

Evaluation des risques de pollution nitrique liés à l'élevage de ruminants et stratégies d'intervention pour la qualité de l'eau

A. PFLIMLIN, Y. MADELINE

Institut de l'Elevage 149, rue de Bercy - 75595 Paris Cédex 12

RÉSUMÉ – L'élevage des ruminants occupe environ 40% du territoire national. Son impact sur la qualité de l'eau nécessite une attention particulière sur le plan de la connaissance des risques et des moyens de les prévenir.

L'intensification permise par l'accroissement des achats de fertilisants minéraux et d'aliments concentrés a abouti à des bilans minéraux d'autant plus excédentaires que la spécialisation animale et le chargement par ha SAU sont élevés. La réduction de ces excédents passe par une limitation des entrées mais suppose une meilleure connaissance des flux et des pertes aux différentes étapes du cycle des minéraux : sol, plante, animal, déjections, etc... Pour l'azote, les deux principales difficultés des exploitations d'élevage résultent : a/ de l'importance du pool de matière organique provenant des prairies pérennes assolées et des fumiers et b/ de la non maîtrise des rejets directs au pâturage. Aussi la première évaluation pertinente des risques de pollution en élevage doit se situer au niveau global de l'exploitation.

Parallèlement à l'état des connaissances et des méthodes, très insuffisantes, plusieurs dispositifs préventifs sont mis en place pour améliorer cette qualité de l'eau qui font appel à trois types d'actions : la réglementation, l'incitation économique et la formation-conseil avec un panachage fréquent des trois. Ils portent sur des obligations de moyens : mise aux normes des bâtiments, de la capacité de stockage, règles d'épandage etc.... Compte tenu de l'importance des investissements, de la multiplicité des acteurs et de la diversité des situations, une démarche de diagnostic a été mise au point pour hiérarchiser les problèmes (Dexel). Cependant un effort considérable de recherche doit être développé rapidement pour que les conseils proposés soient bien étayés et permettent d'aboutir à des systèmes durables préservant mieux l'environnement

Evaluation of the risk of nitrate pollution from ruminants and strategies for action on water quality

A. PFLIMLIN, Y. MADELINE

Institut de l'Elevage 149, rue de Bercy - 75595 Paris Cédex 12

SUMMARY – In France, ruminants farming occupies roughly 40% of the country's land area. Its impact on water quality, the risk of pollution and avoidance methods must be carefully studied.

Increased use of mineral fertilizers and concentrates inputs allowed intensification and will end up with an excess of the mineral balance. Any reduction of these surpluses will mean limiting inputs, but will also require a more thorough understanding of fluxes and losses at the different stages of the mineral cycle - soil, plant, animal, excreta etc. As regards nitrogen, the two main problems encountered by stock farmers are (a) the large pool of organic matter from manure and from temporary grassland, and (b) the fact that direct excretion onto pasture cannot be controlled. Any pertinent evaluation of pollution risk must therefore be made for the farm as a whole.

While the state of knowledge and the methods applied are still very inadequate, a number of preventive measures have been introduced to improve water quality. They involve three types of action : regulation, economic incentive, and advice and training - very often a combination of all three. They include stipulations regarding livestock buildings, storage capacity, regulations on fertilizer or manure application etc. Given the scale of investment required, the large number of actors and the diversity of situations, a diagnostic approach has been developed to prioritize the problems (Dexel). However, a considerable research effort is urgently required, to ensure that the advice given is well founded and will lead to sustainable systems giving better environmental protection.

