 modifié relatif au programme d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre le nitrate d'origine agricole (JO du 13 janvier) et l'arrêté modifié du 6 mars 2001 (JO du 25 mars), désormais codifiées aux articles R-211-80 et s. du Code de l'environnement⁷. Ce programme est accompagné de prescriptions minimales fixées par arrêté conjoint des ministres chargés de l'agriculture et de l'environnement. Sont notamment mentionnés l'établissement d'un plan de fumure, la tenue d'un ou de plusieurs cahiers d'épandage destinés à favoriser une fertilisation équilibrée. Quant au Code de bonnes pratiques agricoles, les dispositions nationales sont codifiées aux articles R.211-78 et s. du Code de l'environnement. Plusieurs programmes d'action ont été élaborés. Le programme actuel, le quatrième⁸ qui est actuellement au cœur d'un contentieux avec la Commission européenne, se démarque des autres programmes par la présence de deux nouvelles obligations s'inscrivant dans le respect de l'objectif de la directive européenne cadre sur l'eau : celui de parvenir à un bon état écologique des masses d'eau (Doussan, 2009). Plus précisément, il s'agit, d'une part, du maintien d'une bande enherbée ou boisée d'une largeur minimale de 5 mètres le long des cours d'eau. Cette obligation vient en complément des dispositions prises au titre de la conditionnalité des aides de la PAC (Bonnes conditions agricoles environnementales (BCAE). D'autre part, est prévue une obligation de couverture des sols durant la période de risque de lessivage du nitrate.

A cette formule initiale, la directive « Nitrates » prévoit la possibilité pour les États membres de renforcer ou compléter les mesures prises au sein du programme d'action : *« les États membres prennent, dans le cadre des programmes d'action, toutes les mesures supplémentaires ou actions renforcées qu'ils estiment nécessaires, s'il s'avère, dès le début ou à la lumière de l'expérience acquise lors de la mise en œuvre des programmes d'action, que les mesures visées au paragraphe 4 ne suffisent pas pour atteindre les objectifs définis à l'article 1^{er} »* (art. 5.5).

Deux types de formules ont été retenus par l'État français en sus de celle initiale. Il s'agit, en premier lieu de celle renforcée. Celle-ci s'appuie sur un zonage écologique : les zones d'excédent structurel (ZES)⁹ impliquant la mise

⁵ Il peut s'agir d'un programme pour l'ensemble des zones vulnérables ou de programmes différents pour chaque zone vulnérable.

⁶ Hors des zones vulnérables, ils peuvent être mis en œuvre volontairement par les agriculteurs (art. 4 de la directive « nitrates »).

⁷ De nouveaux textes : sont récemment venus modifiés cet ancien dispositif : en modifiant les articles R. 211-80 et suivants du code de l'environnement : [Décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole](#), JO du 12 octobre 2012 ; Arrêté du 19 décembre 2011 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole, JO du 21 décembre 2012.

⁸ 30 juin 2009-30 juin 2013 (dates limites d'élaboration et de conclusion du programme).

⁹ Pour rappel : En vertu de l'article R. 211-82-I du Code de l'environnement, *« un canton est considéré en excédent structurel d'azote lié aux élevages 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 »*. On notera que cette définition est restée inchangée à la suite des récentes modifications décrétales où il est désormais prévu que le programme d'action

en œuvre de programmes de résorption. Ces actions renforcées se traduisent d'une part, par une fixation obligatoire par canton de l'étendue maximale des surfaces d'épandage autorisées pour chaque exploitation¹⁰. Par surface d'épandage, il est entendu les terres exploitées en propre ainsi que celles mises à disposition par des tiers. Ces limitations de terres disponibles à épandre et donc de production d'effluents d'élevage sont assorties d'une obligation de transfert à longue distance ou de traitement pour les effluents ne pouvant être épandus dans la limite de ces maximas. Si nécessaire, une telle obligation peut être imposée aux exploitations excédant une taille fixée par le programme d'action pour les effluents ne pouvant être épandus sur les terres exploitées en propre par l'éleveur¹¹. D'autre part, ces actions renforcées consistent en une interdiction pour chaque exploitant du canton 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 déroger à cette mesure d'interdiction. Ce renforcement des règles applicables en faveur de la protection de l'environnement ne condamne pas pour autant la logique agronomique des effluents d'élevage, mais s'inscrit plutôt dans une autre finalité : celle d'une plus grande équité dans l'accès au foncier (Langlais, 2010). Intimement lié à ce contexte réglementaire, un marché des surfaces d'épandage apparaît émergent¹².

En second lieu, l'autre formule retenue par l'État français dans la lutte contre les pollutions azotées, est celle complémentaire. Celle-ci repose également sur un zonage écologique spécifique : les zones d'action complémentaires (ZAC) mentionnées ci-dessus¹³. A ce zonage, différentes actions complémentaires sont prises en sus de celles prévues par le programme d'action. Il s'agit de :

- 1° *L'obligation de couverture du sol sur toutes les parcelles pendant les périodes présentant des risques de lessivage. Les modalités de cette obligation sont fixées par arrêté conjoint des ministres chargés de l'agriculture, de l'environnement et de la santé*¹⁴ ;
- 2° *L'obligation, en bordure des cours d'eau, de maintenir l'enherbement des berges, les surfaces en herbe, haies ou arbres et tout aménagement contribuant à limiter le transfert d'azote vers les eaux superficielles ;*
- 3° *La fixation de prescriptions relatives au retournement des prairies de plus de trois ans ;*
- 4° *La limitation des apports d'azote, toutes origines confondues ;*
- 5° *Le cas échéant, certaines des actions renforcées citées à l'article R. 211-82* » (art. R. 211-83-II C. env.).

Ces différentes mesures sont inscrites dans le plan de gestion des ressources en eau prévu par l'article R. 1321-42 du Code de la santé publique. L'objectif de ces dispositions étant de restaurer une eau conforme aux exigences de qualité fixées à l'arrêté mentionné au premier alinéa de l'article R. 1321-38 du Code de la santé publique, elles s'imposent à chaque exploitant agricole sur les terres de son exploitation situées dans le bassin versant concerné. En outre, de telles mesures complémentaires doivent être appliquées dans un délai de six mois à compter de la constatation du dépassement par le préfet des limites de concentration en nitrate fixées par

doit notamment contenir « La limitation de la quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement par chaque exploitation, y compris les déjections des animaux eux-mêmes, ainsi que les modalités de calcul associées ; cette quantité ne peut être supérieure à 170 kg d'azote par hectare de **surface agricole utile** » (art. R. 211-81-I-5°).

¹⁰ ¹⁰ Un nouveau décret ([Décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole](#), JO du 12 octobre 2012) a modifié cette surface de référence par la surface agricole utile. Cf. note ci-dessus.

¹¹ Dans l'hypothèse où les terres exploitées en propre resteraient insuffisantes après transfert ou traitement, « *des terres mises à disposition par des tiers peuvent compléter les terres exploitées en propre pour résorber l'excédent structurel, dans la limite d'une étendue totale fixée par le programme d'action pour chaque canton et inférieure à l'étendue maximale fixée* » précédemment (même article).

¹² Cf. ci-dessus.

¹³ Pour mémoire, il s'agit de zones se trouvant « *dans les bassins versants situés en amont des prises d'eau superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine qui présentent des concentrations en nitrates ne respectant pas les exigences de qualité fixées par l'article R. 1321-13 et l'arrêté mentionné au premier alinéa de l'article R. 1321-38 du Code de la santé publique* » (art. R. 211-83, I C. env.) ».

¹⁴ Selon l'article D. 211-86 du Code de l'environnement, « *une aide financière (ou indemnité compensatoire de couverture des sols) peut être accordée pour l'implantation, pendant les périodes présentant des risques de lessivage définies par arrêté préfectoral, de Cultures intermédiaires pièges à nitrates (Cipan) spécifiques sur les surfaces agricoles situées dans les zones d'actions complémentaires définies en application des dispositions de l'article R. 211-83* ». Un certain nombre de conditions sont exigées pour en bénéficier telles que l'implantation sur une superficie minimum d'une culture intermédiaire piège à nitrates ou encore ne pas avoir fait l'objet au cours des trois années précédant la demande d'indemnité ou durant l'année de dépôt de cette demande d'une condamnation pénale pour des infractions commises en matière de santé publique ou d'environnement (art. D. 211-87 et s C. env.).

arrêté de tout bassin versant situé en amont d'une ou plusieurs prises d'eau superficielle destinées à la production d'eau destinée à la consommation humaine (art. 211-83-V C. env.).

9.1.2.2. Les autres programmes d'action et mesures liés à la législation sur l'eau en lien avec la problématique du nitrate

A l'issue de la loi n°2003-699 du 30 juillet 2003 relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages, dite « loi Bachelot » (JO du 31 juillet), un lien explicite entre l'agriculture et la présence de plusieurs zones protégées a été créé. Les mesures ont été regroupées sous un chapitre intitulé « *L'agriculture de certaines zones soumises à des contraintes environnementales* ». Initialement, ce dispositif est associé à la question de l'érosion des sols liée à des pratiques agricoles agressives. Par ailleurs, il a étendu le principe de l'élaboration et la mise en œuvre de programmes d'action à d'autres zones protégées que celles vulnérables. Ainsi, il permet de limiter ou d'interdire les pratiques agricoles qui ne seraient pas compatibles dans l'enceinte de zones sensibles à l'érosion (Doussan, 2009).

Ce corpus juridique n'est toutefois pas limité aux zones d'érosion, il comprend également les zones humides d'intérêt environnemental particulier ainsi que les zones d'aire d'alimentation des captages également d'une importance particulière. Ces zonages sont délimités en complément des règles générales mentionnées à l'article L. 211-2 du Code de l'environnement (à savoir les règles de préservation de la qualité et répartition des eaux), et constituent le réceptacle territorial de prescriptions nationales ou particulières afin d'assurer la protection des principes mentionnés à l'article L. 211-1 du Code de l'environnement, c'est-à-dire l'ensemble des principes permettant une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau. En effet, à l'intérieur des zones humides définies à l'article L. 211-1 du Code de l'environnement, l'autorité administrative peut délimiter des zones dites « zones humides d'intérêt environnemental particulier » « *dont le maintien ou la restauration présente un intérêt pour la gestion intégrée du bassin versant, ou une valeur touristique, écologique, paysagère ou cynégétique particulière* ». Pour ces zones, l'autorité administrative dispose également de la faculté d'établir « *un programme d'actions visant à restaurer, préserver, gérer et mettre en valeur de façon durable (ces) zones* ».

Ce programme d'actions dans les conditions prévues à l'article L. 114-1 du Code rural et de la pêche maritime est également l'outil mis à la disposition de l'autorité administrative au sein des zones qu'elle peut délimiter¹⁵ et « où il est nécessaire d'assurer la protection quantitative et qualitative des aires d'alimentation des captages d'eau potable d'une importance particulière pour l'approvisionnement actuel ou futur, les bassins versants connaissant d'importantes marées vertes sur les plages, *tels que définis par le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux, et sont dès lors de nature à compromettre la réalisation des objectifs de bon état, tels que prévus par l'article L. 212-1, des eaux côtières et de transition, telles que définies par la directive 2000/60/ CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau* ». Ce programme d'actions prévu à l'article L. 114-1 du Code rural précise les pratiques à promouvoir pour réduire les risques d'érosion ainsi que les moyens prévus pour favoriser leur généralisation. Il est également spécifié que certaines de ces pratiques peuvent être rendues obligatoires et que de manière générale, ces pratiques peuvent bénéficier d'aides lorsqu'elles induisent des surcoûts ou des pertes de revenus. De façon assez peu lisible, les modalités d'application de ces dispositions à d'autres zones soumises à des contraintes environnementales que celles d'érosion sont seulement précisées dans la partie réglementaire (art. R. 114-1 du Code de l'environnement). En effet, l'article L. 114-1 du Code rural ne fait mention que des zones d'érosion et ce n'est donc qu'à l'examen du régime juridique applicable que les zones humides d'intérêt environnemental particulier et les zones de protection des aires d'alimentation des captages¹⁶ sont indiquées comme étant incluses dans ce régime juridique spécifique.

¹⁵ Cette délimitation ne peut s'effectuer qu'après leur identification dans le plan d'aménagement et de gestion durable de la ressource en eau et des milieux aquatiques prévu par l'article L. 212-5-1 du Code de l'environnement (art. L. 211-3-5).

¹⁶ Concernant la délimitation de ces zones, elles font l'objet de particularités lorsqu'une autorisation a été accordée, au titre de l'article R. 1321-7 ou R. 1321-42 du Code de la santé publique, d'utiliser pour la production d'eau destinée à la consommation humaine des eaux souterraines ou superficielles non conformes aux limites de qualité et situées dans le périmètre envisagé pour une zone de protection des aires d'alimentation des captages. Dans ce cas, ledit périmètre doit, le cas échéant, inclure la zone dans laquelle s'applique le plan de gestion des ressources en eau défini pour l'obtention de l'autorisation (art. R. 114-4 C. rur.). Ceci est également valable lorsque le périmètre envisagé pour une zone de protection des aires d'alimentation des captages est, pour partie, situé dans une zone où est mise en œuvre une action contractuelle ayant pour objet le bon état des eaux ou leur bon potentiel écologique (art. 4. 114-5 C. rur.).

Concernant plus concrètement ce programme d'action, outre le fait qu'il soit compatible avec les dispositions du schéma directeur d'aménagement, il définit les mesures à promouvoir par les propriétaires et les exploitants, parmi les actions suivantes, lesquelles concernent directement la question de la maîtrise de la fertilisation azotée :

- 1° Couverture végétale du sol, permanente ou temporaire ;
- 2° Travail du sol, gestion des résidus de culture, apports de matière organique favorisant l'infiltration de l'eau et limitant le ruissellement ;
- 3° Gestion des intrants, notamment des fertilisants, des produits phytosanitaires et de l'eau d'irrigation ;
- 4° Diversification des cultures par assolement et rotations culturales ;
- 5° Maintien ou création de haies, talus, murets, fossés d'infiltration et aménagements ralentissant ou déviant l'écoulement des eaux ;
- 6° Restauration ou entretien d'un couvert végétal spécifique ;
- 7° Restauration ou entretien de mares, plans d'eau ou zones humides » (art. R. 114-6 C. Rur.).

De plus, au sein de ce programme, chaque type d'action est assorti d'objectifs à atteindre pour chacune des parties de la zone concernée, « en les quantifiant dans toute la mesure du possible, et les délais correspondants ». Ces mesures sont dans un premier temps, des mesures facultatives qui, à l'issue de délais et de conditions particulières peuvent devenir obligatoires. En effet, selon l'article R. 114-8 du Code rural, « le préfet peut, à l'expiration d'un délai de trois ans suivant la publication du programme d'action, compte tenu des résultats de la mise en œuvre de ce programme en regard des objectifs fixés, décider de rendre obligatoires, dans les délais et les conditions qu'il fixe, certaines des mesures préconisées par le programme ». En revanche, « dans les zones de protection des aires d'alimentation des captages délimitées en application de l'article R. 114-4 et dans les douze mois qui suivent la publication du programme d'action, le préfet rend obligatoires les mesures de ce programme pour lesquelles il estime que les objectifs prévus ne seront pas atteints à l'issue de cette période de douze mois ». Ces actions, lorsqu'elles sont facultatives peuvent être de « simples recommandations » ou « être mise en œuvre dans un dispositif réglementaire ou contractuel existant (par exemple au titre des mesures agri-environnementales) adoptant alors la nature de l'instrument juridique dans lequel elles s'intègrent ». En revanche, lorsqu'elles deviennent obligatoires, « le programme d'action s'analyse incontestablement comme une règle de police » (Doussan, 2009). C'est dans ce contexte que certains programmes d'action ont été rendus obligatoires dans trois départements bretons en application du décret n°2007-1281 du 29 août 2007 relatif à certaines zones de protection des aires d'alimentation de captage (JO du 30 août). Ce dernier entend assurer l'exécution de l'arrêt du 8 mars 2001 de la Cour de Justice des Communautés Européennes (CJCE, 8 mars 2001, Commission contre République Française, aff. C.-266/99, JOCE 16 juin 2001). Il rend obligatoire à compter du 1^{er} janvier 2008, les mesures des programmes d'action arrêtées par les préfets dans les zones de protection des aires d'alimentation de six prises d'eau dans le département des Côtes d'Armor, de deux prises d'eau dans le département du Finistère et d'une prise d'eau dans le département d'Ille-et-Vilaine. Cette disposition s'inscrit comme une dérogation aux points II et III de l'article R-114-8 du Code rural, en particulier parce que le délai exigé a été raccourci.

Plus récemment, la loi Grenelle 2 (Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, JO du 13) a prévu de délimiter de nouvelles zones qui s'inscrivent également en complément des règles générales mentionnées à l'article L. 211-2 du Code de l'environnement. Il s'agit respectivement de la possibilité pour l'autorité administrative de délimiter tout ou partie de certaines des aires d'alimentation de captage d'eau potable précédemment mentionnées dans l'hypothèse d'une atteinte à la qualité des eaux conduisant ou susceptible de conduire au non-respect des normes de potabilité mais également des bassins versants connaissant d'importantes marées vertes sur les plages (art. L. 11-3 7° et 8°C. env.). Dans la première hypothèse, en cas d'atteinte à la qualité des eaux conduisant ou pouvant conduire au non-respect des normes de potabilité, l'autorité administrative peut délimiter tout ou partie de certaines des aires d'alimentation de captage d'eau potable pour y limiter, dans un délai de 3 ans, l'usage agricole des terres à une implantation de prairies permanentes extensives ou de cultures ligneuses sans intrants ou, à défaut, y soumettre le maintien d'autres cultures au respect de conditions limitant ou interdisant l'utilisation d'intrants de synthèse et d'établir à cette fin,

un plan d'action¹⁷ comportant, sous réserve du respect de la législation européenne, des mesures de compensation. Ces dernières restent toutefois à définir. Si cette disposition ne vise pas directement les effluents d'élevage, elle vise à souligner le durcissement des mesures y compris à l'égard des intrants de synthèse. En outre, dans la seconde hypothèse, la même autorité peut également délimiter des bassins connaissant d'importantes marées vertes sur les plages et qui sont dès lors de nature à compromettre la réalisation des objectifs de bon état des masses d'eau, et y rendre obligatoire pour tout utilisateur ou producteur d'azote¹⁸, une déclaration annuelle des quantités d'azote de toutes origines confondues ou cédées ainsi que des lieux d'épandage. Dans ce cadre, les effluents d'élevage sont clairement visés sans être exclusifs. Néanmoins, ce dispositif tend à affiner la prise en compte de la sensibilité d'un milieu dès lors que des mesures obligatoires peuvent être prises hors d'une zone vulnérable et y compris dans l'éventualité où les normes de potabilité ne seraient pas dépassées.

En raison des enjeux qui entourent les périmètres de protection des captages d'eau potable au vu des exigences qui y sont associées, ces zones peuvent être à l'origine d'une concurrence entre la police administrative générale détenue par le maire et la police administrative spéciale, en l'espèce celle de l'eau détenue par le préfet. Outre, cette concurrence de polices et donc d'autorités compétentes, elle révèle également la nature grandissante du danger représenté par l'accroissement du taux de nitrate dans les eaux destinées à la consommation humaine. Traditionnellement, le maire peut, au titre de la police générale prendre toutes les mesures nécessaires au bon ordre, à la sécurité et à la salubrité publiques. Ce pouvoir de police comprend notamment « *le soin de prévenir, par des précautions convenables et, de faire cesser, par la distribution des secours nécessaires, les accidents et les fléaux calamiteux ainsi que les pollutions de toute nature...* » (art. L. 2212-2-5° du Code général des collectivités territoriales). Cependant, dans un de ses considérants, la Cour administrative d'appel de Nancy a rappelé que « *s'il appartient au maire, en vertu des pouvoirs de police qu'il tient du Code général des collectivités territoriales de prendre les mesures nécessaires au bon ordre, à la sûreté, à la sécurité et à la salubrité publiques, le régime d'autorisation administrative institué dans un but de police par l'article 10 de la loi du 3 janvier 1992 sur l'eau relève de la compétence du préfet ; qu'en l'absence de péril imminent, le maire ne saurait s'immiscer dans l'exercice de cette police spéciale* » (CAA Nancy, 2 août 2007, n° 05NC01255, Gaec Varennes). Dans cette affaire, le préfet avait autorisé, dans le périmètre de protection autour d'un captage d'eau destinée à l'alimentation en eau potable de la population communale, l'épandage de fumier et engrais organiques et chimiques nécessaires aux cultures. En revanche, le maire de cette commune, a usé de son pouvoir de police générale pour interdire la mise en culture de parcelles de terres situées dans les zones sensibles du captage d'eau potable en attendant des mesures de protection plus conséquentes de la part du préfet. Le motif de l'interdiction du maire repose sur la teneur en nitrate des eaux du puits de captage, lesquelles dépassent la teneur maximale de 50 mg/l. Alors que le tribunal administratif avait rejeté la demande du GAEC rejetant l'interdiction d'exploitation des parcelles visées, la CAA a donné raison au GAEC en considérant que du fait de l'absence de péril imminent, le maire ne pouvait justifier son intervention et intervenir au lieu et place du préfet (Billet, 2007a). Cependant, pour cette même affaire, la plus haute juridiction administrative, le Conseil d'État, a considéré, au regard d'une approche chronologique des faits, un risque sanitaire avéré mais également qu'un lien direct peut être établi entre la modification de l'utilisation du sol à des fins agricoles dans ce périmètre de protection et l'élévation notable de la teneur en nitrate des eaux destinées à la consommation humaine et qu'ainsi, en raison du « *caractère grave et continu de cette pollution* », le maire peut être considéré comme compétent pour faire usage de ses pouvoirs de police générale pour interdire la mise en culture de certaines parcelles (CE, 2 décembre 2009, n° 309684, Cne Rachecourt-sur-Marne) (Billet, 2007a).

A ce corpus juridique concernant la problématique de la pollution des eaux par le nitrate, s'enchevêtre celui de la législation sur les installations classées qui a lui-même été renforcé au moment de la transposition de la directive « Nitrates ». De nature à renforcer les mesures applicables, cette législation renforce également le sentiment de complexité des mesures concernant la gestion des effluents et la conciliation de leur valeur agronomique avec celle de la pollution de l'eau.

¹⁷ Bien qu'utilisant une terminologie différente, plan d'action et non programme d'action, ce dernier renvoie à l'article L. 114-1 du Code rural. Il s'agit donc du même instrument que celui employé pour les zones de protection des aires de captage et de zones humides d'intérêt particulier.

¹⁸ Sont notamment mentionnés, les exploitants agricoles exerçant les activités mentionnées à [l'article L. 311-1](#) du Code rural et de la pêche maritime, les gestionnaires publics et privés d'équipements de traitement d'effluents et de déchets, les utilisateurs d'engrais ou d'amendements azotés dans le cadre de services publics gérés dans les conditions prévues aux [articles L. 1411-1 et suivants](#), [L. 1412-1 et suivants](#) et [L. 1415-1 et suivants](#) du Code général des collectivités territoriales.

9.1.3. La gestion des effluents par la législation sur les installations classées

La prise en compte de l'activité polluante des activités classées est de nature à considérer l'ensemble des nuisances nées provoquées par les effluents d'élevage. Si, initialement, les activités d'élevage ont été soumises à la législation sur les installations classées en raison de leurs nuisances olfactives, les pollutions (Doussan, 2009; Nicourt et al., 2000) causées à l'eau à travers l'épandage des effluents d'élevage occupent désormais une place centrale comme l'atteste la teneur des contentieux récurrents (1). La législation sur les installations classées pour la protection de l'Environnement (ICPE) insère largement des exigences communes à la législation sur l'eau afin de préserver la capacité fertilisante des effluents d'élevage. Toutefois, bien que ces dispositions juridiques puissent apparaître redondantes avec celles de la législation sur l'eau, elles s'appliquent indépendamment d'une zone vulnérable ou de manière générale d'un zonage né de la législation sur l'eau. Seul le degré de la charge polluante d'une activité d'élevage donnée importe pour déterminer le classement de celle-ci et la nature des exigences associées. S'agissant plus particulièrement des effluents d'élevage, la législation applicable s'attèle tout particulièrement à assurer des conditions de gestion et d'utilisation de ces derniers dans le temps et dans l'espace pour maintenir un ratio entre les effluents à épandre et les terres disponibles. Selon le régime juridique applicable, l'autorisation ou la déclaration, les exigences diffèrent (2). Ces outils ne sont toutefois pas exempts de critiques (3). En outre, l'absence de classement de l'activité d'élevage n'est pas pour autant synonyme de vide juridique (4).

9.1.3.1. Les effluents d'élevage concernés par la législation sur les installations classées

La législation sur les installations classées (ICPE) vise à réglementer les activités qui présentent le plus de risques de générer des pollutions et des nuisances. Sont classées les installations « *qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature, de l'environnement et des paysages, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique* » (art. L. 511-1 C. env.). La soumission des activités d'élevage au régime des installations classées repose sur leur inscription au sein d'une nomenclature (par exemple, la nomenclature n°2111 pour les élevages de volailles ou de gibiers à plumes) et le degré d'exigences juridiques à leur encontre dépend des espèces animales (bovins, volailles ou porcs essentiellement) et de leur seuil de nuisances (Doussan, 2002c ; 2005c; Langlais, 2007). Depuis 1999, celui-ci s'est matérialisé par l'existence du nombre d'animaux-équivalents pour les porcs et les volailles. Ce dernier n'indique pas nécessairement le nombre d'animaux effectivement présents dans l'exploitation agricole mais une proportion considérée réaliste de la quantité de nuisances ou de la charge polluante de ces élevages. Ainsi, précisant la gravité des dangers ou inconvénients générés par l'exploitation, ce calcul contribue à la détermination du régime juridique applicable aux installations classées, ce dernier étant fonction du degré de nuisances. Ainsi, les activités d'élevage peuvent être soumises à autorisation, à déclaration (avec ou sans contrôle périodique) (art. L. 512-2. C. env.) voire être exclues du régime des installations classées s'ils ne sont pas inscrits au sein de la nomenclature des installations classées ou s'ils sont en deçà des seuils de nuisance fixés (Doussan, 2009). Une certaine réserve quant à l'application du régime de l'enregistrement à l'encontre des activités d'élevage a pu être formulée par certains auteurs ¹⁹

L'enjeu de cette méthode de calcul a été récemment soulevé lors d'une demande de question préjudice préjudicielle de la France à la Cour de justice de l'Union européenne sur la compatibilité du décret n°2005-989 modifiant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement et plus spécifiquement la rubrique 2111 relative aux élevages de volailles et de gibiers à plumes et le point 6.6 sous a de l'annexe 1 de la directive dite « IPPC » (Directive 2008/1/CE du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution, JOUE n° L. 24 du 29 janvier 2008) pour laquelle les élevages intensifs de volailles disposant de plus de 40 000 emplacements doivent être soumis à un régime d'autorisation. Confrontée aux définitions de « volailles » et d'« emplacement », la cour a également dû évaluer la méthode de calcul utilisée pour les volailles et a conclu à sa méconnaissance de la législation IPPC, en raison de l'absence de preuves scientifiques la cautionnant et surtout en ce qu'elle conduit à exonérer certaines installations d'élevage du régime

¹⁹ Selon Isabelle Doussan, à court terme, les activités d'élevage ne seraient pas soumises au régime de l'enregistrement, autorisation simplifiée prévue aux articles L. 512-7 à L. 512-7-7 du Code de l'environnement.

de l'autorisation (CJCE, 22 janvier 2009, Association nationale pour la protection des eaux et rivières-TOS, Association OABA contre Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, aff. C-473/07) (Verdure, 2009).

9.1.3.2. Le régime juridique des installations classées d'élevage

Les exigences juridiques attachées à ce maintien d'un ratio entre les terres d'épandage et les effluents à épandre varient selon le régime juridique retenu mais également selon les étapes de vie de l'activité d'élevage (Doussan, 2002a ; 2002b ; Doussan, 2009 ; Helin, 1983; ITP, 2002 ; Langlais, 2004 ; 2007).

Les installations d'élevage classées les plus importantes et donc considérées comme les plus polluantes sont soumises à autorisation. Ceci implique, préalablement à l'ouverture d'un élevage de cette nature, l'obligation de remettre une étude d'impact (art. R-512-6 C. env.). Cette évaluation environnementale des impacts de l'activité d'élevage doit en particulier comprendre des dispositions relatives à la gestion des effluents d'élevage. Depuis 1992, un outil essentiel est inséré dans l'étude d'impact, le plan d'épandage (Doussan, 2002a) traitant notamment de la gestion des effluents et en particulier de leurs épandages. Le plan d'épandage est également obligatoire pour les installations soumises à déclaration voire potentiellement d'enregistrement²⁰.

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 (CODERST) et finalement sanctionnée par arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter ou arrêté préfectoral de rejet de la demande. Comme l'indique la circulaire du 22 janvier 1993 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (non publiée au JO) et à destination des préfets : « *A chaque demande de création ou d'extension d'un nouvel élevage autorisé, l'étude d'impact devra vous préciser les conditions de traitement et d'évacuation des déjections animales en conformité avec les normes arrêtées fixées par ces arrêtés. Si aucune solution satisfaisante ne peut être trouvée, et en particulier si la superficie du plan d'épandage est insuffisante, il vous appartiendra de refuser l'autorisation d'exploiter* ». Sur ce fondement, le juge a pu juger insuffisante une étude d'impact relative à une porcherie qui ne précise ni l'étendue ni les modalités d'épandage et n'indique pas davantage le volume des rejets prévus (TA de Rennes, 21 janvier 1987, association pour la protection des sites d'Erquy, Req. n°862067). Dans le même esprit, le Tribunal administratif de Nantes a jugé insuffisante l'étude d'impact qui prévoyait une capacité de stockage supérieure à celle fixées par la réglementation mais qui n'envisageait pas les mesures concrètes pour la protection des eaux souterraines et de surface (TA Nantes, 1^{er} octobre 1996, M. et Mme Morca, M. et Mme Aoutin, M. et Mme Pallussonnet et M. et Mme Barrera, Req. n° 953561).

L'ensemble des installations classées, qu'elles soient soumises au régime de l'autorisation ou de la déclaration, lequel ne requiert pas la production d'une étude d'impact, fait l'objet d'une réglementation spécifique. Cette dernière se traduit par la fixation de règles et prescriptions techniques différenciées selon la nature et le régime applicable à ces activités d'élevage. De manière générale, elles ont pour finalité de déterminer les mesures permettant de protéger les intérêts couverts par la législation sur les installations classées. Par exemple, il peut s'agir de l'arrêté ministériel fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les élevages de bovins, de volailles et/ou de gibiers à plumes et de porcs soumis à déclaration. Inclues dans chaque arrêté individuel d'autorisation (art. R. 512- 28 et s. C. env.) ou de déclaration (art. R. 512-51 et s. C. env.), ces règles peuvent être adaptées aux circonstances locales. Touchant à la fois l'implantation de l'activité d'élevage, l'implantation des bâtiments, mais également les conditions d'exploitation de ces installations, ces règles et prescriptions concernent directement différents aspects de la gestion des effluents d'élevage. Il s'agit en particulier de leurs conditions et capacités de stockage, leur traitement, les règles d'épandage ou encore la surveillance des pratiques d'épandage, lesquelles sont de nature à encadrer juridiquement l'utilisation des effluents d'élevage sur les terres agricoles afin de bénéficier de leur valeur fertilisante. En particulier, les prescriptions techniques applicables à l'épandage des effluents d'élevage renvoient au principe d'une fertilisation équilibrée, laquelle implique un rapport entre les besoins des cultures et la capacité d'absorption des sols. Pour exprimer cet équilibre entre les quantités d'azote à épandre et les terres disponibles et donc justifier la valorisation agronomique des effluents, un plan d'épandage s'avère nécessaire. Celui-ci est assorti d'un système de suivi des pratiques de fertilisation azotée se présentant par la tenue d'un cahier d'épandage pour chaque parcelle ou îlot

²⁰ Cf. note précédente.

cultural (Doussan, 2009; Langlais, 2007). En outre, cet équilibre de fertilisation n'est plus axé autour d'un taux maximal d'apport d'azote à épandre. Cette exigence est désormais associée uniquement à la législation sur l'eau et donc aux zones vulnérables. Cependant, si cette exigence n'existe plus en dehors des zones vulnérables, elle reste un outil à la disposition des préfets. Ces derniers conservent la possibilité de fixer des quantités épandables d'azote et de phosphore : « *S'il apparaît nécessaire de renforcer la protection des eaux, le préfet peut fixer les quantités épandables d'azote et de phosphore à ne pas dépasser en fonction de l'état initial du site, du bilan global de fertilisation figurant dans l'étude d'impact et des risques d'érosion des terrains, de ruissellement vers les eaux superficielles ou de lessivage* » (art. 18 de l'arrêté du 7 février 2005 modifié fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les élevages de bovins, de volailles et/ou de gibier à plumes et de porcs soumis à autorisation au titre du livre V du Code de l'environnement, JO du 1^{er} juin). En d'autres termes, le renforcement de la protection des eaux peut justifier au titre de la législation sur les installations classées de considérer d'autres sources d'émissions que l'azote. En ce sens, le juge administratif a pu considérer qu'une autorisation préfectorale a été délivrée à l'issue d'une procédure irrégulière dans la mesure où l'étude d'impact contenue dans la demande d'autorisation ne comprenait que « *succinctement la question de rejets de l'épandage de phosphore et les mesures envisagées pour réduire les inconvénients d'un tel épandage sur la qualité des eaux* » (TA Rennes, 9 sept. 2004, n° 012954 : jurisData n° 2004-285281).

Si, comme certains auteurs le souligne, « *le début des années quatre-vingt-dix et la nécessaire transposition de la directive « Nitrates » du 12 décembre 1991, ont marqué un accroissement sensible des obligations résultant de la réglementation applicable aux installations classées* » (Doussan, 2009), ceci s'explique également par le fait que la législation sur les installations classées n'est pas un dispositif hermétique aux autres législations environnementales. Au contraire, prônant une approche intégrée, elle « absorbe » des impacts de toute nature et s'impose comme un relai individuel naturel des mesures relatives à la protection des eaux contre le nitrate d'origine agricole. Plus encore, la législation sur les installations classées peut être « écartée » en raison de circonstances particulières liées à la forte vulnérabilité d'un milieu concentration de nitrate : le classement en zone vulnérable peut se traduire par la restriction des autorisations d'exploiter des élevages dans le cadre de la police des installations classées, en raison de l'impossibilité de prévenir les risques de pollution résultant d'une augmentation des apports en azote. La légalité d'un refus concernant une demande d'autorisation d'un élevage de plus de 3 000 porcs a ainsi été confirmée aux motifs que « *ce projet était situé en « zone vulnérable » (...), que toute nouvelle installation risquerait d'aggraver la pollution des eaux souterraines et superficielles déjà fortement nitratées, que l'extrême vulnérabilité et la forte perméabilité de l'aquifère peuvent entraîner une augmentation de la dégradation des eaux et que, dans ces conditions, le principe de précaution ne permettrait pas de respecter les dispositions (légalles)* » (CAA Bordeaux, 7 février 2006, n°02BX01458). En l'espèce, la cour constate que le respect de prescriptions préfectorales ne peut pallier les inconvénients de la pollution des eaux par le nitrate issus de l'élevage et c'est donc à ce titre qu'elle estime fondée la décision du préfet. *A fortiori*, puisqu'il abrite des mesures renforcées au sein des zones vulnérables, la création ou l'extension d'élevage en zone d'excédent structurel peuvent également être interdites. L'autorisation d'une extension d'élevage de poules pondeuses, au sens d'une ZES, de nature à doubler la production annuelle d'azote organique de l'exploitation concernée a été refusée sans préjudice de l'existence d'un contrat de commercialisation des engrais organiques résultant du traitement par compostage des fumiers. Le juge a donc interprété strictement les conditions de l'interdiction pour chaque éleveur d'augmenter les effectifs animaux au sein d'une ZES en ne considérant pas les effets sur la pression azotée engendrés par ce contrat. (CAA, Nantes, 4 mars 2008, n°07NT01878) Il n'en demeure pas moins que certaines jurisprudences laissent persister des doutes à ce sujet. Récemment, une décision du Tribunal administratif de Rennes a annulé la disposition d'un arrêté préfectoral au motif que l'interdiction pouvant être imposée dans le cadre des programmes d'action est limitée à l'augmentation de la quantité d'azote produite par les animaux et non à l'interdiction de toute augmentation de cheptel (TA Rennes, 10 avril 2008, n° 0600243, 0600259, 0600296, 0603103 et 0603105) (Doussan, 2009).

En outre, des prescriptions techniques sont applicables aux élevages dès lors qu'ils relèvent de la nomenclature des installations classées, c'est à dire dès lors qu'ils sont déclarés, enregistrés ou autorisés. Contrairement à ce qui se passe habituellement dans les branches industrielles classiques, les arrêtés de prescriptions applicables aux élevages sont, à quelques points près, identiques pour les trois régimes. En revanche, les niveaux de contrôles ne le sont pas : ainsi, les exploitations autorisées sont contrôlées tous les 7 ans au minimum (environ 25 % des exploitations sont contrôlées chaque année) et les exploitations déclarées sont essentiellement contrôlées sur plainte (environ 5% des exploitations sont ainsi contrôlées tous les ans).

9.1.3.3. Les critiques associées au système juridique des installations classées

Toutefois, cette construction juridique ancienne relative aux installations classées n'est pas exempte de critiques, soit parce que de nouvelles dispositions visent à exclure certaines activités d'élevages de l'obligation de fournir une étude d'impact et un plan d'épandage, soit parce que le principal outil de mesure de la fertilisation azotée, le plan d'épandage, peut apparaître comme trop artificiel.

En premier lieu, une récente disposition créée par le décret n°2011-63 du 17 janvier 2011 relatif au regroupement et à la modernisation de certaines installations classées d'élevage (JO du 18, codifié aux articles R. 515-52 et s.) prévoit que « *tout projet de regroupement d'installations d'élevage* » ou tout « *projet de modernisation d'une installation d'élevage autorisée* » doit être porté à la connaissance du préfet par l'exploitant de l'installation concernée et avant la réalisation du projet²¹. Ces installations d'élevages relèvent des rubriques 2101, 2102 ou 2011 de la nomenclature prévue au titre de la législation sur les installations classées.

Le texte indique ce qu'il faut entendre par modernisation : « *toute opération effectuée sur une installation d'élevage existante et régulièrement autorisée en application de l'article L. 512-2 soit visant à la mettre en conformité avec les dispositions réglementaires s'appliquant aux installations classées d'élevage nouvelles, avec celles relatives au bien-être animal ou avec tout autre nouvelle réglementation environnementale, soit permettant d'améliorer les conditions de travail des salariés de l'installation et des exploitants, soit conduisant à une diminution significative des émissions polluantes ou, plus généralement, des impacts de l'installation sur l'environnement, notamment par une amélioration de l'efficacité énergétique ou de la préservation de la ressource en eau* ». Il précise également le terme de « regroupement » : « *le fait de réunir sur une seule installation d'élevage soumise à autorisation en application de l'article L. 512-2 et dont l'exploitation a fait l'objet d'un arrêté préfectoral d'autorisation, l'effectif d'une ou de plusieurs autres installations classées d'élevage en situation régulière en application du titre I^{er} du livre V, ce regroupement pouvant soit comprendre l'arrêt définitif d'une ou de plusieurs de ces installations d'origine dans les conditions prévues aux articles R. 512-39-1 à R. 512-39-6 ou aux articles R. 512-66-1 à R. 512-66-2, soit consister en une redistribution des effectifs animaux entre les installations participant au processus de regroupement sans aucune mise à l'arrêt définitive* ».

À l'issue de cette démarche du porter à connaissance auprès du préfet, deux hypothèses sont prévues : celle où le préfet, estime, après avis de l'inspection des installations classées que le projet de modernisation ou de regroupement est de nature à entraîner « *une modification substantielle de l'installation* ». Dans ce cas de Figure, l'exploitant est invité à déposer une nouvelle demande d'autorisation. Dans la mesure où celle-ci est soumise aux mêmes formalités que la demande initiale, elle sera donc assortie notamment d'une évaluation environnementale de ce projet. En revanche, dans l'hypothèse où le préfet considère que le projet de modernisation ou de regroupement ne constitue pas une modification substantielle, il accorde son autorisation dans les formes prévues à l'article R. 512-31, c'est-à-dire à l'aide d'arrêtés complémentaires²².

²¹ Un certain nombre d'informations sont exigées en ce sens : Selon l'article R. 515-54 du Code de l'environnement, les informations à porter à la connaissance du préfet sont contenues dans un dossier qui doit comporter les éléments suivants :

- 1° La description détaillée du projet de regroupement, notamment les évolutions des effectifs pour chacune des installations devant participer au regroupement ;
- 2° Les éléments justifiant la régularité de la situation administrative de chacune de ces installations ;
- 3° Le cas échéant, lorsque le regroupement d'installations classées d'élevage conduit à :
 - a) Une diminution d'effectif pour une ou plusieurs autres installations classées d'élevage : un document attestant l'engagement des exploitants des autres installations participant au regroupement défini à l'article R. 515-52, et précisant la diminution d'effectif ainsi envisagée ;
 - b) La suppression d'une ou plusieurs autres installations classées d'élevage : un document attestant l'engagement des exploitants des autres installations de cesser l'exploitation accompagné des éléments figurant au II de l'article R. 512-39-1 ou de l'article R. 512-66-1 ;
- 4° La description des mesures prévues pour maîtriser les impacts, nuisances, pollutions et dangers, sur l'environnement, en particulier, sur le voisinage et les ressources en eau ;
- 5° Le détail de l'évolution du plan d'épandage.

²² Selon l'article R. 512-31, « Des arrêtés complémentaires peuvent être pris sur proposition de l'inspection des installations classées et après avis du conseil départemental de l'environnement et des *risques sanitaires et technologiques*. Ils peuvent fixer toutes les prescriptions additionnelles que la protection des intérêts mentionnés à l'article L. 511-1 rend nécessaires ou atténuer celles des prescriptions primitives dont le maintien n'est plus justifié. L'exploitant peut se faire entendre et présenter ses observations dans les conditions prévues au troisième alinéa de l'article R. 512-25 et au premier alinéa de l'article R. 512-26 ».

L'enjeu se situe autour de la notion de modification substantielle. Le texte définit les hypothèses de projet ou de regroupement qui ne sont pas considérées comme une modification substantielle. Cependant, l'enjeu dépasse cette approche réglementaire pour concerner également l'interprétation que les préfets en feront ainsi que celles des juges aux détours de contentieux probables.

Pour l'instant, selon l'article R. 515-53 du Code de l'environnement, « *n'est pas considéré comme une modification substantielle le projet de regroupement qui satisfait à l'ensemble des conditions suivantes :*

1°Le regroupement ne concerne que des animaux relevant d'une même rubrique de la nomenclature des installations classées ;

2°Le regroupement n'entraîne pas de modification sensible du plan d'épandage de l'installation de regroupement à la suite de l'insertion de nouvelles parcelles ne faisant pas partie de l'un des plans d'épandage initiaux ;

3°Les mesures prévues par l'exploitant pour maîtriser les impacts, tels que les nuisances pour le voisinage et les pollutions de l'environnement et des milieux aquatiques, sont estimées suffisantes par le préfet au regard de la protection des intérêts mentionnés aux articles L. 211-1 et L. 511-1 ;

4°L'évolution des effectifs des animaux répond aux conditions suivantes :

a) La somme des effectifs des différentes installations après le regroupement est inférieure ou égale à l'effectif de référence augmenté de 5 % ;

b) L'augmentation de l'effectif présent sur l'installation du regroupement est inférieure à deux fois l'effectif qui détermine le seuil de l'autorisation de la rubrique dont relève l'installation, sans toutefois dépasser le seuil fixé par l'arrêté pris en application du II de l'article R. 512-33 ;

c) Du fait du regroupement, aucun des seuils figurant au point 6.6 de l'annexe I de la directive 2008/1/ CE du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution n'est franchi sur l'installation de regroupement ;

d) L'effectif de l'installation de regroupement est, après regroupement, inférieur à deux fois l'effectif initial de cette installation. »

Par ailleurs, selon l'article R. 515-55 du Code de l'environnement, le projet de modernisation « *n'est pas considéré comme une modification substantielle le projet de modernisation qui satisfait à l'ensemble des conditions suivantes :*

1°Le projet répond aux objectifs énumérés au 1° de l'article R. 515-52 ; (c'est-à-dire qu'il répond aux critères de définition donnée de la modernisation ;

2°Il ne s'accompagne pas d'une augmentation sensible de l'effectif animal de l'installation modernisée ;

3°Les mesures prévues par l'exploitant pour maîtriser les impacts, tels que les nuisances pour le voisinage et les pollutions de l'environnement et des milieux aquatiques, sont suffisantes au regard de la protection des intérêts mentionnés aux articles L. 211-1 et L. 511-1 ».

