

Maîtrise des pollutions azotées en élevage bovin

H. CHAMBAUT (1), A. LE GALL (2), A. PFLIMLIN (3) et J.L. MÉNARD (1)

(1) Institut de l'Élevage, 9 rue André Brouard, BP 70510, 49105 ANGERS CEDEX 02

(2) Institut de l'Élevage, Monvoisin, BP 85225, 35652 LE RHEU CEDEX

(3) Institut de l'Élevage, 149 rue de Bercy, 75595 PARIS CEDEX 12

RESUME - Le panorama des systèmes de production et la cartographie des teneurs azotées de la ressource en eau ciblent les plus forts risques dans les systèmes intensifs des zones de cultures fourragères, soit plus de la moitié des élevages bovins laitiers et un quart des élevages bovins viande. Une réduction importante des flux de minéraux circulant dans les exploitations et des pertes d'azote vers l'environnement est souvent possible par l'optimisation des pratiques sans changement majeur des systèmes de production. L'effort porté sur la réduction des pollutions directes en France et la mise en pratique des différents leviers d'optimisation des flux d'azote à l'échelle des exploitations devrait permettre d'atteindre une concentration en nitrates voisine de 50 mg par litre d'eau drainant sous les parcelles pour les systèmes herbivores autonomes pour la production de fourrages à moins de 1,9 UGB/ha SFP comme le montrent les résultats obtenus sur des systèmes complets en station expérimentale. Ces résultats à la fois encourageants et limités au regard de la Directive Nitrates doivent être discutés plus largement à l'échelle du bassin versant, à l'exutoire duquel est attendu le résultat de qualité d'eau. Les modèles développés par la recherche intègrent aujourd'hui les phénomènes spatio temporels à cette échelle, favorisant ainsi la compréhension des processus et donnant les premiers éléments d'explications sur l'inertie des bassins après changements de pratiques agricoles et l'évolution des concentrations en nitrates prévisibles.

Nitrogen pollution control in French cattle farms

H. CHAMBAUT (1), A. LE GALL (2), A. PFLIMLIN (3) et J.L. MÉNARD (1)

(1) Institut de l'Élevage, 9 rue André Brouard, BP 70510, 49105 ANGERS CEDEX 02

SUMMARY - Inventories of animal production systems and water quality resources and mapping of both show higher risk on intensive systems that represents more than 50 % of milk producers and 25 % of beef one. Important benefices are expected from optimising practices. In experimental farms, a decrease of nitrate concentration in drained water under 50 mg nitrates per litter is obtained when systems are optimised and stocking rate on forage area less than 1.9 LSU/ha. Those level are close to Nitrates Directive limits and discussions have to occur at the water shed level to take in account the time of water transfer and others biological process at this scale. Models can help to understand and quantify the difference between water quality on drained water under the fields and in the river and to evaluate the impact of different level of changes in practices at the farm scale.

Les herbivores produisent entre 70 et 75 % de l'azote et du phosphore d'origine animal et valorisent 65 % de la SAU française (Farruggia *et al.*, 2000). Situés dans les zones les plus arrosées, ces surfaces représentent 40 % du bilan hydrique national (P-ETP). Ainsi l'élevage d'herbivores joue un rôle important dans la maîtrise de la qualité des eaux et dans une moindre mesure de l'air, ainsi que sur le maintien de la fertilité des sols et l'entretien du paysage. La collecte intégrale des déjections animales et autres effluents est imposée par la réglementation française. Elle conduit à des investissements réduisant fortement les rejets directs dans les milieux aquatiques. Plus de 80 000 éleveurs se sont déclarés volontaires en 2002 pour intégrer le programme d'aide aux réductions des pollutions azotées d'ici 2006. Les bénéfices attendus portent également sur la réduction des pollutions diffuses par le conseil agronomique et la construction de capacité de stockage des déjections permettant un épandage aux périodes appropriées.

Cette synthèse se limite aux pollutions azotées et développe plus particulièrement les moyens d'action pour réduire la pollution diffuse.

1. SENSIBILITE DE L'ELEVAGE FRANÇAIS PAR RAPPORT AUX POLLUTIONS AZOTEES

1.1. DES EXCEDENTS D'AZOTE LIES A L'INTENSIFICATION ET AUX PRATIQUES

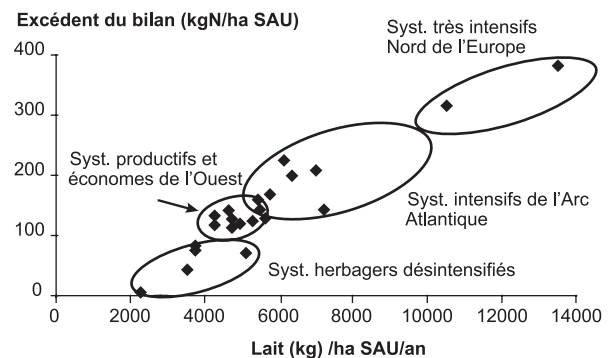
Le bilan apparent de l'azote ou bilan des minéraux (azote, phosphore, potassium) permet d'évaluer les principaux flux et excédents annuels de minéraux au niveau de l'exploitation (Simon *et al.*, 1994). Ce bilan somme, d'une part, toutes les entrées (engrais, concentrés, fixation symbiotique, fourrages achetés, déjections...) et d'autre part, toutes les sorties d'éléments minéraux (lait, viande, grains et fourrages vendus) à l'échelle de l'exploitation. Le solde annuel est ramené à l'hectare de surface agricole utile.

Plusieurs études ont ainsi permis d'évaluer les excédents d'azote dans les systèmes herbivores en France et l'influence des systèmes de production et de la maîtrise technique de l'éleveur sur le solde (Vertès *et al.*, 2002 ; Simon *et al.*, 2000 ; Le Gall *et al.*, 1999). L'étude réalisée au niveau national sur un échantillon de 216 fermes laitières, représentatif de la diversité de ces systèmes (Le Gall, 2003) montre que l'excédent annuel d'azote de l'exploitation laitière française moyenne est compris entre 70 et 85 kg d'azote par hectare selon que l'on comptabilise ou pas la fixation d'azote symbiotique. L'excédent d'azote varie de 40 kg N/ha pour le premier quartile, à 100 kg/ha pour le troisième quartile. Dans les systèmes bovins viande, l'analyse de "cas types" des réseaux d'élevage montre que l'excédent d'azote varie de 40 kg par hectare pour les systèmes herbagers extensifs du bassin allaitant du Centre de la France à 100-150 kg par hectare pour les systèmes naisseur-engraisseur de l'Ouest de la France (Le Gall *et al.*, 1999).

