



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

Fabrice Béline, Luc Delaby, Françoise Vertès, Philippe Rochette, Virginie V. Parnaudeau, Pierre Cellier, Jean-Louis J.-L. Peyraud

► To cite this version:

Fabrice Béline, Luc Delaby, Françoise Vertès, Philippe Rochette, Virginie V. Parnaudeau, et al.. Chapitre 6. Transformation, devenir et valorisation de l'azote : des effluents d'élevage aux systèmes de cultures. DEPE; ESCo_9-Azote. Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie. 2012. hal-02811087

HAL Id: hal-02811087

<https://hal.inrae.fr/hal-02811087>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

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).

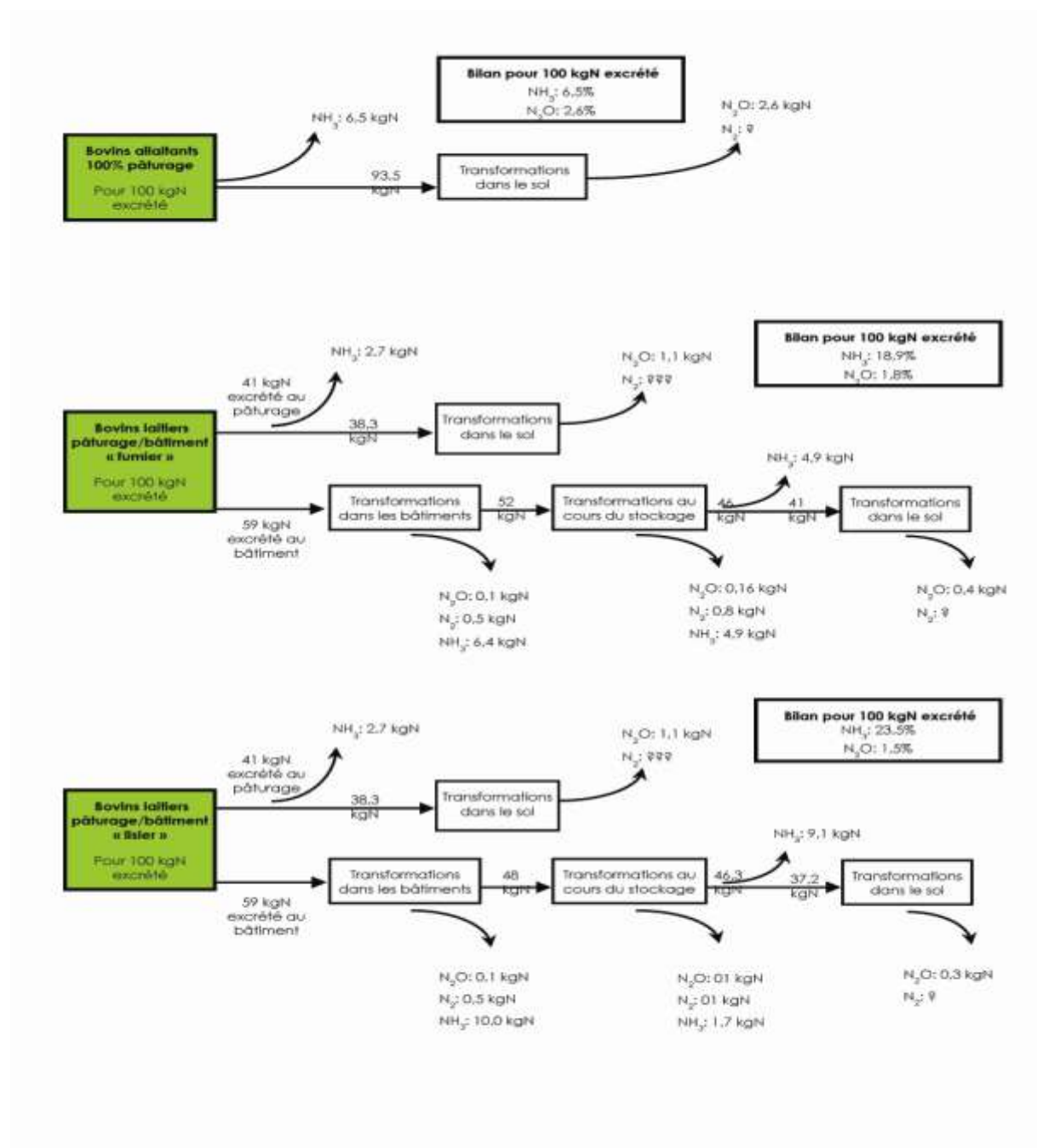
Les pertes entre la production des déjections et l'arrivée sur le sol sont significativement plus faibles lorsque les animaux sont en pâturage du fait du nombre d'étape beaucoup plus limité (voir aussi 1.3.5) mais les émissions de N₂O peuvent être plus élevées.