En réponse aux attaques formulées à l'encontre de ce décret de la part des défenseurs de l'environnement, l'initiateur de l'amendement dans le cadre de la nouvelle loi d'orientation agricole du 27 juillet 2010 (loi n°2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche, JO du 28), Marc Le Fur estime que « *contrairement à ce qui a été soutenu, les amendements proposés tendent à une meilleure performance environnementale des exploitations, pas seulement des exploitations porcines, mais de l'ensemble des installations d'élevage. Des exploitations plus modernes seront, en effet, synonymes de moindres nuisances environnementales. Ces exploitations pourront ainsi intégrer des procédés performants pour limiter les odeurs (filtrage de l'air sortant par exemple) ou pour diminuer la consommation énergétique grâce à l'utilisation de matériaux permettant une valorisation de la chaleur exogène des animaux. Par ailleurs, le grand enjeu de la méthanisation ne pourra se concrétiser que dans le cadre d'exploitations restructurées* » (Le Fur, 2010).

Il semble toutefois nécessaire de situer la généalogie de ce décret. Sans nul doute, l'article de loi sur lequel il s'appuie, était maladroit, tout en étant pour le moins explicite : en effet, selon l'article 28 de la loi d'orientation agricole du 27 juillet 2010 : « *Un décret pris avant le 31 décembre 2010 précise les règles applicables aux regroupements ou modernisations d'exploitations d'élevage depuis un ou plusieurs sites vers un ou plusieurs sites existants, afin de simplifier les procédures d'enregistrement, dès lors que le regroupement ou la modernisation n'aboutit pas à une augmentation sensible de la capacité de ces élevages. Ce décret prévoit notamment, dans le respect des règles de l'Union européenne, un dispositif permettant d'exonérer d'enquête publique et d'étude d'impact les regroupements ou modernisations dès lors qu'ils ne s'accompagnent pas d'une augmentation sensible de la capacité de ces élevages ou d'effet notable sur l'environnement. Les commissions*

permanentes compétentes de l'Assemblée nationale et du Sénat sont consultées sur ce projet de décret. De ce fait, dans les zones déjà saturées en azote, les précautions prises autour d'une augmentation « sensible » de la capacité des élevages visés ou d'« effet notable sur l'environnement » ne pouvaient sonner que comme une véritable provocation (Langlais, 2011).

En second lieu, s'agissant du plan d'épandage, outre le fait qu'il est dénoncé comme étant « *largement théorique* » (Baron et al., 2001), cette critique peut être accentuée par le fait qu'il comprend des terres mises à disposition. Non seulement, ces contrats de « prêts de terre » révèlent une fragilité juridique dès lors qu'ils dépendent du consentement, par définition non définitif du contractant de l'éleveur (Lessirard and Quevremont, 2008) et qu'ils peuvent en outre être multiples pour répondre à la quantité de terres disponibles mais également parce qu'ils sont sous la coupe de l'installation classée. Cette multiplicité d'acteurs est en soi une source de risque de puisqu'elle noue des relations inédites au sein de l'installation classée dans la mesure où les terres mises à disposition par des tiers font partie de l'installation classée (Langlais, 2007). Ainsi, elle fait peser sur l'exploitant des obligations qu'il ne peut assurer lui-même directement. Si cette faille dans une logique d'équilibre de la fertilisation azotée a peu été mise en lumière parce qu'elle reste fondée sur une conception ancestrale d'entraide entre les agriculteurs, il en va différemment de la réponse collective d'éleveurs à l'égard des terres d'épandage. Le juge administratif a considéré que l'autorisation préfectorale accordée pour un plan d'épandage de plusieurs éleveurs regroupés sous un GIE ne permet pas de satisfaire les objectifs de la législation sur les installations classées d'élevage : la logique de l'équilibre entre la fertilisation azotée s'exprime à partir de chaque installation classée et non de plusieurs installations classées et implique que chaque exploitation respecte ses obligations et qu'un suivi administratif par exploitation puisse être réalisé. Aux difficultés liées au respect et au contrôle de ces obligations individuelles liées à un plan d'épandage collectif, le juge administratif a également avancé un risque de sur-fertilisation (TA Rennes, 11 septembre 2008, n°0705323 et 0800176).

9.1.4. Les élevages non classés : quel régime applicable ?

L'absence de classement par les activités d'élevage les écarte de la législation sur les installations classées. Dans ce cas, le relais est pris par des règles sanitaires (art. L. 1311-1 du Code de la santé publique et dans une moindre mesure le règlement sanitaire départemental).

La nature des règles applicables aux élevages non classés est similaire à celles prises dans le cadre de la législation sur les installations classées. En particulier, les mêmes conditions pour l'épandage des effluents d'élevage sont appliquées, même si certaines apparaissent beaucoup moins précises (art. R. 211-48 et s. C. env.).

Ce régime est applicable si l'activité considérée est bien une activité d'élevage. C'est ainsi que la Cour administrative d'appel a jugé qu'un bâtiment qui accueille des bovins ne peut être assimilé à un hangar à des fins de stockage de fourrage (CAA Douai, 30 septembre 2010, M et Mme Pierre A., n°10DA00033). En l'espèce, un particulier avait présenté une demande de permis de construire un bâtiment à des fins de stockage de fourrage. La construction a, en réalité, immédiatement été utilisée pour accueillir des bovins. Selon le juge, elle devait donc être soumise aux dispositions du règlement sanitaire départemental de l'Eure. La demande du permis de construire n'a ainsi été faite que pour échapper aux prescriptions du règlement sanitaire départemental. Le maire aurait donc dû refuser de délivrer le permis de construire, qui est entaché d'illégalité.

L'ensemble de ce système juridique apparaît des plus complexes pour entretenir une qualification d'engrais et donc de produit aux effluents d'élevage. Toutefois, comme bloqué sur une vision passéiste ou aveugle à l'égard des effluents d'élevage, cet édifice juridique apparaît toutefois hermétique à toute ouverture vers la législation sur les déchets.

9.1.5. La qualification de déchet écartée

Bien que les effluents d'élevage présentent de façon évidente des caractéristiques de nature à les qualifier juridiquement de déchets, cette qualification n'a pas été retenue par la Cour de justice des Communautés européennes en 2005. Plus encore, une résistance des professionnels à les qualifier de déchets et une littérature scientifique peu explorée sur cette thématique (Langlais, 2004; 2007) font que l'entrée dans le domaine des déchets semble inacceptable. Pourtant la législation en matière de déchets est loin de condamner le potentiel

fertilisant des effluents d'élevage tout en adoptant un régime plus rigoureux des conditions de leur gestion. En d'autres termes, elle peut également être source d'opportunité (2).

9.1.5.1. Effluents exclus de la législation sur les déchets

Le côté tabou de cette qualification au regard du droit est également alimentée par la législation sur les déchets (Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives, JO L 312 du 22.11.2008), laquelle exclut de son champ d'application « les matières fécales, à condition qu'elles ne relèvent pas du paragraphe 2, point b), la paille et autres matières naturelles non dangereuses issues de l'agriculture ou de la sylviculture et qui sont utilisées dans le cadre de l'exploitation agricole ou sylvicole ou pour la production d'énergie à partir d'une telle biomasse au moyen de procédés ou de méthodes qui ne nuisent pas à l'environnement et ne mettent pas en danger la santé humaine » (art. 2 f). Sans compter le caractère ambigu de cette exclusion (Langlais, 2004), deux jurisprudences européennes datées du 8 septembre 2005, Commission contre Royaume d'Espagne (aff. C-121/03 et C-416/02) ont pu se prononcer sur la qualification de déchets à l'encontre d'effluents d'élevage à épandre. Ces deux affaires portent toutes deux sur des cas de pollution imputable à des installations espagnoles d'élevage intensifs de porcs (Doussan, 2005b).

S'appuyant sur un contexte jurisprudentiel visant à mieux délimiter la qualification juridique de déchets et ainsi à en restreindre son champ extensif d'application, la Cour a retenu que les effluents d'élevage à épandre n'étaient pas des déchets mais des sous-produits. Cette définition, qui au moment des faits, n'était pas encore entrée dans le corpus législatif, vise à mieux caractériser l'intention du détenteur du déchet, élément essentiel de qualification de celui-ci. En effet, par déchet, la directive entend « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (art. 3.1)²³. Quant à la notion de sous-produit, permettant d'écarter la qualification de déchet, elle est précisée à l'article 5 de la directive : « Une substance ou un objet issu d'un processus de production dont le but premier n'est pas la production dudit bien ne peut être considéré comme un sous-produit et non comme un déchet au sens de l'article 3, point 1, que si les conditions suivantes sont remplies :

- a) l'utilisation ultérieure de la substance ou de l'objet est certaine;
- b) la substance ou l'objet peut être utilisé directement sans traitement supplémentaire autre que les pratiques industrielles courantes;
- c) la substance ou l'objet est produit en faisant partie intégrante d'un processus de production; et
- d) l'utilisation ultérieure est légale, c'est-à-dire que la substance ou l'objet répond à toutes les prescriptions pertinentes relatives au produit, à l'environnement et à la protection de la santé prévues pour l'utilisation spécifique et n'aura pas d'incidences globales nocives pour l'environnement ou la santé humaine ».

Toutefois, pour chacun de ces critères, (jurisprudentiels au moment de l'affaire), la Cour a eu une approche très clémentine à l'égard des effluents d'élevage à épandre. En particulier, pour répondre aux critères a) et d) mentionnés ci-dessus, elle fonde son argumentation relative à l'existence de garanties suffisantes relatives à l'identification et l'utilisation effective des substances litigieuses seulement sur la présence de terres d'épandages identifiées et sur l'existence d'installations de stockages adaptés aux besoins de ces opérations d'épandage. Par ailleurs, concernant une utilisation ultérieure légale, elle s'appuie largement sur le respect de la directive « Nitrates » pour mentionner l'existence d'une pratique légale d'épandage. Si cette solution apparaît critiquable sur de nombreux aspects (Langlais, 2007), le principal effet pervers de ces jurisprudences est d'avoir écarté de façon générale la qualification de déchet dans l'hypothèse des effluents d'élevage alors que cette notion est par essence subjective : elle dépend de son détenteur et elle évolue également dans le temps et dans l'espace (Nicourt and Girault, 2005).

Nous notons toutefois, un récent cas de jurisprudence nationale qualifiant les excédents de lisier de déchets. Dans un arrêt du 2 février 2009, la Cour d'Appel de Liège a considéré que les excédents de lisier flamands constituent des déchets en raison notamment du fait que « ces excédents de lisier constituent une charge importante pour les entreprises productrices qui ne les exploitent pas, ni ne les commercialisent dans des

²³ Pour la définition française, art. L. 541-1 du code de l'environnement : « Toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ».

conditions avantageuses pour elles, puisqu'elles ne sont pas parvenues à le vendre. Bien au contraire, il ressort du dossier qu'elles cherchent à s'en défaire à des conditions économiquement moins lourdes que celles qui s'imposeraient à elles si elles ne s'en défaisaient pas en les épandant sur les terres des prévenus. Ces deniers acceptent certes ce lisier, mais à la condition qu'il soit livré gratuitement, et que ni son transport, ni même son épandage, ne présente pour eux un quelconque coût », CA Liège, 2 février 2009, n°2007/CO/582.

Toutefois, bien que largement rejetée, cette qualification n'en est pas moins source d'opportunités pour les effluents d'élevage.

9.1.5.2. L'opportunité de la qualification juridique de déchets appliquée aux effluents d'élevage

En premier lieu, la qualification juridique de déchets ne vise pas à empêcher toute utilisation des effluents d'élevage, au contraire. La prévention et la gestion des déchets repose sur une hiérarchie des déchets laquelle établit un ordre de priorité en privilégiant la prévention, puis, la préparation en vue du réemploi, puis le recyclage, puis toute autre forme de valorisation, notamment celle énergétique et en dernier lieu l'élimination (art. 4 de la directive). L'épandage agricole des effluents d'élevage constituerait, dès lors la solution privilégiée dans cette logique européenne de prévention et de gestion des déchets en donnant la priorité à la valorisation-matière de ces substances.

Cependant, à l'instar de l'épandage des boues des stations d'épuration qualifiées de déchets (Billet, 2007b), ils peuvent faire l'objet d'exigences supplémentaires concernant leur traçabilité, leur suivi agronomique, leur condition d'utilisation sur la qualité des sols, de l'eau, de l'air et clarifier les exigences de responsabilité de la filière d'épandage. En outre, naturellement, en cas d'élimination de ces effluents et non de valorisation, un contrôle plus rigoureux sera effectué. Le droit des déchets sera en mesure de prévenir ce risque lié à une non-utilisation des substances disposant d'une valeur agronomique. Ce point est d'ailleurs essentiellement dans la dimension « déchet » (Langlais, 2004).

En second lieu, la qualification juridique de déchet n'est pas définitive. Le recours à une opération de valorisation, une fois, celle-ci effectuée permet à la substance concernée de retrouver la qualité de produits. En effet, l'article 6 de la directive européenne cadre sur les déchets dans son souci de mieux cerner les contours de cette notion a précisé comment sortir du statut de déchet : « *Certains déchets cessent d'être des déchets au sens de l'article 3, point 1, lorsqu'ils ont subi une opération de valorisation ou de recyclage et répondent à des critères spécifiques à définir dans le respect des conditions suivantes:*

- a) la substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques;*
- b) il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou un tel objet;*
- c) la substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits; et*
- d) l'utilisation de la substance ou de l'objet n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine ».* Dans ce contexte, les effluents issus d'un compostage peuvent bénéficier de ce nouveau statut, de même que ceux qui participent à la production d'énergie verte.

Cette complexité juridique, accentuée par une technicité accrue des règles applicables, se retrouve immanquablement dans le contentieux juridique. Par ailleurs, aux difficultés de cet édifice, immanquablement source de lisibilité réduite, s'ajoute celle de son efficacité limitée. Elle met ainsi le droit des pollutions azotées face à ses lacunes et insuffisances pour lutter contre la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole.

Focus sur les enjeux de la qualification de déchet

1- Déchet ou sous-produit ? Si sans aucun doute, les effluents d'élevage constituent un résidu de production, leur qualification et partant leur régime juridique peut varier. La qualification de sous-produit leur fait échapper à la qualification de déchet et donc obéir au régime applicable aux produits.

2- Déchet et responsabilité. La qualification de déchet emporte des conséquences spécifiques en matière de responsabilité. En premier lieu, il existe un principe général de responsabilité du fait des déchets selon lequel « tout producteur ou détenteur de déchets est tenu d'en assurer ou d'en faire assurer la gestion conformément aux dispositions du code de l'environnement » (art. L. 541-2 C. envir.). Le responsable des déchets peut encourir des sanctions administratives pour non-respect de ces prescriptions (art. L. 541-3, C. envir.). Ce régime de responsabilité est, en outre, particulièrement étendu puisque les confier à un tiers, par exemple à un transporteur, ne l'exonère pas de ses obligations prévues à l'article L. 541-2 du code de l'environnement. Le producteur est défini comme « toute personne dont l'activité produit des déchets (producteur initial de déchets) ou toute personne qui effectue des opérations de traitement des déchets conduisant à un changement de la nature ou de la composition de ces déchets (producteur subséquent de déchets) ». Quant au détenteur, il s'agit du « producteur des déchets ou de toute autre personne qui se trouve en possession des déchets ». (C. envir., art. L. 541-10). En second lieu, il existe une responsabilité élargie des producteurs de déchets. Dans cette hypothèse, il s'agit d'une responsabilité visant à renforcer une prise de conscience du devenir d'un produit par des mesures juridiques et/ou par une contribution financière. Ce dispositif apparaît toutefois réservé aux déchets issus de produits de consommation.

9.2. La fragilité du système juridique existant : entre insuffisances du droit réglementaire et mise en œuvre lacunaire de la responsabilité

Devant la capacité très relative du système juridique construit à réduire la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, les solutions envisagées par le droit sont loin d'être à l'abri des critiques opposées par la doctrine (Gaonac'h and Leroux, 2002; Hermon, 2002 ; van Lang, 2005) ou par les institutions nationales (Cour des Comptes, 2002) et communautaires (Commission européenne, 2010). Elles peuvent parfois même apparaître exacerber lorsque l'on s'attarde sur la multiplication des instruments économiques et/ou volontaires²⁴ qui viennent au secours de ces insuffisances (Doussan, 2002a; b) (1). En outre, nul doute que « *la difficulté à faire peser la responsabilité juridique des dommages générés par les pollutions agricoles sur les agriculteurs contribue sans doute à l'efficacité relative de la réglementation* » (Doussan, 2009) (2).

9.2.1. -Une multiplication des instruments au secours des insuffisances du droit réglementaire de l'environnement

Pour pallier les difficultés du droit réglementaire à juguler la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole (Gaonac'h and Leroux, 2002; Hermon, 2002), de nombreux instruments sont venus à son secours. Ce phénomène n'est pas propre au droit des pollutions azotées mais commun à différentes branches droit de l'environnement. Peinant à s'imposer de manière isolée (Lepage, 2008), le droit réglementaire de l'environnement fait appel à des outils économiques et contractuels pour parvenir à ses fins. Néanmoins, cette situation se distingue par l'importance de l'investissement financier accordé. Sans nul doute, « *ce statut particulier s'explique historiquement par la prégnance des politiques interventionnistes des États ayant pour but d'assurer leur souveraineté alimentaire* » (Doussan, 2009). Aujourd'hui, c'est la relation singulière que l'agriculture entretient avec l'environnement qui justifie ce traitement de faveur. Toutefois, peu importe le visage que ce soutien financier prend (9.2.1.1) ou tend à prendre (9.2.1.2), le principe pollueur payeur apparaît malmené. En outre, les formules plus classiques dans leur format mais plus innovantes dans leur contenu semblent peu usitées : le bail rural environnemental (9.2.1.3).

²⁴ Les actions volontaires telles que Bretagne Eau pure et Ferti-mieux ne seront pas examinés ici bien qu'elles fassent parties du dispositif de lutte négociée contre les pollutions d'origine agricole.

9.2.1.1. Un soutien financier entre aides contractualisées et exemptions aux impositions publiques

Parmi les formes d'aides contractualisées les plus emblématiques dans le domaine de l'agriculture, le **Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA)** occupe une place de choix. Dans sa première mouture en 1992, il s'annonce comme un « *dispositif financier d'accompagnement de la législation sur les installations classées et de la loi sur l'eau dans les zones les plus touchées par la pollution* » afin de participer au financement de travaux de mise en conformité avec la loi sur les installations classées et de contribuer au paiement par les éleveurs de la redevance pollution (Doussan, 2009). Toutefois, si cette aide permet de concilier protection de l'environnement et développement économique, elle implique un assouplissement dans l'application de la législation sur les installations classées et la loi sur l'eau par une adhésion des éleveurs, exploitants d'une installation classée à ce programme. Plus encore, elle témoigne d'une certaine ineffectivité de la législation applicable (Doussan, 2002a; Langlais, 2007). De plus, dans la mesure où cette aide était réservée aux seuls élevages classés, et donc a priori à ceux considérés comme les plus polluants, le principe pollueur payeur apparaissait largement contrarié. Aux doutes émis quant à la légalité interne de ce programme dans la mesure où il laisse supposer une substitution illégale d'une règle de police par une disposition contractuelle (Doussan, 2002a ; 2002c) s'ajoute l'utilisation de dépenses considérables pour des résultats non probants. L'ensemble fera l'objet de critiques particulièrement virulentes de part de la Cour des comptes pour dénoncer l'inefficacité de ce dispositif coûteux sur les pratiques d'épandage : « *les différents programmes ont pris la forme d'incitations à mieux faire, dans l'espoir qu'une modification progressive des pratiques éviterait de devoir faire respecter une réglementation qui demeure lettre morte* » (Cour des Comptes, 2002).

Naturellement, le PMPOA ne pouvait rester dans sa version d'origine. Le rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du PMPOA de juillet 1999 (Cahart et al., 1999) était sans appel : le PMPOA devait être réformé. Il n'est néanmoins pas resté exempt de critiques. En premier lieu, le renforcement de l'efficacité environnementale de ce programme s'est traduit par une concentration des efforts autour de territoires sensibles. La réforme s'est accompagnée d'un changement de priorité d'éligibilité aux aides du PMPOA : d'une priorité d'intégration au PMPOA par taille d'élevage décroissante s'est substituée celle d'une priorité par zones géographiques. Si cette nouvelle logique s'explique aisément, elle repose sur une nouvelle délimitation géographique, les zones d'action prioritaire, qui se superpose aux nombreux zonages écologiques définis en vue d'une lutte contre la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole. Ces zones sont définies par l'article 2 de l'arrêté du 26 février 2002 relatif aux travaux de maîtrise des pollutions d'origine agricole (JO du 21) comme comprenant les zones vulnérables ainsi que d'autres zones touchées par les pollutions agricoles, dans la mesure des crédits disponibles. Cette superposition des zonages écologiques nuit sans aucun doute à la lisibilité des dispositions applicables à la lutte contre la pollution azotée.

En second lieu, l'autre aspect marquant de la réforme porte sur l'amélioration des pratiques agricoles. Dans cette logique, elle est accompagnée par une conditionnalité environnementale des aides du PMPOA pour les éleveurs situés dans les zones vulnérables. Selon l'article 5 de l'arrêté du 26 février 2002 précité codifié à l'article D. 211-55- III du Code de l'environnement, « *les éleveurs situés en zone vulnérable qui ne satisfont pas aux exigences du programme d'action mentionné à l'article R. 211-80 et qui ne sont pas engagés dans le programme de maîtrise des pollutions liées aux effluents d'élevage ne pourront bénéficier d'aucune autre aide publique pour des investissements dans leur exploitation. L'arrêté prévu à l'article D. 211-58 fixe les modalités de cet engagement* ». Par ce biais, les aides accordées s'inscrivent dans la philosophie du règlement communautaire désormais abrogé n° 1257/1999 du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural (JOCE n°L. 160 du 26 juin 1999) qui soumet l'octroi d'aide aux investissements au respect de conditions minimales de l'environnement. Pour ce dernier, « *l'aide aux investissements est limité aux exploitations agricoles, dont la viabilité économique peut être démontrée, qui remplissent les conditions minimales requises dans le domaine de l'environnement, de l'hygiène et du bien-être des animaux (...)* » (art. 5). Néanmoins, concernant l'amélioration des pratiques agronomiques de l'azote, l'outil requis pour parvenir à une réelle modification des pratiques agronomiques, le projet d'amélioration des pratiques agronomiques, n'apporte pas de véritables garanties permettant de dépasser totalement les critiques qui avaient été opposées au PMPOA I, à savoir l'attribution d'aides publiques pour assurer une mise en conformité des exploitations agricoles (Langlais, 2007) (arrêté du 7 mars 2002 relatif au projet d'amélioration des pratiques agronomiques, JO du 21).

De manière générale, cette évolution dans les conditions d'attribution des aides au titre du PMPOA renvoie à un besoin accru de légitimité des aides publiques accordées. Ceci se traduit en particulier par un renforcement de l'aspect réglementaire du dispositif. Plus précisément, ce mouvement qui s'étend à toutes les aides de nature à lutter contre les pollutions azotées constitue une illustration du caractère désormais hybride du droit de l'environnement et souvent considéré comme nécessaire (Ruhl, 2000). Cette légitimité des aides s'acquiert en réalité selon un double mécanisme : d'un côté, les aides ne visent pas à satisfaire des exigences environnementales réglementaires, celles-ci constituant des conditions d'inéligibilité de l'aide. De l'autre côté, ces mêmes exigences doivent être satisfaites pour prétendre au dispositif financier selon la logique de la conditionnalité des aides. Cette conditionnalité est qualifiée par certains auteurs d'« aide au respect de la réglementation environnementale » (Doussan, 2005a). Cette double protection, bien que parfois redondante et source de complexité (Langlais, 2007), devrait exclure les hypothèses de financement public pour le respect d'exigences réglementaires environnementales minimales. Ceci est particulièrement visible dans l'ensemble des aides de la Politique agricole commune (PAC) accordées au titre du second pilier de la PAC : celles accordées dans le cadre du développement rural²⁵. Depuis le règlement (CE) n°1698/2005 du 20 septembre 2005 (modifié) concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen pour le développement rural, les aides attribuées sont réparties selon quatre axes : l'amélioration de la compétitivité des secteurs agricoles et forestiers (axe 1), l'amélioration de l'environnement et de l'espace rural (axe 2), la qualité de vie en milieu rural et diversification de l'économie rurale (axe 3) et enfin le dispositif LEADER (axe 4). Les aides aux investissements de l'axe 1 (les aides accordées dans le plan de modernisation des bâtiments d'élevage, le plan végétal pour l'environnement²⁶ (Doussan, 2006b; Doussan, 2009) et les mesures agro-environnementales²⁷ de l'axe 2 répondent à cette double exigence de respect des dispositions environnementales ; elles comportent le respect de ce minimum dans leur propre dispositif et sont soumises au principe de la conditionnalité de certaines aides du second pilier de la PAC. Le principe de la conditionnalité, instauré par le règlement (CE) n°1782/2003²⁸, est de suspendre le paiement des aides agricoles au respect d'exigences réglementaires mais également les Bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE). Parmi ces exigences réglementaires à respecter, un renvoi est effectué aux dispositions de la directive « Nitrates » concernant le Code de bonnes pratiques agricoles ainsi que les programmes d'action applicables au sein des zones vulnérables.

Cette exception agricole en qualité de bénéficiaire de financement public ainsi que cette intégration progressive mais partielle des éleveurs au système « normal » est également perceptible s'agissant des impositions publiques à l'encontre des éleveurs. Après avoir bénéficié d'une exemption à la redevance pollution, leur assujettissement à cette dernière a été *in fine* assoupli dans les faits. Depuis la loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006, une redevance pollution spécialement consacrée aux élevages (Billet, 2007b ; Langlais, 2007) ; (art. R. 213-48-12 C. env.) permet d'assujettir à la redevance pour pollution de l'eau d'origine non domestique, toute personne exerçant une activité d'élevage. Ce texte est complété par un arrêté du 1^{er} octobre 2007 relatif à la redevance pour pollution de l'eau par les activités d'élevage (JO du 20 novembre 2007) précisant les méthodes de calcul et d'assiette de cette redevance. Néanmoins, les installations classées agricoles restent exonérées de la Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) dont l'objet est de couvrir les dépenses occasionnées par l'application de la police des installations classées (Doussan, 2009).

²⁵ Comme l'indique Isabelle Doussan, les aides du premier pilier de la PAC, c'est-à-dire les droits à paiements uniques ne concernent pas les élevages de porcs et de volailles. Elles ne sont donc pas mentionnées ici comme aides de nature à contribuer à la lutte contre la pollution azotée (Doussan, 2009).

²⁶ Ces aides constituent deux systèmes nationaux d'aides aux investissements et sont accordés dans le cadre l'axe 1 du règlement communautaire. Par exemple, le Plan de modernisation des bâtiments d'élevage indique que « les investissements directement liés à l'application d'une norme minimale réglementaire dans les domaines de l'hygiène et du bien-être animal et de l'environnement sans préjudice des dérogations prévues par l'article 26 de règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil susvisé » sont exclus du financement public (art. 5 de l'arrêté du 11 octobre 2007 relatif au plan de modernisation des exploitations d'élevage bovin, ovin, caprin et autres filières d'élevage, JO du 25 oct. 2007).

²⁷ En effet, les paiements agro-environnementaux se singularisent par le fait qu'ils « ne concernent que les engagements qui dépassent les normes obligatoires (... celles de conditionnalité) ainsi que les exigences minimales pour les engrais et les produits phytosanitaires et les autres exigences obligatoires appropriées établies par la législation nationale et indiquées dans le programme » (art. 39 paragraphe 3 du règlement (CE) n°1698/2005).

²⁸ Régl. (CE) n°1782/2003 du 29 septembre 2003 établissant des règles communes pour les régimes de soutiens directs dans le cadre de la PAC, JOUE, n°L. 270 du 21 octobre 2003. Cette conditionnalité initialement prévue pour les aides directes a été étendue à certaines aides du second pilier de la PAC par le règlement (CE) n°1698/2005 du 20 septembre 2005 concernant le soutien au développement rural par le fonds européen agricole pour le développement rural, JOUE n°L. 277 du 21 octobre 2005.

Ce soutien financier tend à prendre les traits d'un nouveau visage avec l'émergence des droits à polluer et les paiements pour services environnementaux.

9.2.1.2. Les nouveaux aspects du soutien financier : l'émergence des droits d'épandage et les paiements pour services environnementaux.

Face aux concentrations excessives d'effluents d'élevages sur une surface géographique donnée, les États membres ont fait preuve d'initiatives nationales visant à instaurer directement ou indirectement des quotas de production pour les secteurs du porc et de la volaille. Les Pays-Bas ont évolué vers une véritable restructuration du secteur de l'élevage en instaurant de véritables quotas d'animaux par exploitation (Jongbloed et al., 1999; Langlais, 2004). Cette solution drastique s'explique en raison de la surface nationale disponible. D'autres États membres, comme la France ont, en revanche, choisi des solutions moins radicales en optant pour la mise en place de droits d'épandage nés d'un renforcement de la législation applicable. Ces plafonnements des surfaces d'épandage qui donnent lieu à des « droits d'épandage » par référence aux droits à produire n'est pas une pratique réservée à la France. L'Allemagne le pratique également (Barthélémy and David, 1999). Des écrits s'interrogent sur le caractère galvaudé de la terminologie de « droits d'épandage » dans la mesure où ils visent à limiter la liberté de produire mais non à l'en empêcher dès lors que des alternatives existent (traitement ou transfert à longue distance). En d'autres termes, n'est-ce pas une simple mesure de police ? (Langlais, 2004 ; 2007). Pour certains auteurs, l'atteinte à la production est évidente : « *l'émergence d'un marché des surfaces d'épandage, très directement lié au renforcement des règles relatives à la protection de l'environnement, place donc de très nombreux éleveurs devant l'alternative suivante : poursuivre leur activité en violation du droit ou cesser toute ou partie de leur activité* » (Hérail, 1999). Pour Jean-Marie Gilardeau, « *Au-delà des mots, le « droit à polluer » devient une réalité. Élément du fonds agricole parmi d'autres, il méritera d'être pris en compte chaque fois que se profilera la moindre opération (vente, donation, bail, apport en société, mise à disposition...) de nature à perturber l'ordre jusqu'alors établi* » (Gilardeau, 2005).

Toutefois, même en admettant qu'il s'agisse bien d'un droit à produire ou à polluer, qu'un contexte européen soit favorable au développement d'une régulation de l'environnement par le marché (Livre vert sur les instruments fondés sur le marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes, COM (2007) 140 final du 28 mars 2007) (Karsenty and Weber, 2004), peut-on réellement parler de marchés de droits d'épandage ? (Le Goffe and Salanie, 2005 ; Le Goffe and Vermersch, 2004). Certes, en raison des transferts à longue distance, une recherche de terres disponibles peut être envisageable et ainsi occasionner un marché. Cependant, l'enjeu le plus important se situe à l'intérieur des terres saturées. Dans cette hypothèse, une politique de distribution de ces droits au sein des ZES laisse entrevoir la possibilité d'un marché. Elle se matérialise par la mise en place d'un dispositif de gestion des excédents azotés reposant sur une marge cantonale et une réserve d'azote départementale. Une marge cantonale est définie par le programme d'action et s'entend comme une quantité d'azote disponible par rapport à la capacité du canton. Celle-ci intègre notamment la quantité d'azote effectivement résorbée. Cette marge cantonale est associée à une réserve départementale, épargne de quantités d'azote non utilisées susceptibles d'être redistribuées. Elle est alimentée par des gains d'azote obtenus à l'issue de regroupements de site d'élevage autorisés par le préfet mais également après cessation d'activités (art. R. 211-82 III du Code de l'environnement) ; (Langlais, 2004 ; 2007 ; Langlais, 2010; Le Goffe and Vermersch, 2004). Dans la mesure où l'ensemble de ces prélèvements peut ensuite être redistribué « *au vu des progrès de la résorption de l'excédent structurel d'azote lié aux élevages dans les cantons en excédent structurel* », cette situation implique qu'en réalité, peu de transactions seront possibles et donc de nature à créer un véritable marché.

La principale spécificité de ce dispositif français tiendrait plutôt aux conditions d'accès au foncier dans ces zones pour les éleveurs qui en seraient sinon probablement exclus. Il s'agit des jeunes agriculteurs et des exploitations de dimension économique insuffisante (art. R. 211-82-III C. env.). En effet, la redistribution des prélèvements d'azote détenus par la réserve départementale leur est destinée. De même, sous certaines conditions, ils bénéficient de dérogations aux objectifs de réduction azotés (Langlais, 2007 ; Langlais, 2010).

Aux côtés de ces « droits d'épandage », émergent également de nouveaux instruments ou du moins un nouvel intitulé, les paiements pour services environnementaux (PSE). La littérature scientifique à leur rencontre explose depuis peu. Sous ce vocable, des réalités très diverses se cachent. Ils se présentent sous des formes dont les

contours se sont pas toujours précis (Karsenty and Sembrés, 2009)²⁹ bien que le système contractuel semble être l'outil privilégié entre les bénéficiaires et les fournisseurs de services environnementaux (Boisset, 2008 ; Dupraz et al., 2003) et touchent des services environnementaux particulièrement étendus puisqu'ils peuvent toucher les « *services environnementaux liés à des hydrosystèmes, de conservation de la biodiversité et de paysages, ou globale dans le cas de la séquestration du carbone* » (Boisset, 2008) et ont également une conception extensive de la rémunération pour services rendus, dès lors que, s'agissant de la problématique de l'eau, « *ces systèmes de paiement visent à réduire des externalités négatives (pollutions, surexploitation des ressources) et à favoriser des externalités positives (fonctions de régulation d'hydrosystèmes, fonction d'habitat de zones humides)* » (Boisset, 2008). En outre, la littérature rapporte de nombreux exemples relatifs aux pays en développement (Karsenty and Sembrés, 2009) bien qu'une illustration courante des PSE soit un exemple français : l'affaire Vittel (Brossier and Gafsi, 2000). Celle-ci est notamment expressément mentionnée comme un exemple de PSE dans le cadre de la pollution de l'eau dans le rapport TEEB « L'économie des services et de la biodiversité, rapport d'étape » (Commission européenne, 2008).

Le principe des PSE apparaît clair et aisé à comprendre puisqu'il repose sur une logique économique faisant intervenir, d'un côté, ceux qui fournissent des services environnementaux et doivent être payés pour le faire et de l'autre, ceux qui bénéficient des services environnementaux et qui doivent les payer. Néanmoins, certaines questions restent en suspens. En particulier, elles se rapportent à la propriété des services « vendus » qui constituent généralement des biens publics (Karsenty and Sembrés, 2009) mais également son articulation avec les autres sources de rémunération accordées en faveur d'une meilleure articulation entre l'agriculture et l'environnement (Vatn, 2010). Sous ces questions, sont sous-jacentes des interrogations plus profondes sur la légitimité même de ces paiements. En d'autres termes, doit-on tout rémunérer et dans cette hypothèse, le principe pollueur-payeur a-t-il encore un sens ? (Ledant, 2008). Le bénéfice en terme environnemental est-il réel, ce qui exige par définition une évaluation environnementale ? (Karsenty and Sembrés, 2009). D'autres interrogations fondamentales intimement liées se posent : quels services doit-on rémunérer sachant que les connaissances scientifiques restent encore parcellaires bien que le *Millénium Assessment* ait déjà tenté de classer ces services sous le terme de services écosystémiques et non environnementaux (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les deux notions se confondent-elles réellement ou bien la percée de la notion de services écosystémiques ne modifie-t-elle pas la perception des paiements éligibles ? (Hampicke and Roth, 2000). Les services environnementaux les plus prisés ou les plus rémunérateurs ne risquent-ils pas d'être privilégiés au détriment d'autres services de soutien tout aussi utiles pour la protection de l'eau. Ceci peut entraîner à terme des effets écologiques inverses à ceux escomptés (Vatn, 2010). Par ailleurs, ne risque-t-on pas de voir ressurgir le spectre du PMPOA I ayant justifié des financements massifs pour respecter des dispositions juridiques déjà obligatoires ?³⁰

L'ensemble des outils économiques visent à mettre en mettre des mesures plus drastiques pour modifier le comportement des éleveurs et peuvent ainsi participer à maintenir un ratio entre des quantités d'effluents à épandre et des terres disponibles.

9.2.1.3. La place accordée à un outil contractuel innovant : le bail rural environnemental

A la suite de la réforme du droit des baux ruraux par la loi d'orientation agricole du 5 janvier 2006, est désormais envisagée la possibilité de conclure des baux ruraux environnementaux. Ce verdissement du bail rural offre ainsi des perspectives concernant les pratiques de fertilisation azotée.

Selon l'article L. 411-27 du Code rural, le bail rural à clauses environnementales est envisagé pour certains bailleurs (une personne morale de droit public ou une association de protection de l'environnement), lors de la conclusion ou du renouvellement d'un bail. Il peut aussi concerner certains espaces expressément mentionnés sous certaines conditions (s'ils ont été créés conformément à un document de gestion officiel validé). Il s'agit d'espaces touchant la protection de l'eau (captage d'eau, zones humides..), celle des espaces naturels (réserves naturelles, parcs naturels régionaux..) ou encore celle de la protection de la biodiversité (zones Natura 2000 par exemple). Parmi les clauses environnementales listées (décret n°2007-326 du 8 mars 2007 JO du 10 mars,

²⁹ Ces auteurs indiquent en particulier que « *les critères d'accords volontaires et de conditionnalité ne sont pas toujours vérifiés dans les initiatives qui se présentent comme des PSE* ».

³⁰ Cf. ci-dessus.

codifié à l'article R. 411-9-11-1 du Code rural), certaines ont un intérêt évident dans le cadre de lutte contre la pollution azotée de façon directe mais également indirecte. En effet, il s'agit, selon une liste limitative du :

- 1° *Le non-retournement des prairies ;*
- 2° *La création, le maintien et les modalités de gestion des surfaces en herbe ;*
- 3° *Les modalités de récolte ;*
- 4° *L'ouverture d'un milieu embroussaillé et le maintien de l'ouverture d'un milieu menacé par l'embroussaillage ;*
- 5° *La mise en défens de parcelles ou de parties de parcelle ;*
- 6° *La limitation ou l'interdiction des apports en fertilisants ;*
- 7° *La limitation ou l'interdiction des produits phytosanitaires ;*
- 8° *La couverture végétale du sol périodique ou permanente pour les cultures annuelles ou les cultures pérennes ;*
- 9° *L'implantation, le maintien et les modalités d'entretien de couverts spécifiques à vocation environnementale ;*
- 10° *L'interdiction de l'irrigation, du drainage et de toutes formes d'assainissement ;*
- 11° *Les modalités de submersion des parcelles et de gestion des niveaux d'eau ;*
- 12° *La diversification de l'assolement ;*
- 13° *La création, le maintien et les modalités d'entretien de haies, talus, bosquets, arbres isolés, mares, fossés, terrasses, murets ;*
- 14° *Les techniques de travail du sol ;*
- 15° *La conduite de cultures suivant le cahier des charges de l'agriculture biologique.»*

En outre, à l'inverse des contractants privés qui ne peuvent conclure de tels baux que sur des espaces prédéfinis, les personnes publiques ainsi que les associations de protection de l'environnement ne sont pas limitées par cet aspect. Dès lors, « en dehors de ces parcelles », elles « *choisissent parmi les pratiques énumérées à l'article R. 411-9-11-1 celles qui répondent aux préoccupations environnementales du lieu de situation du bien loué* » (art.R411-9-11-3 C. rur.). Pour les autres parcelles, « *les clauses retenues par le bail sont choisies parmi les pratiques culturelles énumérées à l'article R. 411-9-11-1 conformes au document de gestion officiel de l'espace protégé considéré* » Article R411-9-11-2 C. rur.).

Cet outil, bien qu'intéressant, n'a peu ou pas été utilisé depuis sa création et souligne toute la limite de l'approche contractuelle ou de toute forme d'accords volontaires telles que Ferti-mieux (Lacroix and Mollard, 1994) dans une politique de lutte contre les pollutions azotées puisqu'elle est dépendante de la volonté des acteurs concernés (Bosc and Doussan, 2009; Doussan, 2000).

Les résultats décevants de lutte contre la réduction de la pression nitratée pourtant portée par un arsenal juridique conséquent peuvent également s'expliquer par les lacunes de la mise en œuvre de la responsabilité qui fragile ce dispositif alors qu'il devrait le renforcer.

9.2.2. Les lacunes de la mise en œuvre de la responsabilité

S'il est désormais traditionnel de souligner que le droit de l'environnement est un droit de prévention avant d'être un droit de réparation, la mise en œuvre de la responsabilité constitue indéniablement un outil d'efficacité et d'effectivité de la législation applicable. Les dysfonctionnements dans le couple prévention-réparation de la pollution azotée sont très régulièrement soulignés par la littérature scientifique (Doussan, 2002a ; Martin, 1992) comme inhérents à la nature même de la pollution : une pollution diffuse (voir 9.2.2.1). De façon concomitante, en raison de cette difficulté de taille à établir la preuve d'un lien de causalité entre le dommage et le responsable de ce dommage, le besoin d'accentuer le caractère préventif de ce droit s'impose naturellement. Or, ce renforcement peut d'ores et déjà largement relever de la mise en œuvre récente de la responsabilité dans la prévention et le contrôle des pollutions agricoles (9.2.2.2). Enfin, des ouvertures sur la responsabilité environnementale destinée à protéger des dommages environnementaux purs pourraient être envisagées. Elle ne semble toutefois pas plus adaptée à répondre à la pollution diffuse (9.2.2.3).

9.2.2.1. Les limites de la responsabilité civile face à la pollution diffuse

En raison de sa nature diffuse, la pollution met à mal la possibilité d'établir un lien de causalité entre le responsable et le dommage. Cette difficulté est également accrue par le fait que de récentes recherches mettent en évidence la complexité des systèmes de pollution nitrique et en particulier soulignent la grande variabilité des délais de réponse des nappes par rapports aux apports d'azote. Ces résultats qui remettent en cause la pertinence des outils économiques (Mollard et al., 1996 ; Mollard et al., 1997), est également transposable aux instruments juridiques, particulièrement dans le domaine de la mise en œuvre de la responsabilité.

En effet, les hypothèses de mise en cause de la responsabilité individuelle de l'exploitant agricole sont de fait réservées à des cas de pollutions non pas diffuses mais ponctuelles. La faute de l'exploitant étant clairement identifiable, sa responsabilité a de ce fait pu être engagée sur le terrain de la responsabilité pénale (Doussan, 2009). En ne procédant pas à la vidange de sa fosse à lisier ayant débordée en raison de fortes pluies, l'éleveur a été jugé responsable de la pollution des eaux qui s'en est suivie pour négligence (TGI Chaumont, 17 mai 1994, n°603242).

Face aux difficultés pour aborder la mise en œuvre de la responsabilité et la réparation d'un dommage, la logique veut que l'on accentue l'aspect préventif de la lutte contre la pollution azotée. La responsabilité peut, peut-être paradoxalement jouer un rôle en ce sens.

9.2.2.2. La responsabilité administrative de l'État au secours du respect du droit de prévention

Dans la mesure où la mise en œuvre de la responsabilité d'un exploitant s'avère malaisée en raison des caractères de cette pollution azotée, il apparaît essentiel de faire respecter en amont les différentes mesures de police nécessaires à la prévention de cette pollution. Dans ce sens, un certain tournant est à noter concernant la mise en œuvre de la responsabilité de l'État pour carence dans l'exercice de ses pouvoirs de police. Ainsi, le tribunal de Rennes, le 25 octobre 2007 a condamné l'État à la suite de la prolifération d'algues vertes dans les baies de St Briec et de Douarnenez. Il a jugé que l'eutrophisation de certaines côtes bretonnes dont l'origine a été essentiellement attribuée à l'épandage des lisiers par les exploitations agricoles, résulte d'une carence de l'État (autorisations illégales d'élevages hors-sol et insuffisance des contrôles du respect de la législation par les autorités nationales françaises) (TA Rennes, 25 octobre 2007, n°0400630, n°0400631, n°0400636 et n°0400640). Les suites de cette affaire ont confirmé la carence des préfets dans l'utilisation de leurs pouvoirs de police des installations classées pour la protection de l'environnement à l'égard des exploitations agricoles et ainsi condamner l'État (CAA, Nantes, 1^{er} décembre 2009, Ministre d'État, Ministre de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, n° 07NT0375). De façon explicite, le juge indique ici « *considérant que, nonobstant son caractère de pollution diffuse, il résulte de l'instruction que le phénomène de prolifération des ulves, dû essentiellement aux excédents de nitrate issus des exploitations agricoles intensives, à supposer même, comme le soutient le Ministre, que d'autres facteurs, tels que l'ensoleillement et la topographie de la côte comportant des baies sablonneuses enclavées avec un faible renouvellement et une faible profondeur de l'eau, aient pu favoriser son apparition, n'aurait pas revêtu son ampleur actuelle si les normes communautaires et internes sus-énumérées avaient fait l'objet d'une application immédiate et stricte, et si, en raison des carences dans la mise en œuvre de ces réglementations, n'avaient pas été manifestement méconnu, dans les départements concernés* ». Il ajoute que « *dès lors doit être regardée comme établie l'existence d'un lien direct et certain de cause à effet entre les carences fautives sus-relevées et le dommage que constitue la pollution par les masses d'algues vertes* ». Cet épisode jurisprudentiel n'est qu'une composante des rapports délicats entre les pouvoirs publics et les efforts de jugulation des marées vertes. En particulier, le plan d'action de lutte contre les algues vertes du 5 février 2010 fait l'objet de la part de la Commission européenne d'une demande d'explications des mesures prises. Celle-ci intervient alors même qu'un rapport de l'ANSES assorti de recommandations a été publié en juin 2011.