Ces différentes études montrent aussi que l'azote fourni par l'ensemble de la fertilisation dans les systèmes laitiers (engrais, déjections importées, fixation) représente de 70 à 80 % des entrées alors que les apports d'azote par les concentrés en constituent entre 20 à 30 %. Une synthèse d'études menées en Europe montre le lien entre le solde d'azote et l'intensification fourragère et animale, exprimée

par le chargement animal à l'hectare, ou à la production laitière rapportée à l'hectare de SAU, (Le Gall *et al.*, 1999). Ce dernier indicateur combine l'intensification végétale et animale et la part de cultures (figure 1).

Figure 1 : Relation entre l'excédent du bilan et le lait produit/ha SAU et par an



Le rendement de l'azote, rapport entre les sorties et entrées, est compris entre 20 et 30 % dans les systèmes laitiers et entre 10 et 20 % dans les systèmes bovins viande. Ces valeurs traduisent la faible efficacité de l'azote dans les systèmes d'élevage herbivores comparativement aux systèmes de grandes cultures pour lesquels le solde est souvent de 20 et 60 kg N/ha/an. Une partie de l'azote excédentaire est lessivée, contribuant ainsi à la pollution de l'eau par les nitrates. Une autre partie est perdue par voie gazeuse, contribuant aux émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. D'après le CITEPA, l'élevage des ruminants est responsable d'environ 40 % des émissions d'ammoniac en France. Enfin, la dernière fraction de l'azote en excédent est organisée au niveau du pool de matière organique du sol.

1.2. UNE BONNE RELATION ENTRE LES EXCEDENTS D'AZOTE ET LA TENEUR EN NITRATES DE L'EAU A L'ECHELLE DES GRANDES REGIONS D'ELEVAGE

Dans une étude récente basée sur les données du recensement agricole 2000 (Perrot *et al.*, 2003 non publié), les cantons français ont été classés à partir de variables caractérisant l'activité agricole et la gestion de l'azote : part de surfaces fourragères par rapport à la SAU, part de prairies permanentes, chargement animal et pression d'azote organique et minéral par hectare de SAU, balance azotée du canton¹. Le traitement statistique par analyse factorielle des correspondances et classification ascendante hiérarchique a permis d'identifier six grandes régions agricoles (tableau 1) sur lesquelles on a projeté les points de mesure extraits du Réseau National des Données sur l'Eau, dont la concentration en nitrates excède 40 mg par litre (carte 1). L'analyse montre une bonne concordance entre cette classification basée sur les indicateurs de gestion de l'azote et les concentrations en nitrates observées si l'on analyse ces résultats par rapport aux lames drainantes.

- Dans les zones herbagères de plaines et de montagnes, basées sur les prairies permanentes conduites à un faible niveau de chargement (Z1), les excédents d'azote sont faibles et la pluviosité élevée. Dans ces conditions, la teneur en nitrates de l'eau est généralement inférieure à 10 mg/l.

¹apports : azote minéral et organique épandable par les animaux (par exemple 85 kg N/VL) - Import et export hors du canton ou traitement non pris en compte. Sorties : production végétale x % d'azote (références CORPEN).

- Les régions mixtes de polyculture élevage, bordant ces zones (Z2) suivent les mêmes tendances bien que la charge en azote total soit plus forte et les teneurs en nitrate deux fois plus élevées.

- Dans une partie de la Bretagne consacrée principalement à la production laitière (Sud et Centre Bretagne, Z3), les systèmes fourragers sont basés sur des cultures fourragères (maïs et prairies temporaires) et conduits de façon intensive. En dépit d'une pression et de bilans de l'azote élevés, la concentration en nitrates des eaux superficielles reste généralement inférieure à 40 mg/l ce qui peut s'expliquer par l'importance de la pluviosité diluant ainsi l'azote lessivé, en particulier en Bretagne occidentale.

- Dans la zone frontière du Nord des Pays de la Loire (Z4), de la Bretagne et de la Normandie, la production laitière domine également avec des chargements semblables à la Bretagne et des caractéristiques proches du point de vue de la gestion de l'azote mais les concentrations en nitrates sont supérieures. Cette plus forte teneur en nitrate pourrait être liée à une plus faible dilution et probablement à d'autres facteurs liés au sol et à l'hydrologie.

- Dans les zones où la production laitière intensive côtoie des ateliers de granivores (porcs ou volailles) (Z5), les pressions en azote total ainsi que les excédents sont très importants, avec par conséquent des teneurs en nitrates élevées, notamment dans les eaux superficielles.

- Enfin, dans les régions de grandes cultures, la pression d'azote organique est faible mais l'utilisation de l'azote minéral est élevé, conduisant à des apports moyens de 123 kg N/ha SAU. En dépit d'un excédent azoté relativement faible comparativement à celui des régions d'élevage intensives, les concentrations en nitrates sont fréquemment élevées, principalement dans les eaux souterraines.

Cette étude montre une assez bonne convergence entre les indicateurs de gestion de l'azote et les flux d'azote drainés en

nitrate pour les systèmes d'élevage lorsque l'on raisonne à l'échelle d'un territoire et de façon pluriannuelle. L'interprétation des résultats de concentration est délicate du fait qu'elle couple la quantité d'azote excédentaire lessivé et le volume d'eau la diluant. Cette analyse confirme la fragilité des systèmes d'élevage de l'Ouest de la France par rapport aux pollutions et la nécessité de maîtriser les flux et pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation.

Carte 1 : Concentrations en nitrate et régions agricoles en France (Perrot C., Pflimlin A., Nguyen The B., 2003, non publié).