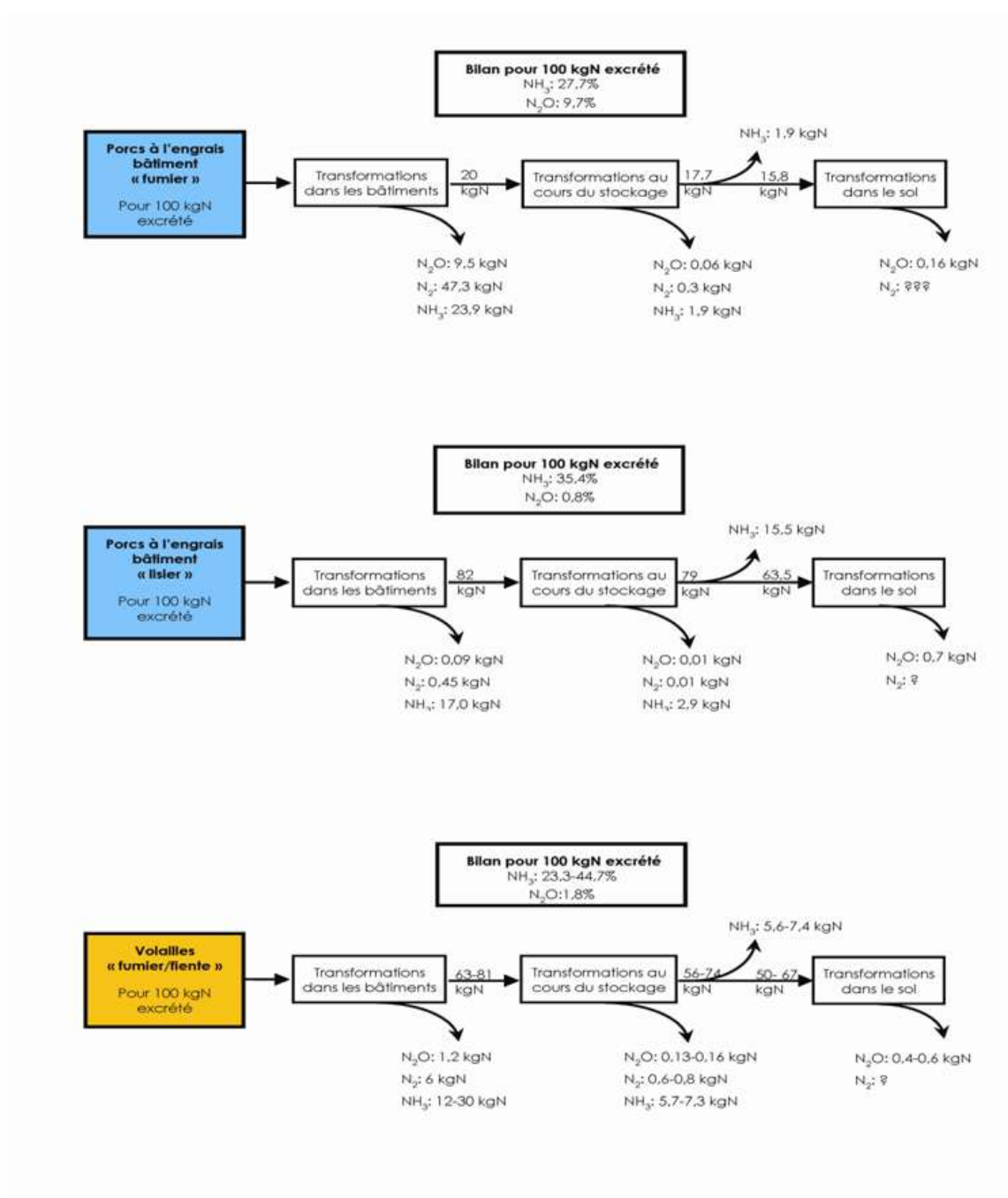
Pour les bovins, en prenant en compte l'ensemble de la filière, les pertes d'azote sous formes de NH₃ sont de l'ordre de 19-23% et de 1,5-1,8% sous forme de N₂O. D'un point de vue global, on observe assez peu de différence entre les filières lisiers et fumiers mais des différences importantes sont toutefois 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 environnementales (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 environnementales 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 (NO_3 , NH_3 , N_2O , 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 d'une 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 ; Larney 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 NH_3 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 NH_3 lors du stockage et de l'épandage des digestats.