INTRODUCTION

Le constat de la responsabilité de l'agriculture moderne dans l'accroissement des niveaux de pollution par les nitrates des eaux de surfaces et des eaux souterraines a été fait depuis la fin des années 70. Il a particulièrement été mis en évidence par le rapport Henin (1980) portant sur la densité et les mécanismes de l'impact de l'activité agricole sur la qualité des eaux. Nous rappellerons les enjeux et spécificités de ce problème pour ce qui concerne l'activité d'élevage des ruminants. Dès lors que cette relation était établie, la puissance publique, tant au niveau français qu'europpéen a été conduite à prendre des dispositions ayant pour finalité de contribuer à fournir une eau dont la potabilité est basée sur la norme OMS d'un maximum de 50 mg de nitrates par litre. L'ensemble de ces dispositions dont nous rappellerons brièvement les voies d'action (réglementation, incitations économiques, conseils) définissent pour les agriculteurs des obligations de moyens plutôt que de résultats. En effet si la responsabilité de la pollution agricole et la finalité recherchée sont clairement établies, par contre l'état des connaissances scientifiques sur les mécanismes en jeu et leur complexité ne permettent pas de fixer des objectifs d'actions quantifiés en termes de résultats pour les agriculteurs et ceci encore pour un long moment. Nous nous efforçons donc principalement dans cet article pour ce qui concerne l'activité d'élevage des ruminants de faire le point de la problématique et de l'état des connaissances sur ces mécanismes de pollution ainsi que sur les pistes de recherche qui s'en dégagent pour combler les nombreuses lacunes. Avec l'éclairage de cette réflexion il nous semble utile de pouvoir réinterroger les dispositifs d'action. En effet, sur ce problème de pollution agricole comme plus globalement sur la plupart des problèmes d'environnement (Roqueplo, 1991), les scientifiques font partie d'un système d'interaction avec les décideurs et l'opinion publique : si leurs résultats partiels alimentent opinions, prises de décisions et réglementation, l'avancement de leurs travaux doit pouvoir également faire opérer des évolutions dans ces mêmes domaines.

1 - ENJEUX ET SPÉCIFICITÉS DES REJETS DE NITRATES DANS L'EAU PAR LES ÉLEVAGES DE RUMINANTS

1.1. LES ÉLEVEURS DE RUMINANTS : «PREMIERS PRODUCTEURS D'EAU»

Avec 15 millions d'hectares de surface fourragère, 4 millions d'hectares de céréales associées, et 2 à 3 millions d'hectares de parcours, garrigues et landes peu productives (Julien, 1991) les éleveurs de ruminants occupent 60% de la SAU (40% du territoire national). De plus l'élevage des ruminants s'est généralement bien maintenu dans les zones de montagne, les Piémonts et les zones herbagères de leur périphérie généralement les plus arrosées. Ils sont donc les récepteurs les plus importants de la pluviométrie qui tombe sur le territoire national et alimente rivières et nappes phréatiques. Ils ne sont pas les plus gros acheteurs d'engrais minéraux (Poiret, Vidal, 1992) par contre ils «manipulent» la masse de rejets organiques la plus importante. Même si leur capacité d'auto épuration est considérable du fait des surfaces utilisées, les rejets des élevages de ruminants sont 3 à 4 fois supérieurs à ceux des habitations et collectivités locales. Compte tenu de la superficie occupée et de leur masse de

rejets, les élevages de ruminants occupent donc une place importante dans la maîtrise de la qualité de l'eau en France.

1.2. DES SITUATIONS CONTRASTÉES MAIS BEAUCOUP DE RÉGIONS CONCERNÉES

Les ruminants sont par définition des consommateurs de fourrages grossiers. Ceci leur permet d'être les occupants et gestionnaires presque exclusifs de toutes les zones à fortes contraintes de milieu où d'autres cultures ne se sont pas maintenues. Mais ils transforment faiblement l'énergie, l'azote, et les minéraux ce qui conduit à des rejets importants par kg de lait ou de viande produits. Cette caractéristique ne présente pas a priori de caractère dommageable ou risqué pour la qualité de l'eau dans toutes les zones où la prairie permanente reste prédominante et les chargements par hectares sont faibles (de l'ordre de 1 à 1,4 UGB/ha) avec des achats d'engrais et de concentrés limités. Ceci pourvu que les capacités de stockages soient suffisantes et les pratiques d'épandage en bonne adéquation avec la possibilité d'absorption des plantes. Par contre dans les zones où l'intensification de l'élevage s'est faite par le développement de cultures fourragères fortement fertilisées (RGI, RGA, maïs) entraînant des achats d'engrais minéraux ainsi que par l'achat d'aliments concentrés, on a pu observer un doublement de la charge animale à l'hectare. Dans ces exploitations les bilans minéraux sont devenus largement excédentaires et les flux internes sont devenus plus importants (schéma 1). Ainsi dans une ferme laitière spécialisée de l'Ouest, les entrées d'azote sous forme d'engrais et de concentrés sont souvent de l'ordre de 200 à 300 unités/ha de surface fourragère alors que les sorties par le lait et la viande ne sont que de 30 à 50 unités (Farruggia et al., 1995). Bien entendu cet excédent s'accroît encore beaucoup plus lorsqu'on ajoute un atelier hors sol de porcs ou volailles (Simon, 1995).