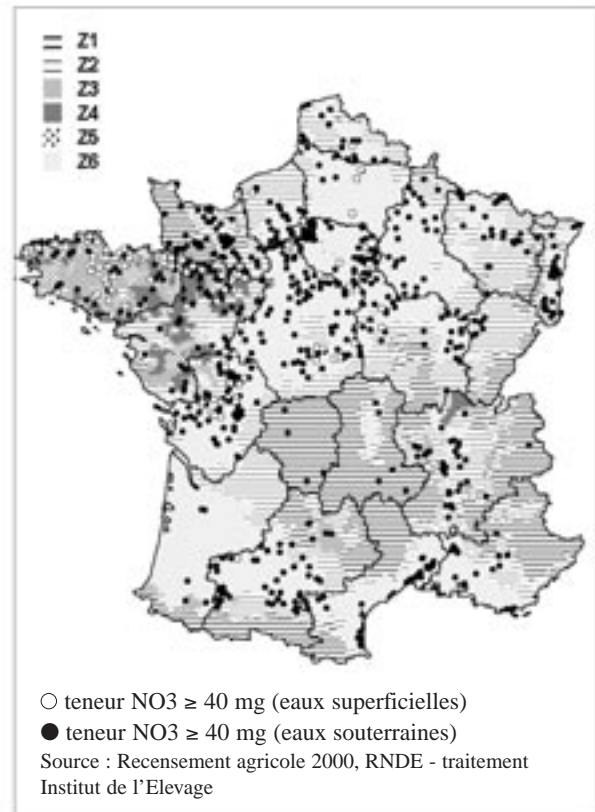


Tableau 1 : caractéristiques des systèmes par zone : Z1 : Bovin peu intensif : zones herbagères de plaines et de montagnes ; Z2 : Zones mixtes de polyculture élevage ; Z3 : Bovin intensif maïs ; Z4 : Bovin intensif basé sur l'herbe ; Z5 : Bovin intensif et granivores ; Z6 : Grandes cultures

	% SFP/SAU	% PP/SAU ⁽¹⁾	Pression d'azote (kg/ha SAU) ⁽²⁾	Balance azotée (kg/ha SAU) ⁽³⁾	Azote minéral entrée kg/ha SAU	N organique porcs et volailles dans les entrées	Nitrates Eaux de surface mg/l (*)	Nitrates Eaux souterraines mg/l	Lame drainante (mm/an)	SAU/ surface totale (%)
Z1	90	70	98	9	30	2	5 3-9	9 4-25	310	39
Z2	60	40	135	28	76	3	11 6-19	20 9-31	280	50
Z3	66	21	179	54	77	23	25 16-33	40 28 - 53	390	62
Z4	60	20	161	37	72	16	25 16- 33	46 35-64	270	69
Z5	60	11	221	84	74	69	35 21 - 45	45 35 - 68	390	69
Z6	16	9	123	25	105	2	19 11 - 27	32 18 - 46	220	55

¹ PP = prairie permanente

² azote organique total et minéral

(*) valeur médiane +/- 25 % des mesures

³ Balance azotée (apports : azote minéral et organique ; sorties : production végétale x teneur en d'azote) établie au niveau du territoire

2. LEVIERS D'ACTION DE L'ETABLE A LA PARCELLE DANS LES EXPLOITATIONS HERBIVORES

L'approche globale du système de production de l'exploitation et des contraintes de milieu permet d'élaborer des propositions d'évolution environnementale, cohérentes avec les objectifs de production, le fonctionnement actuel de l'exploitation et les motivations de l'éleveur. Le diagnostic

environnemental peut débiter par le calcul du bilan des minéraux afin de situer l'exploitation par rapport à des références régionales et de mettre ainsi en évidence des gains possibles sur le plan environnemental et économique (Chambaut *et al.*, 1999 ; GIE Pays de la Loire 2003). Cette approche pédagogique incite aux changements de pratiques et nécessite d'identifier précisément les progrès possibles sur chacun des postes du bilan et les moyens pour y parvenir.

2.1. GESTION DE L'ALIMENTATION

Le troupeau est au cœur de la réflexion en élevage spécialisé. Un premier bilan portant sur l'alimentation du troupeau permet une analyse critique des types et quantités aliments consommés au regard des résultats de production de lait et de viande réalisés. Les économies de concentrés souvent possibles se traduisent par une meilleure valorisation des fourrages et par une réduction des rejets azotés. A titre d'exemple, en exploitation bovine avec des régimes hivernaux basés sur les fourrages stockés, un excès d'azote dégradable de 200 g/j (soit environ 10 % des besoins) n'a pas d'incidence sur la production laitière mais accroît le rejet azoté de +8 kg par vache et par an (Peyraud *et al.*, 1995). De façon concrète, les axes de progrès autour de l'alimentation combinent l'utilisation d'un concentré énergétique en période de pâturage si besoin, la suppression des sécurités souvent prises en début de lactation ainsi que la pratique de la ration semi-complète avec individualisation du concentré azoté. En système bovin viande, les marges de progrès portent essentiellement sur la phase de finition des bovins viande : les quantités et la teneur des concentrés distribués ne doivent pas dépasser 90 g PDI/UFV au total dans les fourrages et concentrés distribués (Haurez *et al.* 1995). Une bonne gestion du pâturage et l'extension des surfaces pâturées permettent également de réduire les quantités de concentré distribuées annuellement (Systèmes laitiers demain, 1999) avec des bénéfices à la fois d'ordre économiques (réduction des besoins de stockage d'aliment et d'effluents, baisse des coûts alimentaires) et environnementaux : augmentation du nombre de journées de présence au pâturage par hectare, réduction des achats d'aliment concentrés. Cependant, lorsque l'augmentation du pâturage se traduit par une rentrée plus tardive des animaux en bâtiment, le risque de plus forts reliquats azotés dans le sol à l'entrée de l'hiver augmente.

2.2. GESTION DES SURFACES ET DE LEUR FERTILISATION

Une gestion des surfaces alliant production et objectifs environnementaux prend en considération les contraintes structurelles de l'exploitation (accessibilité aux parcelles, exclusions d'épandage, pressions productives...), les contraintes de milieu (sensibilité des parcelles au lessivage et au ruissellement, leur position et rôle dans le bassin versant...), la gestion actuelle de l'exploitant (raisonnement par îlots de parcelles : successions culturales, objectifs de production, épandages, fertilisation...). Les propositions d'amélioration concernent en général une meilleure répartition des engrais de ferme, une réduction de l'azote minéral, l'implantation de couverts végétaux intermédiaires et des mesures spécifiques de gestion sur certaines parcelles (zones humides, parcelles sensibles au lessivage...).

- *Evaluer le stock de minéraux dans les engrais de ferme*

Un bilan sur le troupeau permet d'estimer les rejets par différence entre les minéraux ingérés dans les aliments et ceux sortis dans les produits animaux. Ce bilan provoque une prise de conscience du faible rendement de transformation des aliments en produits donc de l'intérêt économique d'ajuster les concentrés et montre la richesse fertilisante des engrais de ferme, élément de persuasion pour une gestion plus efficace. La déduction des pertes d'azote vers l'air par volatilisation, des éventuelles pertes physiques en bâtiment, et de la part de ces minéraux restituée au pâturage donne la part gérée lors des épandages mécaniques. La quantification de cet azote maîtrisable est réalisée de façon simplifiée dans le diagnostic DEXEL à l'aide de normes de rejet standard ainsi qu'à l'occasion du conseil agronomique dans les

plans de fumure prévisionnels. Un chiffrage des volumes de déjections produits issus des bâtiments (Dollé *et al.*, 2001) et la réalisation d'analyses de teneur des fumiers et lisiers peuvent conforter cette approche. Enfin l'évaluation du stock d'éléments fertilisants disponibles mensuellement dans les ouvrages de stockage selon la gestion du troupeau est un élément précieux pour la réflexion sur l'optimisation des pratiques d'épandages de l'exploitation.