D'après Moeller et Stinner une baisse globale des émissions de N_2O 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-NH_4^+ et du pH et une diminution du C labile et de la viscosité. Ces modifications ont des effets potentiels opposés sur la production de N_2O après l'application au sol. En effet, la plus grande concentration en azote minéral peut augmenter le taux des réactions produisant le N_2O . 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-NH_4^+ du digestat) et la rareté du C labile tendent à diminuer le rendement en N_2O de la dénitrification ($\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$). Dans la réalité, l'effet net de ces transformations sur les émissions de N_2O 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 N_2O . 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 N_2O 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 N_2O .

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 NH_3 , 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 déchiquetage 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 porc 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 N_2O en élevage. Une estimation de la réduction des émissions de N_2O 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 N_2O 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 N_2O 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 N_2O est observée. L'émission de N_2O à partir des endroits peut être très intense (jusqu'à 300 kg N- N_2O 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 N_2O 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 N_2O ait été démontré, on n'est toujours pas en mesure de prédire le potentiel de production de N_2O 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 N_2O 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 N_2O .

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés pour l'estimation des émissions de N_2O à partir des sols agricoles. S'ils proposent tous de déterminer le N_2O 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; Saletet 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 N_2O 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 N_2O . Cependant, ils ne peuvent inclure l'effet de toutes les interactions entre les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui déterminent les émissions de N_2O et recourent donc à plusieurs coefficients empiriques pour l'estimation des émissions de N_2O . 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 N_2O (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 N_2O . 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 N_2O 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 N_2O (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 N_2O 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 N_2O 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

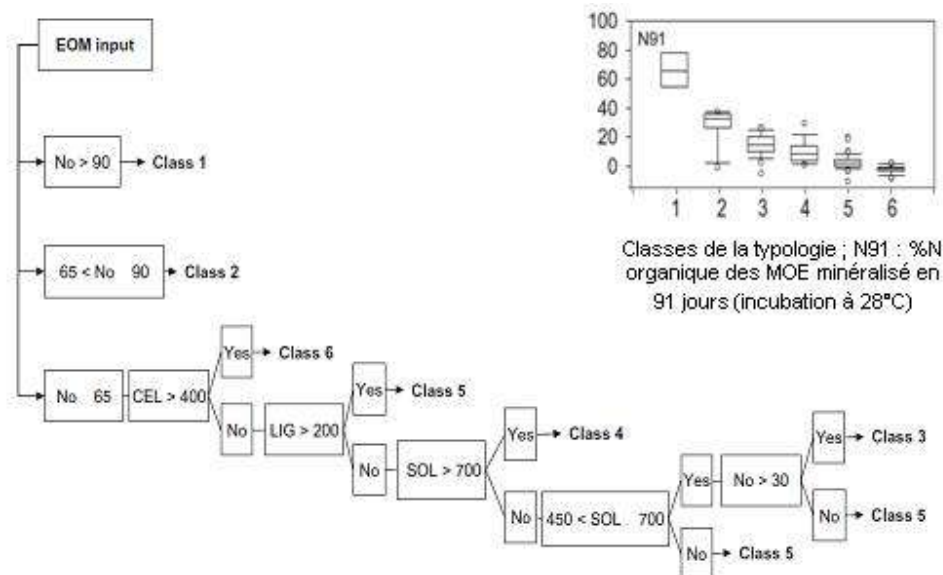
Références: (Berntsen et al., 2007 ; Bittman et al., 2007 ; Burton and Turner, 2003 ; Chadwick et al., 2000a ; Gutser et al., 2005 ; Hadas et al., 2002 ; Hart et al., 1993 ; Hatch et al., 2004 ; Janssen, 1984 ; Jenkinson and Smith, 1988 ; Kolenbrander and De la Lande Cremer, 1967 ; Langmeier et al., 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 : (Générmont 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).