Le problème se complique encore en fonction de la sensibilité des milieux sur lesquels sont pratiquées ces différentes formes d'élevages plus ou moins intensifs. La carte des zones vulnérables (élaborée en 1994 dans le cadre de l'application de la Directive Nitrates Européenne) met bien en évidence deux types de situations à risque; les zones de grandes cultures intensives (dont la responsabilité dans les risques de pollution est connue mais non analysée ici), mais aussi les zones d'élevages intensifs le plus souvent situées sur les anciens massifs primaires granitiques ou schisteux qui vont de la Bretagne jusqu'aux Segalas du Sud Ouest du Massif Central (Rouquette, Pflimlin, 1995). La situation est souvent particulièrement critique dans les zones où il y a une concentration d'élevages hors sol. Cependant la responsabilité de l'élevage bovin seul a été identifiée dans certaines zones. Ainsi dans le Nord de la Mayenne sur le bassin de l'Ernée, zone d'élevage bovin quasi exclusif la teneur en nitrates des cours d'eau s'est accrue de 15 mg/l à plus de 40 mg/l en moyenne sur une dizaine d'années. Les régions d'élevage plus extensif peuvent également être concernées de façon locale ou ponctuelle du fait d'une hydrogéologie particulière. Aussi dans les zones herbagères et argileuses peu intensives des plateaux lorrains, une part importante de l'alimentation en eau potable dépend des sources situées en contrebas de buttes témoins karstiques recouvertes de limons sableux. Ces buttes étant faciles à labourer, elles ont principalement servi à l'intensification fourragère; maïs-ensilage et céréales

avec fumier s'y concentrent ce qui conduit à observer des teneurs élevées en nitrates dans l'eau (Kung Benoit, 1992).

1.3 COMPLEXITÉ DU PROBLÈME POUR LES FERMES D'ÉLEVAGE

Avant de revenir aux nitrates, rappelons que la qualité de l'eau peut être cernée à partir de cinq polluants en liaison avec les activités d'élevage et classés selon le type de pollution directe - par rejet au ruisseau - ou diffuse - par infiltration après épandage :

- Les matières organiques dont la décomposition consomme l'oxygène de l'eau qui va manquer à la vie aquatique (poissons, plantes). L'origine provient des rejets directs de lisier ou d'eaux vertes, de lactosérum ou de jus d'ensilage etc... au siège de l'exploitation. La mise aux normes des bâtiments et des stockages doit résoudre ce type de problème.
- Les microbes d'origine fécale qui présentent des risques pour la santé humaine et animale. L'origine peut être un rejet direct, un abreuvement au ruisseau ou un épandage à proximité d'un captage. Des contrôles réalisés en Mayenne et en Rhône Alpes montrent que 8 puits sur 10 sont concernés par une pollution microbienne.
- Les phosphates contribuent à la prolifération des algues vertes - encore appelée eutrophisation - qui concerne tout particulièrement les cours d'eau lents, les lacs et la mer. L'entraînement des phosphates se fait principalement soit par rejet direct soit par ruissellement de surface après un épandage de lisier en période pluvieuse.
- Les pesticides présentent des risques pour la vie aquatique, pour la santé humaine et animale. Il s'agit en fait de molécules complexes très diverses ayant des comportements de migration et de décomposition différents et mal connus.
- Les nitrates sont solubles dans l'eau et sont entraînés par les eaux de drainage dont la concentration peut dépasser le seuil de potabilité (50 mg de nitrate par litre). Ce drainage intervient avec les fortes pluies d'automne-hiver lorsque les fourrages sont récoltés et ne prélèvent plus d'azote alors que la minéralisation c'est-à-dire la transformation de l'azote organique en nitrates reste importante. Il s'agit donc principalement d'une pollution diffuse.