- *Aménagement des bâtiments afin d'obtenir des produits facilement valorisables*

Une bonne gestion des engrais de ferme est au cœur de l'optimisation environnementale. Aux difficultés déjà relevées par le passé (épandages exclusifs sur des cultures de maïs, doses excessives...) de nouveaux freins sont parfois apparus avec la mise en conformité des élevages : accroissement des volumes à épandre du fait d'une durée de stockage allongée et de leur dilution fréquente par des effluents peu chargés auparavant non collectés, regroupement des chantiers sur de plus courtes périodes (Hacala *et al.*, 2000), problèmes de gestion de certains types de produits comme les fumiers mous (Hacala *et al.*, 1999). De nombreux auteurs (Adele, 1997 ; Institut de l'Élevage et CA du grand ouest, 2003...) insistent sur la nécessité d'avoir une réflexion en amont, lors d'un projet d'aménagement ou de création de bâtiments, notamment sur les temps de présence des animaux, les disponibilités en paille, les types de déjections à gérer, leur volume et teneur au regard des contraintes d'épandage.

Lorsque le choix du projet bâtiment conduit à maintenir des volumes d'effluents importants, des solutions externes peuvent être recherchées (travaux d'épandages sous traités) ou une filière de traitement mise en place lorsque les effluents sont peu chargés. En effet, les effluents de traite ou les eaux brunes produites sur les aires d'exercice extérieures et les lixiviats de fumière représentent 7 à 10 % de l'azote organique du troupeau bovin mais leur stockage induit la construction de volumes importants. Ainsi, le stockage des seules eaux blanches et eaux vertes peut représenter 20 à 55 % des volumes de stockage à construire, selon les types de bâtiment et réduit la valeur fertilisante du produit épandu. Plusieurs solutions de traitement alternatives au tout stockage ont fait l'objet de travaux récents : les filtres plantés de roseaux pour les eaux blanches et les eaux vertes de quais, les fossés lagunants pour les effluents de traite (Jenton *et al.*, 2000), la filière avec lagunage pour l'ensemble des effluents (Coillard *et al.*, 2003). Enfin, l'épandage mécanisé sur prairie y compris en période hivernale qui permet d'intégrer tous les effluents dilués de l'exploitation (dont les eaux brunes et lixiviats de fumière...) en trois étapes : le traitement primaire de décantation flottation et de tampon d'orages, un stockage minimum des effluents prétraités utilisé durant les épisodes pluvieux, leur épandage sur prairies y compris en hiver sur sol ressuyé en respectant des doses d'azote ammoniacal (CA, AELB, Institut de l'Élevage, 2002). Au final, les études estiment à environ 1 kg d'azote par vache la fuite de lessivage, ce qui représente de 1 à 2 % de l'azote des déjections bovines. Pour l'éleveur, le temps consacré à l'épandage est réduit de 30 à 70 % et les investissements nécessaires sont de 60 à 85 % de ceux d'une mise aux normes avec la solution "tout stockage".

Ces réflexions sur les produits à gérer en cohérence avec les contraintes d'épandages et de travail permettent d'espérer globalement une meilleure valorisation des effluents restants : valeur fertilisante, période d'épandage, dose d'épandage plus faible, épandage sur des parcelles plus éloignées.

- *Épandre au plus près des besoins des plantes*

Le raisonnement de la répartition des épandages fait intervenir leur valeur fertilisante au sens large : azote disponible et arrière effet, phosphore, potassium, apports de matière organique... (Bodet et Hacala, 2001). Cette richesse est à mettre en relation avec le besoin des cultures et les types de sols sur l'exploitation. L'ajustement des doses doit être raisonné en fonction des objectifs de production moyens pour la zone pédoclimatique et du chargement de la surface fourragère de l'exploitation. Les menus des animaux permettent de calculer les quantités de fourrages à produire annuellement sur l'exploitation. Leur mise en relation avec la surface consacrée à la production fourragère et aux potentialités des sols permet d'estimer le rendement moyen d'herbe valorisée à moduler selon les parcelles en vue du calcul des besoins en fertilisation (Farruggia *et al.*, 1999). Si les rendements ainsi calculés paraissent trop élevés au regard des potentialités pédoclimatiques des parcelles, l'extension des surfaces fourragères peut permettre de sécuriser la production tout en tenant compte des risques climatiques. Cette assurance prise sur la surface limite les risques de surfertilisation observés lorsqu'un objectif de production trop élevé n'est pas réalisé. Le raisonnement de la fertilisation permet de réaliser d'importants gains et conduit souvent à la délocalisation des épandages sur les maïs venant après prairie vers d'autres couverts. Différentes techniques permettent d'accompagner ces changements. Le compostage des fumiers sécurise les éleveurs réticents à l'épandage sur prairie : masse à transporter réduite de 30 à 50 %, texture plus facile à épandre, moins de germes et de graines d'adventices, mauvaises odeurs très limitées... (Hacala *et al.*, 1998). L'injection des lisiers réduit la salissure des pâtures, les odeurs et les émissions d'ammoniac lors de l'épandage (de 50 à 99 % sur herbe selon les techniques employées et les milieux d'après Huiljmans *et al.*, 1997 et Pain, 1998) mais augmenterait les émissions d' N_2O (Chadwick *et al.*, 1999). Bien que l'injection améliore l'efficacité de prélèvement de l'azote par le couvert, les besoins en traction et son coût de mise en œuvre sur prairie font que des matériels de dépôt en surface tels que les sabots ou pendillards sont généralement préférables. Enfin, l'adéquation des volumes de stockage des effluents aux périodes agronomiquement souhaitables d'épandage réduit les risques de pollution diffuse. A titre d'exemple, les pertes d'azote nitrique sont respectivement de 17, 32 et 43 % de l'azote total apporté sous forme de lisier de bovin pour un produit épandu sur prairie en septembre, octobre et novembre (Froment *et al.*, 1992). Cependant, on peut penser que l'impact de ces investissements sur la pollution diffuse sera plus sensible dans les systèmes où les animaux pâturent peu. En effet dans les systèmes de l'Ouest arrosé, l'azote des rejets du troupeau émis et collecté en bâtiment représente de 20 à 50 % du total des rejets compte tenu des temps de pâturage et les plantes valorisent de 50 à 80 % de cet azote organique au cours de la rotation.