Précédemment et dans des circonstances particulières, le Tribunal administratif de Rennes, dans un jugement du 2 mai 2001, a condamné l'État à indemniser la Société Suez-Lyonnaise des eaux, elle-même préalablement condamnée pour avoir distribué une eau impropre à la consommation humaine. Le tribunal mentionne l'origine et les causes de cette pollution : un excès de nitrate provenant des élevages agricoles. Il attribue cette pollution à une carence de l'État dans l'exercice de ses pouvoirs de police des installations classées agricoles et ajoute que

la responsabilité de l'État ne pourrait être écartée ou amoindrie en raison de fautes commises par la société Suez-Lyonnaise dès lors que celle-ci « ne disposait pas des moyens juridiques et techniques lui permettant de limiter les conséquences de la forte teneur en nitrate dans les eaux de Trieux » (TA Rennes, 2 mai 2001, n°97182).

9.2.2.3. Les limites de la responsabilité contractuelle

La responsabilité contractuelle constitue un autre fondement sur lequel il est envisageable de caractériser le dommage causé aux milieux. En effet, c'est sur le fondement de la responsabilité contractuelle que le syndicat d'adduction d'eau du Trégor a été condamné. La Cour de Cassation a considéré qu'il ne pouvait être exonéré de son obligation contractuelle (un abonnement de distribution d'eau potable) de délivrer une eau propre à la consommation bien que la pollution de cette eau soit imputable à l'agriculture intensive et non au syndicat. La cour a jugé que cette pollution ne constituait pas un événement imprévisible et irrésistible caractérisant un cas de force majeure dès lors que la mise en place de mesures adéquates pour éviter la pollution de l'eau distribuée était envisageable (Cour de Cassation, n°03-16335, 30 mai 2006, Syndicat Intercommunal des Eaux du Trégor, (confirmant Cour d'appel de Rennes, n° 365/2003, 9 mai 2003)) (Boutonnet, 2007).

Cette mise en œuvre de la responsabilité contractuelle peut également s'exercer dans le cadre des contrats d'épandage. En raison des conditions qui lient les cocontractants, cette mise en œuvre présente toutefois des difficultés particulières, parfois insurmontables (Langlais, 2007).

9.2.2.4. Les perspectives limitées de la responsabilité environnementale ?

La directive sur la responsabilité environnementale (Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 avril 2004, sur la responsabilité environnementale, JOUE n°L. 143 du 30 avril 2004) concerne la réparation des dommages écologiques « purs ». Elle établit 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. Le régime de responsabilité s'applique, d'une part, à certaines activités professionnelles explicitement énumérées et, d'autre part, aux autres activités professionnelles lorsque l'exploitant a commis une faute ou une négligence. Par ailleurs, il appartient aux autorités publiques de veiller à ce que les exploitants responsables prennent eux-mêmes ou financent les mesures nécessaires de prévention ou de réparation (Hermon, 2004).

Si les dommages environnementaux causés à l'eau sont effectivement considérés par cette directive (parmi les dommages environnementaux sont en effet visés les dommages, directs ou indirects, causés au milieu aquatique couvert par la législation communautaire en matière de gestion des eaux), la mise en œuvre de la responsabilité dans l'hypothèse d'une pollution diffuse reste enfermée dans l'établissement de la preuve d'un lien de causalité. (Agence européenne pour l'environnement, 2010 ; Doussan, 2005d; Doussan, 2009). En effet, selon l'article 4 de la directive, la responsabilité environnementale ne peut pas s'appliquer à la pollution diffuse sauf si un lien de causalité est établi entre les dommages et les activités des exploitants.

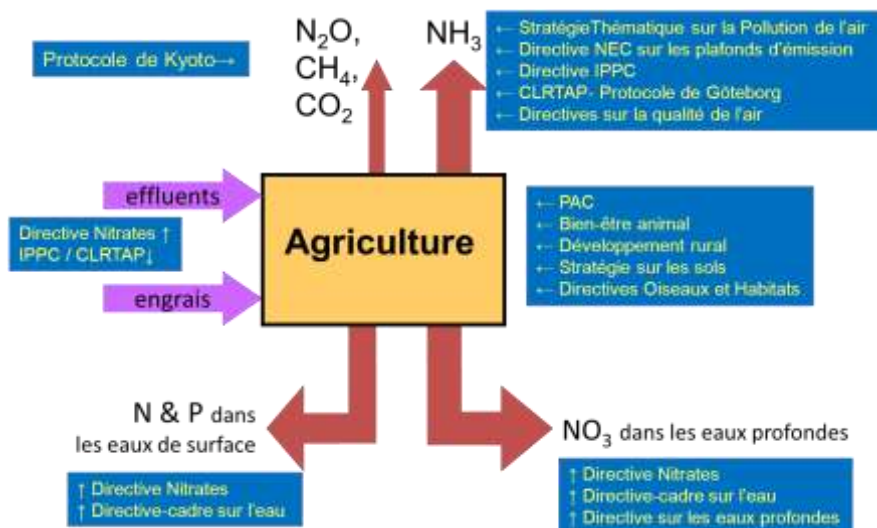
Les récents apports jurisprudentiels laissent présager un certain fléchissement en admettant l'hypothèse d'une présomption de causalité y compris s'agissant des pollutions diffuses. En particulier, dans une affaire du 9 mars 2010, ERG e.a (aff. C-378/08, non publiée), la Cour a eu à se prononcer sur les conditions de mise en œuvre de la responsabilité environnementale et notamment de l'établissement du lien de causalité. Elle a dû répondre à la question préjudicielle suivante : l'autorité nationale compétente était-elle en mesure d'imposer des mesures de réparations à des exploitants du seul fait de la proximité de leurs installations avec la zone polluée, sans avoir préalablement recherché l'origine de la pollution ni établi le lien de causalité entre le dommage et leur activité ni l'existence d'une faute ou d'une intention dolosive de leur part ? Pour la Cour, « La directive 2004/35 ne s'oppose pas à une réglementation nationale permettant à l'autorité compétente, agissant dans le cadre de cette directive, de présumer l'existence d'un lien de causalité, y compris dans le cas de pollutions à caractère diffus, entre des exploitants et une pollution constatée, et ce en raison de la proximité de leurs installations avec la zone de pollution. Cependant, conformément au principe du pollueur-payeur, aux fins de présumer de la sorte un tel lien de causalité, cette autorité doit disposer d'indices plausibles susceptibles de fonder sa présomption, tels que la proximité de l'installation de l'exploitant avec la pollution constatée et la correspondance entre les substances polluantes retrouvées et les composants utilisés par ledit exploitant dans le cadre de ses activités ». Dans cette

affaire, étaient concernées des sociétés de raffinerie d'hydrocarbures et de pétrochimie, situées dans la Rade d'Augusta. Reste à savoir si en matière de pollutions par le nitrate d'origine agricole, les indices apparaissent suffisamment plausibles pour tomber sous le coup de la directive relative à la responsabilité environnementale.

9.3. Quelle prise en compte juridique des autres émissions des effluents ?

Certainement la plus visible ou peut-être la plus urgente, la pollution de l'eau par le nitrate va devoir toutefois composer avec d'autres formes de pollutions générées par ces mêmes effluents d'élevage. La prise en compte juridique de ces autres émissions liées aux effluents d'élevage exige quelques remarques préliminaires. En premier lieu, le peu de littérature scientifique consacrée à ces autres émissions traduit une prise en compte seulement naissante de ces préoccupations juridiques à l'égard des effluents d'élevage. En second lieu, ce constat ne doit pas conclure à signaler un désert juridique. En effet, en particulier, la directive 2008/1/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution³¹ vise à éviter ou réduire les émissions polluantes dans l'atmosphère, les eaux, les sols ainsi que les déchets provenant d'installations industrielles et agricoles parmi les plus polluantes. En troisième lieu, la problématique des émissions des effluents d'élevage ne peut ignorer actuellement les écrits abondants reflétant les réflexions plus générales portant sur le couplage des priorités environnementales et agricoles. Elles sont de nature à influencer notre conception de la gestion des effluents d'élevage et à entraîner une modification du droit applicable fondée sur une approche essentiellement agronomique de la gestion des effluents et de leur risque de pollution des eaux. En effet, une meilleure prise en compte des émissions d'ammoniac liées aux activités d'élevage invite à repenser la gestion des effluents dans leur rapport à la proximité (paragraphe 6.3.1). De façon encore plus profonde, la gestion des effluents d'élevage tendrait à évoluer à la lumière des changements globaux (changement climatique et préservation de la biodiversité) (Agence européenne pour l'environnement, 2010). Plus encore, elle pourrait devenir un enjeu emblématique de nature à déplacer le curseur d'une relation perpétuellement ambiguë entre l'agriculture et l'environnement.

Figure 9.1 : Représentation des différentes politiques selon leurs liens avec l'agriculture et les émissions d'azote, d'après (Kuikman et al., Alterra 2008).



³¹ La directive IPPC a été refondue au sein de la directive du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles. Elle sera ainsi abrogée à compter du 7 janvier 2014. Les États membres doivent transposer cette directive au plus tard le 7 janvier 2013 et appliquer ses dispositions à partir de la même date. Directive n°2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010, JOUE n°L. 334 du 17 décembre 2010). Le détail de cette disposition sera examiné ci-après.

9.3.1. La gestion des effluents d'élevage dans leur rapport à la proximité ou la problématique de l'ammoniac

La gestion des effluents d'élevage dans leur rapport à la proximité s'exprime de façon historique à travers la question des odeurs. Les émissions olfactives s'insèrent dans les champs de la pollution atmosphérique régie par le droit. En effet, outre la lutte contre les gaz à effet de serre responsables du changement climatique, la législation environnementale vise également l'amélioration de la qualité de l'air, dont la pollution est à l'origine d'atteintes à la santé humaine et à l'environnement. Parmi ces substances polluantes figure l'ammoniac participant en grande partie aux nuisances olfactives en provenance des élevages ainsi qu'à l'acidification ou à l'eutrophisation de l'environnement. Concernant les émissions odorantes, elles étaient et restent une source de conflit récurrente lors d'une proximité avec les bâtiments d'élevage ainsi que les terres d'épandage. Ces conflits de proximité tendent aujourd'hui à s'améliorer d'un point de vue qualitatif en partie grâce aux techniques de désodorisation mais également à se dégrader du fait des pressions urbanistiques exercées à l'encontre de l'espace agricole. En d'autres termes, malgré l'amélioration des techniques d'atténuation des odeurs, d'autres pressions ravivent les conflits de voisinage. Du fait de leurs retombées à proximité de leur lieu de production, les émissions d'ammoniac génèrent des conflits d'usage entre l'activité d'élevage et la protection de l'environnement mal appréhendés.

9.3.1.1. Conflits de voisinage et nuisances olfactives : des « conflits d'avenir » ?

Cette problématique de la gestion des effluents n'est pas récente. Elle constitue même le premier visage de la pollution de l'air³². Elle peut être prise en compte au titre de la législation sur les installations classées dès lors que parmi les intérêts protégés par cette législation figure les atteintes à la commodité du voisinage (art. L. 511.1 C. env.). La prise en compte de ces nuisances olfactives peut être traitée à plusieurs reprises. Au moment de l'ouverture d'une installation classée d'élevage autorisée, l'étude d'impact requise peut comporter plusieurs volets intéressant directement les nuisances olfactives. En outre, des mesures de mise à distance prévues tant par le droit des installations classées que par le droit de l'urbanisme sont envisagées pour protéger le voisinage. Par ailleurs, les prescriptions de fonctionnement de toute installation classée s'appuient notamment sur l'obligation de recourir aux Meilleures technologies disponibles (MTD). Celles-ci se fondent sur l'un des principes généraux de l'environnement : « *principe d'action préventive et de correction par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable* » (art. L. 110-1 C. env.). Directement issu de la directive « IPPC » selon laquelle « *la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble* »³³ en vue d'évoluer vers « *le stade de développement le plus efficace et le plus avancé des activités et de leurs modes d'exploitation* » ce concept exige de l'arrêté préfectoral d'autorisation ou de déclaration qu'il impose des prescriptions répondant à la logique des MTD. Les techniques de réduction des odeurs rentrent dans ce cadre. Beaucoup de techniques de réduction ou de suppression des odeurs existent. Cependant, pour répondre aux critères de la MTD et donc être imposées à l'exploitant de l'installation classée, la technique de réduction des odeurs ne doit pas encore être au stade expérimental (CAA Nancy, 21 octobre 1999, n°96NCO1276, Sté Norske Skog Golbey et a). A l'inverse, l'exploitant d'une installation classée ne pourra s'appuyer sur une technique de désodorisation non encore testée pour satisfaire aux prescriptions préfectorales (CAA Nantes, 23 décembre 1993, n°NT00893, Sté Primagaz). Le coût de la technique constitue aussi un critère pris en compte par la jurisprudence : une technique onéreuse peut être imposée (CAA Lyon, 1^{er} ch. 6 juillet 1999, n°97LY00084, SA STEF) mais à effet égal, celle la plus dispendieuse ne pourra être exigée (TA Clermont-Ferrand, 2^e ch., 28 mars 1996, n°94833, Toury c/ Préfet de la région d'Auvergne et a). Par ailleurs, dans l'hypothèse où l'activité d'élevage ne serait pas classée, le relai est dans ce cas assuré par les règles sanitaires, lesquelles considèrent également les nuisances olfactives. Elles se traduisent également en partie par des règles de distance.

Cependant, y compris dans l'hypothèse où les prescriptions de fonctionnement d'une installation classée d'élevage sont respectées (en particulier les distances), les sources de conflit peuvent demeurer et prendre dans ce cas la forme de troubles anormaux du voisinage. Or, ces conflits risquent d'augmenter en raison de la pression urbanistique sur les zones agricoles de nature impliquant une coexistence accrue et non moins

³² Sur ce contexte, cf. la partie consacrée à la construction sociale de l'azote.

³³ Art. 2-12 de la directive IPPC.

conflictuelle entre l'activité agricole et l'habitat et les loisirs (Jeanneaux, 2006 ; Jeanneaux and Perrier-Cornet, 2008 ; Kirat and Melot, 2006; Madeline, 2006). Conjugué à cette pression massive sur les terres agricoles, un autre phénomène doit être mentionné comme étant de nature à accentuer ces sources de conflits. Il s'agit de la préservation de la surface agricole pour assurer la production alimentaire. Clairement explicitée dans la loi d'orientation agricole du 27 juillet 2010, l'ambition alimentaire est plus que jamais d'actualité (Langlais, 2011). Si la question des nuisances olfactives a été réglée en partie par des distances d'éloignement entre les activités d'élevage et les tiers, renforcées par la mise en place juridique de distances minimales, « *ce point particulier de la réglementation résulte donc d'un choix politique difficile entre la protection des tiers et le développement des activités agricoles* » (Doussan, 2002a). Or, les données semblent différentes aujourd'hui et ces distances d'éloignement impliquent une réduction de la surface dédiée à l'activité agricole.

En ce sens, depuis quelques années, une plus grande clémence des juges à l'égard des nuisances olfactives de l'activité d'élevage est perceptible. Par exemple, des demandes concernant l'insuffisance de l'étude d'impact ainsi que l'absence de prescriptions visant à prévenir les nuisances de voisinage concernant un élevage de 860 veaux de boucherie ont été rejetées (CAA Douai, 24 mai 2004, n°06DA01405). La cour a également rejeté des demandes fondées sur l'insuffisance de l'étude d'impact ainsi que sur les risques de nuisances olfactives et de pullulation de mouches pour l'extension d'un élevage de 159 600 poules pondeuses (CAA Douai, 2 mars 2006, n°04 DA00006). Plus récemment, le juge administratif a considéré que la présence d'une station de stabulation à proximité de parcelles classées en zone où l'urbanisation est autorisée ne suffit pas à caractériser une erreur manifeste d'appréciation dans le classement des dites parcelles et donc à rendre le plan local d'urbanisme illégal (CAA Bordeaux, 28 octobre 2010, Commune de Vignec, n°10BX00384). En outre, le juge semble apprécier le caractère anormal du trouble olfactif selon l'environnement dans lequel il a lieu : l'existence d'odeurs gênantes issues de porcheries en zone rurale et de caractère non permanent et d'intensité variable n'a pas été considérée comme excédant les troubles anormaux du voisinage alors même que les habitations étaient situées à proximité des exploitations agricoles (Cass., 2^{ème} civ., 19 mars 1997, n°95-15.922, Association pour la défense de l'environnement de VIEvy le Raye et a. c/ Barrault et a.). Dans le même sens, le juge a considéré que les odeurs provenant des parcelles d'épandage effectuées par un éleveur de porcs ne constituaient pas un trouble anormal du voisinage étant donné qu'« *il est parfaitement naturel à la campagne, où l'élevage du bétail constitue une activité traditionnelle, de percevoir des manifestations olfactives ou auditives de la présence d'animaux domestiques* » (CA Bourges, 17 mars 1997, n°9201222, Kkotiranta c/ SCEA Tanois). Toutefois, pour éviter toute conclusion hâtive concernant la position du juge à l'égard des nuisances olfactives en provenance d'une activité d'élevage, il convient de souligner que les « odeurs insoutenables » causées par un élevage industriel de canards durant la période estivale ont pu faire l'objet d'une indemnisation (CA Agen, 1^{ère} ch., 15 mars 2006, n° 05/00609, GAEC de Pargas et a.).

L'appréciation du trouble anormal du voisinage eu égard au milieu dans lequel il a lieu renvoie également directement à la théorie de la préoccupation, favorable aux habitants initiaux et donc généralement favorable à l'activité agricole. En effet, aux termes de l'article L. 112-16 du Code de la construction et de l'habitation : « *Les dommages causés aux occupants d'un bâtiment par des nuisances dues à des activités agricoles, industrielles, artisanales, commerciales ou aéronautiques, n'entraînent pas droit à réparation lorsque le permis de construire afférent au bâtiment exposé à ces nuisances a été demandé ou l'acte authentique constatant l'aliénation ou la prise de bail établi postérieurement à l'existence des activités les occasionnant dès lors que ces activités s'exercent en conformité avec les dispositions législatives ou réglementaires en vigueur et qu'elles se sont poursuivies dans les mêmes conditions* ». Or, récemment, par une décision du 8 avril 2011, (décision n°2011-116), le Conseil Constitutionnel a dû se prononcer sur la constitutionnalité de cette disposition. Les requérants invoquaient la méconnaissance des articles 1^{er} à 4 de la Charte de l'environnement selon lequel notamment « chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé », que « toute personne a le devoir de prendre part à la préservation et à l'amélioration de l'environnement ». Le Conseil constitutionnel n'a pas retenu les arguments des requérants en considérant que s'il appartient au législateur de définir les conditions dans lesquelles une action en responsabilité peut être engagée, « sans restreindre le droit d'agir en responsabilité dans des conditions qui en dénaturent la portée », la possibilité d'engager une action en responsabilité pour faute, implique que la disposition contestée n'est pas inconstitutionnelle. En d'autres termes, les activités d'élevage préexistantes à toute nouvelle installation sont en quelque sorte préserver de toute action en justice sur le terrain des troubles anormaux du voisinage.

9.3.1.2. Les retombées ammoniacales : à la recherche d'une nouvelle conception des pollutions de proximité ?

Les émissions d'ammoniac ne génèrent pas que des nuisances olfactives, elles peuvent affecter la qualité de l'air (formation de particules fines) soit sous forme gazeuse soit sous forme de précipitations avec des retombées de façon plus ou moins éloignée de leur lieu de production. Ces retombées sont sources d'atteintes multiples à l'environnement : (d'eutrophisation et d'acidification des lacs et des cours d'eau, d'acidification des sols forestiers et cultivés.... Ces phénomènes sont largement imputables aux effluents d'élevage. Au final, ces dépôts contribuent inopinément et de façon non souhaitée à enrichir en azote le milieu récepteur. Dans la mesure où environ 50 % de l'azote ammoniacal retombe dans un rayon de 100 kms et 90 % dans un rayon de 1 000 kms (voir chapitre 1), cette dimension spatiale invite à s'interroger sur l'appréhension juridique de cette forme de proximité entre une source de pollution et les écosystèmes impactés.

La législation environnementale n'a pas ignoré ce polluant atmosphérique. Cependant, elle apparaît incomplète pour considérer cette dimension dans ses différents aspects. Les droits international, communautaire et national ont pris conscience du caractère polluant de ces émissions ammoniacales.

En premier lieu, la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance³⁴ datée de 1979 a été la première entente internationale à reconnaître à la fois les problèmes environnementaux et de santé causés par le mouvement transfrontalier des polluants atmosphériques et le besoin de solutions à une échelle transfrontière. Au sein de cette convention signée par une trentaine de pays, les États parties se sont engagés à prévenir, limiter et réduire progressivement leurs rejets de polluants atmosphériques de manière à lutter contre la pollution transfrontière qui en résulte. La convention dans son article 1 a défini ce qu'elle entend par "pollution atmosphérique" : il s'agit de « *l'introduction dans l'atmosphère par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie ayant une action nocive de nature à mettre en danger la santé de l'homme, à endommager les ressources biologiques et les écosystèmes, à détériorer les biens matériels, et à porter atteinte ou nuire aux valeurs d'agrément et aux autres utilisations légitimes de l'environnement* ». Dans son article 1 b, elle souligne les difficultés liées à la distance entre la source d'émissions et l'impact de celles-ci à travers l'expression de "pollution atmosphérique transfrontière à longue distance". Celle-ci « *désigne la pollution atmosphérique dont la source physique est comprise totalement ou en partie dans une zone soumise à la juridiction nationale d'un État et qui exerce des effets dommageables dans une zone soumise à la juridiction d'un autre État à une distance telle qu'il n'est généralement pas possible de distinguer les apports des sources individuelles ou groupes de sources d'émission* ». Outre une coopération politique et scientifique, une importance coopération en matière de surveillance a été instaurée et visant notamment la surveillance de la composition des milieux susceptibles d'être contaminés par les polluants atmosphériques ainsi que les effets sur la santé humaine et l'environnement.

Cette convention a été complétée par huit protocoles spécifiques dont le dernier, le protocole de Göteborg du 1^{er} décembre 1999 porte sur l'acidification et l'eutrophisation. Ce dernier s'est appuyé sur la notion de « charge critique », laquelle s'entend comme la vulnérabilité des écosystèmes à l'acidification et à l'eutrophisation dus aux retombées des polluants atmosphériques. A cet effet, ce protocole a fixé des objectifs d'émission pour quatre polluants atmosphériques parmi lesquels l'ammoniac figure. Bien que cette notion apparaisse particulièrement intéressante, elle laisse entière la problématique de la proximité dans la mesure où le lien entre la source polluante et l'impact de cette dernière n'est ni établi et donc non évalué. Il n'en reste pas moins intéressant dans le cadre de zones de biodiversité³⁵.

En second lieu, la législation européenne a pris le relais. A cette échelle, l'Union européenne n'était pas totalement désarmée pour lutter contre les dépôts atmosphériques. Par le biais de la directive « Nitrates », elle était en mesure de modifier les pratiques de stockage et d'épandage. En revanche, son objet ne s'étendait pas aux effluents sous leur forme gazeuse. Par le biais de sa législation sur l'eau, elle était en mesure d'influer de façon indirecte sur l'eutrophisation de l'eau sans toutefois pouvoir agir sur l'acidification des sols par exemple. Cependant, ces émissions ne pouvaient être limitées de façon satisfaisante. Par sa directive du 23 octobre 2001 modifiée fixant les plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques (JO L. 309 du 27

³⁴ Elle a été ratifiée par la Communauté européenne par une décision 81/462/CEE du Conseil du 11 juin 1981 concernant la conclusion de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.

³⁵ Cf. ci-après.

novembre 2001). Elle a pour objet de fixer des plafonds nationaux des émissions d'acidifiants, d'eutrophisants et des précurseurs de l'ozone en vue d'améliorer la protection de l'environnement et de la santé contre les effets nuisibles de ces polluants. L'ammoniac fait partie des polluants couverts par cette directive. Cette directive repose sur le respect de plafonds nationaux à respecter à une date butoir³⁶ ainsi que sur le respect d'objectifs environnementaux intermédiaires à atteindre tels que celui selon lequel les zones présentant des dépôts de polluants acides à des niveaux critiques seront réduites d'au moins 50 % par rapport à 1990. A cette fin, elle a défini la notion de « charge critique » et de « niveau critique ». Par « charge critique », elle entend « 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 » (art. 3 c) et par « niveau critique », « la concentration de polluants dans l'atmosphère au-dessus de laquelle des effets nuisibles directs sur des récepteurs comme les êtres humains, les plantes, les écosystèmes ou les matériaux peuvent se produire, dans l'état actuel des connaissances » (art. 3 d). Pour la mise en œuvre de ces mesures, les États membres sont tenus d'élaborer des programmes nationaux de réduction progressive de leurs émissions nationales annuelles. Egalement, pour permettre le suivi de ces objectifs et plafonds, les États sont tenus de préparer et de tenir des inventaires d'émission et des prévisions d'émission notamment pour l'ammoniac à remettre chaque année à la Commission européenne. Il appartient à cette dernière de réaliser un rapport quant aux progrès réalisés.

Plus récemment, dans sa communication au Conseil et au Parlement européen « Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique » (COM (2005) 446), la Commission européenne a fixé des objectifs à long terme (2020) en matière de pollution atmosphérique assortis de mesures pour les atteindre, telles qu'une modernisation de la législation existante. En particulier, elle fixe comme objectif, la diminution des excès de dépôts acides de 74 et de 39 % respectivement dans les zones forestières et les surfaces d'eau douce ou encore la réduction de 43 % des zones où les écosystèmes sont soumis à l'eutrophisation. Plus concrètement, la réalisation de ces objectifs impliquerait de réduire les émissions d'ammoniac de 27 %. Si la réalisation de ces objectifs passe notamment par une amélioration de la législation européenne sur la qualité de l'air, une des premières mesures est la simplification de la législation applicable mais également une meilleure intégration des préoccupations environnementales au sein des secteurs concernés. Cette préoccupation passe en priorité largement par le biais de la directive IPPC, désormais directive sur les émissions industrielles. Cette dernière vise à intégrer la directive IPPC ainsi que six autres en vue d'établir une seule directive sur les émissions industrielles. Elle remplacera définitivement la directive IPPC à compter du 7 janvier 2014. La philosophie de cette nouvelle directive est très proche de la directive IPPC. De la même manière, elle concerne les activités les plus polluantes et a pour objet notamment de prendre des mesures de prévention contre la pollution, de ne causer aucune pollution importante ou encore de s'appuyer sur les meilleures technologies disponibles de nature en particulier à déterminer leurs niveaux d'émission. Dans la même logique, leur autorisation est soumise au respect de valeurs limites d'émissions pour les substances polluantes, mais également à des exigences au sujet de la méthode de mesures des émissions. Dans la même logique que pour la prise en compte de la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, la législation prévoit un lien étroit entre le milieu pollué, l'air et l'activité émettrice.

En troisième lieu, l'ensemble de ces dispositions a été transposé en droit national. Elles sont contenues dans l'article L. 220-1. Ce dernier souligne qu'il faut parvenir à « une politique dont l'objectif est la mise en œuvre du droit reconnu à chacun à respirer un air qui ne nuise pas à sa santé ». Cette politique de lutte contre la pollution atmosphérique comprend des objectifs de qualité ainsi qu'un dispositif de surveillance et un outil de planification : le plan régional pour la qualité de l'air (art. L. 222-1 C. env.) ayant notamment pour objet les orientations pour atteindre les normes de la qualité de l'air. Plus précisément, il comprend, selon l'article R. 222-1, « 1° Une évaluation de la qualité de l'air dans la région considérée, au regard notamment des objectifs de qualité de l'air mentionnés à l'article L. 222-1 et fixés par le tableau annexé à l'article [R. 221-1](#), et de son évolution prévisible ; 2° Une évaluation des effets de la qualité de l'air sur la santé, sur les conditions de vie, sur les milieux naturels et agricoles et sur le patrimoine ; 3° Un inventaire des principales émissions des polluants distinguant, chaque fois que possible, pour chaque polluant considéré, les différentes catégories de sources et individualisant les sources les plus importantes, ainsi qu'une estimation de l'évolution de ces émissions ; 4° Un relevé des principaux organismes qui contribuent, dans la région, à la connaissance de la qualité de l'air et de son impact sur l'homme et l'environnement ». Plus encore, ce plan envisage le lien de proximité entre les émissions polluantes et leur

³⁶ Les États membres doivent veiller à ce que les plafonds d'émission fixés à l'annexe I ne soient pas dépassés durant quelque année que ce soit après 2010. Pour la France, ce chiffre a été fixé à 780 kilotonnes pour l'ammoniac.

impact : « Afin de répondre à des objectifs particuliers de santé publique, de préservation du patrimoine, de protection des milieux naturels et agricoles et de développement du tourisme, le plan régional pour la qualité de l'air fixe, le cas échéant, des objectifs de qualité de l'air spécifiques à certaines zones. Dans chaque zone ainsi définie, il identifie les principales activités ou installations émettrices de polluants » (art. R. 222-2 C. env.). Afin d'apprécier la faisabilité de cet aspect, il convient de lire en parallèle, l'article R222-1-3° précité pour relativiser le caractère pertinent de cette mesure. Plus encore, alors qu'au titre de l'article 4 de l'arrêté du 8 juillet 2003 portant approbation du programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (SO₂, NOx, COV et NH₃) (JO du 30 octobre 2003), « Les plans de protection de l'atmosphère, réalisés en application [du décret du 25 mai 2001](#) susvisé, prennent en considération lors de leur élaboration ou de leur révision les dispositions du programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques annexé au présent arrêté », les dispositions actuelles ne contiennent aucune référence directe à l'ammoniac mais seulement aux composés azotés mentionnés par la directive [2008/50/CE](#) du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe (JO L 152 du 11.6.2008). Il s'agit de l'anhydride sulfureux, du dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules PM₁₀ et PM_{2,5}, le plomb, le benzène et le monoxyde de carbone, ainsi que l'ozone. Si, la date butoir était certes fixées pour 2010 et que d'autres composés azotés sont considérés en tant que polluants atmosphériques, il reste que l'annexe de cet arrêté à ce sujet apparaît éloquent : « Les émissions d'ammoniac évoluent peu au cours des vingt dernières années écoulées et sont légèrement inférieures à 800 kt/an. Les activités agricoles constituent la quasi-totalité des sources émettrices (environ 97 %). Ces dernières années, les émissions de NH₃ se situent dans la partie haute des valeurs observées au cours des vingt dernières années ».

Un certain nombre d'interrogations restent en suspens, en particulier, faut-il envisager des mesures plus conséquentes pour parvenir à des plafonds de charge critique (nouveaux seuils d'émission pour mieux considérer les émissions ammoniacuées mais également au préalable de nouveaux seuils de nuisance afin d'appréhender les activités d'élevage les plus productrices de ces émissions ou encore de nouvelles exigences sur les techniques de stockage et d'épandage) ? De même faut-il envisager l'établissement de nouveaux zonages écologiques afin de donner une nouvelle dimension à la notion de charge critique ? Enfin et surtout, de nombreuses incertitudes persistent quant aux méthodes de suivi et d'évaluation de la charge critique, laquelle se définissant comme « une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants un dessous de laquelle des effets nocifs significatifs sur des éléments sensibles spécifiés de l'environnement n'apparaissent pas dans « l'état actuel des connaissances » (Sergent, 2011). Plus encore, « la charge critique représente donc le dépôt, ou l'apport, de polluant que peut tolérer un écosystème sur le long terme » (INERIS, 2008). D'ores et déjà, si de nouvelles exigences environnementales étaient portées sur les conditions de stockage et d'épandage au titre de la pollution atmosphérique, ceci risquerait de porter atteinte à une utilisation agronomique des effluents d'élevage. L'application de la problématique des déchets pourrait donc ressurgir de façon plus insistante. A ce premier coup de massue touchant les agriculteurs pourraient bien s'ajouter celui du coût de la pollution due à l'azote. Selon les résultats de l'European Nitrogen Assessment (Brink et al., 2011), ce coût en Europe varierait entre 150 et 740 euros par personne et par an. Ce qui correspond à un coût global annuel compris entre 70 milliards et 320 milliards d'euros, soit plus du double des bénéfices résultant de l'utilisation de l'azote dans l'agriculture européenne.

9.3.2. La gestion des effluents d'élevage à la lumière des changements globaux (changement climatique et biodiversité).

La gestion des effluents d'élevage ne peut rester insensible aux réflexions actuelles concernant les changements globaux. Dans ce contexte précis, l'activité agricole dans sa gestion des effluents d'élevage semble retrouver une place ambiguë dans sa relation à l'environnement. Toujours tout à la fois bénéficiaire et victime, le curseur semble toutefois avoir changé ou être en cours de changement. En particulier, le critère agronomique sur lequel repose essentiellement la gestion des effluents d'élevage pour satisfaire également la logique environnementale (la pollution des eaux) n'apparaît désormais plus suffisant. Il en résulte que la gestion des effluents d'élevage devra nécessairement considérer d'autres critères pour en déterminer la pertinence. Ces autres critères n'épargnent pas à la gestion des effluents une approche duale à l'égard des objectifs à satisfaire (Doussan, 2004; 2006a ; Langlais, 2011).

En effet, dans sa relation avec le changement climatique, la gestion des effluents d'élevage évolue entre potentialité énergétique et source de gaz à effet de serre (9.3.2.1). De la même manière, dans sa relation avec la biodiversité, la gestion des effluents d'élevage en faveur de l'épandage se partage entre une opportunité de cette pratique pour la biodiversité du sol et une source de menaces pour la biodiversité (9.3.2.2).

9.3.2.1. La gestion des effluents d'élevage entre potentialité énergétique et source de Gaz à effet de serre (GES)

Le rapport de la FAO a affirmé que l'élevage était responsable de 18 % des émissions mondiales de GES en considérant l'ensemble du cycle de vie (FAO, 2009). La commission européenne dans une récente étude a considéré que 611 millions de tonnes d'équivalent CO₂, soit 13 % des émissions de GES, provenaient du secteur de l'élevage (Leip et al., 2010). En effet, les émissions de gaz à effet de serre liées à l'élevage, ne se limitent pas au méthane entérique (fabriqués durant la digestion) mais comprennent aussi les émissions induites par la production d'aliments pour le bétail (N₂O). Les plus importantes sources d'émissions de GES proviennent des bovins, largement devant les porcins et les volailles. L'importance des émissions dépend également des conditions de production et de l'origine de l'alimentation du bétail : du soja importé et produit après déforestation aura pour effet d'augmenter le taux d'émissions, calculé en équivalent CO₂ (De Ravignan, 2011). Néanmoins, bien que l'élevage soit source de GES, cette activité échappe encore au système communautaire de quotas d'émission, instrument économique de lutte contre l'effet de serre principalement, mis en place depuis 2005 (Cheneviere, 2009 ; Torre-Schaub, 2004). Dans la mesure où ce système consiste à attribuer des quotas d'émission aux entreprises les plus fortement émettrices de GES et généralement les plus polluantes, une cohérence pourrait être opérée avec la législation IPPC. Si la décision d'autorisation au titre de cette législation environnementale contient normalement des valeurs limites polluantes, celles-ci ne sont pas exigées pour les GES.

Néanmoins, bien que l'élevage soit source de GES cette activité échappe encore au système communautaire de quotas d'émission, instrument économique de lutte contre l'effet de serre principalement, mis en place depuis 2005 (Cheneviere, 2009 ; Torre-Schaub, 2004). Dans la mesure où ce système consiste à attribuer des quotas d'émission aux entreprises les plus fortement émettrices de GES et généralement les plus polluantes, une cohérence est opérée avec la législation IPPC. Si la décision d'autorisation au titre de cette législation environnementale contient normalement des valeurs limites polluantes, celles-ci ne sont pas exigées pour les GES si le système de quota d'émission est appliqué. Toutefois, parallèlement, et une nouvelle fois, de façon janusienne, l'activité d'élevage à l'égard de ses effluents apparaît comme une atteinte au changement climatique mais également une opportunité comme alternative aux énergies fossiles.

Les effluents d'élevage s'inscrivent dans la catégorie juridique de biomasse définie à l'article 2 e) de la directive 2009/28 du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables. Cette directive a été transposée par la loi n°2011-12 du 5 janvier 2011 portant diverses dispositions d'adaptation de la législation au droit de l'Union européenne, JO du 6 janvier). Selon l'article 2 e), la biomasse est définie comme « *la fraction biodégradable des produits, des déchets et des résidus d'origine biologique provenant de l'agriculture (y compris les substances végétales et animales), de la sylviculture et des industries connexes, y compris la pêche et l'aquaculture, ainsi que la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux* ; ». Celle-ci apparaît, par ailleurs, fortement associée à une autre notion, celle de biocarburant sans pour autant s'y confondre. En effet, le "biocarburant" : est défini comme « *un combustible liquide ou gazeux utilisé pour le transport et produit à partir de la biomasse* » art. 2 i) de la directive. Toutefois, cette dernière peut être à l'origine d'autres sources d'énergie que celle du biocarburant (chaleur par exemple).

Dans ce contexte, en raison de la place occupée par l'agriculture, cette source d'énergie renouvelable peut sans nul doute constituer un potentiel intéressant. Plus encore, lorsqu'il s'agit de valoriser des effluents d'élevage détenus en quantité, cela devient une opportunité à saisir. Les contraintes de durabilité liées à la production de cultures énergétiques sont écartées et par ailleurs, des conditions favorables à l'utilisation de ces effluents au nom de la lutte contre le changement climatique sont présentes. En particulier, la France, dans la dernière loi d'orientation agricole a clairement favorisé la méthanisation. Elle maintient le régime d'activité agricole y compris lorsque seulement 50 % de matières organiques proviennent des exploitations agricoles (art. 59 de la loi, art. L. 311-1 C. rur.) (Langlais, 2011).

Cependant, ce procédé a priori vertueux peut présenter également un côté vicieux : en particulier, loin de tout valoriser sous forme d'énergie renouvelable, la méthanisation laisse un digestat pour l'épandage duquel il est nécessaire de trouver des terres. Dans des zones saturées en azote, la gestion souvent très technique de la méthanisation associée à des contraintes d'épandage peut être un frein sérieux au développement de ce procédé.

Si la relation entre l'activité d'élevage et le changement climatique peut se présenter de façon contrastée, il en est de même pour un autre changement global : la biodiversité.

9.3.2.2. La gestion des effluents d'élevage entre valorisation de services écosystémiques et menace pour la biodiversité

L'épandage d'azote n'est pas toujours une menace pour le milieu. Lorsqu'il répond à certaines conditions, il peut enrichir les sols sur lesquels il est épandu. La notion de service écosystémique participe à réhabiliter l'épandage de matières organiques au bénéfice de la préservation de la biodiversité du sol. Cependant, lorsqu'il coïncide avec des écosystèmes particulièrement vulnérables, tels que les sites Natura, tout apport d'azote direct (épandage ou dépôt) ou indirect (retombées atmosphériques) peut participer au déséquilibre de cet écosystème fragile.

1°) Les apports azotés et les sites Natura : une menace pour la biodiversité

Selon le groupe de chercheurs évaluant les effets de la pollution à l'azote, « *en forêt, les dépôts atmosphériques d'azote Outre le fait responsable de 10 % par les dépôts atmosphériques ont provoqué une perte de biodiversité de plus de 10 % sur les deux tiers de l'Europe* » (Sergent, 2011).

Selon l'article 3 de la directive de Natura de 1992 : « *Un réseau écologique européen cohérent de zones spéciales de conservation, dénommé "Natura 2000", est constitué. Ce réseau, formé par des sites abritant des types d'habitats naturels figurant à l'annexe I et des habitats des espèces figurant à l'annexe II, doit assurer le maintien ou, le cas échéant, le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des types d'habitats naturels et des habitats d'espèces concernés dans leur aire de répartition naturelle. Le réseau Natura 2000 comprend également les zones de protection spéciale classées par les États membres en vertu des dispositions de la directive 79/409/CEE* ». De plus, « *chaque État membre contribue à la constitution de Natura 2000 en fonction de la représentation, sur son territoire, des types d'habitats naturels et des habitats d'espèces visés au paragraphe 1. Il désigne à cet effet, conformément à l'article 4, des sites en tant que zones spéciales de conservation, et tenant compte des objectifs visés au paragraphe 1* » (ou art. L. 414-1 C. env.).

Pour assurer leur protection, ces sites Natura font l'objet d'un dispositif d'évaluation environnementale spécifique. La CJUE, a dans un arrêt du 4 mars 2010 (Commission contre France, aff. C. 241/08) condamné la France pour manquement aux obligations de la directive Habitats en raison d'un dispositif d'évaluation d'incidences Natura 2000 jugé trop restrictif. La transposition effectuée par la France excluait notamment l'étude d'incidences sur les sites Natura 2000 pour les projets soumis à déclaration. Or, la logique est bien ici de raisonner en termes d'incidence sur un site fragile et non sur les potentialités polluantes d'une activité. Pour y pallier, la législation française a établi une liste nationale des projets à soumettre au titre de Natura. Selon l'article L. 414-4 du Code de l'environnement, est posée l'obligation de fournir un document évaluant les incidences de tout projet, projet ou travaux, d'ouvrages ou d'aménagements dont la réalisation est de nature à affecter de façon notable un site Natura 2000. Il s'agit notamment des travaux soumis à autorisation au titre de la loi sur l'eau de 92 (C. env. art. L. 214-1 à L. 214-16 du Code de l'environnement). Il s'agit également des élevages relevant de la législation sur les installations classées (art. L. 511-1 du Code de l'environnement). Toutefois, en raison, l'autorité administrative n'est pas tenue par le contenu de ces listes dès lors que l'article L. 414-4-IV du Code de l'environnement prévoit d'étendre cette évaluation à « *tout document de planification, programme ou projet ainsi que manifestations ou intervention susceptible d'affecter de manifestation ou intervention susceptible d'affecter de manière significative un site Natura 2000* ». Dans tous les cas de figure, l'évaluation d'incidence requise est insérée dans l'étude d'incidence ou dans le dossier de l'étude d'impact.

Susceptibles d'intéresser la question des dépôts atmosphériques dans les sites Natura, l'article R. 414-23 du Code de l'environnement prévoit qu'un certain nombre de documents doit figurer dans le dossier d'évaluation. En particulier, il doit prévoir « *un exposé sommaire des raisons pour lesquelles le document de planification, le*

programme, le projet, la manifestation ou l'intervention est ou non susceptible d'avoir une incidence sur un ou plusieurs sites Natura 2000 ; dans l'affirmative, cet exposé précise la liste des sites Natura 2000 susceptibles d'être affectés, compte tenu de la nature et de l'importance du document de planification, ou du programme, projet, manifestation ou intervention, de sa localisation dans un site Natura 2000 ou de la distance qui le sépare du ou des sites Natura 2000, de la topographie, de l'hydrographie, du fonctionnement des écosystèmes, des caractéristiques du ou des sites Natura 2000 et de leurs objectifs de conservation ». A l'évidence, il ne saura pas toujours aisé de cerner les contours de cette condition, la notion de charge critique pourrait y contribuer malgré les zones d'incertitudes qui l'entourent encore. Certains auteurs auraient trouvé plus judicieux d'arrêter un périmètre à une zone périphérique, avec des limites administratives précises (Conan, 2002).