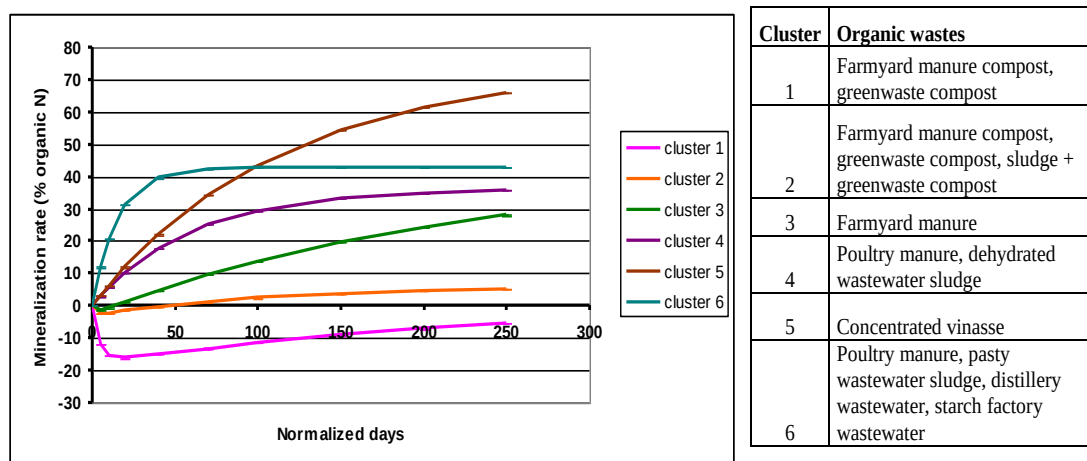
Figure 6.2 : Arbre de décision basé sur la composition chimique et biochimique des matières organiques exogènes (MOE), affectant chacune des MOE dans l'un des 6 classes de la typologie de prédiction de la vitesse de minéralisation (EOM = MOE ; No : azote organique en g.kg⁻¹ de MOE ; CEL, LIG, SOL : fractions 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.



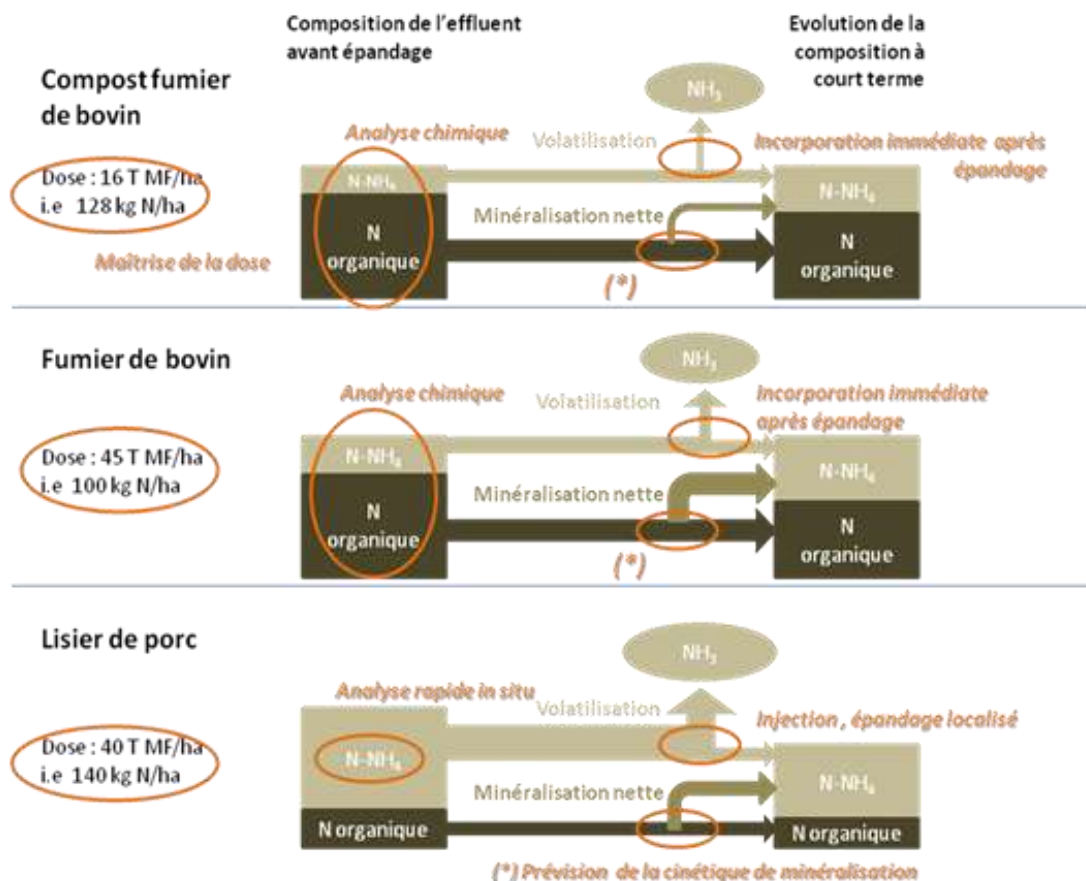
Malgré ces progrès significatifs sur la minéralisation à court terme des produits organiques, des lacunes demeurent sur ce processus :