- *Implantation de culture intermédiaire*

Les cultures intermédiaires limitent le risque de lessivage à condition d'être réalisée dans des conditions permettant un développement suffisant de la biomasse avant la phase de drainage. Les essais en stations (Le Gall et Cabaret 2002) montrent des réductions d'azote lessivé de moitié sur des

successions maïs/maïs et de 60 % à 90 % sur des successions Blé/maïs (Kerlavic -29, La Jallière-44, Inra Colmar-68, Inra Gréou -04). En élevage, les intercultures longues sur des parcelles ayant eu un retournement de prairies devraient être implantées prioritairement avec une culture intermédiaire. Ce couvert permet également de prévenir l'érosion, de limiter le ruissellement du phosphore, et contribue à la fertilisation de la culture suivante.

De plus, les parcelles particulièrement sensibles au lessivage devraient faire l'objet d'un suivi particulier en terme de type de fertilisants, fractionnement des doses, objectif de production, voire de modification du type de couvert principal implanté.

3. RESULTATS OBTENUS PAR A L'ECHELLE DE L'EXPLOITATION

3.1. OPTIMISATION DU BILAN APPARENT PAR SIMULATION

L'intégration de l'ensemble de ces bonnes pratiques sur des situations types permet de simuler le niveau optimum que peuvent atteindre dans un contexte pédoclimatique donné des indicateurs plus globaux utilisés pour le conseil. Cette approche réalisée avec les réseaux lait en Bretagne évalue l'effet de la zone pédoclimatique, du système fourrager et de la part de culture sur le seuil de bilan des minéraux en exploitation laitière spécialisée (Chambaut *et al.*, 2000).

Tableau 2 : Marges de progrès selon les types de systèmes laitiers en Bretagne

	Observé* ou Simul	% culture dans SAU	% maïs dans SFP	UGB / Ha SPF	Lait L/ha SAU	Excédent d'azote (kg/ha)
Voie Maïs	Moyenne	17	45	1,93	6900	156
	Meilleurs	13	29	1,82	5800	85
	simulation	30	43	1,66	5800	74
Voie Fourrage	Moyenne	15	28	1,72	5800	147
	Meilleurs	14	17	1,64	5747	68
	simulation	20	19	1,55	6200	64
Voie Herbe	Moyenne	13	13	1,30	4300	92
	meilleurs	15	15	1,4	4750	59
	simulation	12	0	1,26	4400	52

* *Enquête en réseaux d'élevage laitier Bretagne : moyenne et tiers meilleurs des bilans classés par type de système fourrager (une dizaine d'élevage par classe)*

L'optimisation est réalisée au plus juste en année de croisière (rendements moyens visés et réalisés) et les systèmes simulés sont toujours autonomes en fourrages. Le rapprochement des résultats de bilan optimisés simulés aux données observées en fermes dans les réseaux d'élevage montre qu'un tiers des éleveurs enquêtés approche le niveau optimal d'excédent calculé ce qui laisse espérer de belles marges de progrès à l'échelle régionale. Le classement des élevages par système de production fait apparaître que la moyenne d'excédent des systèmes moins productifs et plus herbagers est plus proche de l'optimum calculé que les autres (tableau 2).

3.2. TEST SUR DES SYSTEMES COMPLETS EN STATION ET RESULTATS SUR LA QUALITE DE L'EAU

La mise en œuvre des bonnes pratiques en station expérimentale permet de situer les risques de fuite d'azote dans l'eau drainant sous les parcelles de l'exploitation. Des

évaluations à l'échelle du système de production ont été menées par l'Institut de l'élevage en partenariat avec les Chambres d'Agriculture dans quatre fermes expérimentales (tableau 3) (Ognoas-40, Legarto et Le Gall 1999 ; Crécom-22, Le Gall et Cabaret, 2001 ; Trévarez-29 ; Derval-44). Des travaux similaires ont été conduits en Europe (Pays-Bas, Aarts *et al.*, 2001 ; Angleterre, Peel *et al.*, 1997 ; Irlande, Humphreys 2002) ainsi qu'en Nouvelle-Zélande (Ledgard *et al.*, 1999). Les études conduites ont permis d'intégrer une certaine variabilité pédoclimatique. Les systèmes étudiés étaient plutôt intensifs (chargement compris entre 1,5 et 2 UGB par ha SFP) avec une part de maïs fourrage dans la SFP comprise entre 20 et 100 % et un atelier culture occupant de 20 à 50 % de la SAU. Les flux de minéraux circulant dans l'exploitation ont été mesurés (pesées et analyse des engrais de ferme et des productions végétales). Les pertes d'azote nitrique ont été estimées à partir de l'évolution des reliquats mesurés au cours de la période de drainage (Crécom, Trévarez, Derval) ou de dispositifs de drainage (Ognoas).

Tableau 3 : Résultats expérimentaux

Stations	Ognoas		Crécom ¹		Trévarez
	Tout maïs	Maïs et pâture	40 % maïs	80 % herbe	
% SFP/SAU	50	66	76	78	88
% maïs ensilage /SFP	100	35	38	18	30
Chargement (UGB/ha SFP)	2	1,85	1,75	1,78	1,66
Production (kg/VL)	8480	7690	7800	7340	6420
Lait l /ha SAU	8430	8540	7030	6910	6000
Bilan apparent kg/ha/an :					
Entrées	238	202	140	159	183
Sorties	103	87	55	53	56
Excédent	135	115	85	106	127
Taux de conversion (%)	43	43	39	33	30
Drainage (mm/an)	450	445	400	388	531
Lessivage kg N/ha	55	32	40	43	42
mg NO ₃ /l	53	32	44	49	35
% excédent lessivé	39	27	35	32	33

¹ : Résultats complétés par modélisation pour les surfaces consacrées aux génisses et aux céréales

Les résultats observés montrent que les excédents d'azote ont été réduits de l'ordre de 50 % par rapport à ceux observés dans les fermes commerciales, mais restent liés à l'intensification laitière par hectare de SAU. Le taux de conversion qui mesure l'efficacité de l'azote au sein du système est compris entre 35 et 40 % (contre 20 à 25 % actuellement dans les fermes commerciales). Les pertes d'azote nitrique par lessivage dépendent du type de milieu (sol et pluviosité hivernale). Lorsque la lame drainante annuelle est importante (entre 400 et 600 mm d'eau), les pertes d'azote nitrique sont comprises entre 40 et 55 kg par hectare (davantage dans le système "Tout maïs" d'Ognoas) et représentent de 30 à 40 % de l'excédent d'azote. Compte tenu du fort volume d'eau drainant, la teneur moyenne en nitrates de l'eau est proche de 50 mg par litre, seuil de potabilité défini par l'Union Européenne. Lorsque la lame drainante est plus faible (inférieure à 200 mm : Derval et Bridgets au Royaume Uni), le lessivage d'azote est également réduit et représente moins de 10 % de l'excédent d'azote. Toutefois, la concentration en nitrates de l'eau est également proche de 50 mg par litre, compte tenu du faible niveau de lame drainante.