Toutefois, il est régulièrement rappelé que l'étude d'impact doit seulement faire ressortir les effets prévisibles du projet sur l'environnement (CE, 7 juillet 1999, n°135519, Cie générale des matières nucléaires (COGEMA). Il en résulte que l'étude d'impact n'a pas à évaluer des circonstances exceptionnelles et doit s'attacher aux seuls effets prévisibles sur l'environnement du fonctionnement normal (CAA Lyon, 1^{ère} Ch, 15 décembre 2005, n°00LY01799, Min. de l'aménagement du territoire et de l'environnement c/ Association pour la préservation des sites des Monts-d'Or et du Val-de-Saône et a). En revanche, le juge a considéré qu'il ne s'agissait pas de circonstances exceptionnelles, une demande d'autorisation d'exploiter une porcherie où l'étude d'impact ne donnait que des informations très générales sur les effets prévisibles de l'exploitation, alors qu'une partie des terrains compris dans le plan d'épandage était incluse dans un périmètre déclaré dans le cadre de la procédure Natura 2000 du fait de la présence dans les cours d'eau d'une espèce protégée et que le site de l'exploitation se situait à environ 150 mètres de l'entrée d'un hameau comptant au moins 25 habitations (TA Clermont-Ferrand, 1^{ère} ch., 24 juin 2003, n°020403, Association Collectif Saint-Victor-sur-Arlanc c/ Préfet de la Haute-Loire). Mais, qu'en serait-il lorsque les zones d'épandage sont éloignées ? Dans quelle mesure les dépôts atmosphériques pourraient figurer parmi les effets prévisibles ?

Par ailleurs, de façon plus incidente, parce que ces arguments ne sont pas au cœur du litige, un lien entre le maintien de la biodiversité et le respect de pratiques liées à la gestion des effluents azotés a été souligné dans une récente affaire de la Cour de Justice de l'union européenne : « *la Commission critique le fait que le Grand Hamster est également affecté par le non-respect des exigences posées par la directive « Nitrates ».* Elle se fonde à cet égard sur un document des autorités françaises relatif à la protection du Grand Hamster. Ce document insiste sur la nécessité de bonnes pratiques agricoles et notamment, le respect de la directive sur le nitrate. Selon son auteur, il est surtout important de veiller à une couverture végétale d'hiver dans les domaines sensibles » (point 86). (Commission contre France, conclusions de l'avocat général, aff. C. 383-09) CJUE du 9 juin 2011, Commission contre France, aff. C-383/09 : cet argument de la Commission n'a toutefois pas été retenu in fine par la Cour).

2°) Les services écosystémiques ou le regain d'intérêt pour les amendements organiques

Encore immature, y compris pour les scientifiques qui peinent à trouver un consensus (Aznar et al., 2009), ce concept est actuellement capté par différents courants plus ou moins formalisés et peu ou prou favorable à une protection en profondeur de la biodiversité. Participant initialement à une meilleure appréhension de la biodiversité dans son « immensité », sa « complexité » et sa « fragilité » (Chevassus-au-Louis, 2006), le concept de service écosystémique est actuellement traversé par un courant porté par une approche plus utilitariste et modeste de ce même concept. Le droit n'est pas insensible à ces courants. Selon les choix qu'il effectuera, il est de nature à figer, au moins momentanément, les contours de cette notion et dès lors les craintes relatives à des synergies controversées entre la biodiversité et le changement climatique pourront devenir réalité.

En effet, d'une part, la notion de service écologique actuellement définie par le droit au sein de la directive de 2004/35 sur la responsabilité environnementale comporte une définition extensive du service écosystémique. Toutefois, dans la mesure où cette définition ne doit s'entendre que par rapport à l'objet de la directive, celui de la prévention et de la réparation des dommages environnementaux, elle ne vise donc pas pour le moment à satisfaire une définition juridique généralisée des services écosystémiques. En outre, destinée à prévenir et réparer un dommage écologique pur, la définition retenue peut être considérée comme logiquement extensive (Doussan, 2008). En particulier, ceci peut contribuer à réhabiliter l'intérêt de ces épandages de matières organiques pour la qualité des sols. Comme tendent à le rappeler certains auteurs (Académie d'Agriculture de France, 2010 ; Parris, 1998) et certaines recherches en cours sur les sols « privés d'humus, les sols perdent leur

stabilité structurale et deviennent plus sensible à l'érosion. Par exemple, cette dimension tend également une consistance à une législation sur les sols encore en cours de préparation où la fonction écologique des sols occupe une place singulière. Plus encore, les conditions de cet apport nutritif au sol par les matières organiques, peuvent ouvrir vers une nouvelle catégorie juridique. En effet, les différentes formes d'effluents d'élevage, au titre de la directive « Nitrates », ne font pas l'objet d'un traitement juridique distinct dès lors qu'une seule et même définition juridique les qualifie comme étant « les déjections d'animaux ou un mélange de litière et de déjections d'animaux, même s'ils sont subi une transformation » (art 2 g de la directive « Nitrates »).

Outre les hésitations juridiques liées à l'émergence de ces nouvelles préoccupations ou préoccupations renouvelées, elles matérialisent des défis importants à relever notamment par le droit pour assurer une certaine durabilité à l'agriculture. Plus encore, elles soulèvent la problématique de l'interdépendance entre le droit alimentaire, le droit agricole et le droit de l'environnement (Langlais, 2011) ainsi que de l'interconnexion des solutions juridiques à apporter (par exemple le lien entre réponse à la dépendance au soja et une consommation moins importante de viande...). Concernant plus spécifiquement les effluents d'élevage, cette durabilité s'exprime à travers l'abandon du critère agronomique comme unique critère pertinent pour satisfaire à une logique environnementale et de production.

Annexe : focus sur le contentieux communautaire lié à la directive « Nitrates » du 12 décembre 1991.

Préambule : Le contentieux « Nitrates » ne se résume pas à la mise en œuvre de cette directive qui est actuellement sous les feux de la rampe. Préalablement, sur le fondement de la directive 75/449/CEE du 16 juin 1975 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eaux alimentaires³⁷, aujourd'hui abrogée et reprise dans la directive cadre sur l'eau, un autre contentieux lié au nitrate occupait la scène juridique. Celui-ci s'est soldé en juin 2010 lorsque la Commission a considéré que la France s'était mise en conformité avec la réglementation : « La France a mis en œuvre son plan d'action et s'est ainsi en grande partie conformée à la réglementation; en effet, fin 2009, seules trois sources d'eau potable présentaient encore des concentrations de nitrate légèrement supérieures à 50 mg/l. Et d'après les données relatives aux concentrations de nitrate couvrant la période janvier-avril 2010, ces trois points de captage sont désormais pleinement conformes » (Communiqué de presse de la Commission du 24 juin 2010).

1. Le contentieux lié à la délimitation des zones vulnérables

Dans un premier temps, les efforts de l'Union européenne se sont portés sur les conditions de délimitation des zones vulnérables, sur le champ d'application territorial du droit. La France, en 2002, comme d'autres pays européens a été également condamnée pour manquement à ses obligations au titre de la directive « Nitrates » pour n'avoir pas correctement désigné les zones vulnérables à la pollution azotée (CJUE, 27 juin 2002, Commission contre France, aff. C-258/00)

2. Le contentieux lié au contenu des programmes d'action « Nitrates ».

Pour illustrer le contentieux français actuellement en cours sur les programmes d'action de la directive « Nitrates », l'affaire de la Cour de Justice de l'Union européenne du 29 juin 2010, Commission européenne contre Grand-Duché de Luxembourg, aff. C-526/08 illustre la technicité et la précision des exigences demandées. Elle marque également le second temps d'action de l'Union européenne concernant le respect de la directive « Nitrates » (Arrêt commenté, A. Langlais, « Chronique de Jurisprudence 2010 de la Cour de Justice de l'union européenne », Revue de droit rural, n° 10, octobre 2011, pp. 31 et s.)

« Dans ce recours en manquement, la Commission européenne s'oppose au Grand-Duché de Luxembourg au sujet de la transposition des articles 4, 5 ainsi que les annexes II, A, points 1,2, 5 et 6, et III, paragraphe 1, points 1 et 2, de la directive 91/676/CEE Du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par le nitrate à partir de sources agricoles (directive « Nitrates »). Les points de divergence portent sur le contenu du programme d'action visé à l'article 5 de la directive. Plus précisément, sont visés l'absence d'interdictions d'épandage de fertilisants durant certaines périodes mais également les capacités de stockage des effluents d'élevage, l'épandage de fertilisants sur les sols en forte pente ainsi que les techniques d'épandage.

Concernant le premier grief divisé en 3 branches, la Cour reproche à la réglementation nationale du Grand-Duché de Luxembourg établissant les périodes durant lesquelles les fertilisants ne peuvent pas être utilisés sur les terres agricoles plusieurs manquements.

Le premier manquement relève que la réglementation nationale ne vise pas les engrais chimiques. Cette première branche du grief offre l'occasion à la Cour de rappeler que la directive « Nitrates » prévoit l'obligation d'inclure dans les codes de bonnes pratiques agricoles des périodes où l'épandage est « *inapproprié* » et qu'elle ne concerne pas seulement les effluents organiques. Elle rappelle à cet effet que les règles d'interdiction, pendant certaines périodes, visent l'épandage des fertilisants qui selon l'article 2 sous e) de la directive visent à la fois ceux organiques et ceux chimiques.

Le second manquement porte sur le fait que la réglementation nationale ne contient pas de périodes interdiction complète pour les prairies. A cette seconde branche du grief, la Cour répond que l'article 5 et l'annexe III, paragraphe 1, point 1 de la directive « Nitrates » ne permettent l'exclusion d'aucune surface agricole de ces périodes d'interdiction d'épandage. Les prairies ne peuvent donc bénéficier d'aucune dérogation de cette nature. La circonstance selon laquelle les prairies auraient une importante capacité d'absorption de l'azote ne pourrait

³⁷ JOCE n° L 194 du 25 juillet 1975

justifier l'autorisation nationale d'épandage, d'autant que cette quantité apparaît excessive.

Le troisième manquement concerne le cadre de définition des dérogations. Cette troisième branche du grief permet à la Cour de rappeler que la directive « Nitrates » entend l'interdiction d'épandage à certaines périodes de l'année comme une disposition essentielle qui ne doit pas être assortie de dérogations. Elle nuance cependant ses propos sans répondre expressément à cette possibilité en envisageant l'hypothèse où un Etat membre pourrait être en droit de prévoir, dans son droit national, des dérogations. Telles qu'envisagées par le Grand-Duché de Luxembourg, les dérogations en cas de situation climatique exceptionnelle ou d'événements extraordinaires affectant une exploitation agricole, « *doivent en tout état de cause, être suffisamment circonscrites dans la réglementation transposant la directive (« nitrates »)* » (pt 59). Ces critères n'étant pas respectés en l'espèce, la Cour n'a donc pas eu l'opportunité de se prononcer précisément sur une interprétation de la directive « Nitrates » acceptant ou non des dispositions dérogatoires.

Concernant le second grief relatif à la capacité minimale de stockage des effluents d'élevage, la Cour indique l'existence de règles relatives à la capacité des cuves de stockage au sein du programme d'action. Si cette capacité doit strictement s'accorder avec les périodes d'interdiction d'épandage sans compter la possibilité d'évacuer le surplus « *d'une manière inoffensive pour l'environnement* », aucune autre dérogation n'est envisageable. Ainsi, la non-soumission à cette obligation par la réglementation nationale du Grand-Duché de Luxembourg des installations existantes qui ne font pas l'objet d'une modernisation n'apparaît pas recevable par la Cour au regard des dispositions de la directive « Nitrates ».

Concernant enfin, les deux derniers griefs portant sur les techniques d'épandage, la Cour réitère un argument : celui de l'absence de prise en compte des engrais chimiques dans les règles applicables aux conditions d'épandage des fertilisants en forte pente. Elle ajoute que l'absence de règles relatives aux modes d'épandage des fertilisants afin de maintenir à un niveau acceptable la fuite dans les eaux d'éléments nutritifs constitue également un manquement.

D'un point de vue procédurale, cette jurisprudence présente également un intérêt dans la mesure où elle invite la Cour à se prononcer sur l'opportunité d'un recours portant sur des critiques similaires à celles qu'elle avait jugées dans un arrêt précédent en date du 8 mars 2001 (Commission contre Luxembourg, aff. C-266/00, Rec. p. I-2073). A cet effet, la Cour analyse différentes hypothèses d'irrecevabilité du recours, en particulier l'exception d'irrecevabilité tirée de la violation du principe non bis in idem et la violation du principe de l'autorité de la chose jugée. Si la Cour n'en retient aucune, l'intérêt des arguments de celle-ci tient essentiellement dans la technicité de l'analyse comparée entre les griefs des deux affaires pour écarter l'hypothèse selon laquelle elle aurait déjà statué sur certains d'entre eux invoqués à l'appui du présent recours. Comme le souligne la Cour, « *l'examen des griefs soulevés par la commission dans une affaire ayant donné lieu à un (précédent) arrêt implique d'analyser le dispositif de celui-ci à la lumière des constatations et des motifs qui le sous-tendent* » (pt 29) et la Cour de conclure, qu' « *il n'existe pas en substance une identité de fait et de droit entre ces deux affaires* » (pt 34).

Dans la mesure où la Cour explore le contenu juridique de ce programme d'action à la lumière des exigences de la directive « Nitrates », les conclusions de cette affaire ne manqueront pas d'intéresser la France actuellement en plein contentieux sur le contenu de son programme d'action. Plus encore, les obligations précises et techniques à respecter ici par les Etats membres et soulignées dans le cadre de ce contentieux, ne peuvent qu'interpeller le communautaire sur le contrôle du respect d'une directive communautaire et ainsi sur la précision et la technicité du résultat à atteindre, limitant d'autant la marge de manœuvre des Etats Membres ».

3. L'actualité française du contentieux lié au programme d'action

A l'instar d'autres pays européens, la France fait l'objet d'une mise en demeure de la part de la Commission européenne depuis le 20 novembre 2009 sur une mauvaise application de la directive 91/676/CEE dite « directive Nitrates ». Les griefs portent en particulier sur l'application de l'article 5, paragraphe 4 et annexes II et III de la directive Nitrates, c'est-à-dire sur l'ensemble du dispositif juridique français ayant établi le cadre national des programmes d'action ainsi que sur leur mise en œuvre départementale. Plus précisément, la Commission ne remet pas en cause la logique de programmes d'actions départementaux, mais l'impact sur ces programmes d'une approche non conforme à la directive du cadre national des programmes d'action. Suivant la même logique que le contentieux précédemment évoqué, la Commission exige plus de précision du cadre national afin de laisser le moins de marge de manœuvre possible. Logiquement sur tous les points du programme d'action, des griefs sont formulés à l'encontre du programme d'action national français (calendrier d'interdiction d'épandage, capacités de stockage, équilibre de la fertilisation, normes d'excrétion, conditions d'épandage). Pour répondre à ces différents reproches de la Commission, trois projets de texte (un décret et deux arrêtés) ont été rédigés. Le

décret vient d'être publié (Décret n° 2011-1257 du 10 octobre 2011 relatif aux programmes d'actions à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole, JO du 11 octobre).

Ce décret répond en partie aux demandes de la Commission en améliorant les conditions d'épandage par une réduction des périodes d'épandage pour considérer les risques de lessivage à la fin de l'hiver. De même, les précisions relatives aux volumes de stockage des effluents d'élevage afin de mieux gérer les capacités de stockage sont également apportées. En revanche, les nouvelles dispositions relatives à l'équilibre de la fertilisation font débat. L'attention médiatique se focalise sur la limitation de la quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement par chaque exploitant, y compris les déjections des animaux eux-mêmes. Le texte précise que « *cette quantité ne peut être supérieure à 170 kg d'azote par hectare de surface agricole utile* » (art. 1-5°). La mention « *déduction faite des surfaces où l'épandage est interdit* » de l'actuel article R. 211-81 du code de l'environnement n'est pas ici reprise. Le projet d'arrêté³⁸ destiné à préciser ce décret confirme l'absence de prise en compte de cette déduction des surfaces dédiées à l'épandage. En effet, la méthode de calcul retenue tient compte de la SAU et des limitations d'azote et non pas des interdictions d'épandage sur des surfaces prédéterminées : « *La quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement par hectare de surface agricole utile est égale au ratio entre la quantité d'azote contenu dans les effluents d'élevage mise en jeu sur l'exploitation et la surface agricole utile de l'exploitation. Cette quantité maximale s'applique sans préjudice des limitations d'azote définies au 3 de la présente annexe* ». Dans les modalités de calcul de la quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement, ce projet d'arrêté diffère ainsi nettement de l'arrêté précédent du 1^{er} août 2005³⁹ où les surfaces interdites à l'épandage sont celles situées à proximité des cours d'eau. En effet, « *la quantité maximale d'azote contenu dans les effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement par hectare de surface épandable est égale au ratio entre la quantité d'azote contenu dans les effluents d'élevage mise en jeu sur l'exploitation et la superficie potentiellement épandable à laquelle on ajoute les surfaces pâturées interdites à l'épandage* ». Cette superficie est égale « *à la surface agricole utile de l'exploitation, déductions faites :- des surfaces concernées par des règles de distance vis-à-vis des cours d'eau, lieux de baignade, plages, piscicultures, zones conchylicoles... ;- des surfaces exclues pour prescriptions particulières (captages, aptitude selon les données agropédologiques issues d'une étude d'impact, etc.) ;- des surfaces en légumineuses, lorsqu'elles sont interdites d'épandage ; - des surfaces « gelées », sauf jachères industrielles avec contrat (colza, betterave, blé)* ».

Dans un avis délibéré de l'autorité environnementale sur le programme d'action national relatif à l'application de la directive « Nitrates », en séance du 12 octobre, plusieurs réserves sur les conditions d'application de ce décret ont été émises par l'autorité environnementale. En particulier, si elle reconnaît que cette nouvelle surface de référence présente des contraintes de nature à être compensée par « *un renforcement de la mesure sur l'équilibre de la fertilisation* », cette logique ne résiste pas selon elle, au « *risque d'épandages excessifs sur les surfaces en céréales des exploitations hors sols actuellement plafonnées* ». En outre, elle ajoute que le caractère compensatoire de ce renforcement de la mesure sur l'équilibre de la fertilisation doit reposer sur un équilibre réel, exigence nécessaire à sa « *crédibilité* » mais garanti par un contrôle régulièrement dénoncé comme défaillant⁴⁰.

Un autre point de divergence lié au précédent porte également indirectement sur les surfaces éligibles à l'épandage. La quantité d'azote contenu dans les effluents d'élevage disponible sur l'exploitation est la suivante : « *Il s'agit de la production d'azote des animaux, obtenue en multipliant les effectifs par les valeurs de production d'azote épandable par animal, corrigée, le cas échéant, par les quantités d'azote épandues chez les tiers et les quantités d'azote venant des tiers* ». Cette modalité de calcul n'a pas été modifiée par le projet d'arrêté. Ce sont, en revanche, les normes de production réglementaire d'azote épandable par type d'animaux qui diffèrent. Dans la mesure où ces normes multipliées au nombre d'animaux présents dans l'exploitation et conjuguées au 170 kg d'azote par hectare conditionnent la taille de l'exploitation, l'enjeu pour certaines productions est crucial. Les quantités d'azote épandables provenant des vaches laitières vont être révisées à la hausse avec une

³⁸ Projet d'arrêté du 11 mai 2003 relatif au programme d'actions national à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole.

³⁹ Arrêté du 1^{er} août 2005 établissant les prescriptions minimales à mettre en œuvre en zone vulnérable et modifiant l'arrêté du 6 mars 2001 relatif aux programmes d'action à mettre en œuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par le nitrate d'origine agricole, JO du 16 sept.

⁴⁰ Avis n° Ae- 2001-49, Séance du 12 octobre 2011.

déclinaison en trois niveaux de production et 3 périodes d'alimentation à l'extérieur. Un premier tableau a été diffusé dans le cadre de la consultation nationale [http://www.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?page=article&id_article=24696] et a fait l'objet de réactions associées surtout au fait que les rejets augmentent avec la part de pâturage dans la ration annuelle des vaches laitières. Ceci est vrai mais donne un signe négatif fort envers les systèmes plus herbagers, promus par ailleurs pour limiter les risques de fuites de nitrate, notamment dans les plans "Algues Vertes" ; de plus le législateur introduit de la diversité dans les références "rejets" en fonction des systèmes d'alimentation mais garde une valeur constante de 170 kg N organique par hectare de SAU quelle que soit l'usage des parcelles. Au-delà du problème environnemental que ces questions de normes et de surfaces d'épandage suscitent, ne doit pas non plus être négligée, précisément en raison des circonstances économiques mais également des pressions environnementales qu'elle entraîne, une nouvelle forme de course aux surfaces d'épandage.

Ces réponses juridiques n'ont toutefois pas convaincu les autorités européennes puisque la Commission européenne a décidé le 27 février 2012, de poursuivre la France devant la Cour de justice de l'Union européenne dans la mesure où « *la France n'a toujours pas désigné un certain nombre de zones vulnérables à la pollution par les nitrates, et qu'il lui reste à adopter des mesures pour lutter efficacement contre cette pollution dans ces zones* ». La Commission « *demande donc instamment à la France de prendre des mesures en désignant davantage de zones et en élaborant des plans appropriés pour faire face au problème* » (communiqué de Presse de la commission européenne du 27 février 2012).

Références bibliographiques du chapitre 9

- Académie d'Agriculture de France, 2010. Elevages intensifs et environnement - les effluents : menace ou richesse ? *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 137 p.
http://www.academie-agriculture.fr/detail-colloque_37.html
- Agence européenne pour l'environnement, 2010. *L'environnement en Europe : Etat et perspectives 2010- Synthèse*. Copenhague: Agence européenne pour l'environnement, 222 p.
<http://dx.doi.org/10.2800/46622>
- Aznar, O.; Jeanneaux, P.; Deprés, C., 2009. Les services environnementaux fournis par l'agriculture, entre logique sectorielle et logique territoriale : un cadre d'analyse économique 3. *Journées de recherches en sciences sociales INRA-SFER-CIRAD*. Montpellier, France, 2009/11/9-11, 20 p.
<http://www.sfer.asso.fr/content/download/2987/27289/version/1/file/C1+-+AZNAR+JEANNEAUX+DESPRES+2009.pdf>
- Baron, P.; Barthelemy, F.; Bouvier, M.; Martin, X.; Vogler, J.P., 2001. Elevages et fonctionnement du Conseil départemental d'hygiène en Ille et Vilaine. Paris IGE-CGGREF. 73 p.
<http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/PDF/RapportCDH35.pdf>; http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elevages-et-fonctionnement-du-conseil-departemental-dhygiene-en-ille-et-vilaine/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_cdh-0.pdf?nocache=1134040585.85
- Barthélémy, D.; David, J., 1999. *L'agriculture européenne et les droits à produire*. Paris: INRA, 434 p.
- Billet, P., 2007a. Concours de police dans les périmètres de protection des captages : incompétence du maire en l'absence de péril imminent. *Revue de Droit Rural*, 357: p. 351.
- Billet, P., 2007b. Les principales dispositions de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques intéressant l'agriculture *Revue de Droit Rural*, 351: p.101.
- Boisset, G., 2008. *Les systèmes de paiements pour services environnementaux (PSE) et l'eau: des opportunités pour aider les agriculteurs ?*. ENGREF, AgroParisTech, Paris. 21 p.
<http://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/mtp-synth08-Boisset.pdf>
- Bosc, C.; Doussan, I., 2009. La gestion contractuelle de l'eau avec les agriculteurs est-elle durable ? Approche politique et juridique. *Economie Rurale*, 309 (1): 65-80.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECRU_309_0065; <http://www.cairn.info/revue-economie-rurale-2009-1-page-65.htm>
- Boutonnet, M., 2007. Deux illustrations de la responsabilité du distributeur d'eau potable en cas de pollution due aux pesticides et nitrates . Note sous Cour de cassation 1^{ère} Ch.civ., 30 mai 2006. *Environnement*, (n°3): p.42.
- Brink, C.; van Grinsven, H.; Jacobsen, B.H.; Rabl, A.; Gren, I.M.; Holland, M.; Klimont, Z.; Hicks, K.; Brouwer, R.; Dickens, R.; Willems, J.; Termansen, M.; Velthof, G.; Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Webb, J., 2011. Costs and benefits of nitrogen in the environment. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 513-540.
- Brossier, J.; Gafsi, M., 2000. Pour une gestion négociée d'un problème de pollution. Pratiques agricoles et qualités de l'eau. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 86 (2): 57-89.

Cahart, P.; Burgard, L.R.; Joly, A.; Rogeau, C.; Benetière, J.J.; Gravaud, A.; Le Bail, P.; Vogler, J.P., 1999. Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole. Tome 1 rapport de synthèse. Tome 2 Annexes Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Inspection générale des Finances;Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Conseil général du génie rural des eaux et forêts;Ministère de l'agriculture et de la Pêche, Comité permanent de coordination des inspections. 421 p.

http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/rapport-devaluation-sur-la-gestion-et-le-bilan-du-programme-de-maitrise-des-pollutions-dorigine-agricole/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_pmpoa-0.pdf?nocache=1134040585.85

Cheneviere, C., 2009. Le marché européen des quotas de CO2. *Courrier hebdomadaire du CRISP*, 2040 (33): 5-51.

http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=CRIS_2040_0005;http://www.cairn.info/revue-courrier-hebdomadaire-du-crisp-2009-33-page-5.htm

Chevassus-au-Louis, B., 2006. Un nouveau regard sur la diversité du vivant *Responsabilité et Environnement*, (n° 44): 7-15.

<http://www.anales.org/re/2006/re44/Chevassus.pdf>

Commission européenne, 2008. Chapitre 4 De l'économie aux politiques. *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité*. Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés européennes, p.51.

<http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=mBKjOZVhHSI%3D&tabid=1278&language=en-US>

Commission européenne, 2010. Rapport de la Commission au Conseil et au Parlement européen relatif à la mise en oeuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, sur la base des rapports établis par les États membres pour la période 2004-2007 Commission européenne, Bruxelles. 13 p.

http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/com_2010_47.pdf

Conan, H., 2002 Réflexions sur les aspects contractuels et réglementaires de la gestion des sites Natura 2000 *Revue de Droit Rural*, (n° 308 décembre): p. 613 et s. .

Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*, (n° L 375 du 31/12/1991): 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

Cour des Comptes, 2002. La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne. Rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés Paris Cour des Comptes. 294 p.

<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/024000109/0000.pdf>

De Ravignan, A., 2011. Le climat n'aime pas la viande. *Alternatives économiques*, (n°301 avril 2011): p. 50.

Doussan, I., 2000. L'environnement, objet de contrat entre l'agriculture et la société ? *Natures Sciences Sociétés*, 8 (2): 5-16.

<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00365364/en/>

Doussan, I., 2002a. *Activité agricole et droit de l'environnement, l'impossible conciliation ?* Paris: L'Harmattan (*Logiques juridiques*), 485 p.

- Doussan, I., 2002b. Droit, agriculture, environnement: Bilan et perspectives ou dépôt de bilan en perspective ? *Droit de l'environnement*, (99): 156-162.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364658/en/>
- Doussan, I., 2002c. L'application du droit de l'environnement aux élevages. *Revue de Droit Rural*, (304): 365-368.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364660/en/>
- Doussan, I., 2004. L'environnement et la réforme de la PAC : de la multifonctionnalité à la schizophrénie agricole. *Droit de l'environnement*, (118): 93-98.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364646/en/>
- Doussan, I., 2005a. Brèves réflexions sur la " conditionnalité " des aides agricoles et les " bonnes conditions agricoles et environnementales ". *Droit de l'environnement*, (126): 46-48.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364639/en/>
- Doussan, I., 2005b. Considérés comme des " sous-produits ", les effluents d'élevage répandus en violation des règles protectrices de l'environnement échappent à la qualification de déchet. *Droit de l'environnement*, (134): 286-287.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364623/en/>
- Doussan, I., 2005c. La modification des seuils concernant les élevages d'animaux. *Droit de l'environnement*, (131): 193-193.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364633/en/>
- Doussan, I., 2005d. Le droit de la responsabilité civile français à l'épreuve de la "responsabilité environnementale" instaurée par la directive du 21 avril 2004. *Les Petites Affiches*, (169): 3-14.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364636/en/>
- Doussan, I., 2006a. La loi d'orientation agricole et la protection de l'environnement. *Droit de l'environnement*, (137): 100-104.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364618/en/>
- Doussan, I., 2006b. Un nouveau programme de soutien pour le secteur agricole. *Droit de l'environnement*, (144): 373- 375.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364613/en/>
- Doussan, I., 2008. Le rôle du droit dans l'évaluation des dommages affectant les services écologiques et le principe de compensation. *Colloque Responsabilité environnementale, prévention, imputation, réparation*. France, 27-28 novembre 2008: 2008-11.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00346671/en/>
- Doussan, I., 2009. Droit des pollutions azotées d'origine agricole. *Jurisclasseur Environnement et Développement durable*, Fasc. 4090: 1-44.
- Dupraz, P.; Vermersch, D.; De Frahan, B.; Delvaux, L., 2003. The Environmental Supply of Farm Households: A Flexible Willingness to Accept Model. *Environmental and Resource Economics*, 25 (2): 171-89.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1023910720219>
- FAO, 2009. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture – Le point sur l'élevage*. Rome: FAO, 202 p.
<http://www.fao.org/docrep/012/i0680f/i0680f.pdf;http://www.fao.org/docrep/013/i2050f/i2050f.pdf>
- Gaonac'h, A., 2010. Grenelle 1 et 2 : la protection de la qualité de l'eau. *Juris-Classeur Environnement*

et Développement durable, octobre 2010: p 49-52.

Gaonac'h, A.; Leroux, E., 2002. Le droit de l'eau et son inapplication dans le monde agricole. *Revue de Droit Rural*, (n°302 avril): p. 212.

Gilardeau, J.M., 2005. Épandage des effluents d'élevage : les droits à polluer sont en route *Revue de Droit Rural*, (n°335): p.300.

Hampicke, U.; Roth, D., 2000. Costs of Land Use for Conservation in Central Europe and Future Agricultural Policy. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 1 (1): 95-108.

Helin, J.C., 1983. Elevage industriel et protection du milieu. *Revue de Droit Rural*: p. 445.

Hérail, M., 1999. La naissance du droit d'épandage en France. *L'agriculture européenne et les droits à produire*. INRA, p. 260.

Hermon, C., 2002. La politique de lutte contre les nitrates d'origine agricole. Histoire d'un échec renouvelé. *Revue de Droit Rural*, (n°306): p.494.

Hermon, C., 2004. La réparation du dommage écologique, les perspectives ouvertes par la directive du 21 avril 2004. *Actualité juridique du droit administratif*, (2004/33): p.1792.

INERIS, 2008. Évaluation du concept de charge critique pour l'azote eutrophisant dans les eaux de surface. In: 2008, C.O.-I., ed. *RAPPORT D'ÉTUDE N°DRC-08-95308-16008A* INERIS. 42 p.
http://www.ineris.fr/centredoc/R_08_16008A_Action18_final.pdf

ITP, 2002. *Installation et fonctionnement des élevages de porcs face aux contraintes environnementales en France, Danemark, Pays-Bas, Espagne : rapport d'étude*. Paris (149 rue de Bercy, 75595 Cedex 12): ITP, Institut technique du porc.

Jeanneaux, P., 2006. *Les conflits d'usage dans les espaces périurbains et ruraux français. Une approche par l'analyse économique de la décision publique*. Thèse (Dr. d'Université) Sciences économiques. UFR de Sciences Economiques, Université de Dijon, Dijon, FRA.297.
<https://metafort.cemagref.fr/activites/theses-et-post-docs/theses-soutenues/pdfs/theseJeanneaux.pdf>

Jeanneaux, P.; Perrier-Cornet, P., 2008. Les conflits d'usage du cadre de vie dans les espaces ruraux et la décision publique locale : éléments pour une analyse économique. *Economie Rurale*, 2008/4 (306): 39-54.
<http://economierurale.revues.org/pdf/458>

Jongbloed, A.W.; Poulsen, H.D.; Dourmad, J.Y.; van der Peet-Schwering, C.M.C., 1999. Environmental and legislative aspects of pig production in the Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3): 243-249.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00012-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00012-3)

Karsenty, A.; Sembrés, T., 2009. Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattachée par le développement ? 3eme journée de recherches en Sciences sociales, D.
<http://www.sfer.asso.fr/content/download/3026/27406/version/1/file/F1+-+Karsenty.pdf>

Karsenty, A.; Weber, J., 2004. Introduction générale : Les marchés de droits pour la gestion de l'environnement. *Revue Tiers Monde*, (177,): 7-28.

Kirat, T.; Melot, R., 2006. Du réalisme dans l'analyse économique des conflits d'usage : les

enseignements de l'étude du contentieux dans trois départements français (Isère, Loire-Atlantique, Seine-Maritime). *Développement Durable et Territoires*, 7: 1-19.

<http://developpementdurable.revues.org/pdf/2574>

Lacroix, A.; Mollard, A., 1994. Agriculture et gestion de l'environnement : du conflit au compromis ? CNRS. 18.

Langlais, A., 2004. *Le droit et les déchets agricoles*. Paris: L'Harmattan (*Logiques juridiques*), 254 p.

Langlais, A., 2007. *Les déchets agricoles et l'épandage : le droit et ses applications*. Editions Technip Environnement.

Langlais, A., 2010. Les mesures renforcées de la législation "nitrates" : perspectives d'une nouvelle dynamique environnementale bretonne. *Revue juridique de l'Ouest*, n° 3: 313-334.

Langlais, A., 2011. Le droit de l'environnement et la nouvelle loi d'orientation agricole : la fin d'une relation passionnelle ? *Droit de l'environnement*, 186: 28-31.

Le Fur, M., 2010. Plaidoyer pour la défense de l'élevage français. La genèse de l'amendement " seuils installations classées élevage" dans la LMAP. *BDEI*, suppl. au n° 30: p.10.

Le Goffe, P.; Salanie, J., 2005. Le droit d'épandage a-t-il un prix ? Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 77: 35-62.

<http://www.inra.fr/esr/publications/cahiers/pdf/legoffe.pdf>

Le Goffe, P.; Vermersch, D., 2004. Le marché de l'épandage peut-il réduire le coût de la résorption des excédents d'azote? (Market Definition According to Reducing Pollution at Least Cost with Transferable Rights for Manure Spreading. With English summary.). *Economie Rurale*, (279): 20-32.

http://www.persee.fr/articleAsPDF/ecoru_0013-0559_2004_num_279_1_5457/article_ecoru_0013-0559_2004_num_279_1_5457.pdf

Ledant, J.-P., 2008. Acheter les services de la nature ? Une analyse des «paiements de services environnementaux» Institut pour un développement durable.

<http://www.iddweb.eu/docs/Nature&Rente.pdf>

Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) : final report European Commission, Joint Research Centre. 323 p.

http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/external/livestock-gas/full_text_en.pdf

Lepage, C., 2008. Les véritables lacunes du droit de l'environnement. *Pouvoirs*, 127 (4): 123-133.

<http://dx.doi.org/10.3917/pouv.127.0123>

Lessirard, J.; Quevremont, P., 2008. La filière porcine française et le développement durable Ministères de l'écologie et de l'agriculture, Paris, France. 74p. + annexes.

<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/084000311/0000.pdf>

Madeline, P., 2006. L'évolution du bâti agricole en France métropolitaine : un indice des mutations agricoles et rurales. *L'Information géographique*, 70 (3): 33-49.

<http://dx.doi.org/10.3917/lig.703.0033>

Martin, G.J., 1992. L'eau et l'agriculture. La réparation des dommages dus à la pollution. *Revue de Droit Rural*, (n°205): p.315.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and*

Challenges for Business and Industry. Washington, DC: World Resources Institute, 31 p.
<http://www.maweb.org/documents/document.353.aspx.pdf>

Mollard, A.; Le Roch, C.; Lacroix, A.; Bel, F.; Grappey, C., 1996. Contribution of natural sciences to the choice of economic instruments applied to the environment. *Colloque*. Saint-Quentin-en-Yvelines, France, 18.

Mollard, A.; Le Roch, C.; Lacroix, A.; Grappey, C.; Bel, F., 1997. *The choice of economic instruments applied to non-point water pollution : an economic approach based on the contribution of natural sciences*.

Nicourt, C.; Girault, J.M., 2005. De l'amendement agricole à l'épuration : le sort des vidanges dans l'assainissement parisien au XIXe siècle. *International conference on Engineering for waste treatment*. Albi, France, 2005/05/17-19, 8.

Nicourt, C.; Girault, J.M.; Bourliand, J., 2000. Les odeurs d'élevages : textes, conflits et négociations locales. *Economie Rurale*, (260): 79-89.
http://www.persee.fr/articleAsPDF/ecoru_0013-0559_2000_num_260_1_1112/article_ecoru_0013-0559_2000_num_260_1_1112.pdf

Parris, K., 1998. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution*, 102 (Supp. 1): 219-225.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80036-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80036-5)

Ruhl, J.B., 2000. Farms, their environmental harms, and environmental law. *Ecology Law Quarterly*, 27 (2): 263-349.
<http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.186848>

Sergent, D., 2011. Les chercheurs évaluent les effets de la pollution de l'azote. *La Croix* (11 avril 2011),

Torre-Schaub, M., 2004. La naissance d'un nouveau marché : Le système britannique de commerce d'allocations d'émissions de gaz à effet de serre (uk trading allowances scheme). *Revue internationale de droit économique*, t. XVIII, 2 (2): 227-250.
<http://dx.doi.org/10.3917/ride.182.0227>

van Lang, A., 2005. L'usage agricole de l'eau : entre incitation et répression. *Revue environnement*, étude 22.

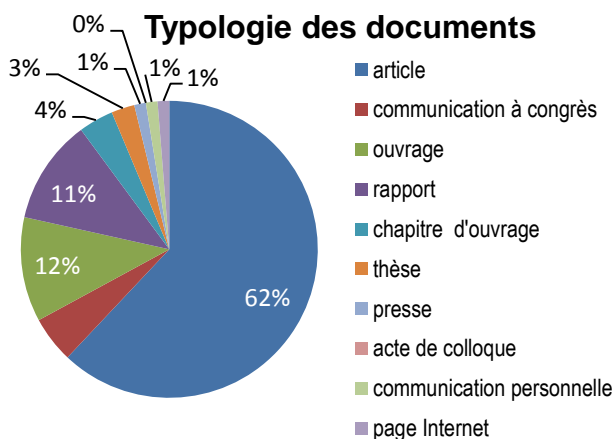
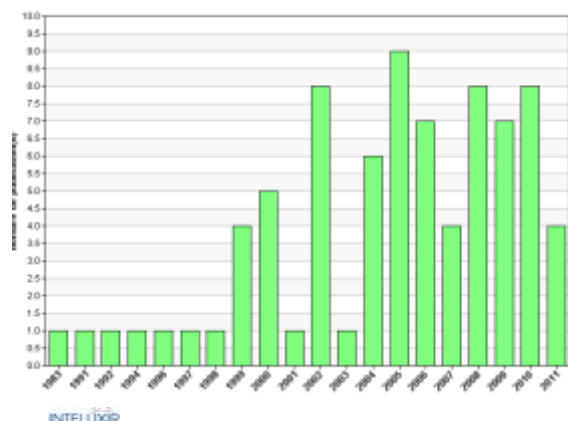
Vatn, A., 2010. An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services. *Ecological Economics*, 69 (6): 1245-52.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>

Verdure, C., 2009. Quelques observations relatives à l'interprétation de la directive 96/61/CE en matière de prévention et de réduction de la pollution. *Environnement*, (n°2): p.22.

Analyse du corpus bibliographique du chapitre 9

Le chapitre 9 comporte 79 références, soit 5% du corpus total. Les supports de publications sont assez divers (67 % d'articles et communications à colloque, 16 % d'ouvrages et chapitres d'ouvrages et 11 % de rapports). La littérature citée est à plus de 90 % française. Les principaux auteurs cités sont des juristes, des économistes et des sociologues.

Répartition par date de publication



Principales sources citées

Sources	Documents
Revue de droit rural	9
Droit de l'environnement	8
Economie Rurale	4
Environnement	2
JurisClasseur Environnement et Développement durable	2
Logiques juridiques	2

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Doussan I	14
Langlais A	4
Jeanneau P	3
Lacroix A	3
Mollard A	3
Bel F	2
Grappey C	2
Le roch C	2
Vogler J	2
Vermersch D	2
Hermon C	2
Billet P	2
Karsenty A	2
Le goffe P	2
Girault J	2
Nicourt C	2
Gaonach A	2
Commission européenne	2

Chapitre 10. Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

Auteur

Philippe Le Goffe

Résumé

Ce chapitre examine comment les préoccupations d'efficacité économique (au sens de la création de valeur et de la réduction des coûts) et de redistribution peuvent être intégrées dans la conception des politiques de maîtrise des flux d'azote. D'une manière générale, les économistes recommandent de viser une réduction de pollution d'autant plus forte que les bénéfices environnementaux sont élevés et les coûts des producteurs sont faibles. Cependant, il convient également d'arbitrer entre les gains de cette différenciation et les coûts de transaction liés à la mise en œuvre de la politique. Ces principes sont appliqués au choix de l'assiette et des instruments dans le cas de l'azote des élevages.

En matière d'assiette, si leurs coûts de transaction sont limités, les indicateurs de résultats (type proxy des fuites d'azote) sont préférés aux indicateurs de moyens (intrants, technologie, outputs), car ils permettent à l'éleveur d'innover et de minimiser les coûts. Il peut néanmoins être intéressant d'y associer des pratiques agricoles quand elles sont systématiquement coûts-efficaces.

En matière d'instruments, la réduction des pollutions diffuses passe nécessairement par des instruments quantitatifs ou économiques, face à l'inefficacité du volontariat, due à la difficulté de valoriser les efforts environnementaux des producteurs sur les marchés. A la différence du cas des pesticides, le quota est préféré à la taxe, notamment dans le cas des fertilisants, car il permet d'atteindre la cible environnementale sans pénaliser la croissance des plantes ni le revenu des producteurs. Le quota devient efficace économiquement quand il peut être échangé entre les producteurs, comme c'est le cas sur les marchés de l'épandage, mais cette efficacité allocative n'est atteinte que si le principe pollueur-payeur est appliqué et que l'usage des subventions est strictement encadré. Le principe pollueur-payeur devrait être étendu aux risques de pollution accidentelle des élevages, via la loi sur la responsabilité environnementale et l'obligation d'assurance.

Résultats d'un long processus sous la pression de la Commission européenne, les politiques des pays du nord de l'Europe sont plus conformes aux prescriptions économiques que celle de la France, qui a privilégié l'inflation réglementaire et les subventions, au détriment des incitations et du principe pollueur-payeur. Ses évolutions récentes vont néanmoins dans le bon sens, même s'il manque toujours les modalités de contrôle et de sanction pour faire respecter les normes.

Mots-clés

Elevage, azote, épandage, pollution, environnement, coûts, bénéfiques, quota, taxe, subvention, marché, économie, politique.

Chapitre 10. : Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

10.1. Cadre économique de la régulation	464
10.2. Incitations économiques versus quotas	467
10.3. Taxation, subvention et principe pollueur-payeur.....	468
10.4. Régime de responsabilité.....	470
10.5. Choix de l'indicateur adapté à la pollution des élevages.....	471
10.5.1. Le contenu en azote des inputs	471
10.5.2. Les Outputs.....	474
10.5.3. Les indicateurs de fuites d'azote	474
10.5.4. Les pratiques agricoles	475
10.5.5. La pollution ambiante	476
10.6. Application des marchés de droits à polluer à l'élevage.....	476
10.7. Démarches volontaires et coopération.....	481
10.7.1. La littérature économique sur les approches volontaires (AV)	481
10.7.2. Volontariat et coopération	482
10.8. La France n'a pas fait les mêmes choix que les pays du nord de l'Europe	484
10.8.1. Le dispositif français.....	484
10.8.2. Le modèle danois suivi par les pays du nord	487
10.9. Synthèse et conclusions	489
Références bibliographiques citées	494
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 10.....	500

Au cours du siècle dernier, les prix relatifs des facteurs de production de l'agriculture européenne ont beaucoup évolué sous l'effet du progrès technique et de la croissance. Les chapitres précédents ont montré comment ces forces du marché – le coût croissant du travail en particulier - ont conduit à la spécialisation des exploitations agricoles et des régions, ainsi qu'à l'agrandissement des exploitations et à la concentration des productions animales dans certaines régions du territoire européen. La recherche d'économies d'échelle et d'agglomération sont à l'origine de ces évolutions, qui expliquent largement les problèmes environnementaux liés aux flux d'azote des élevages. A cela il faut ajouter l'intensification des productions fourragères et bovines, qui a été tirée par le prix croissant du foncier et les aides couplées de la PAC.

Alors que les producteurs et les filières agricoles prennent leurs décisions sur la base de ces indications du marché et de la PAC, ils ne reçoivent pas de signaux qui les inciteraient à épargner ou à produire des biens environnementaux, dans la mesure où ces biens échappent largement au marché. L'environnement a en effet le plus souvent des caractéristiques de bien collectif (absence de droit de propriété) et d'externalité (gratuité), qui rendent impossibles les transactions. L'absence de droits de propriété et de prix explique que la valeur de l'environnement ne soit pas prise en compte dans les arbitrages. Or, cette valeur existe, car l'environnement intervient comme facteur de production ou contribue au bien-être des consommateurs, qui sont prêts à payer pour en bénéficier. Il en résulte que le marché seul n'optimise pas la production de richesse, puisque la valeur de l'environnement perdue peut être supérieure à la valeur marginale de la production ou au coût nécessaire pour éviter les atteintes.