- 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

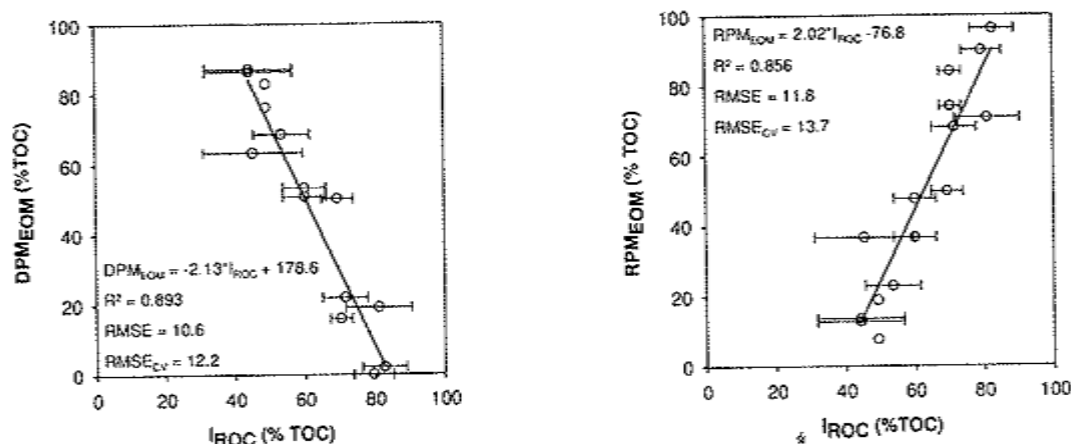
Les apports de matières organiques par les effluents permettent d'augmenter le stock de carbone des sols. Le coefficient isohumique (K1), introduit par Hénin et Dupuis, est défini comme la proportion de C apporté qui se retrouve dans le sol sous une forme stable, dont le devenir est sensiblement le même que celui des matières humiques du sol (Hénin 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 :

$$I_{ROC} = 445 + 0.5 \text{ SOL} - 0.2 \text{ CEL} + 0.7 \text{ LIC} - 2.3 \text{ C3d}.$$

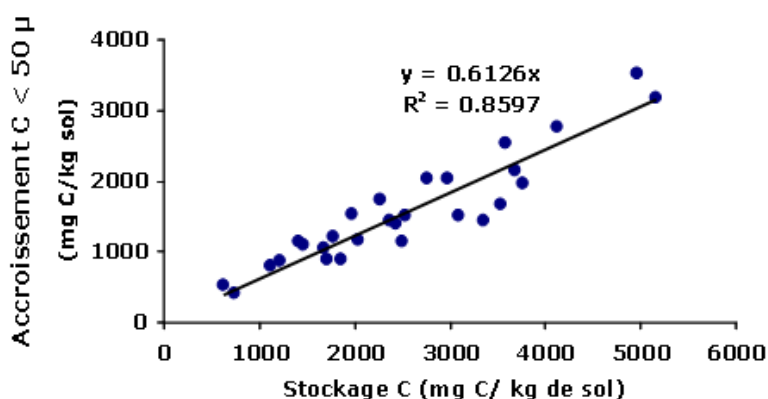
Peltre *et al.* (2010) montrent que peut être utilisé pour calculer la proportion de matière organique labile (DPM) et résistante (RPM) de l'effluent prise en compte dans le modèle Roth-C (Figure 6.5) (Peltre *et al.*, 2010).

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 ($< 50 \mu$) 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 $< 50 \mu$ 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 $< 50 \mu$ 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.