Ces différents travaux conduits sur des systèmes bovins intensifs basés sur des cultures fourragères en rotation avec des céréales, montrent que l'optimisation des flux d'azote permet d'atteindre une teneur en nitrate moyenne de l'eau proche de 50 mg par litre. Ces résultats à la fois encourageants

et limites au regard de la valeur guide de 25 mg/litre méritent être discutés plus largement à l'échelle du bassin versant, à l'exutoire duquel est attendu le résultat de qualité d'eau.

4. IMPACT SUR LA QUALITE DES EAUX A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT

Le changement d'échelle de l'exploitation au bassin versant, à l'exutoire duquel est recherchée la qualité des eaux, pose la question de l'efficacité des mesures préconisées pour rétablir la qualité de la ressource et des délais de réponse du bassin versant à ces améliorations.

- *Écarts de concentration des parcelles à l'exutoire du bassin*

On observe d'importants écarts entre les concentrations en nitrates mesurées à l'exutoire d'un bassin et celles estimées dans l'eau drainant sous les parcelles à partir d'un bilan de l'azote complet intégrant la fertilisation, la fixation, l'apport par les pluies, la minéralisation de l'azote du sol et les pertes par volatilisation, dénitrification (Nicolas *et al.*, 1991 ; Vertès *et al.*, 1994 ; Arousseau *et al.*, 1995 ; Mary *et al.*, 1997). En effet, les calculs surestiment fréquemment de 10 à 30 % les concentrations observées mais les écarts peuvent être plus importants (5 à 70 %) ou au contraire sous-estimer les concentrations. Il est apparu alors pertinent de développer des modèles plus complexes afin de simuler de façon plus exacte les flux d'eau et d'éléments minéraux dans les bassins versants. Les connaissances mises en perspective dans ces modèles permettent d'expliquer les écarts de concentration entre les parcelles et l'exutoire du bassin. Ceux ci sont liés à la dilution de l'azote lessivé sous les parcelles par des eaux moins chargées (contribution de surfaces non fertilisées comme des landes, haies, forêts, espace bâti, routes mais aussi par des nappes moins chargées au débit du cours d'eau), par la dynamique des écoulements dans le bassin (temps de transfert) et à une épuration des nitrates dans le milieu (dénitrification dans les zones humides, prélèvements de nitrates par les couverts non cultivés, activité dénitrifiante dans le cas d'aquifère pyriteux (Martelat *et al.*, 1996)). La quantité d'azote dénitrifiée dans un bassin est fonction de la durée d'engorgement des sols, de l'approvisionnement en nitrates des zones humides pendant cette période (donc de leur position et dimension par rapport aux flux de nitrates en amont), de la circulation de l'eau dans la zone (bonne pénétration du sol) et de conditions favorables à la vie des microorganismes dénitrifiants (température, anoxie, matière organique des sols...). Cependant, selon les situations, la réduction du nitrate peut être complète et produire du N₂ ou partielle et être source d'émission de N₂O, gaz mis en cause dans l'effet de serre. Les solutions limitant les flux d'azote circulant dans le bassin sont donc préférables puisqu'elles ne sont pas susceptibles de provoquer pour partie des transferts de pollution de l'eau vers l'air.

- *Modélisation du transfert de l'azote de l'exploitation à l'exutoire*

Etant donné la complexité des processus en jeu à l'échelle du bassin versant, les modèles sont utiles pour tenter d'évaluer l'impact de changements des pratiques agricoles sur la qualité des eaux. L'anticipation de la mise en pratique réelle des changements de pratiques peut servir à orienter en amont les actions de conseil. Sur le site de la Fontaine du Theil (35), l'impact sur les teneurs en nitrates de différents niveaux d'optimisation des pratiques ou de modification des systèmes de production ont été évalués par quatre modèles dans le Projet de recherche "Élevage et Qualité des eaux", piloté par Arvalis, l'Institut de l'élevage, l'INRA, le Cemagref et coordonné par l'Acta (2003). Ce projet a été conduit dans un bassin versant

de 128 ha où l'élevage laitier est dominant. La surface agricole utile représente 91 % du bassin et se compose principalement de maïs (37 %), prairies (30 %), blé (30 %). Les systèmes sont plutôt intensifs (1,7 UGB/ha SFP, 38 % maïs/SFP) mais quasiment jamais associés à un élevage de granivores. Dans ces conditions, les pressions en azote minéral et organique total sont de 212 kg N/ha SAU et la concentration moyenne en nitrates à l'exutoire du bassin fluctue entre 44 et 60 mg/l selon les années hydrologiques, soit un flux d'azote nitrique de 35 à 78 kg N/an/ha de bassin. Des propositions approfondies d'amélioration des pratiques ont été formulées pour cinq exploitations occupant 58 % de la SAU du bassin. Trois niveaux d'optimisation cohérents avec le fonctionnement des exploitations enquêtées ont été proposés : une simple réduction des gaspillages d'intrants dans le scénario 1 (engrais minéraux ajustés aux objectifs de production, achats d'aliments ne dépassant pas le niveau moyen régional), une gestion très économe du système actuel dans le scénario 2 (collecte et stockage intégral des effluents, respect strict des plans de fumure avec révision des objectifs de rendements vers des valeurs moyennes, implantation de couverts intermédiaires, distribution très économe d'aliments concentrés) et enfin, dans le scénario 3, une évolution du système de production vers davantage de pâturage et une plus grande autonomie alimentaire. Ce dernier niveau s'est souvent traduit par une réduction des ateliers culture de vente et/ou engraissement de bovin viande complémentaires. Les évolutions sont adaptées aux situations individuelles : projets et besoins de l'éleveur, contraintes techniques sur l'exploitation. Par exemple, l'extension du pâturage est effectuée de façon progressive et au maximum à hauteur des contraintes structurelles des exploitations (ares accessibles par vache). Elle peut entraîner une réduction de la productivité par animal et l'effectif d'animaux est alors accru pour maintenir la production laitière initiale de l'exploitation. Ces modifications de troupeau sont limitées par les places disponibles en bâtiments de façon à limiter les investissements liés à la construction des ouvrages de collecte et de stockage des effluents. L'impact des scénarii sur les indicateurs environnementaux (tableau 4) et sur l'estimation du lessivage est calculé pour chaque projet à l'échelle des exploitations puis simulé à l'exutoire du bassin versant (tableau 5) à l'aide des modèles proposés par différentes équipes (DEAC d'Arvalis, BMP1 du Cemagref, ETNA de l'INRA).