Des politiques environnementales sont donc nécessaires, pour préserver le capital naturel et fournir aux producteurs les incitations que le marché n'apporte pas. Cependant, cet état idéal peut difficilement être décentralisé, car même en admettant qu'on puisse établir des droits de propriété sur l'environnement, les coûts de transaction empêcheraient producteurs et consommateurs de négocier entre eux des améliorations. La construction des politiques environnementales par l'Etat pose alors un certain nombre de questions, auxquelles le chapitre va essayer de répondre dans le cas des flux d'azote des élevages. Il y a d'abord la question théorique du niveau d'environnement qui doit constituer la cible de la politique : sur quelles bases doit-il être défini ? Dans le cas de la directive nitrate ce sont des considérations agronomiques (l'équilibre de la fertilisation azotée) qui ont été retenues, mais on verra que les économistes ont d'autres critères, qui ont été pris en compte dans la directive cadre sur l'eau. Il y a ensuite plusieurs questions, à la fois théoriques et empiriques, qui portent sur les moyens d'atteindre la cible environnementale : parmi les instruments utilisables, quelle place respective faire à la norme et aux incitations économiques, voire au marché et sur quels critères ? Faut-il utiliser des taxes ou des subventions et comment responsabiliser les éleveurs ? Comment choisir les indicateurs environnementaux sur lesquels on appliquera les instruments de maîtrise des flux d'azote ? Peut-on se passer de réglementation ou d'incitation et compter sur le volontariat des producteurs ? Enfin, y-a-t-il des enseignements à tirer de l'expérience des pays étrangers confrontés aux mêmes problèmes que nous ?

La première section est inspirée de l'économie publique. Pour les économistes, la création effective de valeur implique de raisonner sur la richesse collective à laquelle participe l'environnement et pas seulement sur la richesse privée issue des activités marchandes¹. Autrement dit, il n'est pas efficace économiquement de continuer à produire si l'activité crée plus de dommages environnementaux que de valeur ajoutée. On verra que, décliné au niveau de chaque exploitation d'élevage, ce raisonnement conduit à différencier l'objectif environnemental selon l'intérêt qu'on porte aux milieux et au minimum selon les coûts et bénéfices des producteurs. La section introduit également les coûts de mise en œuvre de la politique, qu'ils soient administratifs ou supportés par les producteurs. Ces coûts de transaction (par analogie avec le marché), qui existent dans la « vraie vie », modifient les décisions qui seraient prises dans un univers de « premier rang » (hors coûts de transaction).

Pour atteindre ses objectifs, la politique environnementale peut mettre en œuvre des instruments quantitatifs et/ou des incitations économiques. Avant d'envisager leur application à la maîtrise des flux d'azote, la deuxième section les compare du point de vue de l'efficacité environnementale (avantage à la norme) et économique

¹ Il s'agit ici d'une approche en termes de durabilité faible, qui fait l'hypothèse que la substitution est possible entre le capital naturel et le capital produit par l'homme.

(avantage à l'incitation), de la flexibilité et des conséquences en termes de redistribution. Les deux sections suivantes montrent comment le principe pollueur-payeur et le principe de responsabilité environnementale restaurent l'optimum économique et incitent à prévenir les dommages, en internalisant les coûts et les risques environnementaux. On en tire des enseignements portant sur : 1) la limitation des subventions à la dépollution et 2) l'obligation d'assurance en responsabilité civile des élevages. Un point particulier est consacré aux limites de l'éco-conditionnalité des aides PAC, dont l'objectif est de pénaliser le non respect des normes environnementales, parmi lesquelles figure la directive nitrate.

La cinquième section est plus empirique. Elle examine, sous le double angle de l'efficacité de premier rang et des coûts de transaction, les indicateurs environnementaux potentiels qui peuvent servir d'assiette à une politique de maîtrise des flux d'azote des élevages, qu'elle soit basée sur les normes ou les incitations. Contenu en azote des inputs, outputs, indicateurs de fuite d'azote, pratiques agricoles et pollution ambiante sont ainsi passés en revue.

Parmi les indicateurs environnementaux, celui concernant les fuites d'azote, assimilable à un quota de fertilisation, est particulièrement intéressant pour gérer la qualité de l'eau. En effet, ce quota peut s'échanger sur un marché de l'épandage et cumule alors les avantages de la norme et de l'incitation. C'est pourquoi la sixième section est consacrée à l'analyse de ces marchés de l'épandage. Les questions portant sur la minimisation et l'internalisation des coûts, la réduction de l'azote minéral, la capitalisation dans le prix du foncier et la redistribution, les nuisances liées aux échanges, sont examinées dans cette section.

Enfin, la revue des instruments ne serait pas complète si on ne consacrait pas une septième section aux démarches volontaires et à la coopération entre les producteurs pour réduire les flux d'azote, souvent mises en avant par les producteurs pour éviter les règlements et les taxes et parfois par les pouvoirs publics eux-mêmes. On verra que ces démarches ont une portée très limitée, en raison de la difficulté à valoriser les efforts environnementaux des producteurs sur les marchés, due aux caractéristiques d'externalité et de bien collectif possédées par les biens environnementaux, mais aussi curieusement par les produits commercialisés par les producteurs.

On termine par une comparaison des politiques conduites en France et dans les pays du nord de l'Europe (Danemark et Pays-Bas), où on constate que ces dernières sont beaucoup plus conformes aux prescriptions de l'analyse économique. La dernière section synthétise les enseignements du chapitre et conclut.

10.1. Cadre économique de la régulation

Griffin et Bromley ont été les premiers à proposer une analyse économique de la régulation des pollutions agricoles diffuses (Griffin and Bromley, 1982). Shortle *et al.* ont enrichi cette analyse en introduisant notamment la dimension stochastique (Shortle *et al.*, 1998). Ils considèrent n producteurs agricoles, dont le profit et les émissions polluantes sont des fonctions croissantes des intrants utilisés dans la production agricole. Dans ce contexte, la réduction de la pollution passe par un moindre usage des intrants et la diminution du profit, diminution qui représente le coût de réduction de la pollution. Les producteurs sont à l'origine d'un dommage environnemental, exprimé monétairement, qui est une fonction croissante des émissions polluantes. Les fonctions de profit marginal et de dommage marginal sont respectivement décroissante et croissante avec les intrants.

En l'absence de politique, chaque producteur maximise son profit de son côté en annulant le profit marginal tiré d'une unité supplémentaire d'intrant. Cet équilibre concurrentiel n'est pas optimal, dans la mesure où les producteurs ne reçoivent pas de signal marchand qui les inciterait à prendre en compte la pollution qu'ils émettent. En effet, les biens environnementaux ont généralement des caractéristiques de biens collectifs, l'absence de droits de propriété notamment, qui rendent les échanges marchands impossibles. Ces biens ou ces maux (pollution par exemple) ont également des caractéristiques d'externalité, dans la mesure où ils sont fournis sans compensation monétaire (en dehors du marché).

Pour les économistes, le meilleur compromis entre la production agricole et la pollution est obtenu en recherchant l'usage des intrants qui maximise la valeur collective nette, c'est-à-dire la différence entre la somme des profits agricoles et le dommage environnemental. Cet optimum social constitue la cible de la politique environnementale. Il est atteint si chaque producteur égalise le bénéfice marginal tiré des intrants au dommage environnemental marginal qu'il provoque, c'est-à-dire qu'il ne doit pas continuer à employer des intrants si le dommage supplémentaire est supérieur au profit supplémentaire. Cette condition est réalisée pour des consommations d'intrants qui dépendent des fonctions de profit et de dommage environnemental, fonctions qui sont différentes entre producteurs mais aussi entre milieux récepteurs de la pollution. Toutes choses égales par ailleurs, un profit marginal plus élevé conduira à tolérer une consommation d'intrants plus élevée par le producteur, alors qu'un dommage marginal plus élevé lié à un milieu récepteur plus sensible plaidera pour une réduction de la consommation d'intrants polluants.

La recherche de cette allocation optimale implique donc de différencier l'utilisation d'intrants selon le profit de chaque producteur, selon l'impact de ses émissions polluantes sur le milieu récepteur, mais aussi selon la sensibilité du milieu récepteur (et des populations qui en tirent profit) à la pollution.

Identifier cet optimum social supposerait de disposer d'informations sur les coûts et les bénéfices de la réduction de la pollution. Or il est souvent difficile d'obtenir des informations sur le dommage environnemental, dans la mesure où ce dernier est en grande partie non-marchand, à la différence des coûts de réduction de la pollution. Ceci explique pourquoi Griffin et Bromley proposent dans un deuxième temps d'abandonner les dommages et de choisir comme nouvelle règle normative la maximisation de la somme des profits agricoles, sous contrainte de ne pas dépasser un certain niveau de pollution globale (Griffin and Bromley, 1982). Cette règle est mise en œuvre empiriquement par l'analyse coût-efficacité alors que la précédente renvoie à l'analyse coût-bénéfices. Selon Horan, elle est particulièrement adaptée à la conception des instruments de régulation des pollutions (Horan and Shortle, 2001). Si la pollution globale est représentée par la somme des intrants utilisés par les différents producteurs, cette allocation à moindre coût, encore dite « coût-efficace », est atteinte quand les profits marginaux des producteurs sont égaux entre eux et au prix fictif de la contrainte. Ici encore, sa recherche nécessite de différencier l'utilisation d'intrants selon les producteurs, dans la mesure où ils ont des fonctions de profit différentes. En l'absence d'information sur les dommages, le prix fictif de la contrainte donne une mesure monétaire de la sévérité de la norme environnementale et l'idée que le régulateur se fait du dommage environnemental marginal (Huhtala and Marklund, 2008).

On peut raisonner de façon analogue l'introduction de technologies de dépollution, qui permettent de déconnecter pollution et production. L'allocation optimale, qui minimise la somme des coûts sociaux (somme des coûts de dépollution des producteurs et du dommage environnemental), est atteinte quand le coût marginal de dépollution de chaque producteur est égal au dommage environnemental marginal. L'allocation coût-efficace, qui réalise la minimisation de la somme des coûts de dépollution des producteurs sous contrainte d'un niveau global de pollution, est obtenue lorsque les coûts marginaux de dépollution des producteurs sont égaux entre eux et au prix fictif de la contrainte.

La recherche de l'efficacité économique impose donc de différencier et cibler la politique environnementale selon les producteurs et les milieux, dans le cas de l'allocation optimale, ou au moins selon les producteurs, si on vise l'allocation coût-efficace. En outre, si l'objectif est de réduire les émissions polluantes, il sera a priori moins coûteux pour les producteurs de cibler les émissions polluantes plutôt que les intrants, les produits agricoles ou les procédés et les technologies. Pour allouer les intrants ou la pollution de manière à réaliser ces égalités entre les valeurs marginales, il faut disposer d'informations sur les émissions, les profits et les coûts des différents producteurs, voire d'informations sur les dommages aux différents milieux.

Les instruments intensifs en information, qui différencient les producteurs et les milieux et ciblent les émissions polluantes, apportent un gain d'efficacité économique si on ne tient pas compte des coûts de mise en œuvre de

la politique. Cependant, ces coûts administratifs, qualifiés de coûts de transaction par analogie avec ce qui se passe sur le marché (Coase, 1960), sont potentiellement très importants dans le cas des pollutions diffuses, car les producteurs sont nombreux, les milieux hétérogènes et les émissions polluantes individuelles trop difficiles à mesurer en routine. On peut alors consentir une perte d'efficacité allocative en diminuant la précision de la politique, si la réduction des coûts administratifs est supérieure, de manière à atteindre un produit social plus élevé, comme cela a été expliqué par Coase (Coase, 1960). Cet arbitrage entre précision et coûts de transaction a également été évoqué par Vatn à propos des politiques de la multifonctionnalité de l'agriculture (Vatn, 2001). Au nom de cet arbitrage, certains auteurs recommandent une application uniforme de la politique environnementale, en se limitant à un nombre limité d'inputs et de pollutions (Horan and Shortle, 2001).

Pour affiner cet arbitrage, il faut disposer des informations empiriques portant sur l'efficacité allocative et les coûts de transaction. Malgré les appels anciens à la recherche empirique sur ces questions (voir par exemple (Shortle et al., 1998)), on trouve peu de travaux dans la littérature, notamment sur les coûts de transaction. En l'absence d'informations empiriques permettant de quantifier l'arbitrage, on s'inspirera des principes suivants pour concevoir les politiques de maîtrise des pollutions diffuses :

- Viser un degré de différenciation qui améliore l'efficacité allocative, mais qui ne soit pas trop coûteux en information
- Chercher un indicateur de pollution moins intensif en information, mais suffisamment corrélé aux émissions

Lacroix *et al.* ont travaillé sur la territorialisation des politiques de réduction de la pollution de l'eau par les nitrates agricoles (Lacroix et al., 2006). Leur revue de la littérature empirique (comme celle de Shortle (Shortle et al., 1998)) montre que les politiques différenciées dans l'espace présentent de réels gains d'efficacité économique par rapport aux politiques uniformes et que les coûts de transaction supplémentaires sont davantage liés au besoin d'information qu'à la mise en œuvre et au contrôle des instruments de régulation. Selon ces auteurs, la différenciation doit se décliner en tenant compte d'une double hétérogénéité : l'hétérogénéité des producteurs en faisant porter davantage l'effort sur ceux dont les coûts de réduction sont les plus faibles, l'hétérogénéité du milieu en réduisant davantage la pollution là où cela procure des bénéfices plus grands (voir aussi Mahé et Le Goffe (Mahé and Le Goffe, 2002)).

Concernant les producteurs, on verra que les instruments économiques opèrent cette différenciation automatiquement sans nécessiter d'information (dont certains qui permettent de faire révéler l'information par les producteurs eux-mêmes). On peut aussi avoir recours à une norme différenciée selon une typologie simplifiée des producteurs ou des systèmes de production, comme les plafonds de fertilisation totale des pays du nord de l'Europe, qui sont déclinés par culture et type de sol. On fait ici l'hypothèse implicite que les profits marginaux varient selon les cultures et les types de sol, et que l'égalité des profits marginaux de l'azote sur les céréales et l'herbe est obtenue pour des niveaux d'azote plus élevés pour l'herbe que pour les céréales. Lacroix *et al.* recommandent de cibler les producteurs par ordre de coût de réduction croissant : éleveurs (réduction des intrants azotés), cultivateurs (implantation de cultures intermédiaires), producteurs en conditions défavorables (changement de système de production) (Lacroix et al., 2006).

La différenciation des impacts et des dommages selon les milieux peut être réalisée en distinguant des zones de sensibilité environnementale spécifique, dans lesquelles les instruments seront différenciés (incitations ou normes). Cependant, la taxation différentielle des intrants ou des pollutions se heurte à l'obligation d'égalité devant l'impôt et au risque de marché noir (Verchère, 2010), ce qui conduit à lui préférer une action sur les normes. Au Danemark, les normes sont zonées pour l'eutrophisation, l'ammoniac de l'air et les odeurs de lisier. En France, la directive nitrate prévoit une norme d'azote organique qui s'applique partout, mais plafonne la fertilisation azotée totale uniquement dans les Zones d'action complémentaires (ZAC) situées en amont des prises d'eau potable et dans les bassins versants classés à algues vertes, où les enjeux environnementaux sont

spécifiques². Ici, plutôt que de zoner l'instrument, on a choisi d'associer un premier instrument général et un deuxième instrument réservé aux zones sensibles, comme le proposent Carpentier et Barbier pour la régulation des pesticides (Carpentier and Barbier, 2005). Cette solution permet de réduire les coûts de transaction. Une fois prise en compte l'hétérogénéité des milieux par un zonage approprié, le problème se réduit à trouver l'allocation coût-efficace dans chaque zone, c'est-à-dire à différencier les producteurs.

10.2. Incitations économiques versus quotas

Dans la littérature sur les politiques environnementales, il est classique de comparer les deux grandes catégories d'instruments : incitations économiques (taxes, subventions, marchés de droits...) et instruments quantitatifs ou réglementaires (quotas, normes, obligations ou interdictions...). La spécificité des incitations est de compter sur le comportement optimisateur des agents (maximisation d'un profit ou minimisation d'un coût), qui selon la théorie conduit ces derniers à comparer un profit ou un coût marginal au signal de prix fourni par l'incitation, de manière à réaliser l'égalité, condition de l'optimum de l'agent. En raison des rendements décroissants et des coûts marginaux croissants, le signal de prix incite les producteurs à modifier leur comportement de production ou de pollution dans le sens d'une moindre utilisation d'intrants et d'une réduction de la pollution.

Horan *et al.* ont répertorié les situations où la réglementation devrait être préférée aux incitations, en raison de son efficacité environnementale (Horan and Shortle, 2001). Il s'agit d'abord des situations où un haut degré de certitudes est exigé en raison de risques d'irréversibilité ou de dommages potentiellement très élevés. Dans ce cas, les incitations donnent un résultat incertain, car le régulateur ne connaît pas les fonctions de coût et de bénéfice des producteurs, qui sont les fonctions de réaction des intrants ou de la pollution aux incitations. Il s'agit ensuite de l'obligation ou de l'interdiction de pratiques qui produisent systématiquement un gain ou une perte sociale, respectivement. On peut citer les exemples de l'obligation de la couverture des sols en hiver, pour réduire l'érosion et les fuites d'azote, ou l'interdiction de pesticides dangereux.

La théorie prévoit que l'utilisation d'une incitation conduit mécaniquement à l'allocation coût-efficace, dans la mesure où elle réalise l'égalité des valeurs marginales des différents producteurs au signal de prix et donc entre elles, sans qu'il soit besoin de connaître les fonctions de réaction des agents, ni de fixer le niveau d'intrant ou de pollution qui devra être atteint par chaque producteur. *A contrario*, le quota uniforme ne permet pas de réaliser l'égalité des valeurs marginales des producteurs, à moins que ces derniers n'aient des fonctions de réaction identiques. Ceci explique que dans les travaux empiriques, le coût global d'une même réduction de la pollution est en général plus faible, quand on utilise des taxes plutôt que des quotas indifférenciés. Par exemple, Kampas *et al.* montrent que les taxes sont toujours plus coût-efficaces que les quotas (Kampas and White, 2004). Cependant, la différence de coût est forte quand l'instrument porte sur le gel des terres, mais faible quand la politique cible les émissions ou les intrants. Comment interpréter ces variations entre les différents indicateurs de pollution ? Verchère note que le résultat théorique n'est pas toujours retrouvé empiriquement et l'explique par l'existence d'inefficacités dans l'utilisation des intrants (profit marginal nul) et par l'absence d'hétérogénéité de coûts entre les producteurs (Verchère, 2010).

Comme on l'a vu à la section précédente, il sera donc nécessaire de différencier le quota si on veut obtenir l'allocation coût-efficace, ce qui génère un besoin d'information et des coûts de transaction liés à la mise en œuvre de cette différenciation, potentiellement très élevés. Si on met à part ce problème majeur de la différenciation du quota, le besoin d'information et les coûts de transaction liés au contrôle du quota ou de l'assiette de la taxe sont les mêmes, dans le cas où la cible de la politique est un indicateur de résultat (émission ou proxy d'émission). En revanche, la taxe *ad valorem* (comme la TVA) ou par unité, sur les intrants ou sur les

²Dans un souci d'amélioration de l'efficacité environnementale, l'instrument général devrait porter sur la fertilisation totale (éventuellement zonée) et l'instrument spécifique sur les pratiques agricoles permettant de limiter les fuites d'azote (cultures intermédiaires, techniques culturales spécifiques, etc...).

produits, ne nécessite pas le contrôle de l'assiette de la taxe, ce qui réduit considérablement les coûts de transaction.

L'incitation est plus flexible aux changements de conditions économiques ou technologiques et va permettre une adaptation des producteurs, alors que le quota est rigide par définition. Ici encore, ceci est dû au fait que le fonctionnement de l'incitation repose sur le comportement optimisateur des agents. Le déplacement des fonctions de réaction avec la modification des conditions économiques ou technologiques déplace les optima du producteur. Ceci explique aussi pourquoi la taxe, le marché de droit ou la subvention offrent une incitation permanente à réduire la pollution et à rechercher les innovations technologiques qui permettent de réduire la pollution à moindre coût. En effet, la perspective de réduire le volume de taxe, de vendre des permis ou d'augmenter le volume de subvention constitue un puissant moteur pour développer ces innovations, qui n'existe pas dans le cas du quota. Shortle indique que l'effet de la taxe est particulièrement important à long terme, car des technologies sont développées pour économiser les facteurs chers (Shortle et al., 1998). Ce progrès technique induit est particulièrement pertinent en agriculture, comme l'ont montré Hayami et Ruttan (Hayami and Ruttan, 1985). L'infériorité de la réglementation est particulièrement criante dans le cas de la norme technologique, car en imposant la technologie, le procédé ou la pratique agricole, on empêche les producteurs d'innover pour rechercher la solution la moins coûteuse (pas d'efficacité dynamique). C'est pourquoi la norme technologique ne devra être utilisée que si la technologie est systématiquement coût-efficace ou génératrice de gain social (voir infra). Cependant, comme toujours, il faudra tenir compte de l'arbitrage entre l'efficacité allocative et les coûts de transaction.

Incitation et quota se différencient également sur les questions distributives. La redistribution est plus importante avec l'incitation, car au-delà du coût subi par le producteur lié à la dépollution ou à la réduction des intrants, qui existe autant pour l'incitation que pour le quota, il faut ajouter le volume de taxe, de subvention ou de permis échangés. Ceci explique évidemment l'hostilité des producteurs aux taxes et leur tropisme vers les subventions. Il est cependant possible de corriger l'effet distributif des taxes sur les revenus, par un schéma de compensation approprié, tel qu'il était envisagé pour la taxe carbone en France, ou comme cela existe au Danemark dans le cas de la taxation des pesticides (baisse des taxes foncières). Malgré cela, on constate que les taxes sont généralement conçues pour générer des ressources fiscales et pas pour inciter à réduire les pollutions, car leur niveau est trop faible, notamment en France. De la même façon, les subventions sont plus utilisées à des fins redistributives qu'allocatives.

Enfin, la littérature fait état de phénomènes de complémentarité ou de substitution entre pollutions, suite à la mise en place de politiques de maîtrise de des pollutions, qu'il s'agisse de quotas ou de taxes. Kampas et White observent des complémentarités entre les politiques visant à limiter les pertes d'azote et de phosphore (Kampas and White, 2002). Quand on restreint simultanément les pertes d'azote et de phosphore, la perte de profit est plus faible que la somme des pertes de profit dues aux quotas fixés indépendamment. De la même façon, les taxes pour obtenir des réductions de pertes données peuvent être plus faibles quand elles sont fixées simultanément et non indépendamment, surtout pour l'azote. Hopkins et al. montrent que la taxation des engrais azotés incite à procéder à des substitutions dans la rotation (Hopkins et al., 1996), ce qui se traduit par une substitution des pollutions (augmentation des nitrates, et de l'érosion pour certaines fermes).

10.3. Taxation, subvention et principe pollueur-payeur

La théorie standard montre que taxer les émissions polluantes ou subventionner la réduction des émissions, de manière uniforme, conduit dans les deux cas à une allocation coût-efficace. Le choix entre taxe et subvention dépend alors de la référence en matière de droits de propriété sur l'environnement. S'agissant de l'azote et des nitrates, c'est le code des bonnes pratiques agricoles de la directive « Nitrates » qui définit les droits de propriété sur l'environnement. Le règlement développement rural de l'UE précise explicitement que seules les pratiques qui vont au-delà des prescriptions du code des bonnes pratiques agricoles sont éligibles aux subventions. Ceci

indique implicitement que les entorses au code des bonnes pratiques agricoles devraient relever du principe pollueur-payeur

L'équivalence théorique entre taxation et subvention n'est cependant valable que dans un cadre statique et en l'absence de coûts de transaction (coûts d'information, de négociation et de contrôle). Baumol et Oates, Kolstad expliquent que la subvention permet aux entreprises qui ne sont pas durables de se maintenir, bien qu'elles soient incapables de supporter les coûts de dépollution en l'absence de subventions (Baumol and Oates, 1988 ; Kolstad, 2000). Selon Baumol et Oates, la subvention pourrait même inciter à l'expansion de la branche et des pollutions qui lui sont liées. Les subventions à la dépollution ont donc deux effets pervers : elles donnent aux entreprises l'illusion de la rentabilité et elles encouragent les produits à fort contenu en pollution. Le principe pollueur-payeur, qui est un principe de non-subvention³, a pour objectif de pallier ces effets. Il donne au producteur le signal d'arrêter de produire (et de polluer) quand le coût de dépollution supplémentaire devient supérieur à la valeur de la production supplémentaire. Il incite donc également à minimiser le coût de dépollution au niveau de l'exploitation. Ce faisant, il maximise la création de valeur et incite à la réduction des pollutions. Le principe pollueur-payeur peut être appliqué seulement à la marge (une aide forfaitaire reste possible), l'important étant que le producteur compare son bénéfice marginal au coût marginal de dépollution.

Un deuxième problème est que les aides sont souvent couplées à des technologies de dépollution particulières. Comme pour la norme technologique, le risque est de donner un avantage artificiel à une technologie qui ne serait pas systématiquement la moins coûteuse, risque qui n'existe pas quand la subvention est forfaitaire ou indexée sur la réduction d'un indicateur de performance. En France, l'aide importante au traitement du lisier a conduit à généraliser cette technologie, même dans les petits élevages où elle n'est pas rentable. Mahé et Le Goffe avaient montré que le coût moyen du traitement du lisier était supérieur au revenu moyen de la production porcine (Mahé and Le Goffe, 2002). Cette aide freine les restructurations et retarde la recherche de solutions durables de création de valeur dans les filières animales (élaboration et différenciation des produits, création de marques, etc...). Mahé et Le Goffe ont recommandé le recours à une aide neutre, qui ne modifie pas le choix que ferait le producteur en l'absence de subvention (Mahé and Ortalo-Magné, 2001). Dans une simulation de la directive « Nitrates » en Bretagne, Djaout et al. ont montré que les éleveurs de porc choisissent le traitement du lisier à court terme (Djaout et al., 2009), ce qui permet d'amortir les bâtiments en maintenant le cheptel (le travail et le capital sont fixes), mais préfèrent la réduction du cheptel à long terme, quand le travail et le capital deviennent flexibles. Une aide neutre permettrait de maintenir le cheptel à court terme, mais ne modifierait pas la décision du producteur à long terme.

En résumé, les taxes ou les pénalités pour dépassement de quotas sont préférables aux aides couplées à des technologies, mais des compensations forfaitaires peuvent permettre d'alléger les effets redistributifs pendant les périodes de transition. En revanche, Carpentier et Barbier recommandent d'aider les producteurs qui sont disposés à prendre le risque d'investir dans les technologies de dépollution innovantes, dans la phase de démarrage, dans le but de produire les biens publics que constituent l'information et les effets de réseau, indispensables à la diffusion de ces technologies (Carpentier and Barbier, 2005). Le Roch et al. pensaient également que la subvention n'avait de sens que si elle s'inscrivait dans une logique de changement technique (Le Roch and Mollard, 1996). S'agissant de la méthanisation par exemple, il serait utile de subventionner quelques projets pilotes au départ, mais il faudrait par la suite s'abstenir de baisser excessivement son coût, d'autant plus que la biomasse bénéficie de tarifs de rachat de l'électricité qui ont été revalorisés.

L'éco-conditionnalité des aides agricoles est un autre moyen de faire appliquer le principe pollueur-payeur, au même titre que les taxes ou les pénalités pour dépassement de quotas, en réduisant les aides en cas de non conformité. Mise en place en 2003, elle a d'ailleurs 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 consacre un paragraphe intéressant au renforcement de

³ Sauf exceptions et périodes de transition.

l'éco-conditionnalité des aides PAC (Dalmas et al., 2010). Les auteurs montrent que le dispositif actuel est inefficace, notamment en raison d'un trop grand formalisme des procédures, déjà relevé pour les contrôles de la réglementation sur les nitrates. Pour dissuader les surcharges animales, ils proposent 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.

Ribaudo et al. notent que le mécanisme d'éco-conditionnalité ne fonctionne que si les producteurs qui contribuent aux problèmes de pollution reçoivent des aides agricoles (Ribaudo et al., 1999). Or le problème est qu'il n'y a pas toujours de relations entre le montant des DPU d'un producteur et le dommage environnemental dont il est responsable. Ce problème ne se pose probablement pas pour les productions végétales spécialisées ou les productions animales liées au sol, où DPU et pollution sont fonctions de la surface agricole et des effectifs animaux historiques. En revanche dans le cas des élevages hors-sol de porcs et de volailles, qui n'ont jamais bénéficié d'aides directes animales comme les productions bovines, on peut même penser que le dommage environnemental est inversement proportionnel au montant des DPU, puisqu'il augmente avec le chargement. D'une manière générale, la sanction devrait être incitative, c'est-à-dire qu'il faut concevoir la sanction pour que ce soit plus intéressant pour l'éleveur d'engager des coûts de résorption que de payer la sanction. Il faut donc aligner la sanction sur les coûts de résorption, généralement inversement proportionnels à la disponibilité en terres et donc au volume des DPU. On serait donc amenés à adapter le pourcentage de réfaction au cas par cas en fonction du système de production, ce qui empêcherait d'annoncer à l'avance un barème de réfaction comme le propose la mission algues vertes.

10.4. Régime de responsabilité

Les lois sur la responsabilité environnementale sont un moyen de faire appliquer le principe pollueur-payeur par les tribunaux. De telles lois existent aux États-Unis depuis 1980, alors que la directive européenne correspondante et sa transcription en droit français datent seulement de 2004 et 2008. L'objectif de ces textes de 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 loi impose la réparation en nature et exclut explicitement la réparation en équivalent pécuniaire. Les sols, l'eau, la faune et la flore sauvage rentrent dans le champ de la loi et intéressent a priori l'agriculture. Les limites de l'application de ces lois aux pollutions diffuses ont cependant été soulignées par Ribaudo et al. Et Weersink et al. (Ribaudo et al., 1999; Weersink et al., 1998). Un problème majeur réside dans l'impossibilité d'établir les responsabilités, en raison des caractéristiques particulières des pollutions diffuses (incertitudes, nombreux facteurs de variation des émissions, difficultés de mesure, etc.). Les pollutions diffuses sont d'ailleurs exclues du champ d'application des textes européens et français. Un deuxième problème tient aux coûts de transaction importants.

On ne peut donc envisager de faire reposer la régulation de la concentration animale et des excédents de sels nutritifs sur la responsabilité environnementale. En revanche, cette loi récente paraît être la réponse appropriée pour prévenir les cas de pollution ponctuelle des exploitations agricoles, notamment quand elles ont un caractère accidentel. Ces événements aléatoires n'étaient pas traités de manière satisfaisante, dans la mesure où le droit européen présentait des carences en matière de réparation des atteintes à l'environnement, puisque seul le préjudice personnel était reconnu⁴. Dans les zones d'élevage intensif, un exemple de ce type d'évènement est la rupture ou le dysfonctionnement des installations de stockage du lisier, responsables de mortalités brutales et massives de la faune piscicole. La fréquence de ces événements dans une région comme la Bretagne fait supposer que la législation sur les installations classées ne constitue pas un dispositif adapté pour les endiguer.

⁴ Cependant, la jurisprudence française avait commencé à introduire les notions de préjudice collectif et de dommage écologique.

La loi française ne prévoit pas de système de garantie financière (assurance), couvrant les risques environnementaux et l'insolvabilité des exploitants. Un tel système, facultatif mais encouragé par la directive européenne, pourrait être rendu obligatoire s'il apparaissait que la réparation n'était pas effective. L'Allemagne et l'Espagne, comme les États-Unis depuis longtemps, ont prévu cette disposition. Au-delà de la solvabilité, la garantie financière obligatoire présenterait aussi un intérêt incitatif. Les assurances ont pour fonction d'identifier et de réduire les risques par des incitations appropriées (exclusion, audits, franchises, primes différentielles, etc.). Les exploitants seraient incités à réduire les risques environnementaux, ou devraient supporter le coût de risques élevés, ce qui diminuerait la rentabilité des activités risquées et donc leur occurrence. On sait par exemple que les élevages sur litière présentent moins de risques pour l'eau que les élevages sur caillebotis avec stockage de lisier. Or, 90 % des élevages de porc sont sur caillebotis, car malgré des investissements plus élevés que les élevages sur litière, les économies de travail rendent ces systèmes globalement moins coûteux. La prise en compte des risques environnementaux par l'assurance conduirait probablement à des coûts supplémentaires pour les élevages sur caillebotis, liés à la sécurisation des installations ou à des surprimes, qui pourraient changer la hiérarchie des systèmes. En appliquant le principe pollueur-payeur à l'espérance des dommages, le marché de l'assurance internaliserait ainsi les risques environnementaux. L'assurance de la responsabilité civile environnementale existe déjà en agriculture, mais du fait de l'absence de prise en compte du préjudice collectif, les assurances n'étaient pas suffisamment incitées à identifier et à réduire les risques.

10.5. Choix de l'indicateur adapté à la pollution des élevages

Le choix de l'indicateur sur lequel on va appuyer la politique de réduction des flux d'azote est typiquement un problème d'arbitrage entre la précision de l'indicateur et les coûts d'obtention de l'information nécessaire à sa mise en œuvre. Traditionnellement, la littérature distingue les indicateurs de résultats (émissions, indicateurs d'émissions, pollution ambiante) et les indicateurs de moyens (inputs, produits, terres, pratiques et technologies). Face à l'impossibilité virtuelle d'observer les émissions diffuses des producteurs, le problème est donc d'identifier un (ou plusieurs) indicateur qui soit facilement observable et bien corrélé à la pollution. En effet, Horan et al. indiquent que plus l'indicateur est corrélé à la pollution, plus il est coût-efficace (Horan and Shortle, 2001). Au-delà de la corrélation à la pollution, l'absence de substitution avec d'autres formes de pollution est également importante (voir (Hopkins et al., 1996)).

La mesure de l'efficacité économique des différents indicateurs disponibles a fait l'objet de nombreux travaux empiriques, parmi lesquels on trouve davantage de travaux sur l'efficacité de premier rang que sur les coûts de transaction. La plupart de ces travaux couplent des modèles économiques d'optimisation à des modèles physiques, de façon à relier les émissions d'azote aux décisions des producteurs. La programmation linéaire et surtout non linéaire (programmation mathématique positive) est utilisée pour modéliser les plans de production des producteurs et le fonctionnement des marchés. Les modèles permettent de simuler l'introduction de taxes ou de quotas et leurs conséquences sur la rotation, les émissions polluantes et les coûts subis par les producteurs. Au sein de ces coûts, une distinction est toujours faite entre les coûts liés à la mobilisation des ressources pour réduire les émissions azotées, appelés coûts de réduction ou coûts sociaux, qui sont les véritables coûts et les transferts entre l'Etat et les producteurs (taxe ou subvention), qui n'affectent pas l'efficacité économique globale, mais participent de la redistribution des revenus. D'autres travaux moins nombreux développent une approche économétrique (estimation d'une fonction de profit duale intégrant une taxe sur les pertes d'azote, modèles de choix discret), utilisée pour simuler principalement la taxation des inputs et des pertes d'azote.

10.5.1. Le contenu en azote des inputs

L'idée la plus simple consiste à cibler le contenu en azote des inputs (engrais et aliments du bétail), dans la mesure où ces entrées d'azote alimentent directement ou indirectement le pool d'azote d'où partiront les fuites vers le milieu naturel. La taxation est l'instrument appliqué aux inputs le plus utilisé dans la littérature. Si on considère que le producteur maximise son profit, alors il égalise la recette marginale tirée de l'input au prix de

l'input. L'hypothèse de rendements décroissants en production végétale, mais aussi par exemple en production laitière, explique que l'augmentation du prix de l'input via la taxation réduise son utilisation, c'est-à-dire le niveau d'intensification et par suite les fuites d'azote. Outre la réduction de la dose, Vatn et al. espèrent de la taxation des engrais qu'elle favorise la substitution avec le lisier et encourage les pratiques qui réduisent les pertes (fractionnement) ou diffèrent la libération de l'azote (couvert végétal) (Vatn et al., 1997).

Les travaux sur les inputs ont surtout porté sur les engrais azotés. Cela mérite qu'on s'arrête sur cet indicateur, bien que ce choix puisse paraître incomplet s'agissant d'élevage. Il existe de nombreux travaux qui comparent l'efficacité économique des engrais azotés à celle des émissions. Par exemple, Pan *et al.* et plus récemment Kampas *et al.* ont modélisé l'agriculture et les fuites d'azote de bassins versants anglais de polyculture-élevage bovin afin de comparer des politiques (Kampas et al., 2002 ; Kampas and White, 2004; Pan and Hodge, 1994). Dans ces travaux, que l'instrument utilisé soit une taxe ou un quota, la même réduction d'émission est obtenue à un coût social plus faible en ciblant les émissions plutôt que les engrais azotés. Hopkins et al. obtiennent les mêmes résultats à partir de modèles d'exploitation individuelle, mais observe une différence de coût plus forte sur une exploitation associant culture et élevage que sur une exploitation spécialisée en production végétale (Hopkins et al., 1996). La moins bonne corrélation entre engrais azotés et émissions dans une exploitation avec élevage explique probablement la différence de coût plus importante avec l'indicateur de premier rang.

Cependant, ces résultats ne tiennent plus quand on intègre les coûts de transaction dans l'analyse, ce qui a été rarement fait. Kampas *et al.*, qui ont estimé les coûts de transaction, ont montré qu'ils étaient beaucoup plus importants que les coûts de réduction supportés par les producteurs (Kampas et al., 2002 ; Kampas and White, 2004). Ces auteurs ont utilisé les coûts de contrôle des NSA et des ESA pour représenter les coûts administratifs fixes associés respectivement aux taxes sur les émissions et sur les engrais. Les coûts de fonctionnement sont supposés se monter à un pourcentage spécifique du volume de taxe récolté. Ces coûts font changer la hiérarchie entre les indicateurs : si on les ajoute aux coûts de réduction, la taxe sur les engrais azotés permet de réduire la pollution à un coût plus faible que la taxe sur les émissions. On peut se demander si ces résultats, obtenus pour des bassins versants anglais de polyculture-élevage bovin, restent pertinents dans les zones où la production animale est concentrée, comme dans les bassins européens de production porcine (Bretagne, Pays-Bas, Danemark, etc.). En effet, l'élevage bovin est généralement lié au sol, surtout en Angleterre. Son intensification passe par celle de la production fourragère. Il y a donc probablement une meilleure corrélation entre engrais azotés et teneur en nitrates dans un bassin versant à orientation bovine que dans un bassin versant où l'élevage hors-sol de porcs et de volailles est dominant.

La taxe sur les engrais (inputs en général), par kg ou *ad valorem* (en pourcentage), est un dispositif qui ne demande pas d'information individuelle sur la consommation, dans la mesure où elle est payée à l'achat. Cependant, cet avantage en termes de coûts de transaction est contrebalancé par la faible efficacité de la taxation pour réduire la consommation d'engrais et par l'impact négatif sur les revenus des producteurs.

Bel *et al.* ont relevé dans la littérature des estimations très divergentes de l'élasticité-prix propre de la demande d'engrais (Bel et al., 2004). Carpentier et Rainelli ont recensé des élasticités-prix de la demande faibles (de -0,08 à -0,36), mais une augmentation à long terme liée au fait que les facteurs fixes deviennent variables et à la substitution entre facteurs (engrais/travail, engrais/terre) (Carpentier and Rainelli, 2002). Bel *et al.* ont fait l'analyse statistique de la consommation agrégée d'azote minéral dans 16 pays européens entre 1978 et 1998 (Bel et al., 2004). Une taxe sur l'azote minéral a existé en Autriche, Finlande, Norvège, Suède, à un taux relativement modéré, compris entre 20 et 70 %. Dans ces pays, on ne remarque pas de rupture dans l'utilisation d'engrais au voisinage de l'introduction de la taxe. On ne voit pas plus de différence dans la consommation d'engrais entre pays avec et sans taxe. L'analyse économétrique de la demande d'engrais montre qu'elle dépend peu de son prix propre (élasticité de -0,08 : -0,18 dans les années 1980, mais rigide dans la période récente), mais davantage du prix des pesticides (qui sont compléments) et du prix des produits agricoles. Elle est très liée à la progression des rendements et des terres arables. L'élasticité est légèrement plus élevée pour les pays à dominante animale, mais l'effet de substitution entre engrais organique et minéral n'est constaté que pour les

pays à fort surplus azoté. L'effet de la taxation n'est jamais significatif. La taxe devrait être très élevée pour inciter à réduire les engrais azotés, ce qui n'induirait pas forcément une amélioration des milieux dans la mesure où les deux critères ne sont pas toujours corrélés.

Chez Pan et Hodge et Hopkins *et al.*, qui utilisent des modèles d'optimisation, la taxe sur les engrais doit également être très élevée pour réduire leur consommation, ce qui confirme l'inélasticité de la demande d'engrais, bien que ces modèles ne capturent pas la totalité du comportement réel comme peut le faire l'économétrie (Hopkins *et al.*, 1996; Pan and Hodge, 1994). En conséquence, les coûts producteurs obtenus par ces auteurs avec une taxe sur les engrais sont 2 à 5 fois plus élevés que ceux observés en utilisant des quotas. La taxe sur les engrais donne également des coûts producteurs plus élevés que la taxe sur les émissions. Verchère a parlé à cet égard de double peine, dans la mesure où le producteur subit la perte de rendement et le fardeau prohibitif de la taxe (Verchère, 2010). La redistribution qui est ainsi opérée peut apparaître d'autant plus inéquitable (et anti-pédagogique) qu'elle ne tient pas compte des pratiques agricoles et de la façon dont les engrais sont utilisés par les producteurs. Plus largement, Verchère indique qu'il est impossible de différencier régionalement la taxe sur les engrais, car l'apparition du marché noir affaiblirait les objectifs de la différenciation (Verchère, 2010). Enfin, Soderholm et Christiernsson soulignent la dissonance entre la directive « Nitrates » et la taxation des engrais, dans la mesure où cette dernière ne permet pas de prévoir le respect des plafonds de fertilisation imposés par la réglementation européenne (Soderholm and Christiernsson, 2008). Au final, la taxation des engrais a plus été utilisée comme un impôt que comme un outil de réduction des nitrates par les pays qui l'ont mise en œuvre et le plus souvent abandonnée (Bel *et al.*, 2004).

La taxe sur les aliments du bétail présente des points communs avec la taxation des engrais. Il y a peu de travaux sur cet input, dans lesquels les coûts de transaction n'ont pas été intégrés. Christensen et Hansen ont conduit une des rares études économétriques d'envergure qui estime les fonctions de profit, d'indicateur de pertes d'azote (bilan entrée/sortie), de demande d'azote minéral et d'aliment importé, sur un panel d'exploitations danoises de polyculture-élevage porcin dans les années 1980 (Christensen and Hansen, 2005). Les coûts de réduction des pertes d'azote sont estimés à l'aide du modèle, pour quatre schémas de taxation : pertes d'azote, azote minéral, azote aliment importé, azote tous inputs. La taxe aliment et la taxe azote minéral conduisent à des coûts de réduction proches, mais qui sont environ deux fois plus élevés que ceux obtenus avec la taxe pertes d'azote, qui minimise le coût de réduction. En revanche, taxer l'azote des inputs est équivalent en termes de coût à taxer les pertes d'azote. Berntsen *et al.* ont également testé la taxation des entrées d'azote, en couplant des modèles linéaires d'exploitation porcine danoise à des modèles physiques (Berntsen *et al.*, 2003). Ils montrent que la taxation des entrées d'azote diminue le coût de réduction par rapport à la taxation des pertes d'azote (cependant, les coûts de réduction obtenus sont étrangement élevés par rapport à d'autres études).

Ces résultats sont surprenants, car on s'attendrait à une meilleure efficacité économique des pertes d'azote du bilan entrée/sortie, dans la mesure où l'azote des inputs ne devrait pas leur être parfaitement corrélé. Cependant, au Danemark la liaison de la production animale au sol est garantie par la règle d'harmonie (140 kg d'azote organique par hectare). Cette homogénéité imposée de la concentration animale fait que la relation entre les entrées d'azote et le solde du bilan est probablement meilleure au Danemark que ce qu'on pourrait observer dans des régions où la concentration animale est plus hétérogène (Bretagne notamment). En résumé, le problème de la taxation des inputs est qu'elle ne cible pas la concentration animale, qui est la cause majeure des flux d'azote des élevages.