Nous ne traitons pas ici de pesticides et pour simplifier nous admettons que les problèmes de pollution directe - qui concernent les pollutions organiques, microbiennes et phosphatées - pourront être maîtrisés à terme par la mise en conformité des bâtiments d'élevage et des capacités de stock

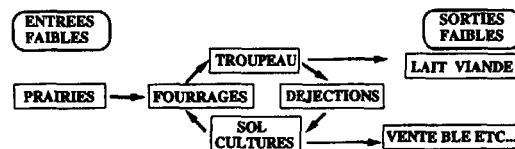
age ainsi que par le respect des recommandations des modalités et périodes d'épandage du code des bonnes pratiques agricoles. Par contre, la maîtrise de la fertilisation et de la pollution nitrique posent des problèmes agronomiques spécifiques aux exploitations d'élevage.

L'azote total du sol est stocké principalement sous forme organique relativement stable mais aussi sous forme microbienne beaucoup plus instable et enfin sous forme ammoniacale et nitrique. C'est cette dernière, soluble dans l'eau et par conséquent facilement lessivable, qui est absorbée par les plantes. Par contre elle ne représente que quelques pourcents de l'azote total. Ainsi la minéralisation de la matière organique d'un sol peut libérer de 50 à 200 unités sous forme nitrique de façon variable dans le temps et pas nécessairement en phase avec les besoins des plantes. Ce problème général devient particulièrement aigu dans les exploitations d'élevages intensifs sachant qu'il suffit d'un reliquat de 30 à 50 kg d'azote (sous forme de nitrates) à l'automne pour que l'eau drainée dépasse le seuil des 50 mg de nitrates par litre, et compte tenu de la pluviométrie hivernale de la plupart des régions françaises.

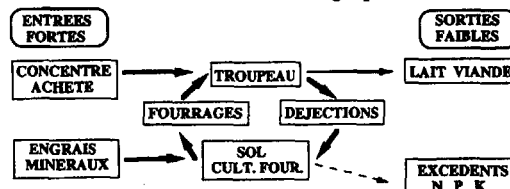
En effet dans le cas du blé en zone de grande culture (avec un sol à 2% de matière organique et un taux de minéralisation de 1,5%), la fourniture d'azote par le sol va être de l'ordre de 50 unités et la fertilisation minérale de 150 à 200 N pour un rendement de 80 quintaux. Ainsi la part de la fertilisation maîtrisée représente les 3/4 des exportations. Dans une ferme d'élevage conduite avec des prairies de 4 ans, du maïs, des céréales et du fumier, la fourniture d'azote par le sol et le fumier peut varier de 100 à 300 kg d'azote avant tout apport d'azote minéral. Si la culture est du maïs-ensilage exportant environ 150 kg d'azote pour 12 tonnes de MS ; la fourniture par le sol y compris les arrières effets fumier et prairies non directement maîtrisables peuvent être nettement supérieurs aux exportations. De plus l'absorption de l'azote par le maïs se faisant sur deux mois et étant suivie par une longue période de sols nus en période pluvieuse hivernale; le pilotage est pratiquement impossible pour trouver la bonne adéquation permettant de faire de l'eau potable sous ces parcelles.

Avec une prairie fauchée qui exporte le double d'azote par hectare que le maïs et sur une période de végétation de 6 à 9 mois l'adéquation minéralisation - absorption semble plus facile à résoudre. Cependant lorsque les prairies sont

Schéma 1
Evolution des flux de minéraux dans les fermes d'élevage.
• Situation ancienne : Polyculture - élevage.



• Situation actuelle en élevage spécialisé



principalement pâturées, l'azote prélevé par l'herbe est rapidement restitué par l'animal via l'urine et avec une très mauvaise répartition. Par conséquent une prairie pâturée malgré une longue période de pousse et une couverture permanente du sol présente aussi des risques de lessivage de nitrates même avec une fertilisation modérée, minérale ou organique (Rivière et al., 1994 - Laurent et al., 1994) ou des associations avec trèfle sans apport d'ammonitrate (Farruggia, Pflimlin, 1993).