Alors que les pertes d'azote nitrique à l'échelle des exploitations sont actuellement estimées à 57 kg N/ha SAU, l'amélioration des pratiques réduit de façon significative les bilans et les pertes d'azote par lessivage et se répercute sur les flux à l'exutoire. Même si des différences d'estimations existent selon les modèles, les résultats montrent un impact de l'ordre de moins 20 % sur les flux d'azote perdus grâce à mise en œuvre généralisée de mesures correctives simples (niveau 1). L'optimisation très poussée des systèmes actuels réduit davantage les pertes, ce qui laisse donc penser que l'application des mesures rendues obligatoires par la réglementation depuis 2002 dans cette zone d'action complémentaire devrait permettre à terme de reconquérir la potabilité des eaux (50 mg/l) sans contraindre à des changements importants de systèmes de production dans ce bassin. Cependant pour atteindre la valeur guide de la directive nitrate de 25 mg/l à l'exutoire, il est nécessaire d'envisager des modifications plus importantes (niveau 3).

Tableau 4 : Evolution des pratiques, des systèmes, des indicateurs environnementaux et estimation des pertes par lessivage sous les parcelles (moyenne des exploitations)

Scénario d'améliorations	Actuel	1	2	3
Systèmes d'exploitation				
kg lait /VL	7000	7040	7040	6800
UGB/SFP	1,8	1,7	1,6	1,4
% maïs/SFP	39	40	35	15
% culture de vente/SAU	29	29	25	12
Journées de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols				
% culture intermédiaire/cultures	9	9	47	32
% prairies/SAU	44	44	50	75
Indicateurs azoté (kg N/ha)				
N organique + minéral/SAU	224	180	144	148
Bilan apparent azote	129	83	49	59
Réduction des pertes nitriques sous la SAU des exploitations en % du niveau actuel (base 100)	Base 100	-16	-45	-52

Tableau 5 : Réduction des concentrations en nitrates suite aux changements de pratiques en % du niveau actuel, projet ACTA 2003

Scénario	1	2	3
parcelles du bassin ⁽¹⁾			
Modèle DEAC	25	55	62
Modèle BMP1	21 -28	28 -35	50
Exutoire du bassin			
Concentration à l'équilibre			
Modèle ETNA		34	66
Pertes cumulées sur 16 ans			
Modèle BMP1	15	15	30

⁽¹⁾ parcelles agricoles et espaces non agricoles

Enfin quels que soient les modèles testés, la réduction des concentrations azotées à l'exutoire est progressive depuis les pratiques actuelles vers leur optimisation plus ou moins poussée (scénarii 1 et 2) puis pour les systèmes à moindres chargements (scénario 3). Ceci permet d'attirer l'attention sur la limite des indicateurs globaux utilisés dans des actions de conseil, voire des réglementations environnementales. En effet, la comparaison des indicateurs que sont les bilans apparents de l'azote, les pressions d'azote à l'hectare, le rendement de l'azote à l'échelle des exploitations est moins favorable aux systèmes herbagers (voir tableau 4). Par contre, les quatre modèles calculent les pertes d'azote les plus faibles pour les systèmes plus herbagers à moindre chargement (tableau 5). Les temps de réponse de ce bassin aux modifications de pratiques appliquées intégralement sur l'ensemble du bassin sont encourageants. Les deux modèles de l'Inra et du Cemagref calculent un premier infléchissement des teneurs à l'exutoire après un temps relativement court (4 à 5 ans) qui se poursuit sur une quinzaine d'années pour atteindre un nouvel équilibre après vingt ans de mise en pratique. Ainsi, à terme, le scénario 3 permettrait d'atteindre la valeur guide de 25 mg/l de NO₃ en moyenne annuelle à l'exutoire pour les deux modèles. Les simulations montrent aussi une réduction très significative des flux d'azote dans l'air (Bordenave *et al.*, 2002). D'autres études donnent des résultats comparables sur de plus grands bassins. Sur le bassin du Don (800 exploitations en Loire-Atlantique), Turpin *et al.* (2002) estiment les réductions de perte d'azote à l'exutoire de 10 à 14 % par l'optimisation plus ou moins poussée des fertilisations. Dans le cas de situations organiques plus chargées comme dans le bassin versant de Ploudiry dans le Finistère Nord où les productions

de ruminants côtoient des productions de granivores, Bordenave et Orain (1998) montrent par des modélisations que la mise en œuvre de la fertilisation raisonnée ainsi qu'une optimisation de l'alimentation des animaux (porcins) sont susceptibles de réduire les flux d'azote nitrique dans l'eau de 25 %, sans baisse des performances des élevages. Enfin, la modélisation permet également d'étudier l'impact de facteurs comme la morphologie du bassin ou la répartition spatiale des parcelles très excédentaires au sein d'un bassin (Durand *et al.*, 2001) sur les concentrations à l'exutoire. Selon la forme du bassin, la position en haut ou en bas de pente des parcelles excédentaires peut faire varier les concentrations en nitrates à l'exutoire de 10 à 30 % pour les situations simulées. Ces premiers résultats sont donc prometteurs pour la compréhension des phénomènes liés au bassin versant et demandent une validation sur l'effet de la mise en pratiques des scénarii sur l'évolution mesurée de la qualité d'eau à l'exutoire. Le calage des modèles pour différents types de bassins devrait alors permettre de cibler davantage les actions de conseil en élevage selon le système de production, le positionnement de l'exploitation dans le bassin et des caractéristiques du bassin.