C'est pourquoi la taxation des engrais, des aliments importés, ou même des entrées d'azote ne semble pas être l'outil le plus coût-efficace pour réduire les pollutions azotées des élevages français. En outre une telle taxation pénaliserait beaucoup les producteurs, quels que soient leur niveau d'émission et leurs pratiques agricoles. Certes, Vatn *et al.* évoquent deux options possibles pour éviter la redistribution négative de la taxe : des quotas échangeables ou des subventions forfaitaires ou aux pratiques agricoles (couvert végétal) (Vatn *et al.*, 1997). Carpentier *et al.* recommandent également de compenser les pertes de revenu des producteurs, qui seraient dues à la taxation des pesticides (Carpentier and Barbier, 2005). Mais dans le cas des pesticides, les intrants

sont très corrélés aux émissions polluantes et ceci dès le premier kg de matière active. Par ailleurs et contrairement à ce qu'on observe pour les sels nutritifs, les quotas de pesticides ne sont pas pertinents. Ceci explique que les analyses en matière d'instruments soient différentes pour les sels nutritifs et les pesticides.

10.5.2. Les Outputs

Comme avec les inputs, il y a un lien entre les émissions d'azote et les outputs animaux. En effet les pertes d'azote, qui se produisent soit au moment de la production des fourrages, soit au moment de la digestion et du métabolisme des aliments, sont fonction de l'effectif et du niveau de production des animaux. Cependant, le fait que les rejets azotés des animaux ne soient pas une fonction linéaire du niveau de production et surtout les variations de la concentration animale font que les émissions ne sont pas bien corrélées à la production. On peut alors anticiper qu'il serait plus coûteux de cibler les outputs que les inputs, comme il était plus coûteux de cibler les inputs que les émissions polluantes. Une distinction doit sans doute être faite entre les productions animales hors-sol et les productions bovines qui sont généralement liées au sol dans notre pays. La corrélation entre output et pollutions azotées est probablement meilleure dans le cas des productions de porcs et de volailles situées en zone d'excédents structurels. C'est pourquoi les mesures appliquées à la production hors-sol dans ces zones, tels les aides à la réduction du cheptel et les quotas d'animaux (ou équivalent phosphore ou azote), sont sans doute plus justifiées que l'utilisation des quotas laitiers à des fins de régulation des pollutions, dont l'intérêt a pourtant été évoqué (Chatellier and Vérité, 2003).

Ici encore, le raisonnement peut être modifié quand on intègre les coûts de transaction dans l'analyse. Cet arbitrage entre coûts de transaction et précision de la mesure est également au cœur des politiques de fourniture de biens publics par l'agriculture (multifonctionnalité). C'est au nom de cet arbitrage que Vatn justifie des aides couplées à la production plutôt que des aides ciblées sur les biens publics, quand il y a une jointure forte entre la production de biens agricoles de base et la production de biens publics, c'est-à-dire une forte corrélation entre outputs et aménités (Vatn, 2001). Un bon exemple de ce raisonnement est la prime à la vache allaitante, une des rares aides couplées de la PAC à avoir été maintenue après la réforme des DPU. Revenant aux pollutions azotées, le problème est de savoir dans quels cas la jointure avec la production animale est suffisamment forte pour qu'une telle politique soit économiquement intéressante.

10.5.3. Les indicateurs de fuites d'azote

Sachant que l'efficacité économique d'un indicateur augmente avec la corrélation à la pollution, on s'intéresse aux indicateurs qui permettent de prédire les fuites d'azote. Comme l'azote susceptible d'être rejeté dans le milieu résulte d'une compétition entre différentes sources d'apport et les exportations des cultures, les agronomes ont proposé différents types de bilans plus ou moins exigeants en information : bilan entrées-sorties, balance globale azotée, bilan Corpen, etc... Une autre possibilité utilisée en Flandres belges consiste à mesurer les reliquats d'azote dans le sol en fin d'hiver, ce qui augmente les coûts de recueil d'information d'autant plus que cette mesure est peu robuste. Il est également possible de se limiter aux apports azotés totaux (organique et minéral), à condition de les définir pour des cultures et des conditions pédologiques données, c'est-à-dire à exportations d'azote constantes. L'avantage essentiel de tels indicateurs de résultats par rapport aux indicateurs de moyens (input, output, pratique, technologie) est qu'ils permettent la minimisation des coûts et l'innovation au niveau de l'exploitation. Le producteur est libre de choisir sa méthode de résorption, alors que dans les autres cas, elle est imposée (réduction d'intrants, de production, pratique ou technologie). Polman et Thijssen montrent ainsi comment une taxe sur le surplus d'azote incite les producteurs de porc à choisir les combinaisons d'alternatives de résorption les moins coûteuses (épandage sur place, réduction de la production, réduction de l'azote des aliments, transport, traitement industriel), qui se déforment avec le niveau de la taxe et selon qu'il s'agisse de naisseurs ou d'engraisers (Polman and Thijssen, 2002). Les engraisers qui utilisent davantage d'alternatives de résorption que les naisseurs ont d'ailleurs des coûts marginaux plus faibles.

Horan et Shortle indiquent que des proxys bien construites sont plus corrélées que les inputs à la pollution et rapportent les résultats de plusieurs études américaines sur l'azote, qui montrent que les proxys sont plus coût-efficaces que les engrais (Horan and Shortle, 2001). Plusieurs études européennes, utilisant le bilan entrées-sorties sur des exploitations avec ou sans élevage, montrent également que la taxation des surplus d'azote induit des coûts de réduction et des pertes de profit plus faibles (jusqu'à deux fois) que la taxation des engrais azotés (Berntsen et al., 2003 ; Christensen and Hansen, 2005; Lansink and Peerlings, 1997). Lansink et Peerlings. ont intégré une taxe sur les surplus d'azote à une fonction de profit duale estimée économétriquement sur un échantillon de fermes de grande culture aux Pays-Bas (Lansink and Peerlings, 1997). Ils ont comparé, sur les fermes à gros surplus, une taxe forte à partir de 125 kg de surplus et une taxe plus faible à partir de 75 kg de surplus, permettant d'obtenir une même réduction de surplus. Leurs résultats montrent que le rapport profit perdu / surplus réduit est plus faible pour la taxe au dessus de 125 kg que pour celle au dessus de 75 kg. Les indicateurs d'excédent de minéraux de l'exploitation ont donc le double avantage d'être plus coûts-efficaces que les engrais et de pénaliser moins les producteurs, dans la mesure où la pénalité porte sur les dépassements de seuils et pas sur la totalité des entrées de minéraux.

Les gains d'efficacité économique permis par les proxys de fuites d'azote peuvent-ils couvrir les coûts administratifs liés au recueil d'informations individuelles ? Une première réponse empirique est donnée par l'abandon du système MINAS aux Pays-Bas en 2004. MINAS est un système de comptabilité minérale basée sur un bilan apparent, associé à la taxation systématique des pertes au bilan en azote et phosphore. Le système a été abandonné en raison des coûts administratifs et notamment ceux liés aux procédures de contestation du bilan par les producteurs, mais également en raison de sa non-compatibilité avec la directive « Nitrates ». La complexité administrative a également été avancée en France pour démanteler la redevance pollution des élevages à l'occasion de la loi sur l'eau de 2006. Cette redevance conçue en 1993 était assise sur la qualité de récupération des déjections et sur le chargement animal, c'est-à-dire sur une proxy très imparfaite des fuites d'azote. Dans les deux cas, la taxation systématique des exploitations agricoles a pesé lourd dans le fardeau des coûts administratifs. Dans l'objectif de diminuer ces coûts de transaction, Spaeter et Verchère . ont modélisé des contrats environnementaux vérifiés par audit aléatoire, assorti de pénalités ou de rémunération en fonction des résultats (Spaeter and Verchère, 2004). Le régulateur est confronté ici aux actions cachées des producteurs (aléa moral). Il apparaît que l'audit systématique est optimal si la norme environnementale est sévère (l'incitation à la fraude est trop forte). Cependant, si l'audit est coûteux, il est préférable économiquement de ne rien faire. On perçoit à travers ces résultats la nécessité de bien calibrer les exigences environnementales et de simplifier les indicateurs de fuites d'azote pour diminuer le coût de contrôle.

10.5.4. Les pratiques agricoles

Des pratiques agricoles spécifiques permettent d'obtenir des réductions significatives des fuites d'azote, en substitution ou en complément à la maîtrise quantitative de la fertilisation. Les quelques travaux économiques sur les pratiques agricoles ont notamment comparé, entre elles et à la taxation des engrais, le gel écologique et les cultures intermédiaires.

Hors coûts de transaction, le gel écologique des terres apparaît comme la méthode la plus coûteuse de réduction des émissions d'azote (Kampas and White, 2004 ; Lacroix et al., 2005 ; Vatn et al., 1997; Wu and Tanaka, 2005). Cependant, Kampas et White montrent que les faibles coûts de transaction du gel le rendent globalement plus intéressant que la taxe sur les émissions et le quota d'engrais, surtout si on utilise une taxe aux terres cultivées plutôt qu'une obligation de gel (Kampas and White, 2004).

Les travaux de Vatn et al. et Lacroix et al. mettent en évidence l'intérêt économique des cultures intermédiaires, dont la fonction est de piéger les nitrates (Lacroix et al., 2005; Vatn et al., 1997). Dans le travail de Vatn, les cultures intermédiaires sont beaucoup plus efficaces que la taxation des engrais pour réduire les fuites d'azote (sauf azote de l'air) et encore plus celles de phosphore et l'érosion (Vatn et al., 1997). Malgré cela, les coûts de réduction par kg d'azote sont peu différents, surtout quand on renforce les objectifs environnementaux. Lacroix et

al. ont conduit l'évaluation environnementale et économique de scénarios de pratiques agricoles à l'aide de STICS, dans un bassin versant picard (Lacroix et al., 2005). Ici également, les cultures intermédiaires sont très efficaces pour réduire la concentration en nitrates de l'eau drainée et sa variabilité. Cependant, le scénario optimal économiquement consiste à combiner fertilisation raisonnée et cultures intermédiaires.

On voit donc que l'amélioration des pratiques agricoles, la couverture hivernale des sols notamment, peut constituer une solution coût-efficace pour réduire les flux d'azote. Vatn et al. Précisent que le surplus de minéraux est bien corrélé à la pollution quand il est élevé, alors que les pratiques (couvert végétal, labour, etc) sont plus déterminantes quand l'excédent est modéré, encore plus pour le phosphore que pour l'azote (Vatn et al., 1997). Cependant, dans les zones sensibles où les dommages marginaux de la pollution justifient des coûts de réduction plus élevés, il pourra être intéressant d'associer des pratiques agricoles spécifiques à la maîtrise quantitative de la fertilisation.

10.5.5. La pollution ambiante

Il est beaucoup plus facile de mesurer la pollution ambiante d'un milieu que la contribution individuelle des producteurs agricoles à la dégradation de ce milieu. C'est de cette évidence que naît l'idée d'appliquer à chaque producteur une taxe (ou une subvention), dont l'assiette repose sur la pollution ambiante. Shortle et al., Horan et Shortle et plus récemment Cochard ont présenté le mécanisme de la taxe ambiante (Cochard et al., 2009; Horan and Shortle, 2001 ; Shortle et al., 1998). Ici, l'incitation porte sur le bien collectif qui est produit par le groupe de producteurs et pas sur l'action individuelle des producteurs, il faut donc s'attendre à des comportements stratégiques d'anticipation des actions des partenaires du jeu ainsi constitué. La théorie économique a répertorié plusieurs comportements stratégiques, susceptibles d'être observés dans une telle situation. L'individu peut considérer que son action n'a aucun impact sur la pollution ambiante et donc sur l'incitation. Soit il continuera à polluer comme avant (« dilemme du prisonnier »), soit il arrêtera son activité si il ne peut pas payer la taxe. Plus le nombre de producteurs est important, plus on risque d'observer ce comportement qui rappelle celui de la concurrence parfaite. On peut aussi observer un comportement de type oligopolistique qui conduit à l'équilibre de Nash, où chaque producteur sait qu'il peut modifier l'incitation en s'adaptant aux actions des autres, mais sans qu'il y ait d'entente entre les producteurs. Enfin, on peut observer un comportement de collusion, où les producteurs s'entendent pour diminuer davantage la pollution que dans les situations précédentes afin de payer collectivement moins de taxes (ou percevoir plus de subventions).

Si la taxe est calibrée pour que l'allocation optimale soit atteinte à l'équilibre de Nash, un comportement de « dilemme du prisonnier » rendra la taxe inefficace, alors qu'un comportement de collusion conduira à une réduction excessive (non-optimale) des émissions polluantes. Bien que ce mécanisme soit intéressant, car il déplace le besoin d'information du régulateur vers les producteurs qui doivent construire leurs anticipations, il y a trop d'incertitudes dans la relation entre les actions des producteurs et les sanctions ou récompenses. Un producteur pourra être pénalisé, même si il a fait des efforts, à cause du comportement des autres ou des variations exogènes de la pollution ambiante (climatiques notamment). Ces incertitudes entraînent le rejet des producteurs. Cochard et Rozan ont appliqué l'économie expérimentale à un échantillon d'agriculteurs pour calibrer une taxe ambiante sur les coulées de boues (Cochard and Rozan, 2010). L'incitation s'avère efficace pour les réduire, néanmoins les agriculteurs sont massivement défavorables à sa mise en œuvre. Lenouvel *et al.* ont utilisé la menace d'une taxe ambiante pour inciter les agriculteurs à déclarer individuellement les prélèvements diffus d'eau d'irrigation (Lenouvel et al., 2010).

10.6. Application des marchés de droits à polluer à l'élevage

Les marchés de droits (ou permis) à polluer sont directement inspirés du théorème de Coase, considérant que l'absence de droits de propriété sur l'environnement empêche la négociation marchande qui conduirait à

l'allocation optimale. Coase explique que l'optimum serait atteint quel que soit le détenteur des droits de propriété sur l'environnement, pourvu qu'ils existent (Coase, 1960). Soit le pollueur a intérêt à réduire sa pollution, pour éviter de verser à la victime détentrice du droit une indemnité supérieure à son coût de réduction, soit la victime a intérêt à tolérer une pollution résiduelle, pour ne pas verser au pollueur détenteur du droit une compensation supérieure à son dommage. Dans ce contexte, la levée des obstacles qui empêchent l'application des droits de propriété, quand ils existent, ou la création de droits de propriété peuvent enclencher un processus de négociation vertueux, à condition que les coûts de transaction (ici de la négociation marchande entre les parties) soient suffisamment faibles.

Dans de nombreux cas d'atteintes à l'environnement, des coûts de transaction trop importants empêchent la négociation directe entre les pollueurs et les victimes. C'est notamment le cas des pollutions de l'air et de l'eau, en raison de leurs caractéristiques de bien public et de ressources communes, du nombre de pollueurs et de victimes et des transferts de pollution dans l'espace et dans le temps (contrairement à la chasse, par exemple). C'est pourquoi les marchés de droits à polluer limitent généralement les échanges aux seuls émetteurs de pollution, ce qui permet de décentraliser l'allocation coût-efficace et non l'allocation optimale.

A partir d'une allocation initiale de permis dont la somme correspond à l'objectif environnemental à atteindre, l'échange de permis entre les agents permet d'atteindre l'allocation coût-efficace, dans la mesure où les agents négocient jusqu'à ce que leurs coûts marginaux soient égaux entre eux et au prix du permis. Les agents à coût de réduction élevés achètent des permis aux agents à coûts de réduction faibles, tant que tout le monde est gagnant à l'échange. Le système de permis cumule ainsi les avantages de la taxe et ceux des quotas : l'allocation coût-efficace est décentralisée ; le résultat environnemental est atteint avec certitude si le quota est respecté ; une redistribution positive est créée car la contrainte globale donne de la valeur aux permis. Enfin, l'échelle géographique du marché de droits à polluer doit être cohérente avec la nature du problème écologique à résoudre (planète pour l'effet de serre, ville pour la pollution atmosphérique, etc.). Cependant la mise en œuvre d'un marché de droits à polluer implique pour les pouvoirs publics, et chaque pollueur, les mêmes coûts d'information et de contrôle que le système de quotas pour s'assurer que chaque détenteur de droits ne pollue pas au-delà de son quota.

Plusieurs types de marchés de droits appliqués à l'azote agricole ont été analysés dans la littérature. Pan et Hodge proposent des droits d'émissions (droits à pertes d'azote) alloués par exploitation, sachant que les pertes dépendent des sols et des usages du sol (Pan and Hodge, 1994). Les exploitants qui ont les profits marginaux les plus élevés sont incités à acheter des droits à pertes et à changer les usages des sols. Un tel système permettrait de faire rémunérer par les agriculteurs eux-mêmes les usages vertueux des sols (du point de vue des pertes d'azote), tel le gel écologique dans les zones sensibles. Cependant, outre le fait que le système ne prend pas en compte la variation des pertes avec le niveau d'intensification, l'allocation des droits par exploitation n'assure pas la limitation des pertes pour chaque exploitation. Ce système n'a jamais été appliqué.

Horan & Shortle et Verchère ont analysé les expériences américaines d'échange de droits d'émission azotées entre sources ponctuelles (villes, industries) et sources diffuses agricoles (Horan and Shortle, 2001 ; Verchère, 2005). Dans l'esprit de l'allocation optimale, un ratio d'échange entre sources diffuses et ponctuelles permet de tenir compte de l'impact environnemental relatif (c'est-à-dire des dommages) des différentes sources. Les bénéfices de ces échanges sont potentiellement importants, car les différences de coûts entre les sources sont importantes (coûts plus faibles pour les sources diffuses). Cependant, une limite importante de ces dispositifs a été soulignée par Ribaudo et al. (Ribaudo et al., 1999). Les pics de pollution des sources diffuses et ponctuelles ne coïncident pas, ce qui limite la substitution potentielle entre les sources et les échanges de droits. Les pollutions diffuses agricoles, liées aux précipitations et au débit des cours d'eau, sont faibles en été, alors que les migrations estivales aboutissent à des concentrations de population et donc de pollution ponctuelle dans certaines zones urbaines.

Les inputs, les outputs et les indicateurs de fuite d'azote ont également été utilisés (ou sont potentiellement utilisables) en tant que supports de marchés de droits. Aux Pays-Bas, des quotas animaux par exploitation, exprimés en phosphate, existent depuis 1986. 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 de 2003 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 de sites différents 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. Mahé et Ortalo-Magné ont expliqué que l'exploitation agricole n'était pas la bonne unité géographique pour des échanges de quotas d'azote ou de phosphore, dans la mesure où cela peut conduire à augmenter la charge en minéraux sur certaines exploitations et donc les fuites vers les milieux aquatiques (Mahé and Ortalo-Magné, 2001). En revanche, les quotas par exploitation pourraient être adaptés à la maîtrise des émissions d'ammoniac, dans la mesure où ces émissions se dispersent sur un territoire, à l'échelle duquel il conviendrait de les limiter et d'autoriser leurs échanges.

En fait, ces réglementations ont pour objectif de permettre les restructurations, tout en les faisant financer par les éleveurs eux-mêmes, dans les zones où les créations et les extensions ne sont plus possibles. A la manière des quotas laitiers marchands ou des quotas de pêche individuels transférables, ce processus vise à maximiser la valeur ajoutée de la production pour un quota global donné. L'objectif de l'État est également de réduire mécaniquement la charge globale en minéraux de ces zones en surplus, en pratiquant un prélèvement de quotas sur les transactions.

Plus que réduire la charge globale des zones en surplus, le problème consiste à équilibrer la fertilisation en tous points du territoire, comme le précise la directive « Nitrates ». La fertilisation totale doit être limitée au niveau de chaque hectare de terre et ajustée aux besoins des plantes. Cela passe par des normes de fertilisation totale différenciées, dans l'esprit de la directive « Nitrates », ou de pertes autorisées au bilan (type système MINAS), contrôlées à l'échelle de l'exploitation et assorties de pénalités en cas de dépassement. Ces normes créent des droits de propriété qui sont attachés à la terre. Ils ne sont pas mobiles, ce sont les fertilisants qui se déplacent. On ne parle pas ici de droits à polluer ou de droits à produire, mais de droits d'épandage.

Quels rapports y-a-t-il entre les marchés de l'épandage et les marchés des fertilisants organiques, statut traditionnel des effluents d'élevage ? De nombreuses études ont cherché à mesurer la valeur des effluents d'élevage pour les producteurs. Parmi les plus récentes, Keplinger et Hauck montrent que l'accroissement de la production d'effluents entraîne une augmentation de leur coût de transport et une diminution de leur valeur marginale, qui devient vite négative dans certains cas, d'autant plus que les restrictions d'application sont sévères (Keplinger and Hauck, 2006). Dans ce dernier cas, la concurrence pour les terres d'épandage fait que les effluents deviennent des déchets, dont l'élimination est coûteuse. Feinerman et Komen se sont intéressés aux demandeurs d'effluents en modélisant la substitution entre les engrais organiques et les engrais minéraux dans la production végétale (Feinerman and Komen, 2005). Il apparaît qu'en l'absence de subventions, payées notamment par les éleveurs, les agriculteurs hollandais préfèrent apporter l'azote sous forme exclusivement minérale. Ribaldo *et al.* suggèrent également que les éleveurs puissent payer les agriculteurs, afin d'augmenter leur consentement à accepter des engrais organiques, ce qui permettrait d'éviter des coûts de transport (Ribaldo *et al.*, 2003). D'autres études américaines ont mis en évidence les pertes de bien-être des producteurs liées aux coûts de transport (Ribaldo *et al.*, 2004) et à la substitution limitée de l'azote organique à l'azote minéral (Kaplan *et al.*, 2004).

Certains auteurs ont proposé une modélisation théorique des marchés de droits d'épandage, dans laquelle les éleveurs ont accès à différentes alternatives pour résorber les effluents. Chez Rainelli et Vermersch, la demande inverse de droits est donnée par le profit marginal de l'éleveur, qui arbitre entre la location de droits et la réduction du cheptel (Rainelli and Vermersch, 2000). Dans le modèle de Le Goffe, la demande inverse de droits s'interprète comme le coût de résorption marginal de l'azote des éleveurs (Le Goffe and Salanie, 2005), tel qu'il

est construit par Polman et Thijssen en combinant les différentes alternatives de résorption par ordre de coûts croissants : épandage sur place, réduction de la production, réduction de l'azote des aliments, transport, traitement industriel (Polman and Thijssen, 2002). Ceci explique que le coût des alternatives de résorption, du traitement notamment, peut se répercuter dans la valeur du droit d'épandage, si l'offre n'est pas trop élastique. Cette offre inverse de droits d'épandage, interprétée comme le coût marginal de substitution de l'azote organique à l'azote minéral, comporte trois composantes : la différence des productivités marginales en valeur de l'azote minéral et de l'azote organique, l'économie du prix du minéral, la différence des coûts unitaires d'application. Ce coût marginal est négatif quand l'agriculteur utilise peu d'azote organique (valorisation du fertilisant), puis devient positif quand son utilisation devient importante (coût d'élimination du déchet). Au final, le statut des effluents d'élevage - fertilisant valorisé ou déchet coûteux - dépend de l'offre (agrégée entre les agriculteurs de la zone) et de la demande (agrégée entre les éleveurs de la zone) de droits sur le marché de l'épandage.

Sur le marché de l'épandage, le prix du droit égalise les coûts marginaux de résorption de l'azote des différents éleveurs aux coûts marginaux de substitution organique/minéral des différents agriculteurs. Les éleveurs les plus efficaces (profits élevés et coûts de traitement faibles) ont intérêt à traiter leurs effluents et vendre leurs droits d'épandage, alors que les éleveurs les moins efficaces (profits faibles et coûts de traitement élevés) ont intérêt à louer des terres d'épandage ou réduire leur cheptel. Dans une simulation de l'application de la directive « Nitrates » dans un département breton, Djaout et al. ont montré que les différences de profits et de coûts entre espèces animales conduiraient les éleveurs de volailles à exporter leurs effluents ou réduire leur cheptel, de manière à louer leurs terres d'épandage aux éleveurs de porc (Djaout et al., 2009) Par ailleurs, les agriculteurs sont incités à proposer des terres d'épandage aux éleveurs, dans la mesure où les coûts de substitution organique/minéral sont couverts par le prix de location des droits. Il subsiste néanmoins un niveau d'azote minéral économiquement « incompressible », lorsque le coût de substitution organique/minéral devient supérieur au prix du droit d'épandage établi sur le marché. Le modèle montre également que la baisse artificielle du coût du traitement des effluents via les aides publiques accroît l'usage du traitement et le recours aux engrais minéraux, en diminuant le prix du droit d'épandage. En Bretagne, la mauvaise application de la directive « Nitrates » et les subventions au traitement des effluents expliquent que l'épandage ne soit pas optimisé et que l'azote minéral ne baisse plus depuis 2002.

Enfin, le modèle de Le Goffe montre que la demande inverse de terres est égale à la productivité marginale en valeur de la terre, additionnée de la rente d'épandage unitaire, nette du coût d'application de l'azote organique (Le Goffe and Salanie, 2005). Autrement dit, l'intérêt pour la terre est fonction du revenu qu'elle peut procurer, qu'il provienne de la production agricole ou de la location pour épandage. Compte tenu de la rigidité de l'offre de terres, l'agrégation à l'échelle du marché montre que le droit d'épandage se capitalise dans le prix de la terre. Ceci implique que le coût des alternatives à l'épandage se répercute dans le prix de la terre, si la substitution organique/minéral est limitée.

Plusieurs études empiriques mettent en évidence cette capitalisation, qu'il s'agisse de simulations à base de programmation mathématique ou d'études économétriques. Dans la première catégorie, Weersink et al. montrent que l'établissement d'une norme de chargement animal fait monter le prix de la terre, quand celle-ci est en quantité limitée (Weersink et al., 2004). Smith et al. observent que le prix fictif de la terre, qui est plus élevé près des élevages, augmente quand on introduit une contrainte d'épandage en phosphore, mais diminue quand on a la possibilité de composter les effluents d'élevage à un coût faible (Smith et al., 2006). Dans la deuxième catégorie, le travail économétrique de Le Goffe et Salanié a porté sur les mutations de terres agricoles de Bretagne entre 1994 et 2000 (Le Goffe and Salanie, 2005). Ces auteurs observent l'augmentation du prix des terres avec la densité porcine et un écart de prix de 2500 €/ha entre communes sans porcs et communes les plus chargées, soit une valeur maximale de location annuelle du droit d'épandage de 100 €/ha dans les communes les plus chargées. En outre cette croissance du prix des terres avec la densité porcine affecte les terres labourables à l'exclusion des prairies et plafonne en ZES, ce qui reflète probablement l'inefficacité de la réglementation environnementale à cette époque et peut-être aussi l'existence des aides au traitement. Vukina et Wossink ont fait les mêmes observations aux Pays-Bas, mais leurs résultats vont plus loin (Vukina and Wossink, 2000). L'étude de l'évolution du prix des terres dans ce pays montre que le prix des terres et la densité animale

entre régions avec ou sans surplus de lisier, différentes initialement, finissent par s'uniformiser avec le temps. Autrement dit, le marché de l'épandage régulerait la concentration animale, via l'impact du prix des droits d'épandage et du prix des terres sur le revenu et l'installation des éleveurs.

Comment le marché de l'épandage gère-t-il les restructurations ? Elles passent par les rachats de terre ou les reprises de plan d'épandage, qui peuvent être facilités par des programmes sociaux de cessation des unités les moins rentables. L'augmentation du prix de la terre peut constituer un frein à l'installation des jeunes éleveurs, mais moins que si il leur faut s'acquitter en plus de la valeur du quota d'azote de l'exploitation, comme c'est le cas avec la réglementation sur les restructurations. En outre, le marché de l'épandage a l'avantage de concentrer les missions de contrôle de l'administration sur le respect des normes de fertilisation. Notons enfin que l'épandage de boues d'épuration urbaine sur les terres agricoles pourrait être intégré dans le marché de l'épandage, à la manière des échanges entre sources ponctuelles et sources diffuses observés aux États-Unis, sachant que la toxicité potentielle de ces boues pose des problèmes spécifiques.

Il semble émerger une opposition des populations locales et des associations environnementales au développement des marchés de l'épandage et à l'arrivée d'effluents animaux sur leur territoire. Un cas emblématique est le GIE « terre-eau », 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. Ce dernier argument est contestable, car si les normes de mise en œuvre de la directive « Nitrates » étaient efficaces et respectées (plafonds azotés totaux standards ou calcul d'un quota d'azote par méthode du bilan prévisionnel), une meilleure répartition des effluents sur un bassin versant devrait diminuer la pollution des eaux. En revanche, alors que le marché de l'épandage devrait permettre de réduire la pollution azotée des eaux à moindre coût (et en phosphore, métaux lourds), il ne gère pas la question des nuisances liées aux odeurs et au transport des effluents (ni bien sûr les autres pollutions, comme l'ammoniac, etc.).

Quelques rares études ont mis en évidence les dommages économiques liés aux nuisances de l'élevage hors-sol (porc notamment), en mesurant leur impact sur les prix immobiliers, par la méthode des prix hédonistes. En Bretagne, Le Goffe (2000) a montré que le prix de location des gîtes ruraux en haute saison était affecté négativement par la densité d'élevages hors-sol (porcs et volailles) exprimée en azote excrété par commune, la baisse pouvant aller jusqu'à 15% du prix (Le Goffe, 2000). Palmquist *et al.* en Caroline du nord (Palmquist *et al.*, 1997) et Koidou *et al.* en Bretagne (Koidou *et al.*, 2000) ont obtenu des résultats similaires sur le prix de vente des maisons, indexés respectivement sur la densité d'élevages de porcs et hors-sol⁵. Ces deux dernières études montrent en outre que le dommage économique correspondant est une fonction concave de la densité animale, en ce sens qu'une augmentation marginale de la densité animale provoque une baisse de prix de plus en plus faible au fur et à mesure que la densité animale augmente, les plus fortes baisses étant observées à des faibles concentrations animales.

Ces derniers résultats expliquent probablement qu'il soit plus facile d'installer un élevage industriel dans les territoires où ils sont déjà nombreux que dans ceux où ils sont rares, ce qui contribue aux économies d'agglomération évoquées par ailleurs. Ils expliquent également l'opposition des zones périurbaines sans élevage industriel aux transferts de lisier et aux marchés de l'épandage. Cependant, cet obstacle aux marchés de l'épandage pourrait être abaissé par la conjonction d'innovations technologiques sur les odeurs de lisier et d'un zonage permettant de protéger des nuisances les zones densément peuplées, comme cela existe au Danemark.

⁵ Hériges *et al.* ne mettent pas en évidence l'effet de la densité de porcs, mais montrent que la baisse de prix est d'autant plus forte que l'élevage de porcs le plus proche est : de taille moyenne, situé à faible distance de la maison et au vent de la maison (Hériges *et al.*, 2005).

10.7. Démarches volontaires et coopération

10.7.1. La littérature économique sur les approches volontaires (AV)

On s'appuie principalement sur deux études générales de l'OCDE et une étude américaine plus spécifiquement agricole (Ribaudou et al., 1999). La première synthèse a été confiée à un groupe d'économistes de l'Ecole des Mines de Paris, parmi lesquels figure un spécialiste de l'économie politique de la réglementation (OCDE, 1999). Elle repose sur la recension des enquêtes et des études de cas menées dans les pays de l'OCDE, mais également sur une analyse économique tant théorique qu'empirique.

Les auteurs expliquent que l'éducation incite les producteurs à réduire volontairement leur pollution, dans la mesure où ils réalisent des économies. Elles peuvent provenir de la réduction des intrants, du pouvoir de marché lié à la différenciation des produits, ou du gain d'image. Les approches volontaires permettent également des « économies de réglementation », qui ont deux origines. Premièrement, en laissant aux entreprises le choix des moyens les moins coûteux pour parvenir à l'objectif environnemental, le coût de mise en conformité est plus faible que lorsque la réglementation exige une technologie spécifique. Deuxièmement, l'industrie peut obtenir la réduction des coûts en influençant l'objectif environnemental à la baisse, dans les négociations avec la puissance publique.

Les approches volontaires peuvent être également utilisées pour éviter de respecter une réglementation existante ou bloquer l'introduction d'une politique de l'environnement plus rigoureuse. On parle de détournement de la réglementation, quand la démarche volontaire ne coûte rien à l'entreprise concernée, c'est-à-dire quand l'objectif environnemental de l'AV est défini de façon à laisser la politique inchangée⁶. Cependant, pour que le détournement réussisse, il faut que l'autorité chargée de la réglementation y trouve son compte. La mise en œuvre des approches volontaires peut en effet cristalliser une convergence d'intérêt et donc une collusion entre cette autorité et l'industrie. D'une part, les décideurs publics ont intérêt à démontrer que des actions sont entreprises en faveur de l'environnement. D'autre part, ils souhaitent réaliser des économies budgétaires, en déchargeant sur l'industrie une partie des coûts administratifs, notamment de contrôle. Les approches volontaires présentent donc le grave inconvénient de donner à l'industrie un pouvoir de monopole dans le champ de la réglementation. Enfin, les approches volontaires sont le lieu de comportements opportunistes, dits de passagers clandestins, susceptibles de faire échouer les programmes, puisqu'il n'y a pas de contrôles.

En résumé, le rôle central de l'industrie dans la définition des objectifs, les risques de comportement opportunistes, les engagements non exécutoires et l'absence de contrôle expliquent que les approches volontaires aient une efficacité environnementale faible, bien que positive. Pour éviter ces écueils, les parties contractantes doivent rendre l'accord contraignant. Les approches volontaires produisent également des « effets impalpables » positifs, comme l'apprentissage collectif, la création et la diffusion d'informations, l'établissement d'un consensus. En matière de rapport coût-efficacité, elles se situent entre la réglementation (la plus coûteuse) et les instruments économiques, en raison du choix des moyens laissés aux entreprises. La réduction des coûts administratifs, parfois évoquée, n'est pas établie.

La deuxième synthèse exploite des études de cas spécifiques issues de différents pays (Canada, Danemark, Japon et États-Unis) (OCDE, 2003). Ici également, l'efficacité environnementale des approches volontaires est mise en doute, ce qui fait soupçonner un degré significatif de capture de la réglementation par l'industrie. Le recours aux approches volontaires permettrait aux décideurs publics de ne pas arbitrer entre objectif environnemental et emploi dans le secteur pollueur. Enfin, les auteurs concluent que la performance des

⁶ Selon Doussan, l'agriculture raisonnée répond à cette définition (Doussan, 2004).

approches volontaires serait améliorée si la perspective de mettre en place d'autres instruments, notamment économiques, en cas de non respect des objectifs, était crédible.

Dans leur analyse économique de la maîtrise des pollutions diffuses, Ribaud et al. expliquent que les programmes éducatifs peuvent améliorer la qualité de l'eau si l'une des conditions suivantes est remplie (Ribaud et al., 1999) :

- les actions en faveur de l'eau améliorent également le profit des producteurs ;
- il existe sur la ferme des coûts liés à la mauvaise qualité de l'eau ;
- les producteurs ont de fortes motivations altruistes (ce qui est rare dans un contexte de marchés agricoles concurrentiel, caractérisé par des marges faibles).

Sur le terrain, les programmes de démonstration de l'USDA en faveur de la qualité de l'eau et le programme de fertilisation raisonnée de Californie n'ont pas permis d'améliorer les pratiques agricoles par rapport aux témoins. Le programme de l'USDA a été abandonné depuis. Les auteurs concluent que l'éducation n'est probablement pas efficace, quand la recherche de l'optimum environnemental implique la réduction du profit des producteurs, même quand ceux-ci comprennent la relation entre leurs pratiques et la qualité de l'eau.

Carpentier et Barbier mentionnent également que certains agriculteurs sont prêts à sacrifier une partie de leur revenu pour adopter des pratiques conformes à leurs valeurs ou à leur sensibilité (Carpentier and Barbier, 2005). Cependant, ces agriculteurs altruistes seraient peu nombreux. Comme les consommateurs, la grande majorité des agriculteurs est peu sensible aux effets environnementaux de leur choix. Ce constat résulte de mécanismes bien connus en économie publique, liés aux caractéristiques de bien public et d'externalité de l'environnement.

S'agissant de l'azote, les 3 programmes Bretagne Eau Pure (BEP), qui se sont succédé entre 1990 et 2006, s'apparentent à ce que l'OCDE appelle les approches volontaires. Organisé selon la logique des bassins versants, le programme BEP vise notamment à accélérer l'application de la réglementation dans le secteur agricole. Les instruments de BEP sont l'action collective, la sensibilisation, la formation, la démonstration, les diagnostics de pratiques agricoles et les engagements contractuels pour les agriculteurs les plus motivés. Il est attendu un effet d'amplification des modifications de pratiques, dû à l'essaimage des comportements vertueux à partir des bassins versants BEP.

Une étude de 2005 du Service Régional de Statistique Agricole de Bretagne montre que les effets de BEP sont conformes aux observations de la littérature internationale (Cébron et al., 2008). BEP améliore les pratiques quand il existe une menace réglementaire crédible et/ou un programme d'aides publiques, ou quand les actions ne sont pas douloureuses financièrement. En revanche, la couverture des sols en hiver ne dépend pas de BEP, mais est plus importante en ZAC où il existe une obligation réglementaire et une indemnité compensatrice. Enfin, BEP n'a pas d'effet sur le niveau d'azote minéral, probablement parce que ce dernier n'est pas contrôlé, et que son remplacement par des engrais organique implique des coûts, comme on l'a vu à la section précédente.

10.7.2. Volontariat et coopération

Ce paragraphe s'appuie sur l'expérience des bassins versants à algues vertes en Bretagne. Une mission interministérielle a été chargée en 2009 d'élaborer un plan de lutte contre les marées vertes, qui passe par la réduction des flux d'azote (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011). La mission s'est concentrée sur deux bassins-versants pilotes situés dans les Côtes d'Armor, ceux de Lannion et de Saint-Brieuc. Face aux limites du volontariat et aux difficultés pour mobiliser un nombre suffisant d'acteurs, la mission propose de mettre en œuvre des appels à projets collectifs dans les deux bassins pilotes. Il s'agit de susciter « un projet local de développement agri-environnemental, qui traduise les objectifs environnementaux en itinéraires

techniques appropriés et intègre dans une stratégie économique, voire commerciale, les productions compatibles avec les objectifs ». En termes économiques, la mission vise à sortir du « dilemme du prisonnier » qui frappe les biens collectifs, en incitant les acteurs à coopérer.

Le dilemme du prisonnier est le mécanisme par lequel les agents poursuivent une stratégie individuelle dominante, qui les conduit à une situation économique pire que celle qui serait atteinte en coopérant pour la fourniture d'un bien collectif. L'exemple canonique de la résolution du dilemme du prisonnier en agriculture est l'AOC Comté. Les acteurs adhèrent à un cahier des charges contraignant, qui a notamment banni l'ensilage pour des raisons de technologie fromagère, ce qui a pour effet d'avoir maintenu les prairies naturelles dans cette région. Ici le bien collectif est la qualité du fromage certifiée par l'AOC, dont le but est d'éliminer les passagers clandestins. Dans cet exemple, les attributs commercialisables du produit agricole issu de la coopération (la qualité du fromage) sont joints à des attributs publics (la qualité de l'environnement), en raison d'un lien technologique entre la fabrication du fromage et l'alimentation des animaux. C'est ce lien qui fait que l'environnement est fourni ici, alors même que les attributs « verts » sont généralement sujets au syndrome du passager clandestin⁷, en raison de l'absence de droits de propriété qui les caractérise, d'où l'échec des marques « vertes ».

A travers cet exemple, on voit qu'il faut que la qualité de l'environnement soit un facteur de production collectif d'un bien commercialisable pour que la production coopérative d'environnement puisse être envisagée par les acteurs. Il faut également que, au niveau de chaque acteur, le bénéfice de la somme des actions collectives soit supérieur au coût imposé par la coopération environnementale. On peut ainsi penser que le prix plus élevé du Comté AOC fait plus que compenser le manque à gagner à ne pas intensifier la production fourragère.

Dans quelle mesure cette analyse peut-elle s'appliquer aux deux bassins pilotes des Côtes d'Armor ? Les produits agricoles constituent la principale catégorie de biens commercialisables par les agriculteurs, où la qualité de l'environnement est potentiellement un facteur de production collectif. Un premier problème est que le lien technologique entre pratiques agricoles et produit peut exister pour les productions végétales et les productions bovines, mais généralement pas pour les productions porcine et avicole pour lesquelles l'aliment est fabriqué à partir de matières premières produites à l'extérieur de la zone. La possibilité de valoriser des pratiques améliorées sera donc moins forte pour le bassin versant de la baie de Saint-Brieuc, où ces productions hors-sol sont dominantes. En revanche, pour la baie de Lannion, on pourrait envisager des productions biologiques ou herbagères, où le lien technologique entre pratiques et qualité des produits est fort, en raison de caractéristiques spécifiques des produits. Ici se pose néanmoins la question de trouver un produit emblématique comme le Comté. Un deuxième problème qui se pose pour les productions hors-sol est que le coût des bonnes pratiques environnementales est souvent élevé et peut être supérieur au bénéfice de la coopération, en admettant que ce dernier existe, par exemple en termes d'image environnementale des produits. Un dernier problème commun à Saint-Brieuc et Lannion est que le bassin versant « local » ne coïncide pas nécessairement avec l'aire d'approvisionnement des industries de transformation, d'où un encouragement intrinsèque au comportement de passager clandestin.

Le tourisme rural constitue une deuxième catégorie de biens pertinents. Le problème est que les agriculteurs qui n'ont pas d'activité touristique sont d'emblée des passagers clandestins susceptibles de faire échouer la coopération. Par ailleurs, les effets de la réduction des flux de nitrates sur les marées vertes sont plus favorables au tourisme littoral qu'au tourisme rural. Enfin, ici également les bénéfices de la coopération sont probablement faibles par rapport aux coûts, particulièrement pour le secteur hors-sol.

On voit donc qu'il n'est probablement pas facile de faire coopérer les acteurs à « un projet local de développement agri-environnemental », particulièrement dans le cas des productions hors-sol. Néanmoins, cela

⁷ Version consommateur du dilemme du prisonnier.

mérite d'être essayé, au moins dans un souci pédagogique de répondre à la volonté affirmée de la profession agricole et des filières d'être une force de proposition.

10.8. La France n'a pas fait les mêmes choix que les pays du nord de l'Europe

10.8.1. Le dispositif français

Cette section a été reprise de Le Goffe, en y ajoutant les développements récents (Le Goffe, 2008). Dans leur rapport sur la filière porcine française et le développement durable, commandé par les ministères de l'Agriculture et de l'Écologie, Lessirard et Quevremont qualifient le dispositif français « d'édifice complexe relativement inefficace... aux résultats globaux décevants en matière de pollution diffuse... au regard des moyens engagés » (Lessirard and Quevremont, 2008). Parmi les mesures qui se sont empilées successivement, on présente d'abord les mesures réglementaires, puis les mesures incitatives.

10.8.1.1. Les mesures réglementaires

Le socle du dispositif est la réglementation sur les installations classées de 1976. Elle crée un régime de déclaration pour les petits élevages, alors que les élevages plus importants doivent obtenir une autorisation sur la base d'une étude d'impact sur l'environnement. Suite à un amendement à la loi de modernisation de l'agriculture déposé par le député Le Fur en 2010, un décret autorise les regroupements d'élevage sans étude d'impact, dans la limite des seuils européens et à condition de ne pas modifier substantiellement les plans d'épandage.

Le corps du dispositif se focalise sur les pollutions azotées, avec la directive « Nitrates » de 1991, qui vise à l'équilibre de la fertilisation, quelle que soit l'origine de l'azote. Elle est appliquée sous forme de programme d'action quadriennaux, qui obligent les agriculteurs à adopter des bonnes pratiques agricoles et un calendrier d'épandage, à élaborer un plan de fumure prévisionnel et tenir un cahier de fertilisation, à limiter les apports d'azote organique des animaux à 170 kg par hectare épandable, etc. Dans les Zones à actions complémentaires (ZAC), qui correspondent aux têtes de bassin versant en amont des prises d'eau potable, c'est la fertilisation azotée totale qui est plafonnée (210 kg/ha). Annexés aux programmes d'action, les programmes de résorption concernent les Zones d'excédents structurels⁸ (ZES). Les grandes exploitations ont l'obligation de traiter leurs excédents. Les autres exploitations ont accès aux terres d'épandage disponibles dans la limite de plafonds, au dessus desquels elles doivent également traiter ou transférer leurs excédents. Sont également prévues l'interdiction de transfert vers les cantons à plus de 140 kg d'azote par hectare et l'interdiction de création ou d'extension d'élevages en ZES comme en ZAC⁹. Néanmoins, pour que les élevages situés en ZES puissent évoluer, un dispositif autorisant les restructurations internes (entre ateliers d'espèces différentes sur un même site) ou externes (entre sites situés en ZES) a été créé en 2003 (voir infra).

Aux zonages existants sont venus s'ajouter les bassins versants en contentieux avec l'Europe en 2007 et les bassins versants à algues vertes en 2010. Les bassins versants en contentieux n'étaient pas conformes à la directive de 1975 sur les eaux superficielles destinées à la production d'eau potable¹⁰. Dans ces bassins versants, la fertilisation azotée totale par hectare de surface agricole utile (SAU) est plafonnée à 140 kg pour les exploitations porc/céréales, 160 kg pour les exploitations de polyculture élevage bovin et 170 kg pour les exploitations légumières. Ce contentieux est désormais clos. La fertilisation azotée totale des bassins versants à algues vertes est plafonnée à 210 kg par hectare, comme dans les ZAC.