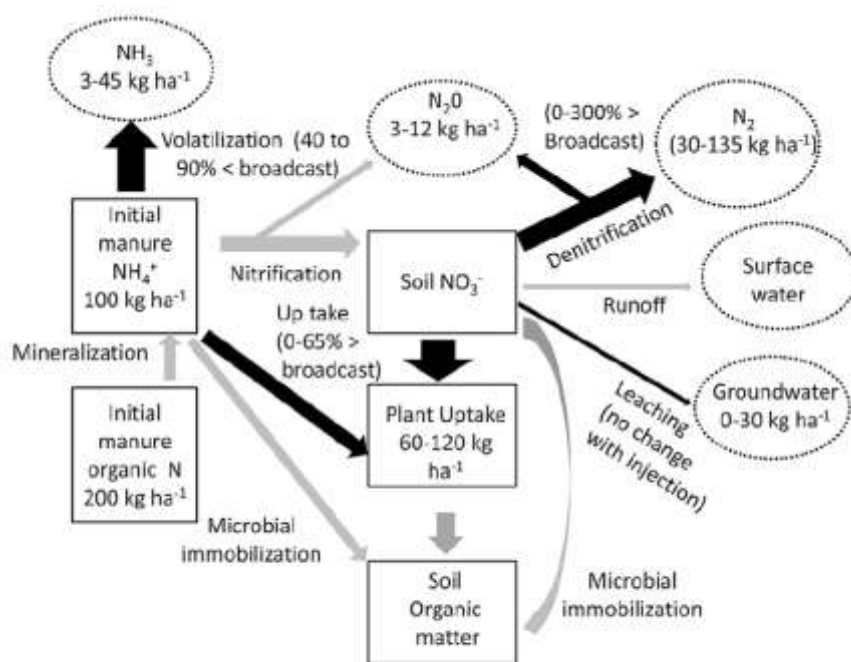
Les apports d'effluents sont réalisés majoritairement sur cultures annuelles, qui se caractérisent par des besoins importants en N sur une période courte. Le scénario d'apport le plus simple et le plus usité consiste à valoriser les effluents sur cultures de printemps, par des apports réalisés au début 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 Zebbarth, 1997 ; Zebbarth 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 m²) et une zone d'influence (zone d'impact et surface affectée par ruissellement et infiltration) de 0,5 jusqu'à plus de 2,0 m² 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

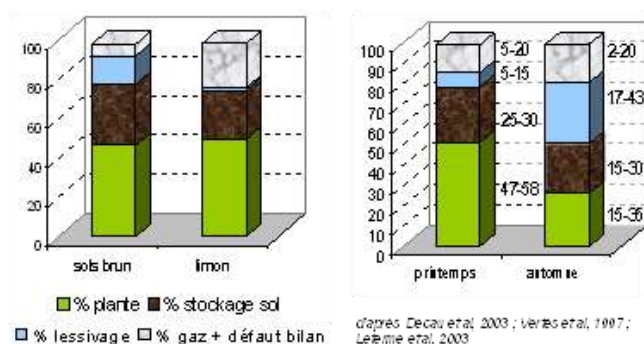
L'évolution de l'azote urinaire est beaucoup plus rapide et encore plus dépendante de la période d'émission (Decau et al., 2003). Dès le dépôt au sol, l'urée de l'urine est transformée en ammoniac (NH_3) et/ou en ion ammonium (NH_4^+ - (Bolan et al., 2004)). Cette transformation et la proportion de chaque 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

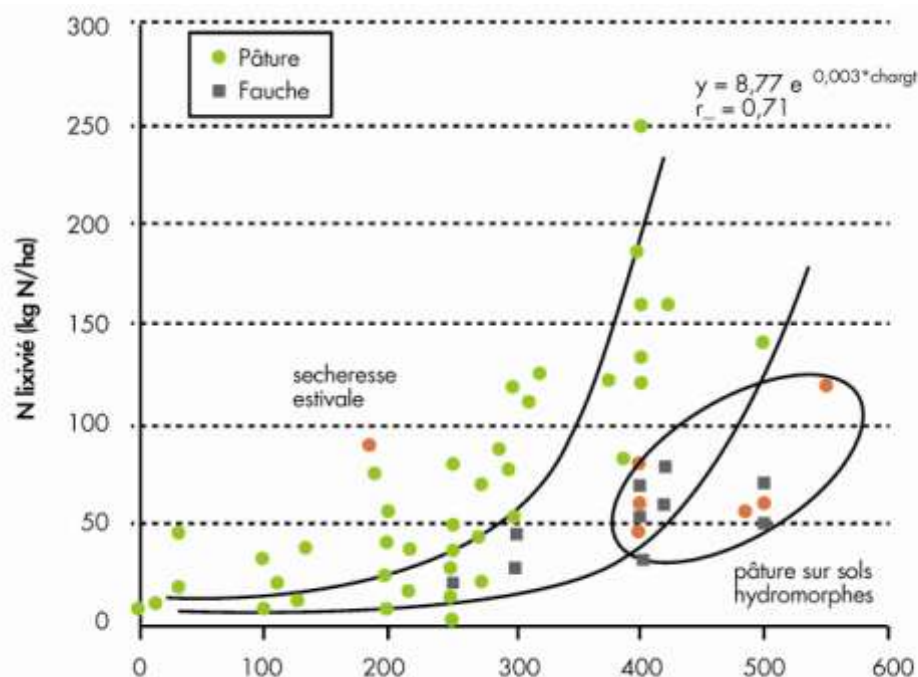
6.5.2.1. Lixiviation du nitrate

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 advient 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 sèches) 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)