CONCLUSION

Les travaux de la recherche et du développement ont permis d'importantes avancées sur la connaissance des flux d'azote tant à l'échelle des exploitations (flux selon les systèmes, leviers d'actions, impact économique des préconisations) qu'au niveau du bassin versant avec le développement de mesures et de modèles. Cette démarche se poursuit en intégrant davantage les émissions gazeuses liées à l'activité agricole afin de répondre à cette préoccupation sociétale montante. Bien que les contraintes réglementaires exercées dans les exploitations soient essentiellement tournées vers la protection de la ressource en eau par rapport aux nitrates, la protection de l'environnement sur le long terme incite à réfléchir globalement à une évolution des pratiques et des systèmes afin de ne pas induire des transferts de pollution de l'eau vers l'air, d'un polluant vers d'autres. Ainsi, les réflexions autour de la place de l'herbe dans les systèmes, de la gestion des successions de cultures ou la connaissance plus fine des processus de transformation de l'azote et du carbone dans les sols sont à poursuivre pour mieux orienter les éleveurs.

Aarts H.F.M., Conjin J.G., Corre W.J. 2001. Netherlands Journal of Agricultural Science, 49, 153-162.

ACTA (2003, à paraître) - Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant. Rapport final et annexes. ACTA, Arvalis, Institut de l'Élevage, INRA, Cemagref, 30 p.

Adele, 1997. Institut de l'Élevage, Technipel, Paris.

Aurousseau P., Baque MC., Squidant H., 1995. Rapport de convention DRAF de Bretagne, Rennes, 30 p.

Bodet J.M, Hacala S, et al, 2001 : Fertiliser avec les engrais de ferme Ed. Institut de l'Élevage, ITAVI, ITCF, ITP. 105 p.

Bordenave P. Orain B. 1998. In Ingénieries-EAT-N°15, septembre 1998 – p 19-32.

Bordenave P., 2003, Efficiency of BMPs on the Saint Léger watershed, in AgriBMPWater project - third periodic report" (Cemagref, Ed.), Bordeaux, 11 p.

CA, AELB, Institut de l'Élevage, 2002. CR n°2033310, 39 p.

Chadwick D., Misselbrook T., Pain B., 1999. Potential for reducing gaseous nitrogen emissions from high input agriculture.

Chambaut H., Cabaret M.M., Le Lan B., Bras A., Grasset M.,

Guionie C., 2000. CR Institut de l'Élevage, EDE Bretagne, 76 p.

Chambaut H. 2003. CR Institut de l'Élevage, sous presse.

Coillard J., Ménard J.L., Houdoy D., Gueydon C., Debrosse F., Gautier M., Eouzan P., Francoise Y., 2003. 3R 2003, 4 p.

Dollé J.B., 2001. CR Institut de l'Élevage n° 2003324.

Durand P., Ruiz L., Aurousseau P. Beaujouan V. 2001. Ecol. Model., 137, 1 93-105

Farruggia A., Castillon P., Le Gall A, Cabaret MM, 1999. in Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest. 206, 133- 158.

Farruggia A. 2000. Institut de l'Élevage. 170 pages, 28-43.

Froment M.A., Chalmers A.G., Smith K.A., 1992. Aspects of Applied Biol., 30, 1992. Nitrate and farming systems. 153-156.

Haurez P., Cadot, M., Jabet, S., Mourrier, C., 1995. Institut de l'Élevage, Technipel, Paris.

Hacala S, 1998. in Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Ed Acta Ademe

Hacala S, Dollé J.B., 1999. In éleveur de bovins acteurs de la qualité de l'eau. Institut de l'élevage, octobre 1999

Hacala S., 2000. Rapport final. 35 pages

Huijmans J.F.M., Hol J.M.G., Bussink D.W. 1997. In CAB International. Gaseous nitrogen emissions from grasslands. 281-292.

Humphreys J., Lawless A., O'Connel K., Casey I.A., 2002. In BGS winter meeting 2002

Institut de l'élevage, EDE, chambres d'Agriculture de Bretagne. 1999. Systèmes laitiers Demain

Institut de l'Élevage, Chambres d'agriculture du grand Ouest, 2003. Les bâtiments des vaches laitières. Technipel, Paris, 127 p.

Jenton S., Liénard A., Houdoy D., Bolévy L., Coillard J., 2000. Rapport final Institut de l'Élevage, Cemagref, CA, MAP, MATE, 103 p.

Ledgard S.F., Penno J.W., Sprosen M.S. 1999. J. of Agri. Science, Cambridge, 132, 215-225.

Le Gall A. Cabaret M.M., Le Lan B., Tranvoiz M., Grasset M., 2000. CR EDE-CA de Bretagne - Institut de l'Élevage

Le Gall A., Cabaret M.M., 2002. CR n°2023301

Le Gall A., Vertès F., Pflimlin A., Chambaut H., Delaby L., Durand P., Van der Werf H., Turpin N., Bras A., 2003. Actes du workshop "Nutrient Management on farm scale"

Legarto J., Le Gall A. 1999. Recueil des communications de la journée technique "Systèmes laitiers productifs et qualité de l'eau". 17-31. Institut de l'Élevage

Mary B., Beaudoin N., Benoit M., 1997. In Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes. Ed. INRA des colloques n°83, 289-312

Pain B.F., 1998. In Ramiran 98, 8th Inter. Conf. on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. 317-322

Peel S., Lane S. J., Whithers P.J.A., Chalmers A.G., Chambers B.J., Mansbridge R.J., Metcalf. J.A., Jarvis S.C., Harrison R., Ellis S., Moore N. 1997. In BGS winter meeting 1997 : Grass is greener ?

Peyraud J.L., Verité R., Delaby L., 1995. Fourrages, 142, 131-144

Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertes, F. Beaujouan, V. 2002. In Annual nitrogen budgets for six small catchments in western Brittany (France). Hydrol. Earth Syst. Sci., 497-505

Ruiz, L., Abiven, S., Martin, C., Durand, P., Beaujouan, V. Molenat, J., 2002. In Temporal variations and mixing processes. Hydrol. Earth Syst. Sci., 6(3), 507-513

Simon J.C., Le Corre L., Vertès F., 1994. in Proc. of the 15th General meeting of EGF, 429-433

Simon J.C., Grignani C., Jacquet A., Le Corre L., Pages J., 2000. Agronomie, 20, 175-195

Vertès F., Le Corre L., Curmi P., Nicolas J.M., 1994. In actes du 1er colloque interceltique d'hydrologie et de gestion des eaux, Rennes 8-11 juillet 1994, 43-44

Vertès F.; Alard V.; Le Corre L., 2002. In : A la recherche d'une agriculture durable., INRA Editions, 80-89