⁸ Cantons où les apports d'azote organique dépassent 170 kg par hectare épandable.

⁹ Sauf jeunes agriculteurs et élevages de dimension économique insuffisante.

¹⁰ Concentration en nitrate supérieure à 50 mg par litre.

Lessirard et Quevremont montrent bien comment cet arsenal réglementaire constitue une obligation de moyens, mais pas une obligation de résultats (Lessirard and Quevremont, 2008). Leur rapport pose notamment la question majeure du contrôle du respect des plafonds de fertilisation azotée. Baron *et al.* avaient déjà montré que la législation sur les épandages et le prêt de terres ne s'appliquait pas avec la rigueur nécessaire (Baron et al., 2001). En raison de l'instabilité des contrats d'épandage dans le temps, Lessirard et Quevremont proposent de demander une déclaration annuelle aux parties (Lessirard and Quevremont, 2008). Par ailleurs, bien que les plafonds puissent porter également sur l'azote minéral en ZAC, mais aussi dans les bassins en contentieux et à algues vertes, il n'existe pas d'outil opérationnel pour contrôler ou réduire le minéral. Le contrôle de la comptabilité permettrait d'y pallier.

10.8.1.2. Les mesures incitatives

De nombreux programmes incitatifs se sont déroulés depuis 1990. Créé en 1993, le PMPOA a financé les deux tiers du coût de la mise aux normes des bâtiments d'élevage (récupération et stockage des déjections animales). Les systèmes d'alimentation biphasé et multiphasé, qui permettent de réduire les rejets azotés, ont également été encouragés, comme l'avaient suggéré Dourmad *et al.* (Dourmad et al., 1995). Les contrats territoriaux d'exploitation, puis les contrats d'agriculture durable ont été mobilisés pour infléchir les pratiques agricoles, par exemple en encourageant financièrement la substitution des engrais organiques aux engrais minéraux. Le « Plan d'action pour le développement pérenne de l'agriculture bretonne » de 2002 prévoyait de financer en partie la résorption de 80 000 tonnes d'azote, dont 60 000 tonnes par traitement du lisier (30 à 60 % des investissements couverts par l'État, les collectivités et l'agence de l'Eau). Les programmes d'action relatifs aux bassins versants en contentieux prévoient une aide au traitement du lisier, au transfert des effluents et à la réduction des cheptels. Des mesures agri-environnementales, puis des indemnités compensatrices de contrainte environnementale dégressives sont prévues pour compenser les baisses de rendement et les surcoûts de gestion des effluents, dans ces bassins versants où les plafonds de fertilisation imposés sont bas. Le plan de lutte contre les algues vertes en Bretagne accélère le financement de la résorption dans les bassins versants concernés, en mettant l'accent sur la méthanisation. En Bretagne, l'ordre de grandeur du montant cumulé des aides publiques investies en 20 ans pour la maîtrise des pollutions agricoles est proche du milliard d'euros (Le Goffe, 2009).

Parmi les mesures incitatives, on trouve également la redevance pollution des élevages, volet répressif du PMPOA, créée en 1993 dans le but d'accélérer la mise aux normes des élevages et effectivement appliquée à partir de 1999. Elle était assise initialement sur la qualité de récupération des déjections, améliorable grâce aux aides du PMPOA, et sur le chargement animal. Ce dernier critère permettait, sans le dire ni le faire vraiment rigoureusement, de pénaliser le dépassement de la norme des 170 kg d'azote organique par hectare, c'est-à-dire les exploitations en excédent. Suite à un amendement du député Le Fur, la loi sur l'eau de 2006 a modifié l'assiette de cette redevance. Elle est désormais assise sur tous les UGB de l'élevage et plus seulement sur les UGB excédentaires, même si les élevages dont le chargement est inférieur à 1,4 UGB par hectare en sont exonérés¹¹ (élevages extensifs, notamment de montagne). Bien que le taux de taxe par unité d'azote ait été divisé par un facteur proche de 8, la recette globale n'est pas modifiée car le paiement de la redevance est mutualisé sur un plus grand nombre d'élevages, qu'ils soient excédentaires ou pas. En Bretagne, cela signifie que les élevages liés au sol et les élevages hors-sol ayant résorbé leurs excédents paieront pour les élevages excédentaires¹². Il s'agit d'un retour en arrière en matière d'application du principe pollueur-payeur, qui a des conséquences négatives sur l'équité entre les producteurs et la pédagogie de l'environnement, ainsi que sur l'incitation économique à ne pas polluer, alors qu'elle était déjà faible. D'une manière générale, la loi sur l'eau de 2006 se limite à compter sur le volontariat des acteurs et les aides publiques pour faire reculer les pollutions diffuses d'origine agricole.

¹¹ L'argument de la simplification administrative, avancé pour la modification de l'assiette, n'est pas recevable dans la mesure où, pour l'exonération, il faut continuer à déterminer le chargement, base de l'assiette antérieure.

¹² En Bretagne, la majeure partie de l'excédent d'azote régional provient des exploitations hors-sol de porcs et de volailles (Cébron et al., 2008).

10.8.1.3. Analyse économique du dispositif français

Cette recension montre que la réglementation est l'instrument privilégié de la politique française de maîtrise des pollutions des élevages. Cependant, il reste des problèmes importants quant à la définition des normes censées limiter les pollutions diffuses et quant à la vérification de leur respect par les agriculteurs. Les plafonds de fertilisation totale ne sont pas généralisés et le contrôle des épandages et de la consommation de minéral est inefficace ou impossible. Par ailleurs, on observe que les prescriptions réglementaires vont bien au-delà de la poursuite d'objectifs environnementaux, puisqu'elles portent aussi sur le choix des technologies de dépollution, sur la répartition des surfaces d'épandage, sur la limitation et la restructuration de la production, etc. En imposant des contraintes non justifiées sur le plan environnemental, on risque de créer des inefficacités économiques et de décourager inutilement les entrepreneurs, sans garantie d'efficacité environnementale. En outre, la multiplication des réglementations alourdit considérablement les missions de contrôle de l'administration et l'empêche de se concentrer sur la question essentielle de la vérification des normes environnementales.

Le dispositif a eu massivement recours aux subventions, sans lesquelles on n'observe pas de modification des pratiques agricoles. Il enfreint donc le principe pollueur-payeur et se trouve en contradiction avec la DCE. Lessirard et Quevremont (2008) démontrent d'ailleurs que l'administration française reste attachée à cette stratégie, puisqu'ils proposent de mutualiser une cotisation perçue à l'abattage pour pérenniser les aides aux investissements environnementaux, malgré l'encadrement communautaire des aides (Lessirard and Quevremont, 2008). Dans le même esprit, on constate que la redevance pollution des élevages, qui constituait un timide début d'application du principe pollueur-payeur, a fini par être démantelée et mutualisée elle aussi. Cette approche mutualiste de la politique de l'eau en France avait déjà été dénoncée dans les rapports sur le fonctionnement des agences de l'eau. Ce refus persistant d'appliquer le principe pollueur-payeur s'explique par la volonté de maintenir la production, même si elle n'est pas durable, afin d'éviter les ajustements structurels dans la filière. Il a pour contreparties l'inefficacité économique et l'inflation réglementaire dans les ZES, afin de tenter d'y endiguer la croissance des effectifs.

La conséquence est que les éleveurs ne sont pas incités à rechercher les méthodes de résorption les moins coûteuses, au premier rang desquelles on trouve l'épandage et la réduction du minéral, puisqu'ils ne sont pas confrontés aux coûts réels (Mahé and Le Goffe, 2002). Le Goffe et Salanié ont notamment montré comment la subvention au traitement du lisier incite les agriculteurs à utiliser davantage d'azote minéral, ce qui explique en partie pourquoi sa consommation ne baisse plus en Bretagne depuis 2002, malgré les actions de BEP (Le Goffe and Salanie, 2005). Cette sous-utilisation de l'épandage s'explique également par les contraintes réglementaires qui obligent certains élevages à traiter, plafonnent les surfaces d'épandage ou limitent les transferts. Par ailleurs, les éleveurs n'ont pas le signal d'arrêter de produire, quand le coût de résorption supplémentaire devient supérieur à la valeur créée en plus. Cela conduit à pérenniser des exploitations qui ne sont pas durables et incite à la croissance des excédents.

A l'échelle sectorielle, le coût global n'est pas minimisé, comme l'ont montré Djaout *et al.*, à l'aide d'un modèle linéaire de gestion des effluents d'élevage sous contrainte de la directive « Nitrates » (Djaout *et al.*, 2009). La simulation effectuée pour le département des Côtes d'Armor montre que le coût global de résorption serait divisé par deux, si on appliquait le principe pollueur-payeur plutôt que le Plan d'action pour le développement pérenne de l'agriculture bretonne. L'application du principe pollueur-payeur et de la norme stimulerait le marché de l'épandage, qui ne fonctionne pas bien aujourd'hui en Bretagne, où une proportion importante de terres ne reçoit pas d'engrais organique. Le signal de prix du service d'épandage inciterait les élevages les plus efficaces à traiter leurs effluents, alors que les élevages les moins efficaces privilégieraient l'épandage ou la réduction du cheptel et que les agriculteurs auraient intérêt à utiliser les engrais organiques à la place des engrais minéraux.

En France, le secteur animal se restructure moins vite que dans d'autres pays européens (Danemark notamment) et a aussi plus de mal à se développer en dehors de son bassin historique de l'ouest (par rapport à l'Espagne notamment). On peut se demander si ces difficultés ne proviennent pas en partie de l'association

d'une réglementation pléthorique qui décourage les entrepreneurs et d'aides publiques permettant à des élevages non durables de se maintenir, conséquences du refus d'appliquer le principe pollueur-payeur. A cet égard, il est intéressant de revenir sur les amendements déposés successivement par le député Le Fur en 2006 et en 2010. La France a choisi de privilégier la réglementation au détriment des incitations économiques. Il y a une contradiction à vouloir à la fois simplifier la réglementation et supprimer les incitations existantes visant à maîtriser les excédents. Or, c'est justement ce qui s'est passé avec ces amendements. La réglementation française sur les installations classées méritait d'être simplifiée et alignée sur les règlements européens, de manière à faciliter les restructurations et supprimer les distorsions de concurrence. Le décret de 2010 qui permet les regroupements sans modification de plan d'épandage, c'est-à-dire sans augmentation de la concentration, va donc dans le bon sens. Le problème est qu'il a été précédé en 2006 par le démantèlement du seul instrument économique permettant le contrôle des excédents, pourtant faiblement pénalisés par rapport à d'autres pays, sans qu'une solution alternative ait été envisagée. Or la réflexion engagée sur l'allègement de la réglementation passe aussi par un renforcement des instruments incitatifs. Cependant, il fallait sûrement faire évoluer la redevance pollution des élevages, qui s'appliquait inutilement à tous les élevages, de manière à la rendre moins lourde en coûts de transaction, mais aussi plus incitative.

10.8.2. Le modèle danois suivi par les pays du nord

10.8.2.1. Le Danemark

Cette recension du dispositif danois s'appuie sur deux études récentes, de l'OCDE (OCDE, 2007) et de l'IFIP (Roguet et al., 2010). La politique actuelle est le résultat de trois plans d'action successifs, démarrés en 1987, 1998 et 2005. Elle comporte trois dispositions principales : la comptabilité de l'azote, la règle d'harmonie et le zonage du territoire.

Chaque année l'éleveur doit déclarer la comptabilité de l'azote de son exploitation, comprenant notamment un plan de fumure prévisionnel et un bilan de fertilisation azotée de l'année passée avec les quantités d'azote organique et minéral. Cette déclaration permet le calcul du quota d'azote de l'exploitation, sur la base de l'assolement, la nature des sols, les rendements attendus et les possibilités d'irrigation. Le quota d'azote est calculé à partir des apports optimaux de fertilisants établis chaque année par l'administration danoise pour les différentes situations observées dans le pays. Ces standards peuvent être contestés si le paysan peut prouver que ses rendements sont meilleurs. Les standards sont inférieurs à l'optimum économique (de 10 % jusqu'en 2009, puis 15 % ensuite). Le taux de valorisation de l'azote des engrais organiques a augmenté de 15 % en 1987 à 75 % aujourd'hui, d'où une réduction drastique du minéral depuis 1990 (67, 53 et 42 % pour N, P, K respectivement), ce qui a conduit à la baisse du rendement des cultures et des teneurs en protéines. La déclaration de la comptabilité azotée, coordonnée avec la déclaration PAC, s'effectue par voie électronique à partir d'une déclaration pré-remplie. La cohérence des plans et des bilans est vérifiée avec les achats de l'exploitation. 6 % des exploitations sont contrôlées sur papier et 2 % dans la ferme, sur la base d'une analyse de risque. La déclaration électronique et les contrôles ciblés non systématiques permettent de réduire les coûts de transaction. Les dépassements de quota sont sanctionnés par des pénalités de 1,3 €/kg N jusqu'à 30 kg/ha et 2,7 € au-delà. Une telle comptabilité n'existe pas pour le phosphore, mais le phosphore minéral incorporé dans l'alimentation animale est taxé depuis 2005, à un niveau (0,54 € par kg) qui pourrait être augmenté.

La règle d'harmonie lie les productions animales au sol en imposant depuis 2002 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). L'éleveur n'ayant pas suffisamment de terres en propriété ou en location pour respecter la règle d'harmonie peut établir un contrat d'épandage avec ses voisins (1 à 3 ans, déclaré aux autorités), ce qui est le cas des trois quarts des exploitations avicoles et de la moitié des exploitations porcines. Cependant, une proportion minimale de terres en propriété est exigée pour les élevages au-dessus de 12 tonnes d'azote. L'administration a mis en place la vérification électronique croisée des comptabilités et des échanges de

fertilisants. Les éleveurs rémunèrent les preneurs de lisier à environ un euro par kg d'azote dans les zones où le chargement animal est élevé. Il y a peu de stations de traitement du lisier.

Le Danemark a défini des zones sensibles pour l'azote, l'ammoniac et les odeurs, où les contraintes sont plus fortes que dans les zones banales. Les possibilités d'épandage sont réduites de 50 à 85 % dans les zones sensibles à l'azote (50 à 65 % de la surface du pays), selon leur vulnérabilité et leur capacité de dénitrification. Ces zones sont construites autour des zones Natura 2000. Les élevages doivent également limiter leurs émissions d'ammoniac dans des zones couvrant 7 % du territoire, situées à proximité des zones naturelles. Enfin, les élevages ne peuvent plus se créer ou s'agrandir dans les zones urbaines, touristiques, industrielles ou récréatives, existantes ou prévues. Ils doivent limiter leurs odeurs et respecter des distances vis-à-vis des habitations, d'autant plus grandes que les zones d'habitation sont denses.

La loi sur l'agriculture de 1994 a été assouplie récemment pour permettre les évolutions structurelles jugées nécessaires par les professionnels. La taille de l'élevage sur un site est plafonnée à 50 tonnes d'azote excrété, mais le maintien de ce plafond est discuté. La norme minimale de terres en propriété a été abaissée à 30 %, alors qu'elle était de 60 ou 100 % auparavant, pour permettre l'agrandissement des élevages. La production porcine danoise s'est fortement restructurée ces dernières années. 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.

10.8.2.2. Les Pays-Bas

En comparaison avec le Danemark, l'histoire de la politique du lisier aux Pays-Bas présente deux originalités : les quotas animaux échangeables et le système MINAS (OCDE, 2007). Les quotas, exprimés en phosphore, ont été créés en 1987 et rendus échangeables en 1994, pour leur partie non liée au sol. On a vu que ces échanges restreints géographiquement permettaient de réduire mécaniquement la concentration dans les régions en surplus, en raison du prélèvement de quota par l'État.

Le système MINAS (MINeral Accounting System) initié en 1998 marque une inflexion de la politique en faveur des incitations économiques, alors que la réglementation avait été privilégiée jusque là. MINAS calcule un bilan minéral entrées-sorties en azote et phosphore. Les pertes au bilan sont sanctionnées au-dessus de seuils de pertes « libres de pénalités ». Appliqué au départ aux exploitations les plus chargées, MINAS a été généralisé à toutes les exploitations en 2001. Les seuils libres de pénalités ont été progressivement abaissés entre 1998 et 2005, par exemple de 300 kg/ha à 140 kg/ha pour l'herbe. Les pénalités, qui se montaient à 0,68 €/kg N et 2,6-10,4 €/kg P en 1998, ont été augmentées à 2,53-5,07 €/kg N et 20,6 €/kg P en 2002, puis à nouveau ensuite pour atteindre des valeurs prohibitives. A ces niveaux, il est toujours plus intéressant de résorber les pertes que de payer les pénalités. A la création de MINAS, il avait été envisagé de se passer des quotas animaux, rendus progressivement superflus par la maîtrise des pertes de minéraux, mais cela n'a pas été fait.

Entre 1998 et 2002, les quantités d'azote et de phosphore apportées par les engrais minéraux ont baissé respectivement de 29 % et 22 % au niveau national (OCDE, 2005). Parallèlement, les charges totales nettes du sol en azote et phosphore ont été réduites de 35 % et 33 % respectivement. La période MINAS a été caractérisée par une baisse significative des concentrations en nitrate des eaux souterraines et superficielles par rapport aux périodes antérieures (cependant la période 1998-2002 est caractérisée par une faible hydraulicité).

Le système MINAS présente de nombreuses qualités. Il est équitable car il pénalise seulement les producteurs ayant des excédents de minéraux. En ce sens il met en œuvre le principe pollueur-payeur. Il procure une forte

incitation à utiliser efficacement les minéraux sur l'exploitation en réduisant les surplus. L'optimisation de l'épandage qui en résulte conduit à des échanges de droits d'épandage entre exploitants. Ceci permet aux agriculteurs qui acceptent du lisier de l'extérieur de couvrir leurs coûts de réduction des engrais minéraux par le prix de la location de leurs terres pour l'épandage. MINAS est économiquement efficace, car il laisse à l'exploitant le choix de la méthode de résorption la moins coûteuse pour lui (réduction du minéral, location de droits d'épandage, traitement, exportation ou réduction du cheptel).

En dépit de ses qualités intrinsèques et de ses résultats, obtenus surtout auprès des élevages laitiers, MINAS s'est rapidement heurté à des difficultés qui ont conduit à planifier son remplacement par un autre système en 2006. Les producteurs de porcs et de volailles, logiquement confrontés aux pénalités les plus lourdes, ont exploité toutes les failles du système pour le contester (normes minérales, analyses de lisier, variations de stocks, etc.). Il s'en est suivi de nombreuses procédures judiciaires et des refus de payer, qui ont augmenté notablement les coûts administratifs de MINAS, déjà élevés au départ compte tenu de l'ambition du système. Cependant, le plus gros défaut de MINAS a résidé dans sa non-conformité avec les normes de fertilisation organiques de la directive « Nitrates ». C'est pourquoi la Cour de justice européenne, saisie par la Commission, a condamné le premier Plan d'action des Pays-Bas dans son arrêt d'octobre 2003.

En 2006, le troisième plan d'action néerlandais a remplacé MINAS par un système de normes d'application de minéraux. Il s'agit de plafonds d'apports totaux en azote et phosphore, et de plafonds d'azote organique. Comme au Danemark, les normes de fertilisation totale sont déclinées selon les cultures et les types de sol, inférieures aux recommandations classiques et seront progressivement réduites. Les normes de rejets azotés des vaches laitières sont fonction du niveau de production. L'efficacité de l'azote des engrais organiques sera progressivement augmentée. La Commission européenne a accordé une dérogation permettant de monter le plafond d'azote organique sur l'herbe à 250 kg/ha. Le nouveau système prévoit des amendes administratives pour pénaliser le dépassement des plafonds et des sanctions pénales en cas de fraude.

La comparaison entre le Danemark et les Pays-Bas livre quelques enseignements. Le Danemark, qui a su éviter les trop fortes concentrations animales en liant précocement l'élevage au sol, n'a pas été obligé de contingenter la production. Aux Pays-Bas, le système MINAS a été victime de ses coûts de transaction et de sa non-conformité à la réglementation européenne. Les pays du nord (Pays-Bas, mais aussi Flandres belges) s'alignent progressivement sur le système danois, qui associe plafonds de fertilisation, déclaration de la comptabilité minérale et des échanges de fertilisants, amendes non systématiques pour réduire les coûts de transaction.

10.9. Synthèse et conclusions

Le cadre économique

La recherche de l'efficacité économique, encore appelée efficacité allocative (au sens de l'allocation des ressources permettant de produire un maximum de valeur), est au centre de la théorie économique. Cette référence à l'optimum économique (dit de Pareto) est également à la base des prescriptions normatives élaborées par les économistes à propos des politiques environnementales. En effet, l'environnement participe à la richesse globale, en procurant directement du bien-être au consommateur ou en étant utilisé comme facteur de production. C'est pourquoi on ne peut se limiter à raisonner sur la seule création de valeur privée, comme le font les filières animales. Il faut lui retrancher le dommage à l'environnement, exprimé de manière monétaire, encore appelé coût externe en raison de son caractère hors-marché. On obtient ainsi la valeur collective, dont la maximisation doit être l'objectif de la politique environnementale. De la même façon, il convient de rechercher les conditions de la minimisation du coût social, obtenu en ajoutant le dommage à l'environnement au coût de restauration de l'environnement.

Dans le cas de l'élevage, ceci implique que chaque éleveur devrait produire (respectivement dépolluer) jusqu'au niveau où son bénéfice marginal (respectivement coût de dépollution marginal) égalise le dommage marginal

qu'il impose à l'environnement. Réaliser cette allocation optimale suppose de différencier la politique selon les milieux et selon les producteurs. Premièrement, la pollution doit être davantage réduite dans les zones à environnement sensible où les bénéfices sont plus grands. Deuxièmement, il faut faire porter davantage l'effort sur les producteurs dont les coûts sont les plus faibles. Dans le cas fréquent où on ne dispose pas d'information complète sur les dommages, un objectif plus faible consiste à rechercher l'allocation coût-efficace, qui minimise le coût global pour atteindre un objectif environnemental donné. Cette condition est obtenue en différenciant les efforts des producteurs de manière à égaliser leurs profits marginaux (ou leurs coût de dépollution marginaux). L'allocation coût-efficace peut être décentralisée en ayant recours à un principe de responsabilité qui fait supporter au responsable du dommage le coût de remise en état de l'environnement (on parle d'internalisation). Le principe pollueur-payeur, le principe de responsabilité environnementale et le principe de compensation des dommages sont des exemples de principe de responsabilité.

Au-delà des coûts sociaux pris en compte dans l'efficacité allocative, il faut également intégrer les coûts de mise en œuvre de la politique, qu'il s'agisse des coûts administratifs engagés par l'Etat ou des coûts pour les producteurs. On parle ici de coûts de transaction, par analogie avec le marché. Construire une politique de régulation des pollutions des élevages consiste à appliquer des instruments (quantitatifs ou économiques) à des indicateurs environnementaux, plus ou moins corrélés aux pollutions que l'on souhaite réduire. Sachant qu'un indicateur est d'autant plus coût-efficace qu'il est mieux corrélé aux émissions polluantes, le choix de l'indicateur est typiquement un problème d'arbitrage entre sa précision et les coûts de transaction nécessaires à sa mise en œuvre. La mise en œuvre de la différenciation des efforts selon les milieux et les producteurs impose également des coûts de transaction si on choisit des instruments quantitatifs. En revanche, une fois le zonage environnemental effectué, les instruments économiques assurent automatiquement la différenciation des efforts des producteurs, dans la mesure où leur comportement optimisateur les conduit à égaliser leurs coûts ou bénéfices marginaux au signal de prix et donc entre eux.

Le choix des instruments

La littérature montre qu'on ne peut s'appuyer exclusivement sur le volontariat et l'éducation des éleveurs pour espérer une réduction des fuites d'azote. En effet, ces atteintes environnementales sont liées à la recherche d'économies d'échelle et d'agglomération par les producteurs et les filières animales, face à la modification des prix des facteurs de production (travail, terre, facteurs d'origine industrielle) et à la gratuité de l'environnement. Corriger les conséquences environnementales de ces évolutions productives suppose donc des coûts pour les producteurs et les filières, qu'il est généralement difficile de répercuter aux consommateurs via les marchés en raison des caractéristiques de bien public de l'environnement. Ceci explique que les programmes de formation et de démonstration soient peu efficaces quand les actions en faveur de l'environnement impliquent une réduction du profit des producteurs, comme le montre l'échec du programme Bretagne Eau Pure à réduire la consommation d'azote minéral. Il existe cependant quelques cas où les pratiques agricoles favorables à l'environnement peuvent se répercuter dans les attributs privés des biens commercialisables par les agriculteurs (aliments, tourisme...). Ces situations demandent que les producteurs coopèrent à la fourniture d'un bien collectif (AOC, aménités...) et que le bénéfice des actions collectives perçu par chaque acteur soit supérieur à son coût individuel. Ces conditions sont difficilement réunies dans le cas des flux d'azote des élevages, particulièrement en élevage hors-sol.

Face aux limites des démarches volontaires, l'objectif de réduction des pollutions passe nécessairement par la mise en œuvre d'instruments quantitatifs ou économiques. A la différence de ce qui a été recommandé pour les pesticides (Carpentier et Barbier, 2005), l'examen de la littérature économique sur la maîtrise de l'azote des élevages conduit à préférer le quota à la taxe. Sous le terme quota, on inclut les plafonds d'apports de minéraux à l'hectare (azote, phosphore, etc.) ou les surplus de minéraux (bilans), mais également les normes d'émission d'ammoniac. Ces quotas doivent être assortis de pénalités en cas de dépassement. Les minéraux étant nécessaires à la croissance des plantes et exportés par elles, il est naturel de penser au quota ici. Cela renvoie à la corrélation des indicateurs à la pollution, meilleure pour le surplus d'azote que pour les intrants, alors que la présence de pesticides dans l'environnement est directement liée à la consommation d'intrants (ce qui justifie la taxe).

Le quota présente deux avantages classiques par rapport à la taxe. Premièrement, il permet d'atteindre un résultat environnemental avec certitude, à condition qu'il soit respecté. Deuxièmement, il donne gratuitement un droit sur l'environnement, à la différence de la taxe, évitant ainsi de peser sur le revenu des producteurs. A l'inverse, la taxation des intrants azotés conduirait à un résultat incertain et ferait peser un fardeau financier sur les producteurs, d'autant plus élevé que l'élasticité prix de la demande d'intrants (engrais notamment) étant faible, la taxe devrait être importante. Un autre avantage du quota de minéraux ou d'ammoniac est qu'il peut être différencié en fonction de la sensibilité environnementale des milieux et des territoires, ce que ne permet pas la taxe pour des raisons d'égalité devant l'impôt et de risque de marché noir.

En revanche, le quota présente deux limites importantes pour les économistes. En raison des coûts de transaction, il est difficile de différencier le quota selon les coûts des producteurs, alors qu'en théorie la taxe le fait automatiquement en égalisant les coûts marginaux. Le coût global d'une réduction de pollution donnée sera donc plus important avec le quota qu'avec la taxe. Par ailleurs, l'incitation économique est plus flexible aux changements des conditions économiques ou technologiques et incite à développer des innovations, alors que le quota est rigide par définition. Ces deux limites peuvent être dépassées si les quotas deviennent échangeables sur un marché de quotas (on parle aussi de permis négociables ou de marché de droits). Le prix du quota fonctionnant comme une incitation (taxe ou subvention), le marché de droits cumule alors les avantages des instruments quantitatifs et économiques.

Les indicateurs environnementaux

Parmi les indicateurs environnementaux disponibles pour asseoir la maîtrise des flux d'azote des élevages, on distingue des indicateurs de résultat (émissions azotées, indicateurs de fuite d'azote, pollution azotée ambiante) et des indicateurs de moyens (azote des inputs, outputs, pratiques agricoles et technologie). Parce qu'ils ne reflètent pas la concentration animale et donc la pollution, inputs (engrais et aliments du bétail) et outputs sont des indicateurs peu coûts-efficaces. Leur intérêt réside dans les faibles coûts de transaction qui leur sont associés, tout particulièrement dans le cas de la taxation ad valorem des intrants, qui ne nécessite pas de disposer de données individuelles sur les exploitations. Cet avantage existe également pour la taxe ambiante, puisqu'il suffit de mesurer la pollution dans le milieu récepteur. Cependant, comme l'incitation porte sur un résultat collectif et pas sur les actions individuelles, les incertitudes liées aux comportements stratégiques des producteurs font que la mise en œuvre d'une taxe ambiante bute sur des résultats aléatoires et son rejet par les producteurs.

Le recours à la technologie, via une réglementation et/ou une subvention, est un moyen fréquemment utilisé pour réduire la pollution, notamment en raison de faibles coûts de transaction. Cependant, en imposant une technologie ou en baissant son coût artificiellement, on empêche les producteurs de rechercher les solutions de résorption les moins coûteuses et on décourage les innovations permettant de réduire les coûts. C'est pourquoi les économistes n'y sont pas favorables, sauf dans le cas où la technologie s'avère systématiquement coût-efficace ou génératrice de gain social. C'est notamment le cas des cultures intermédiaires, qui permettent de réduire les fuites d'azote (et de phosphore) dans l'eau à un coût faible. Cette efficacité économique est doublée d'une bonne efficacité environnementale. En particulier, quand le surplus de minéraux est modéré et peu corrélé à la pollution, les cultures intermédiaires sont plus efficaces que la maîtrise quantitative de la fertilisation pour réduire les fuites d'azote.

En revanche, le fait que le surplus de minéraux soit mieux corrélé à la pollution quand il est élevé explique probablement que les indicateurs de fuite d'azote soient en général plus coûts-efficaces que les intrants. Ici encore, il faudra arbitrer entre les gains d'efficacité allocative liés à la précision de l'indicateur et les coûts de transaction qui sont fonction de la quantité d'information à obtenir pour élaborer l'indicateur. Ces coûts pourront néanmoins être limités en ayant recours à des contrôles non systématiques. Une propriété essentielle de ces indicateurs de résultats par rapport aux indicateurs de moyens est qu'ils laissent le choix des méthodes de résorption à l'éleveur, ce qui permet la minimisation des coûts et l'innovation au niveau de l'exploitation. En résumé, on peut recommander d'associer des indicateurs de fuite d'azote (dépassements de quotas, bilans) à des pratiques agricoles visant à réduire les fuites d'azote.

Marchés de droits et principe pollueur-payeur

Deux cas doivent être distingués selon que le droit de propriété préexiste ou pas à l'établissement du quota. Dans le cas de l'épandage, le quota de minéraux est attaché à la terre, dont le droit de propriété est parfaitement établi. Ici, il suffira de contrôler le respect du quota et de sanctionner les dépassements pour que la recherche par les producteurs de solutions de résorption à moindre coût aboutisse spontanément à des échanges. C'est ce qui se passe déjà dans les pays du nord et également en Bretagne, quoique dans ce dernier cas les échanges sont freinés par les défauts de la réglementation et les subventions au traitement, ce qui réduit l'efficacité allocative. Une autre conséquence de la liaison du quota de minéraux à la terre est que la valeur du droit d'épandage se capitalise dans le prix de la terre. C'est pourquoi une application rigoureuse de la directive « Nitrates » dans les zones à forte densité animale provoquerait une hausse du prix de la terre, qui serait bénéfique pour les producteurs en place propriétaires du foncier, mais découragerait les installations, ce qui aurait pour effet de réguler la concentration animale. Le revenu des producteurs en place serait probablement peu affecté, car la hausse du prix du foncier viendrait compenser les coûts de conformité à la directive nitrates, comme cela a été montré à propos des quotas animaux aux Pays-Bas (Komen and Peerlings, 1998). Enfin, si le marché de l'épandage est l'instrument pour résorber la pollution des eaux à moindre coût, il ne gère pas la question des nuisances liées aux odeurs et au transport, qui pourrait nécessiter des zonages ou des normes technologiques appropriées.

Dans le cas de l'ammoniac, s'il s'avérait nécessaire de réduire les émissions globales des zones à forte densité animale, un marché de quotas d'émissions entre élevages pourrait être envisagé, si ce dispositif permettait de réaliser des économies allocatives importantes, par exemple par rapport à une norme technologique économisant des coûts de transaction. Cela demanderait de créer des droits de propriété sur les quotas d'ammoniac, d'autoriser leur échange et de définir les zones géographiques où l'échange serait autorisé.

Les marchés de droits ne peuvent atteindre l'efficacité allocative que si le principe pollueur-payeur est appliqué, ce qui suppose d'appliquer des pénalités financières aux dépassements de quotas et de ne pas recourir aux subventions. C'est ainsi que la subvention au traitement du lisier renchérit la résorption tout en réduisant le prix du droit d'épandage, signal de la valeur de l'environnement pour le producteur. Plus généralement, en permettant aux élevages non durables de se maintenir, la subvention à la dépollution donne l'illusion de la rentabilité, freine les restructurations et décourage les innovations en faveur de la production durable. En outre, les subventions couplées à des technologies particulières leur donnent un avantage artificiel qui conduit à les utiliser trop intensivement, même si elles ne sont pas coût-efficaces. Cependant, le principe pollueur-payeur peut tolérer certaines exceptions, à des fins de redistribution ou de diffusion des innovations. Sur une période de transition limitée, il peut être nécessaire de soulager les effets redistributifs négatifs induits par les politiques de l'azote chez les producteurs en place, si ceux-ci sont avérés. L'important étant ici que le principe pollueur-payeur soit appliqué à la marge, on aura recours à des aides neutres, indépendantes de la technologie. En revanche, il est légitime d'encourager la diffusion des technologies innovantes, en phase de démarrage, en aidant ponctuellement les producteurs qui prennent le risque d'être des cobayes. Enfin, le principe pollueur-payeur s'applique potentiellement aux risques environnementaux, telles les pollutions accidentelles par le lisier, depuis le vote de la loi sur la responsabilité environnementale en 2008. Il faudrait néanmoins que les tribunaux soient saisis des pollutions accidentelles liées aux élevages et que leur assurance devienne obligatoire, pour que l'espérance des dommages soit effectivement internalisée.

La France et les pays du nord

La comparaison des politiques du lisier menées en France et dans les pays du nord de l'Europe fait apparaître des différences importantes. La France a privilégié la réglementation et les subventions à la résorption, au détriment des incitations et du principe pollueur-payeur. Cependant, cette réglementation pléthorique présente de nombreuses limites, car les normes sont incomplètes, pas toujours justifiées écologiquement et surtout leur dépassement n'est pas sanctionné. Cet empilement réglementaire décourage les entrepreneurs et alourdit la mission de contrôle de l'Etat. On peut se demander si cette situation ne contribue pas aux difficultés que la

France rencontre pour restructurer son élevage intensif et l'exporter à l'extérieur de son bassin historique de l'ouest.

A contrario, les politiques des pays du nord, alignées progressivement sur celle du Danemark, sont beaucoup plus conformes aux prescriptions de l'analyse économique. Elles associent plusieurs éléments : quota d'azote total (voire de phosphore) basé sur l'assolement et la nature des sols, déclaration de comptabilité de l'azote incluant les échanges de fertilisants organiques et minéraux, contrôles ciblés et amendes dissuasives en cas de dépassement, modulation des normes selon un zonage écologique. L'absence de subvention au traitement a permis aux marchés de l'épandage de se développer. Face à ces politiques, les éleveurs ont réagi en augmentant la taille des élevages et en se spécialisant, notamment en développant le naisseur au détriment de l'engraissement, ce qui a pour objectif d'augmenter la valeur ajoutée par unité d'azote excrétée.

En France, les évolutions récentes (amendement Le Fur, nouveau décret nitrates) vont dans le sens de l'allègement de la réglementation et de l'alignement des normes sur celles des autres pays européens : regroupement des élevages, plafonds d'azote organique rapporté à la SAU, suppression programmée des ZES. Cependant, si l'harmonisation européenne et la simplification sont sans doute souhaitables, il faut parallèlement renforcer les incitations visant à maîtriser les excédents. Or, alors que le calcul de l'équilibre de la fertilisation azotée est prévu dans le nouveau décret, ce qui est un progrès, il manque toujours les modalités de contrôle et de sanction, que les pays du nord ont mis en place pour faire respecter cet équilibre.

Références bibliographiques du chapitre 10

Baron, P.; Barthelemy, F.; Bouvier, M.; Martin, X.; Vogler, J.P., 2001. Elevages et fonctionnement du Conseil départemental d'hygiène en Ille et Vilaine. Paris IGE-CGGREF. 73 p.

<http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/PDF/RapportCDH35.pdf>; http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/pu-blications/rapports/elevages-et-fonctionnement-du-conseil-departemental-dhygiene-en-ille-et-vilaine/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_cdh-0.pdf?nocache=1134040585.85

Baumol, W.J.; Oates, W.E., 1988. *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, 312 p.

Bel, F.; Drouet d'Aubigny, G.; Lacroix, A.; Mollard, A., 2004. Efficacité et limites d'une taxe sur les engrais azotés : Eléments d'analyse à partir de seize pays européens. (Effectiveness and Limitations of a Tax on Nitrogen Fertilisers: Some Analytical Factors Derived from Sixteen European Countries. With English summary.). *Economie et Prevision*, 166 (5): 99-113.

http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECOP_166_0099; <http://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2004-5-page-99.htm>

Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Jacobsen, B.H.; Olesen, J.E.; Hutchings, N.J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems*, 76 (3): 817-839.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00111-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00111-7)

Carpentier, A.; Rainelli, P., 2002. La taxation des intrants polluants agricoles : perspectives européennes Document de travail ESR Rennes. 20 p.

Carpentier, A.c.; Barbier, J.M.c., 2005. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. In: Aubertot J.N., J.M.B., A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), ed. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France)*. Paris: INRA, 245 p.

<http://www.inra.fr/content/download/5804/62736/file/pesticides-5texte.pdf>

Cébron, D.; Michel, P.; Hurvois, Y.; Leroy, S., 2008. Gestion globale de la fertilisation en 2004 : Les excédents azotés ont diminué depuis 2000. *Agreste Bretagne*, (mars): 1-8.

http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/BEP_cle88447d.pdf

Chatellier, V.; Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *Productions Animales*, 16 (4): 231-249.

Christensen, J.; Hansen, L.G., 2005. Abatement costs of alternative tax systems to regulate agricultural nitrogen loss. *Environmental Economics and Policy Studies*, 7 (2): 53-74.

Coase, R.A., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

Cochard, F.; Rozan, A., 2010. Taxe ambiante : un outil adapté à la lutte contre les coulées de boue ? Une étude expérimentale. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement-Review of Agricultural and Environmental Studies*, 91 (3): 296-326.

<http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/56/23/12/PDF/LY2010-PUB00030637.pdf>

Cochard, F.; Spaeter, S.; Verchère, A.; Willinger, M., 2009. Pollution diffuse aux nitrates et incitations économiques. (Nitrate Non-point Source Pollution and Economic Incentives. With English summary.).

Revue Française d'Economie, 24 (1): 71-119.

Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011. Les marées vertes en Bretagne : pour un diagnostic partagé, garant d'une action efficace. Rennes, France Conseil économique, social et environnemental de Bretagne. 31 p.

Dalmas, D.; Moreau, R.; Quévremont, P.; Frey, V., 2010. Élaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. *Rapport CGAAER*. Paris, France Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche. 144 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elaboration-d-plan-lutte/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_algues_vertes_CGAAER_CGEDD_janv2010.pdf?no_cache=1134040585.85

Djaout, F.; Le Goffe, P.; Tauber, M., 2009. Comment appliquer la directive nitrates et à quel coût ? Une modélisation spatiale du marché de l'épandage. *Economie et Prévision*, 188: 43-61.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECOP_188_0043;http://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2009-2-page-43.htm

Dourmad, J.Y.; Le Mouel, C.; Rainelli, P., 1995. Réduction des rejets azotés des porcs par la voie alimentaire : évaluation économique et influence des changements de la Politique Agricole Commune. *Productions Animales*, 8 (2): 135-144.

Doussan, I., 2004. L'environnement et la réforme de la PAC : de la multifonctionnalité à la schizophrénie agricole. *Droit de l'environnement*, (118): 93-98.
<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364646/en/>

Feinerman, E.; Komen, M.H.C., 2005. The use of organic vs. Chemical fertilizer with a mineral losses tax: The case of dutch arable farmers. *Environmental & Resource Economics*, 32 (3): 367-388.
<http://www.dx.doi.org/10.1007/s10640-005-6647-5>

Griffin, R.C.; Bromley, D.W., 1982. Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality: A Theoretical Development. *American Journal of Agricultural Economics*, 64 (3): 547-552.
<http://www.jstor.org/stable/1240648>

Hayami, Y.; Ruttan, V.W., 1985. *Agricultural Development: An International Perspective*. Baltimore, MD: Johns Hopkins Univ. Press, 512 p.

Herriges, J.A.; Secchi, S.; Babcock, B.A., 2005. Living with hogs in Iowa: The impact of livestock facilities on rural residential property values. *Land Economics*, 81 (4): 530-545.
http://www.ncifap.org/_images/factsheetRuralPropertyValues.pdf

Hopkins, J.; Schnitkey, G.; Tweeten, L., 1996. Impacts of nitrogen control policies on crop and livestock farms at two Ohio farm sites. *Review of Agricultural Economics*, 18 (3): 311-324.
<http://dx.doi.org/10.2307/1349618>

Horan, R.D.; Shortle, J.S., 2001. *Environmental instruments for agriculture*. Wallingford UK: CABI Publishing (*Environmental policies for agricultural pollution control*).
<http://dx.doi.org/10.1079/9780851993997.0019>

Huhtala, A.; Marklund, P.O., 2008. Stringency of environmental targets in animal agriculture: shedding light on policy with shadow prices. *European Review of Agricultural Economics*, 35 (2): 193-217.
<http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbn025>

Kampas, A.; Edwards, A.C.; Ferrier, R.C., 2002. Joint pollution control at a catchment scale:

- compliance costs and policy implications. *Journal of Environmental Management*, 66 (3): 281-291.
<http://dx.doi.org/10.1006/jema.2002.0588>
- Kampas, A.; White, B., 2002. Emission versus input taxes for diffuse nitrate pollution control in the presence of transaction costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 45 (1): 129-139.
<http://dx.doi.org/10.1080/09640560120100222>
- Kampas, A.; White, B., 2004. Administrative costs and instrument choice for stochastic non-point source pollutants. *Environmental & Resource Economics*, 27 (2): 109-133.
<http://dx.doi.org/10.1023/B:EARE.0000017275.44350.e5>
- Kaplan, J.D.; Johansson, R.C.; Peters, M., 2004. The manure hits the land: Economic and environmental implications when land application of nutrients is constrained. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (3): 688-700.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00611.x>
- Keplinger, K.O.; Hauck, L.M., 2006. The economics of manure utilization: Model and application. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31 (2): 414-440.
- Koidou, C.; P., L.G.; Surry, Y., 2000. *Pollution agricole et prix immobiliers en Bretagne : une approche économétrique selon le modèle des prix hédonistes*. Paris: INRA Economie (document non publié), 18 p.
- Kolstad, C.D., 2000. *Environmental economics*. Oxford: Oxford university press.
- Komen, M.H.C.; Peerlings, J.H.M., 1998. Restricting intensive livestock production: Economic effects of mineral policy in the Netherlands. *European Review of Agricultural Economics*, 25 (1): 110-128.
<http://dx.doi.org/10.1093/erae/25.1.110>
<http://erae.oxfordjournals.org/content/25/1/110.full.pdf+html>
<http://erae.oxfordjournals.org/content/25/1/110.abstract>
- Lacroix, A.; Beaudoin, N.; Makowski, D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics*, 53 (1): 115-127.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.11.001>
- Lacroix, A.; Bel, F.; Mollard, A.; Sauboua, E., 2006. La territorialisation des politiques environnementales : le cas de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture. *Développement Durable et Territoire*: 1-14.
<http://developpementdurable.revues.org/pdf/1838>
- Lansink, A.O.; Peerlings, J., 1997. Effects of N-surplus taxes: Combining technical and historical information. *European Review of Agricultural Economics*, 24 (2): 231-247.
- Le Goffe, P., 2000. Hedonic pricing of agriculture and forestry externalities. *Environmental & Resource Economics*, 15 (4): 397-401.
<http://www.dx.doi.org/10.1023/a:1008383920586>
- Le Goffe, P., 2008. La politique de l'eau : approche économique et application à la pollution des élevages. *Productions Animales*, 21 (5): 419-426.
- Le Goffe, P., 2009. La dimension économique. In: Bretagne, C.S.-C.S.d.l.E.d., ed. *Communiqué sur les marées vertes*. Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 9-13.
http://www.cseb-bretagne.fr/index.php?option=com_remository&Itemid=28&func=download&id=73&chk=7f004ab57bf487aec14d7674e4f1659c

Le Goffe, P.; Salanie, J., 2005. Le droit d'épandage a-t-il un prix ? Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 77: 35-62.