Il faut également rappeler que dans les exploitations d'élevage spécialisé les fumiers et les lisiers peuvent fournir l'essentiel des éléments nutritifs nécessaires pour les surfaces fourragères. Aussi pour maîtriser la fertilisation il faut mieux cerner :

- les quantités et la composition des engrais de ferme à l'épandage et réduire l'irrégularité d'apport lors de l'épandage,
- les pertes depuis la stabulation jusqu'à la plante et en particulier lors de l'épandage par volatilisation de l'ammoniac.

En définitive, faire du lait ou de la viande sans détériorer la qualité de l'eau avec des systèmes fourragers et animaux intensifs et ayant des volumes importants de matière organique à gérer, dans des milieux pédoclimatiques à risque quant au lessivage de nitrates, est un objectif qui ne peut être atteint facilement en l'état actuel des connaissances.

2. ETAT DES CONNAISSANCES ET PISTES DE RECHERCHE

2.1. DES BILANS MINÉRAUX À LA MODÉLISATION DES FLUX

L'approche par le bilan des entrées et des sorties de minéraux à l'échelle de l'exploitation peut être utilisé comme indicateur d'un potentiel polluant. Il est simple et rapide à réaliser (Coppenet, 1975), (Simon, Lecorre, 1992).

Il permet de cerner les situations où les apports via les engrais et les concentrés sont largement supérieurs aux sorties ce qui est le cas de la majorité des exploitations d'élevage. Par conséquent il permet d'orienter le conseil vers les économies d'engrais de P et K notamment et parfois de concentré (Farruggia et al., 1995) dans les situations à fort excédent sans risque de pénaliser le chargement ni les performances animales.

Pour l'azote, l'interprétation est plus complexe car d'une part c'est le facteur le plus déterminant de la production fourragère donc du chargement et d'autre part un même excédent apparent de 100 N peut entraîner ou non des risques réels pour l'eau selon le devenir de cet azote. En effet cet excédent d'azote peut soit :

- être stocké dans le sol sous forme organique dans le cas de prairies pérennes, mais le problème resurgit lors du retournement qui va entraîner une forte minéralisation,
- être volatilisé soit directement sous forme ammoniacale (NH₃) lors du stockage et de l'épandage des lisiers et fumiers, soit dénitrifié c'est-à-dire transformé en azote neutre N₂ principalement et sans dommage pour l'environnement mais avec une fraction mal cernée de N₂O plus dommageable quant à l'effet de serre et la couche d'ozone, (CITEPA, 1994 - Leygoërie, 1992)
- rester sous forme de nitrates dans la solution du sol avec de fortes chances d'être entraîné en profondeur avec les eaux de drainage.

Ces trois postes peuvent représenter chacun quelques dizaines voire une à deux centaines d'unités d'azote par hec-

tare et sont forcément liés entre eux pour aboutir au bilan total. Par conséquent on peut difficilement interpréter un bilan ou un excédent d'azote quant aux risques pour l'eau sans faire une estimation des autres postes.

Il existe déjà des modèles qui intègrent ces facteurs et quantifient les flux. L'un des plus pertinents est celui de Scholefield et al., (1991) relatif au devenir de l'azote sous prairie pâturée par des bouvillons. S'appuyant sur les résultats de 10 essais pour lesquels des mesures détaillées avaient été réalisées sur le devenir de l'azote, il propose une répartition des excédents d'azote entre ces trois postes : volatilisation - dénitrification et lessivage ainsi qu'une grille de minéralisation en fonction des niveaux de fertilisation, des types de sols (texture, hydromorphie) de l'âge de la prairie et de la zone climatique. Ce modèle montre que l'on peut avoir le même risque de lessivage de nitrate dans une prairie de longue durée sur un sol bien drainé recevant 150 unités d'azote que sous une prairie sur sol mal drainé recevant plus de 400 N et que la «régulation» porte principalement sur la dénitrification qui varie de 50 à plus de 200 N! Un important travail de références reste à faire pour adapter ce type de modèle à nos différents types de milieux.