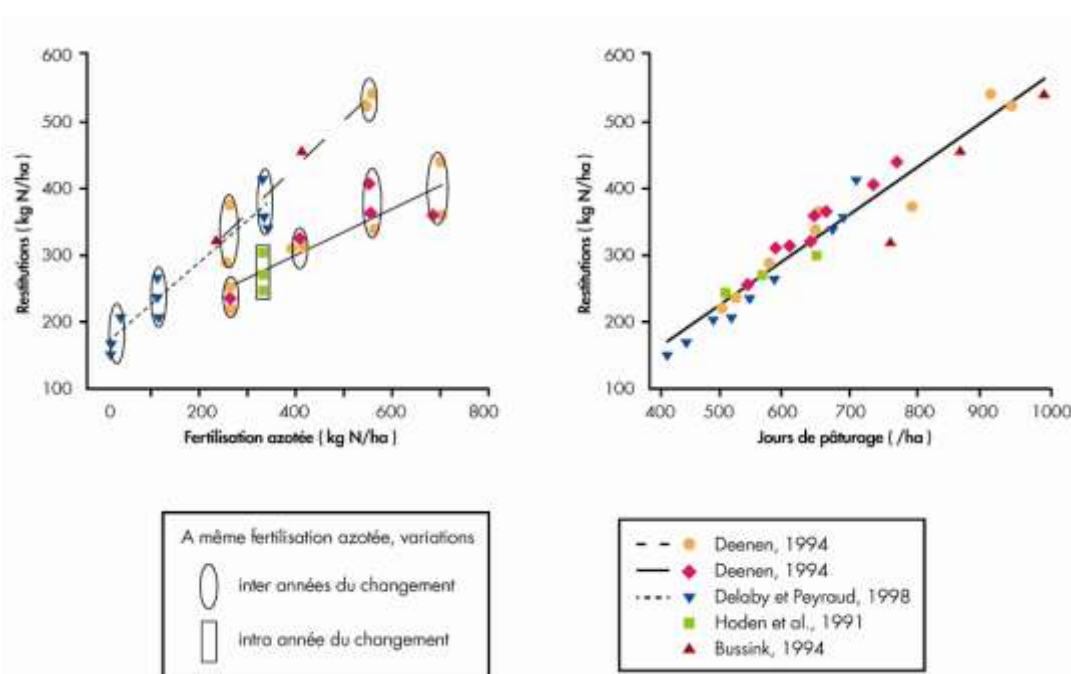
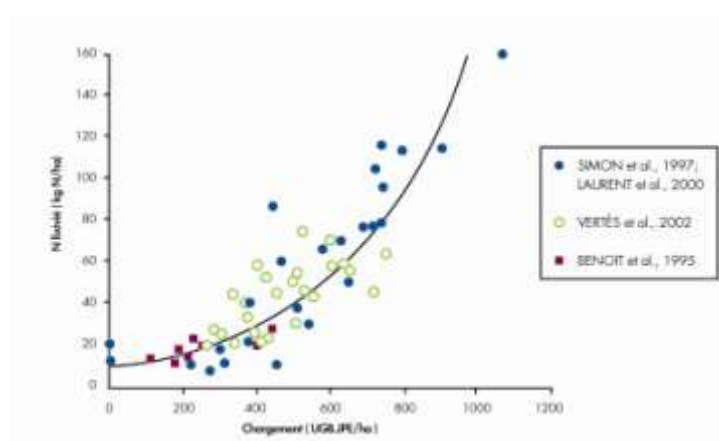
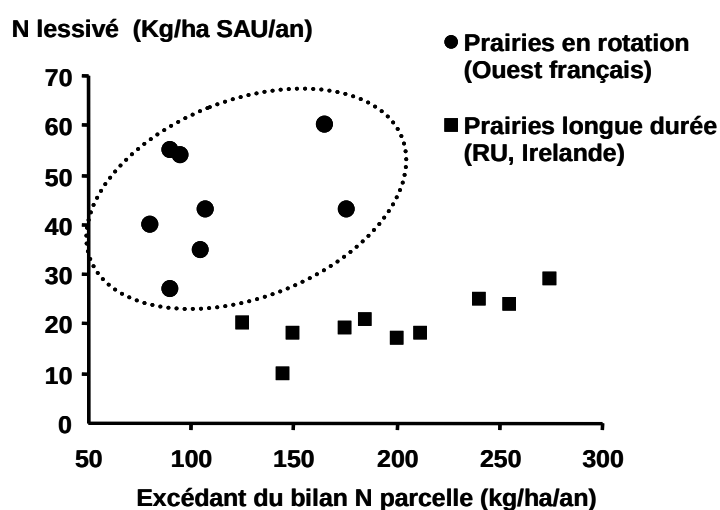


Figure 6.11: Effet du nombre de jours de pâturage sur la quantité d'azote lixiviée (Vertès et al., 2007b)



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 animaux 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).