<http://www.inra.fr/esr/publications/cahiers/pdf/legoffe.pdf>

Le Roch, C.; Mollard, A., 1996. Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (39-40): 63-92.

Lenouvel, V.; Montginoul, M.; Thoyer, S., 2010. Construction et évaluation expérimentale d'une taxe ambiante différenciée adaptée aux prélèvements diffus d'eau agricole. *Journées de Recherches en Sciences Sociales INRA SFER CIRAD*. Paris, France: 2010;2010-12-09, 24 p.

<http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/58/33/79/PDF/MO2010-PUB00030021.pdf>

Lessirard, J.; Quevremont, P., 2008. La filière porcine française et le développement durable Ministères de l'écologie et de l'agriculture, Paris, France. 74p. + annexes.

<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/084000311/0000.pdf>

Mahé, L.P.; Le Goffe, P., 2002. La Résorption des excédents d'épandage : principes économiques d'un plan d'action pour la Bretagne Rapport à la Préfecture de la Région Bretagne. 63 p.

<http://lannilis.free.fr/environnement/Resorption%20des%20nitrates.pdf>

Mahé, L.P.; Ortalo-Magné, F., 2001. *Politique Agricole: Un Modèle Européen*. Paris: Presses de Sciences Po, 240 p.

OCDE, 1999. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : analyse et évaluation*. Paris: OCDE, 168 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264280267-fr>

OCDE, 2003. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention*. Paris: OCDE, 164 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264101807-fr>

OCDE, 2005. Manure policy and MINAS : regulating nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture of the Netherlands. Paris OCDE. 47 p.

OCDE, 2007. *Instrument Mixes for Environmental Policy*. Paris: OECD Publishing, 234 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264018419-en>

Palmquist, R.B.; Roka, F.M.; Vukina, T., 1997. Hog operations, environmental effects, and residential property values. *Land Economics*, 73 (1): 114-124.

<http://www.jstor.org/stable/pdfplus/3147081.pdf>

Pan, J.H.; Hodge, I., 1994. Land-use permits as an alternative to fertilizer and leaching taxes for the control of nitrate pollution. *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1): 102-112.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.1994.tb00381.x>

Polman, N.B.P.; Thijssen, G.J., 2002. Combining results of different models: the case of a levy on the Dutch nitrogen surplus. *Agricultural Economics*, 27 (1): 41-49.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2002.tb00103.x>

Rainelli, P.; Vermersch, D., 2000. Gestion foncière des excédents azotes et marché implicite de droits à polluer: Application aux élevages intensifs. (Agricultural Management of Nitrogen Surpluses and Implicit in Pollution Rights Market: Application to Intensive Livestock Farming. With English summary.). *Economie et Prévision*, (143-144): 91-100.

http://www.persee.fr/articleAsPDF/ecop_0249-4744_2000_num_143_2_6008/article_ecop_0249-

Ribaudo, M.; Cattaneo, A.; Agapoff, J., 2004. Cost of meeting manure nutrient application standards in hog production: The roles of EQIP and fertilizer offsets. *Review of Agricultural Economics*, 26 (4): 430-444.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9353.2004.00192.x>

Ribaudo, M.; Gollehon, N.; Aillery, M.; Kaplan, J.D.; Johansson, R.C.; Agapoff, J.; Christensen, L.; Breneman, V.; Peters, M., 2003. Manure Management for Water Quality: Cost to Animal Feeding Operations of Applying Manure Nutrients to Land *Agricultural Economic*. Washington DC USDA Economic Research Service. 90 p.

<http://www.ers.usda.gov/publications/aer824/aer824.pdf>

Ribaudo, M.; Horan, R.D.; Smith, M.E., 1999. Economics of Water Quality Protection from Nonpoint Sources: Theory and Practice Washington, DC: Resource Economic Division, Economic Research Service, USDA.) 113 p.

<http://www.ers.usda.gov/publications/aer782/aer782.pdf>

Roguet, C.; Graveleau, C.; Dufлот, B., 2010 Production porcine au Danemark : la grande mutation. Structures d'élevage, maîtrise des impacts environnementaux, résultats technico-économiques Paris IFIP.

Shortle, J.S.; Horan, R.D.; Abler, D.G., 1998. Research issues in nonpoint pollution control. *Environmental & Resource Economics*, 11 (3-4): 571-585.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1008276202889>

Smith, E.G.; Card, G.; Young, D.L., 2006. Effects of market and regulatory changes on livestock manure management in Southern Alberta. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroeconomie*, 54 (2): 199-213.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00045.x>

Soderholm, P.; Christiernsson, A., 2008. Policy effectiveness and acceptance in the taxation of environmentally damaging chemical compounds. *Environmental Science & Policy*, 11 (3): 240-252.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.003>

Spaeter, S.; Verchère, A., 2004. Agricultural pollution of water, moral hazard and optimal audit policies. Aléa moral et politiques d'audit optimales dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (71): 5-35.

Vatn, A., 2001. Transaction costs and multifunctionality. *OECD Workshop on multifunctionality*. Paris, France, 2-3 July. OECD, 23 p.

<http://www.oecd.org/dataoecd/27/36/37633999.pdf>

Vatn, A.; Bakken, L.R.; Lundebj, H.; Romstad, E.; Rrstad, P.K.; Vold, A.; Botterweg, P., 1997. Regulating nonpoint-source pollution from agriculture: an integrated modelling analysis. *European Review of Agricultural Economics*, 24 (2): 207-229.

<http://dx.doi.org/10.1093/erae/24.2.207>

Verchère, A., 2005. Non-point source pollution in rural areas and marketable permits: lessons from the American experience. Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marche des permis d'emission: Les enseignements de l'expérience americaine. *Economie Rurale*, (285): 33-50.

<http://economierurale.revues.org/pdf/3120>

Verchère, A., 2010. Normes, taxes et pollution diffuse aux nitrates. *Revue Française d'Economie*, 25 (2): 93-135.

<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00530568/fr/>

Vukina, T.; Wossink, A., 2000. Environmental policies and agricultural land values: Evidence from the Dutch nutrient quota system. *Land Economics*, 76 (3): 413-429.

<http://dx.doi.org/10.2307/3147038>

Weersink, A.; Livernois, J.R.; Shogren, J.F.; Shortle, J.S., 1998. Economic Instruments and Environmental Policy in Agriculture. *Canadian Public Policy*, 24 (3): 309-27.

Weersink, A.; Vos, G.d.; Stonehouse, P., 2004. Farm return and land price effects from environmental standards and stocking density restrictions. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33 (2): 272-281.

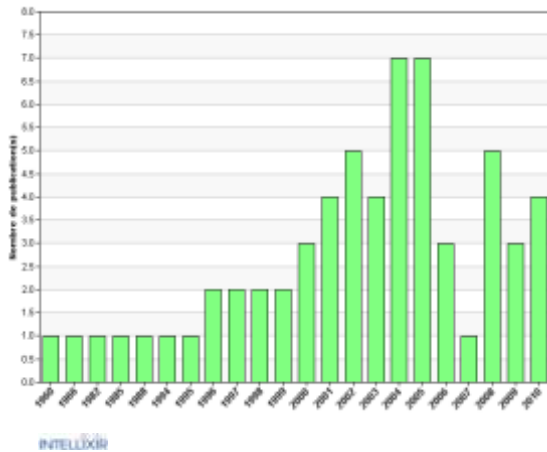
<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/31260/1/33020272.pdf>

Wu, J.; Tanaka, K., 2005. Reducing Nitrogen Runoff from the Upper Mississippi River Basin to Control Hypoxia in the Gulf of Mexico: Easements or Taxes? *Marine Resource Economics*, 20 (2): 121-144.

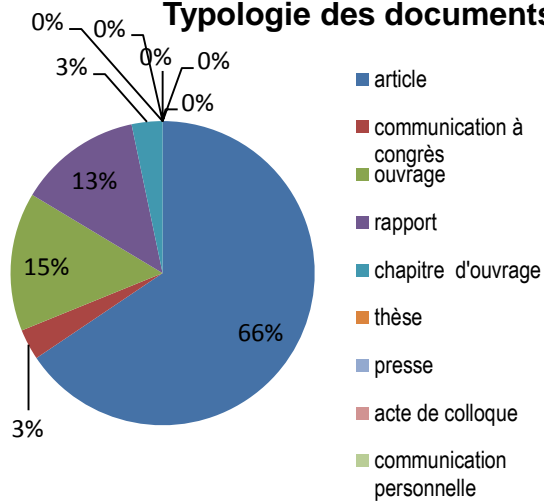
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 10

Le chapitre comporte 61 références, soit 4% du corpus total. Les supports de publications sont assez divers (69 % d'articles et communications à colloque, 18 % d'ouvrages et chapitres d'ouvrages et 13 % de rapports). Les revues citées se répartissent équitablement entre des revues françaises et des revues européennes ou nord-américaines.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales	3
Economie et Prévision	3
European Review of Agricultural Economics	3
Productions Animales	3
Agricultural Economics	2
American Journal of Agricultural Economics	2
Environmental & Resource Economics	2
Review of Agricultural Economics	2
Revue Française d'Economie	2

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Le goffe P	5
Verchère A	4
Ocde	4
Mollard A	3
Kampas A	3
Ribeudo M	3
Rainelli P	3
Lacroix A	3
Shortle J	3
Horan R	3
Mahé L	2
Agapoff J	2
White B	2
Peters M	2
Johansson R	2
Kaplan J	2
Carpeleier A	2
Belf	2
Weersink A	2

INTELLEXIA

Partie IV

Options pour l'action

Chapitre 11 : Options pour utiliser moins et mieux l'azote

Chapitre 11. Options pour utiliser moins et mieux l'azote

Auteurs

Jean-Louis Peyraud

Pierre Cellier

Pierre Dupraz

Avec la contribution de tous les experts

Résumé

Ce chapitre s'appuie sur les connaissances analysées dans les chapitres précédents pour proposer des options afin de gérer mieux l'azote dans les systèmes de production animale. Des mesures techniques et des innovations sont d'ores et déjà disponibles pour diminuer les émissions d'ammoniac et du nitrate. Les marges de progrès les plus importantes concernent la gestion des effluents d'élevage et la gestion des rotations. Une approche plus radicale consiste à réduire fortement les entrées d'azote par le développement de systèmes à bas intrants. Il manque aujourd'hui des outils permettant aux éleveurs ou conseillers d'établir un diagnostic personnalisé et de décider des actions à mener. Le couplage du bilan des minéraux à l'exploitation avec des bilans partiels réalisés sur les différents postes de l'exploitation et des indicateurs d'émissions offre ici une perspective intéressante. Au-delà des exploitations des options peuvent s'envisager à des échelles territoriales. Des approches paysagères peuvent aussi valoriser les capacités épuratrices du milieu mais c'est surtout le traitement technologique des effluents d'élevage qui ouvre des marges de manœuvre pour la répartition spatiale des apports et une gestion de l'azote (et aussi du phosphore) à de larges échelles. Bien que peu documenté, un déplacement géographique partiel des productions, visant à diminuer le chargement animal et donc la charge azotée sur certains territoires pourrait aussi être exploré au cas par cas. Dans les territoires présentant une vulnérabilité toute particulière, ou lorsqu'un objectif de qualité des eaux est mis en priorité, plusieurs expériences relatent une réorganisation complète de l'activité agricole, avec un développement de la forêt, des prairies, de systèmes à bas intrants ou d'agriculture biologique. Pour soutenir ces orientations, les instruments politiques doivent être adaptés. Une politique de quotas avec pénalités en cas de dépassement se généralise en Europe du Nord. Elle présente l'avantage d'atteindre un résultat environnemental avec certitude, à condition d'être pleinement respectée et elle peut être différenciée en fonction de la sensibilité des milieux et des territoires. La réglementation environnementale gagnerait en efficacité par une modulation des normes en fonction de la sensibilité des territoires. Plusieurs travaux montrent aussi que la régulation environnementale pourrait être plus efficace si elle s'appliquait également au niveau de la filière. Enfin, des outils plus novateurs sont en débat. Ces pistes doivent tenir compte d'autres éléments du contexte pouvant infléchir la réflexion sur leur intérêt.

Chapitre 11. Options pour utiliser moins et mieux l'azote

11.1. Objectifs visés.....	505
11.2. Cadre de réflexion et outils d'analyse adaptés aux objectifs.....	506
11.3. Accroître l'efficacité de l'azote au sein des systèmes de production animale.....	508
11.3.1. Au niveau de l'atelier « gestion des effluents ».....	509
11.3.2. Au niveau de l'atelier « sol-cultures ».....	510
11.3.3. Au niveau de l'atelier « troupeau ».....	511
11.4. Gérer l'azote à l'échelle des territoires sensibles.....	511
11.4.1. Options dans les territoires avec de fortes charges animales.....	511
11.4.2. Une transformation plus radicale vers des systèmes à bas intrants et à très basses fuites d'azote.....	512
11.5. Effets indirects des mesures prises pour améliorer l'efficacité de l'azote sur les autres performances de l'exploitation.....	512
11.6. Pistes pour l'action publique.....	513
11.6.1. Des moyens d'action différents selon la relation entre les dommages et la localisation des émissions polluantes.....	513
11.6.2. Des pistes encore peu explorées.....	516
11.6.3. Des outils novateurs encore en débat.....	517
11.7. Des éléments qui peuvent affecter la gestion de l'azote au sein des systèmes de production.....	518

Au vu de l'état des lieux, de la connaissance des flux d'azote liés aux élevages, des outils et marges de régulations décrites dans les chapitres précédents, ce chapitre explore différentes voies pour utiliser moins et mieux l'azote au sein des systèmes de production animale afin de limiter les pertes et les impacts environnementaux associés et d'économiser les ressources (l'azote, mais aussi les autres ressources liées à son utilisation dans l'exploitation agricole).

En se fondant sur l'analyse de la bibliographie, il propose un cadre général de réflexion sur les moyens techniques, sociaux et économiques mobilisables afin de :

- 1) continuer et développer les actions visant à accroître l'efficacité de l'utilisation de l'azote par les élevages en intervenant sur les sources d'azote exogènes et en maximisant le recyclage de l'azote réactif dans le système de production animale ;
- 2) envisager des stratégies territoriales ou de filières de plus grande envergure afin de réduire les émissions d'azote, en particulier lorsque les milieux récepteurs sont plus vulnérables aux impacts environnementaux.

De manière pragmatique, cette approche "moins et mieux" ne tranche pas entre des efforts visant à améliorer l'efficacité des systèmes actuels par optimisation des différents processus et une reconfiguration des systèmes qui peut apparaître comme indispensable, dans certaines situations. Il paraît difficile, dans l'état actuel des connaissances, de préciser l'ampleur de la réduction des émissions d'azote réalisables : on peut toutefois penser qu'un effort important doit être entrepris pour les systèmes de production les plus émetteurs et/ou pour des territoires particulièrement sensibles aux pollutions azotées.

Nous distinguerons les actions selon leur niveau d'organisation : ateliers de travail au sein de l'exploitation ; exploitation, groupes d'exploitations, filière et territoire. Les leviers de l'action publique sont appréhendés selon que l'on peut facilement ou non relier la source et l'impact des émissions. Les pistes encore peu explorées et les outils encore en débat, évoqués tout au long du rapport sont ici listés. Enfin, quelques éléments pouvant affecter la gestion de l'azote au sein des systèmes de production animale soulignent que la problématique "azote en élevage" s'inscrit dans un contexte plus large pouvant infléchir significativement les évolutions.

11.1. 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 (Tableau 11.1), pour tenter de faire évoluer la situation.

Tableau 11.1 : Objectifs visés selon la nature et le niveau de changement sollicités

	Meilleur recyclage de l'azote au sein des systèmes de production animale	Diminution de l'azote exogène entrant dans les systèmes de production animale
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 et la gestion des rotations	Désintensification des systèmes
Modifications de l'organisation des systèmes de production agricole	Maîtrise et réallocation des flux (par échanges, transport) y compris après traitement industriel et/ou des animaux	Généralisation de l'Agriculture biologique et/ou de systèmes à bas niveaux d'intrants sur certains territoires

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 (partie II), 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). 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, ce qui pourrait fragiliser les systèmes de production fort utilisateurs d'intrants. 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.

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 gestion de l'azote, et ne particulièrement dans les systèmes de productions animales. 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.

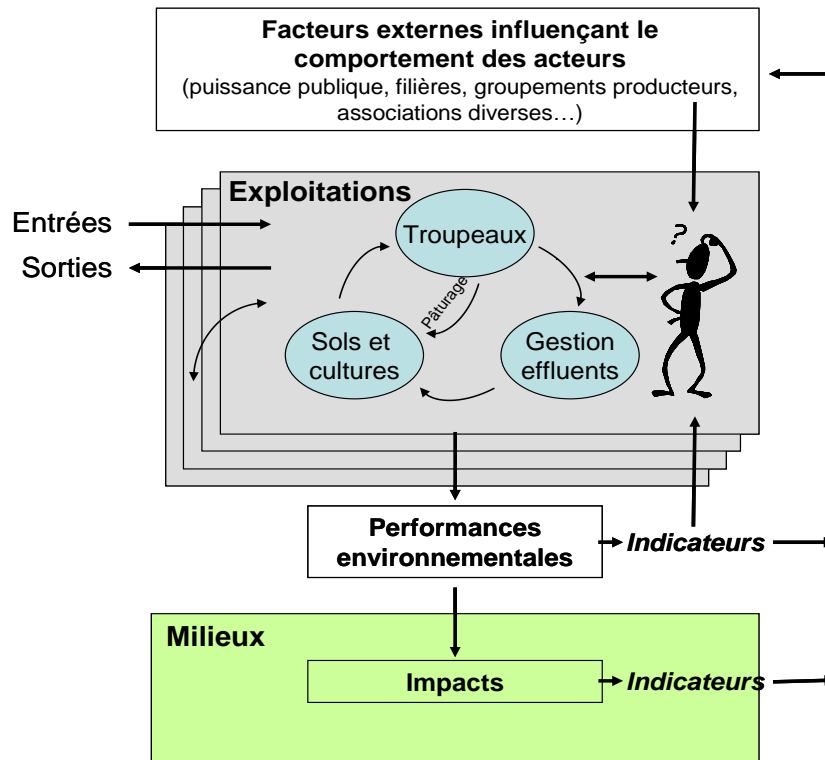
Mieux valoriser les produits issus d'élevages à hautes performances environnementales. Agriculture biologique, labels de qualité, indication d'origine... : les certifications assorties de cahiers des charges sont valorisées commercialement, le consommateur acceptant de payer un supplément. Cette segmentation 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, avec des approches à grande échelle, 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 à travers la certification de ses élevages

11.2. 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 d'effluents, par exemple) 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.

Figure 11.1 : Les différents leviers pour améliorer l'utilisation de l'azote au sein des Systèmes de Production Agricole (SPA)



Une démarche de progrès nécessite de disposer d'indicateurs pour évaluer les sources d'inefficacité et mesurer les améliorations réalisées suite à des changements de pratiques. Les indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde sont les plus couramment utilisés et assez faciles d'utilisation.

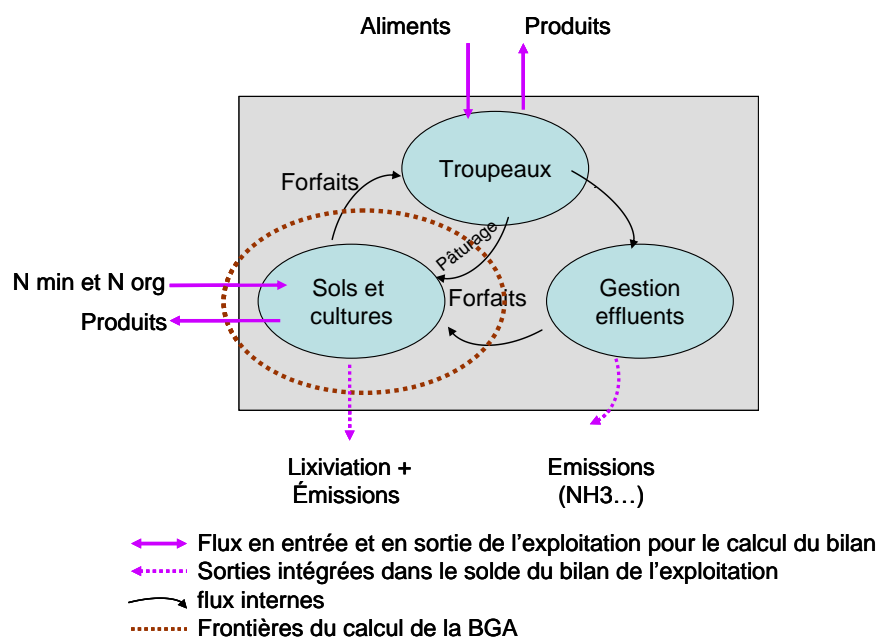
La Balance globale azotée (BGA), qui est l'outil de bilan actuellement employé par les politiques publiques en France, permet de raisonner l'équilibre de la fertilisation. C'est un outil accepté par les agriculteurs, ce qui lui confère un avantage dans le cadre d'une application réglementaire. Cependant il ne prend en compte qu'un seul poste, les sols et cultures, et reste centré principalement sur les fuites de nitrate alors que d'autres postes sont aussi sources de pertes. De plus, il est souvent peu/pas sensible aux changements de pratiques dès lors que les calculs ont recours à de nombreuses données forfaitaires (par ex pour les quantités d'effluents ou les quantités de fourrages valorisées). Il ne permet, à l'heure actuelle, pas non plus d'anticiper les évolutions futures de la réglementation sur les émissions d'ammoniac. Enfin, se fondant sur des estimations, le plus souvent peu vérifiables, ces bilans rendent finalement peu opérant, tout contrôle du respect des bonnes pratiques de fertilisation minérale. La récente révision des normes Corpen pour les ruminants permet toutefois de limiter les risques de sous-évaluation des apports.

Le bilan apparent à l'exploitation est plus intégrateur, mais il ne prend tout son sens que s'il est associé à des calculs de bilans au niveau des différents ateliers de l'exploitation. Le bilan sol-végétation (type BGA) pourrait faire partie intégrante d'un tel outil aux côtés d'un bilan à l'échelle du troupeau et d'un bilan sur la gestion des effluents (figure 5.1). En incluant dans le solde apports-exports 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, il apporte une bonne estimation de la pression réellement exercée par l'azote sur l'environnement. Il est plus robuste que la BGA puisqu'il ne fait aucune hypothèse sur les flux internes au système (quantité d'effluents produits et à gérer, bilans fourragers) ni du type d'animaux présents. Un tel outil se met actuellement en place aux Pays-Bas, à la demande notamment des producteurs, qui y voient un moyen de réduire leurs charges en limitant les achats

d'azote : en sériant les sources majeures d'inefficacité, il permet aux éleveurs et conseillers d'envisager les pratiques correctrices les mieux adaptées à la situation de chaque exploitation.

En France, un tel outil pour raisonner l'efficacité de l'utilisation de l'azote reste à construire. C'est néanmoins cette démarche que nous adopterons dans la suite du texte pour envisager les principales pistes de progrès, en sus des pratiques déjà préconisées (par exemple réalisation de plans prévisionnels de fumure).

Figure 11.2 : Représentation schématique du calcul de la BGA (ellipse en tirets marron) et du calcul de bilan apparent de l'exploitation en prenant en compte les 3 ateliers principaux de l'exploitation



Le développement de suivis de réseaux d'exploitations est, dans cette perspective, d'un grand intérêt pour étudier en vraie grandeur une diversité de situations, acquérir davantage de connaissances sur les pratiques mises en œuvre dans les exploitations et mieux quantifier les effets directs ou indirects des innovations.

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.

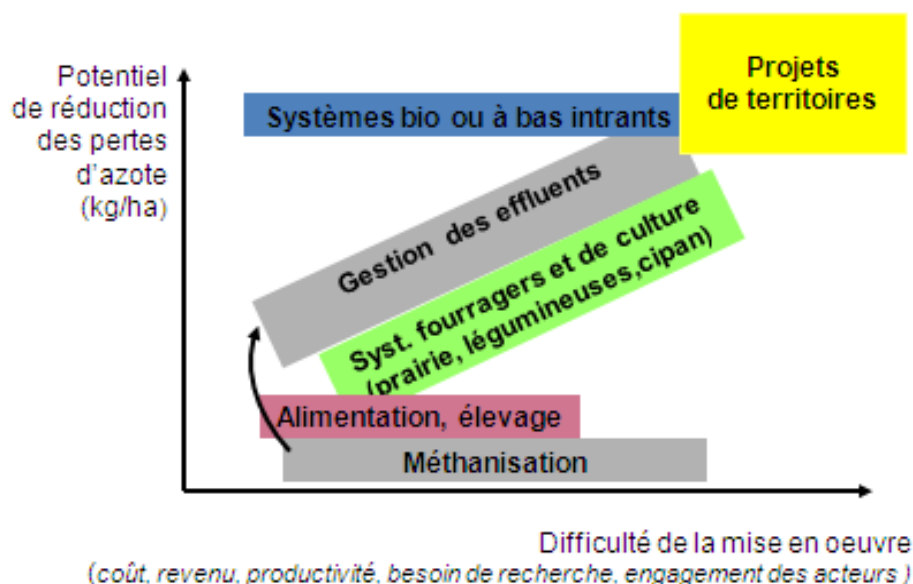
11.3. Accroître l'efficacité de l'azote au sein des systèmes de production animale

Cette partie synthétise les leviers d'action pour les différents ateliers du système de production animale.

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 11.3 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. 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.

Figure 11.3 : Représentation schématique des différentes pistes selon un axe de difficultés appréhendées qualitativement et un axe de réductions des pertes azotées escomptées



11.3.1. 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 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 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 problème du coût

des équipements spécifiques peut être surmonté par une organisation collective, via des CUMA par exemple, ou par l'entrepreneuriat.

L'autre voie privilégiée le traitement technologique des effluents. L'idée ici est de conserver l'azote émis par les animaux et de le recycler pour produire des produits exportables en dehors des zones d'élevage afin de « décharger » certains territoires en azote mais aussi en phosphore. Composts, résidus déshydratés ou boues séchées (certifiés NF fertilisants ou amendements organiques) peuvent être exportés en dehors des zones d'élevage. De telles filières d'échange ou de commercialisation de ces fertilisants 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, méthanisation) 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 N₂O ; 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 NH₃, émissions inconnues pour N₂O). 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 N₂ 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 présenter un mauvais bilan économique à l'avenir avec le renchérissement du prix de l'énergie.

11.3.2. 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, quant à elle, 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 (une durée de 5-6 ans minimum paraît souhaitable). Par ailleurs, la destruction des prairies au printemps, tout en réduisant le risque de lixiviation durant la période de drainage, permet des rendements élevés des cultures de printemps suivantes (ex. en maïs par rapport à un maïs en rotation culturale classique). 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 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 luzernière 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 « piège à nitrate » efficace lorsqu'elle est implantée derrière une prairie (prélèvement pouvant atteindre 400 kg/ha). En systèmes de culture, les légumineuses à graines sont aussi 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 un développement satisfaisant de la céréale.

11.3.3. 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 d'alimentation, 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.

11.4. Gérer l'azote à l'échelle des territoires sensibles

11.4.1. 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).

A l'échelle des paysages, les haies et les terrains boisés contribuent à la capture des émissions diffuses ou ponctuelles (NH_3) et les zones humides contribuent à l'élimination du nitrate, même si ces zones ne peuvent pas en 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 et un contrôle optimal, sous peine de risque de transfert de pollution.

11.4.2. 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 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, permettent généralement d'avoir 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 (AB) 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.

11.5. 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_3 ...), 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 et non par des chiffres 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_3 et de N_2O . 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 pertes 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 AB. 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.

Tableau 11.2 : 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 compte tenu des technologies disponibles aujourd'hui)

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

11.6. Pistes pour l'action publique

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

Les instruments à disposition

En économie du bien-être, la politique publique devrait égaliser le coût marginal d'abattement des pollutions à la valeur marginale des dommages qui en résultent. Mais comme dans la plupart des cas, la valeur marginale des dommages n'est estimée qu'avec une grande marge d'erreur, les politiques environnementales visent des objectifs quantitatifs négociés politiquement. Une politique efficace doit chercher à égaliser les coûts marginaux

d'abattement entre pollueurs afin de minimiser le coût total de la politique, i.e., de la somme des coûts supportés par les contribuables et par les agents économiques concernés. Plusieurs instruments permettent théoriquement de remplir cette condition i) la taxe sur les émissions polluantes, fixée au niveau du coût marginal d'abattement correspondant à l'objectif quantitatif de pollution, ii) une subvention par unité de réduction de pollution, fixée au même niveau, et iii) un marché des droits de pollution, la somme des droits égalant cet objectif de pollution. Ils nécessitent tous que les pouvoirs publics connaissent la pollution de chaque pollueur mais les coûts de transaction sont différents entre ces instruments (coûts d'information, d'inspection et d'administration ainsi que des coûts liés à d'éventuels contentieux)...

Une taxation des émissions azotées à la hauteur de leur dommage marginal, qui constituerait la politique la plus efficace, n'est pas possible à mettre en œuvre. En effet, les pouvoirs publics en charge de la régulation sont dans l'incapacité d'acquiescer à un coût raisonnable les informations nécessaires au niveau de chaque exploitation agricole à la fois sur les émissions elles-mêmes et sur leurs dommages. Il est donc nécessaire d'asseoir la politique sur d'autres variables que les émissions polluantes mais qui leur soient aussi corrélées que possible. Pour ce faire il est utile de distinguer les pollutions selon la dépendance fonctionnelle entre la distribution géographique des émissions et la distribution géographique des dommages.

Localisation des dommages indépendante de la localisation des émissions polluantes (GES)

Quand la localisation des dommages est indépendante de la localisation des sources de nuisances, comme pour les gaz à effet de serre, comme le dioxyde d'azote, le coût marginal d'abattement doit être égalisé pour toutes les émissions. Assis sur un indicateur commun comme la tonne d'équivalent CO₂, l'instrument le plus simple est une taxe uniforme de toutes les activités polluantes, qu'il s'agisse de chauffage, de transport, de fermentation entérique, de stockage et de manutention des effluents d'élevage ou de fertilisation. La mise en œuvre d'une telle taxe pour la fertilisation est facile si un coefficient d'émission peut-être attribué à chaque type de fertilisant (ammonitrate, urée par exemples). Elle se complique si ce coefficient dépend fortement des conditions de fertilisation : température, humidité, type de sol. Pour le stockage et l'épandage de fumier et de lisier, une telle taxe, si elle est pertinente, suppose un enregistrement et un contrôle coûteux des quantités d'azote concernées. Cet enregistrement est cependant réalisé pour d'autres raisons.

La mise en place de quotas d'émission individuels et échangeables est une alternative classique de la taxe, dans le cadre d'un quota national ou européen dégressif dans le temps. Cette alternative a trois avantages. Elle permettrait de déduire les éventuelles séquestrations de carbone des exploitations agricoles de leurs émissions. Les quotas initiaux peuvent être distribués gratuitement aux agriculteurs, tandis qu'une taxe leur coûte immédiatement. Théoriquement elle permet d'atteindre le facteur 4 de manière plus fiable. L'inconvénient majeur des quotas échangeables est le coût de mise en place et de gestion de ce nouveau marché, celui qui concerne déjà les plus gros émetteurs industriels ne fonctionnant pas très bien. L'intégration de l'agriculture dans la politique européenne du climat par une taxe ou des quotas se traduirait de toute façon par un renchérissement du coût et une baisse de la production des produits animaux européens. Si les produits animaux extra européens n'étaient pas soumis à la même politique, une forte baisse de la production européenne serait attendue, en raison de la perte de compétitivité due au coût de réduction des émissions. En revanche si des droits de douanes, logiquement indexés sur les émissions de ces importations, étaient appliqués aux frontières de l'UE, la hausse relative du prix européen constituerait une incitation à consommer moins de produits animaux en Europe et se traduirait par une moindre baisse de la production européenne.

Localisation des dommages dépendante de la localisation des émissions polluantes

Quand la localisation des dommages dépend de celle des émissions polluantes, la variabilité géographique de l'intensité des dommages implique une différenciation géographique de la politique. Autrement dit, là où les problèmes environnementaux consécutifs à la pollution de l'eau sont jugés sévères, les coûts marginaux d'abattement et la réduction des émissions doivent être plus élevés. C'est le cas de la pollution de l'eau par le nitrate et des pollutions de proximité liées aux sources d'ammoniac. Contrairement aux GES, la pollution de l'eau fait l'objet de nombreuses politiques en vigueur actuellement ou antérieurement.

A défaut de pouvoir taxer les émissions polluantes, la taxation des intrants polluants a l'avantage de requérir peu d'information et d'être facile à appliquer. Cependant les diverses expériences étudiées en Europe se sont avérées inadaptées. En pratique un taux de taxe élevé serait nécessaire pour réduire l'excès d'azote, la taxe renchérit alors le coût de l'azote productif, i.e., absorbé par les cultures. La redevance pollution appliquée en

France aux élevages est une taxe de ce type qui est d'autant moins corrélée aux émissions polluantes qu'elle est découplée du chargement depuis 2006, elle n'est donc ni incitative, ni efficace, sans pour autant avoir été simplifiée de manière à réduire les coûts administratifs.

Les politiques de l'eau observables en Europe s'attachent principalement à mettre en œuvre un équilibre de la fertilisation au travers de références imposées par la réglementation, tandis que la sensibilité des milieux est gérée par la différenciation de ces références selon différents zonages géographiques. La mise en œuvre de ces politiques est d'autant plus coûteuse en coûts d'information et d'administration que ces références et ces zonages sont plus précis, donc plus nombreux. Selon les pays, les dispositifs diffèrent cependant quant à la répartition des coûts de maîtrise des pollutions. L'application du principe de responsabilité environnementale (encore appelée « pollueur payeur ») a de la peine à s'imposer, y compris dans l'union européenne et en particulier en France où la directive cadre sur l'eau requiert la récupération de ces coûts auprès des pollueurs.

Ces politiques sont confrontées à plusieurs écueils. Le premier écueil est l'incomplétude du dispositif visant à mettre en œuvre l'équilibre de la fertilisation. C'est le cas du dispositif français qui, sauf dans les zones d'actions complémentaires et les bassins versants en contentieux, se limitent à maintenir un équilibre entre quantité d'effluents organiques et surfaces d'épandage, sans limiter la fertilisation minérale. Le deuxième écueil est l'inadéquation, donc l'inefficacité du système de contrôle et de sanction. Le contrôle de la conformité des cahiers d'épandage n'est pas suffisant si aucun moyen n'est mis en œuvre pour vérifier leur adéquation avec les pratiques réelles de fertilisation. Un recouplement avec les achats d'engrais, qui n'est pas mis en œuvre en France, serait un progrès peu coûteux. En outre les sanctions doivent être élevées pour être dissuasives en raison de contrôles sur place nécessairement rares étant donné leur coût. Le troisième écueil concerne l'efficacité allocative (i.e. coût d'application de la politique à contrainte environnementale fixée), notamment pour la politique des quotas. La préconisation des économistes est classiquement de créer un marché de ces quotas afin qu'ils se déplacent vers les entreprises les plus rentables. Ce choix n'a pas été fait en France où la gestion des droits à produire, les autorisations d'exploiter et la validation des plans d'épandage sont confiés à l'administration et à un ensemble de possibilités de dérogations permettant certaines adaptations structurelles et certaines installations, afin d'intégrer d'autres objectifs relevant de la politique des structures et de la cohabitation entre filières animales. En conséquence des ajustements se produisent sur le marché de la terre, mais de manière lente et imparfaite compte tenu de sa rigidité. L'inefficacité allocative est également difficile à garantir dans les politiques ciblant des technologies particulières car elles reviennent à privilégier certaines combinaisons productives. Par exemple, le plan national de la reconquête de la qualité de l'eau en Bretagne, en privilégiant le soutien public au traitement des effluents d'élevages hors sol conduit à un coût total pour les éleveurs et l'Etat beaucoup plus élevé que la simple application de la directive « Nitrates » et même deux fois plus élevés qu'un marché des droits d'épandage. Un tel marché permettrait une substitution optimale de l'azote organique à l'azote minéral alors que le soutien au traitement ne dispense pas de s'assurer de l'équilibre de la fertilisation.

Le marché de l'épandage, né de dispositions juridiques encadrant les pratiques d'épandage dans les zones saturées en azote, offre des potentialités indéniables. Au sein de ces zones, une sorte de marché existe déjà, même si le mode d'adjudication des réserves départementales d'azote par les commissions départementales d'orientation agricole reste très éloigné d'un vrai mécanisme de marché. En ajustant de manière plus fluide et transparente les quantités à épandre aux terres à épandre, selon une logique de l'offre et la demande, un vrai marché de droits ne peut que conduire à une meilleure efficacité environnementale et économique. Cependant, cette mécanique séduisante reste limitée en pratique. Pour des raisons de calendrier d'épandage et de coût de transport, les effluents d'élevage font principalement l'objet d'une gestion de proximité. Or, ces zones déjà saturées en azote limitent de fait les possibilités d'un tel marché de droits, y compris pour la substitution de l'azote organique à l'azote minéral. Pour développer l'offre de surfaces à épandre, les effluents concernés doivent répondre à certaines caractéristiques préalables (en particulier, liées à leur taux de matière sèche, d'éléments fertilisants et dates d'épandage). Et à l'instar du marché de droits qui existe pour les quotas d'émission de GES, un marché des droits d'épandage doit se doter d'une police. Cela implique notamment un contrôle de la fertilisation des agriculteurs qui cèdent leur droit d'épandage sur tout ou partie de leur exploitation, même s'ils ne sont pas eux-mêmes éleveurs.

.. Un dispositif qui peut gagner en efficacité

Au final le dispositif français est caractérisé par un empilement de réglementation et de plans d'accompagnement qui peine à trouver un compromis efficace entre le respect des directives européennes, le maintien d'une production compétitive et l'urgence environnementale dans certaines zones. Si les exemples étrangers, comme le Danemark, montrent que le tâtonnement dans le choix des politiques n'est pas une exception française, ils montrent aussi que faire respecter la réglementation est finalement indispensable et n'empêche pas les ajustements structurels et la compétitivité dès lors que cette réglementation est bien stabilisée. Enfin, la vulnérabilité de certains milieux interdit certaines utilisations du sol, comme les cultures arables ou même le pâturage dans les cas les plus aigus. Dans ces cas particuliers, l'action publique doit nécessairement envisager une prise de contrôle du foncier agricole et un dédommagement des exploitations agricoles éventuellement contraintes de déménager.

11.6.2. 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), soit 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 à la fois sur les éleveurs et sur les industriels, notamment du fait que les contrats passés n'internalisent 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).

11.6.3. 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 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)¹. 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 prolifique 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

¹ Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry*. Washington, DC: World Resources Institute, 31 p.
<http://www.maweb.org/documents/document.353.aspx.pdf>

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 ».

11.7. 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 pourrait alors trouver une rentabilité économique en substitution partielle des engrais minéraux. Toutefois cette stratégie pourrait aussi 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, les émissions associées à leur production 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

Auteurs

Pierre Cellier

Jean-Louis Peyraud

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Conclusions du rapport d'expertise

<i>L'état des connaissances sur l'azote en élevage</i>	521
<i>Des pistes de progrès identifiées à l'échelle de l'exploitation... ..</i>	522
<i>...et à l'échelle des territoires.....</i>	523
<i>Des besoins de recherches identifiés.....</i>	525
<i>Sigles et acronymes.....</i>	526

Conclusions du rapport d'expertise

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 (2 110 kt), pour un peu moins de la moitié des effluents d'élevage (1 820 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 utilisent 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. Sur les territoires les plus chargés en animaux, les effluents des animaux ne trouvent plus autant d'usages agronomiques sur place. Le tournant environnemental, conduit par des mouvements associatifs, a été renforcé par le phénomène de rurbanisation et a contribué à transformer la question du nitrate en problème de pollution. L'expertise a permis d'éclairer plusieurs aspects :

La concentration spatiale des élevages a un rôle déterminant 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.

La question de l'azote ne se réduit pas à celles du nitrate, les émissions de NH₃ constituent aussi un enjeu fort. 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...

Efficiences 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 sorties valorisées et les entrées d'azote, calculée au niveau de l'animal est globalement 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, NH_3 , N_2O , 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.

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 NH_3), au régional pour les impacts sur la qualité des eaux et de l'air (NH_3 , NO_3) et niveau au global pour le changement climatique (émissions de N_2O).

L'encadrement juridique complexe n'a pas permis d'atteindre les objectifs de réduction des pollutions. La réglementation concerne aujourd'hui une multiplicité de zonages, la législation sur les installations classées et a concerné des programmes pour inciter aux démarches volontaires (PMPOA par exemple). Une longue série de rapports, y compris ceux émanant des services de l'état, et de publications a montré que le dispositif français n'a pas permis d'atteindre les objectifs de la directive cadre sur l'Eau. Parmi les difficultés il faut mentionner le caractère diffus des pollutions qui n'a pas incité à une responsabilité individuelle des éleveurs (à la différence d'autres pays), l'intégration de préoccupations économiques et sociales dans les politiques environnementales, le suivi des objectifs environnementaux qui a été confié aux acteurs du développement agricole. Enfin les politiques concernent des échelles administratives qui sont peu pertinentes vis-à-vis du réseau hydrographique. De plus, l'importance des sources de pollution azotées gazeuses relativement aux formes véhiculées par les eaux, pose la question de la cohérence d'ensemble des politiques et notamment entre les critères de la directive « Nitrates » et ceux la Convention de Genève, ainsi que la convergence de l'évolution du code des bonnes pratiques agricoles et des différents plafonds d'émissions.

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 effluents. 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. Les systèmes à bas intrants réduisent l'entrée d'azote exogène (fertilisants, aliments riches en protéines), maximisent le recyclage interne de l'azote et utilisent davantage les légumineuses et la prairie. Cette orientation peut abaisser la productivité des surfaces, sans pour autant affecter le revenu de l'éleveur. L'agriculture biologique présente ainsi des pertes d'azote toujours moindres par unité de surface qu'en système conventionnel. Cette voie d'action a été mise en œuvre dans plusieurs territoires où la reconquête de la qualité des eaux a été reconnue comme l'objectif prioritaire.

Les indicateurs de type bilan d'azote à l'échelle de l'exploitation et de ses sous-systèmes troupeau, gestion des effluents, sols et cultures, seraient des outils adaptés pour mettre en œuvre des démarches intégrées à l'échelle de l'exploitation visant à détecter les sources majeures d'inefficacité et rechercher les solutions les mieux adaptées localement. Il existe bien d'autres indicateurs qui permettent notamment d'approcher les niveaux d'émissions, de pollution ou les impacts. Mais ces indicateurs ne sont pas toujours d'usage facile car ils se fondent soit sur des mesures de terrain (mesures directes de reliquats azotés par exemple), soit sur des sorties de modélisation nécessitant une description des sols et du milieu ainsi que des données fournies par les agriculteurs.

...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.

A 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.

Des outils pour favoriser et accompagner les changements

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 aérobique 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 œuvre 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 œuvre, mais elle devrait être fixée à un niveau élevé pour être efficace, c'est-à-dire pour conduire à des réductions significatives des pertes d'azote, ce qui aurait un impact collatéral élevé sur la rentabilité des exploitations. 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.

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 œuvre 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 peu connus ou encore mal quantifiés (émissions gazeuses, dynamique de l'azote dans le sol, fixation symbiotique, fonctionnement des zones humides...) 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 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, réaliser des diagnostics et 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
CH₄ : 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 : coopérative 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
N₂ : diazote
N₂O : protoxyde d'azote
NH₃ : ammoniac
NH₄⁺ : ammonium
NO₂⁻ : nitrite
NO₃⁻ : nitrate
NO_x : 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
RAD : réseau agriculture durable
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

Liste des acteurs de l'expertise

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'Elevage (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*

Auteurs des chapitres du rapport d'expertise

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 -Colmar 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'Elevage (PEGASE). *Systèmes d'élevage, ruminants*

Jean-Yves DOURMAD, Inra Rennes, unité mixte de recherche 1348 Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage (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'Elevage (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 GAIGNÉ, Inra Rennes, unité mixte de recherche Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires (SMART). *Economie industrielle, localisation*

Peter KUIKMAN, ALTERRA – 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, NH₃, N₂O*)

Françoise VERTÈS, 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 et Inra-DEPE, Information scientifique et technique.

Equipe-projet

Catherine DONNARS, conduite du projet et coordination éditoriale, Inra-DEPE ; **Olivier RECHAUCHERE**, suivi du projet et suivi éditorial, Inra-DEPE ; **Fabienne GIRARD**, gestion et logistique, Inra-DEPE ; **Mérim KATTIR**, gestion et 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).

Rapport d'expertise réalisé à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie