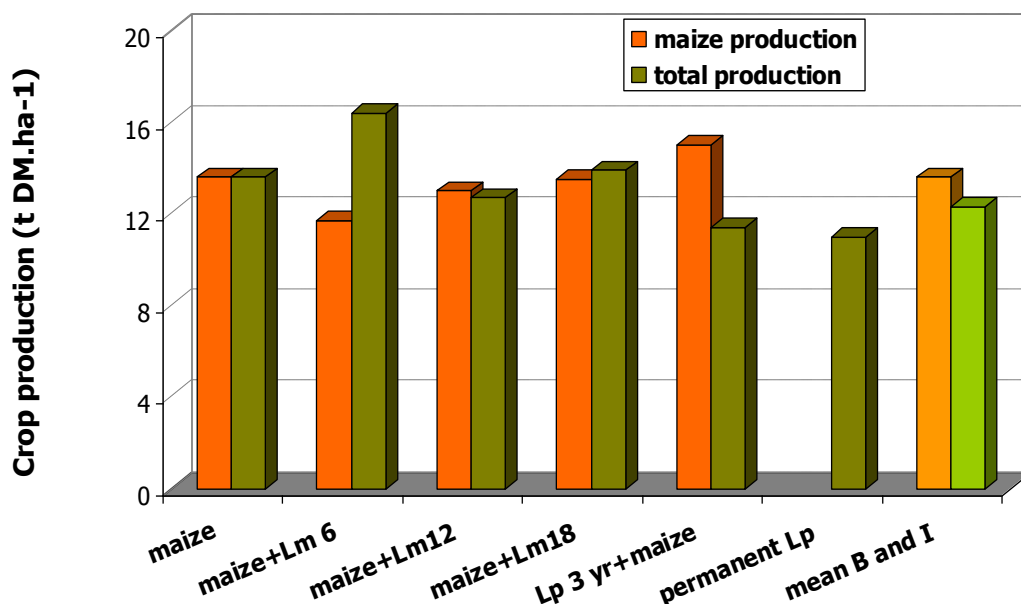
6.6. La gestion des rotations culturales pour limiter les pertes d'azote

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 Cipan 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 Terri'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/an) 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.

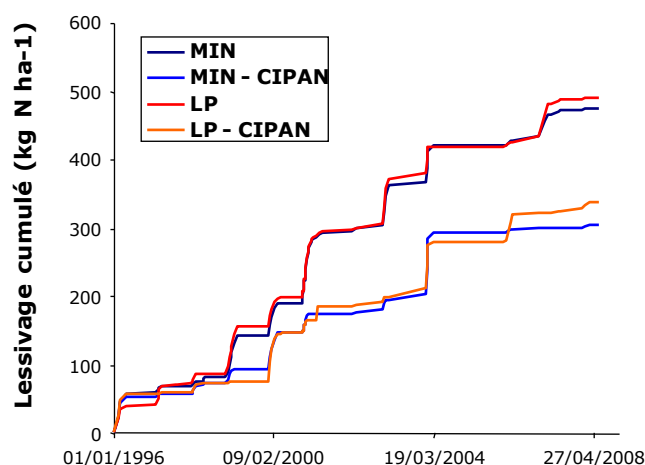
6.6.2. Mise en place de cultures et d'intercultures aptes à réduire les pertes de nitrate

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 agrotansfert Terri'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.; Bounaïx, 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.; Bounaïx, 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/Alterraraapporten/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.

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.; 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)

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.; 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.

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 N₂ 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.; Dublanchet, 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-Oudoux, 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>

Meijide, 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>

Meijide, 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.; Beaudoin, N.; Béguin, P.; Butler, F.; Cannavo, P.; Cohan, J.-P.; Dupont, A.; Duval, R.; Espagnol, S.; Flénet, F.; Fourrié, L.; Générmont, 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.; Zebbarth, 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 paturage. 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.; Klemetsson, L.; Svensson, L.; Galle, B.; Kasimirklemetsson, 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>