Mais pour cerner les améliorations les plus efficaces pour un coût ou des contraintes pratiques modérées il est nécessaire de raisonner au niveau du système de production et de décomposer le cycle de l'azote en quatre étapes principales : le sol, les fourrages et les cultures, le troupeau et les engrais de ferme (Aarts, 1992, Weisbach et Ernst, 1994) (Peyraud et al., 1995). Pour des raisons pédagogiques nous vous proposons de rentrer dans le cycle par le troupeau et son alimentation puis d'enchaîner les autres étapes pour finir au niveau global de l'exploitation (cf. schéma 2).

2.2. EFFET DE L'ALIMENTATION SUR LES REJETS AZOTÉS

2.2.1 Prépondérance du système fourrager

L'essentiel de l'alimentation des ruminants étant constitué de fourrages la maîtrise du niveau azoté des rations est beaucoup plus complexe que pour les monogastriques. Pour simplifier on peut raisonner sur les deux types de fourrages les plus utilisés pour les vaches laitières et ayant des teneurs en matières azotées très différentes à savoir le maïs fourrage ensilé et l'herbe pâturée. L'ensilage de maïs nécessite toujours une complémentation azotée, même pour les plus faibles productrices, la correction peut être facile et relativement précise via la distribution d'1 à 2 kg de tourteaux par vache et par jour. A l'inverse l'herbe pâturée au bon stade est très souvent trop riche en matières azotées même pour les meilleures productrices et va donc entraîner des rejets importants via les urines principalement. Comme l'herbe pâturée reste le fourrage le moins cher, deux voies d'amélioration sont possibles pour corriger cet excès d'azote :

- compléter avec de l'ensilage de maïs pour obtenir un meilleur équilibre énergie-azote et une réduction des rejets à la pâture (Van Vuuren, Meijs, 1987). Cette solution est assez largement pratiquée dans le Sud des Pays Bas (Vertraten, 1995) mais entraîne un surcoût et un accroissement de la part du maïs dans le système fourrager
- réduire la teneur en azote de l'herbe en réduisant la fertilisation azotée (Peyraud et al., 1995) et en allongeant les cycles de pâturage (Leroux - Chenais et al., 1995). Dans les deux cas la conduite du pâturage risque d'être plus difficile surtout s'il s'agit de vaches laitières

2.2.2 Incidence du niveau de production plus discutée

L'augmentation du niveau de production par vache peut être une autre façon pour réduire les rejets azotés par tonne de lait. Mais la réponse peut être différente si l'on fait le bilan par vache et par hectare. Cependant compte tenu de la dilution des besoins d'entretien des animaux pour un volume de lait croissant et d'une part plus importante de concentré à taux azoté contrôlé les rejets par tonne de lait produite seront plus faibles (Delaby et al., 1995 -Meiyer, 1995). Ceci explique sans doute la forte mobilisation de la recherche sur l'amélioration des performances laitières aux Pays Bas où la rareté du sol ne permet pas l'extensification par unité de surface. Inversement dans nos conditions, lorsque la terre n'est plus le premier facteur limitant, une légère sous alimentation azotée des vaches en début de lactation entraîne une courbe de lactation plus plate et des rejets moins élevés à la fois par vache, par hectare et par tonne de lait. Ainsi à Trévaréz une réduction d'un point de la teneur en MAT de la ration via la réduction des tourteaux s'est avérée plus efficace pour la réduction des rejets azotés à ces trois niveaux qu'une différence de production de 1000 litres par vache (Brocard et al., 1995).

Par conséquent les principales marges de manoeuvre pour réduire les rejets azotés au niveau des systèmes laitiers portent sans doute davantage sur la part de pâturage, sur les niveaux de fertilisation et de complémentation que sur la génétique, la complémentarité des nutriments, les acides aminés protégés ou l'ajustement individualisé de la ration.

2.3 - LE RECYCLAGE DES REJETS ET LEUR VALORISATION AGRONOMIQUE

D'après une enquête du Ministère de l'Agriculture (1987), la stabulation paillée et l'étable entravée avec fumier resteraient les deux modes de logement les plus fréquents pour les bovins comme pour les ovins et les caprins. Par conséquent le fumier représenterait plus de 70% des déjections des ruminants et concernerait principalement les troupeaux de taille moyenne. Inversement le lisier s'est davan-

tage imposé pour les plus grands troupeaux et les systèmes diversifiés avec un atelier hors sol.

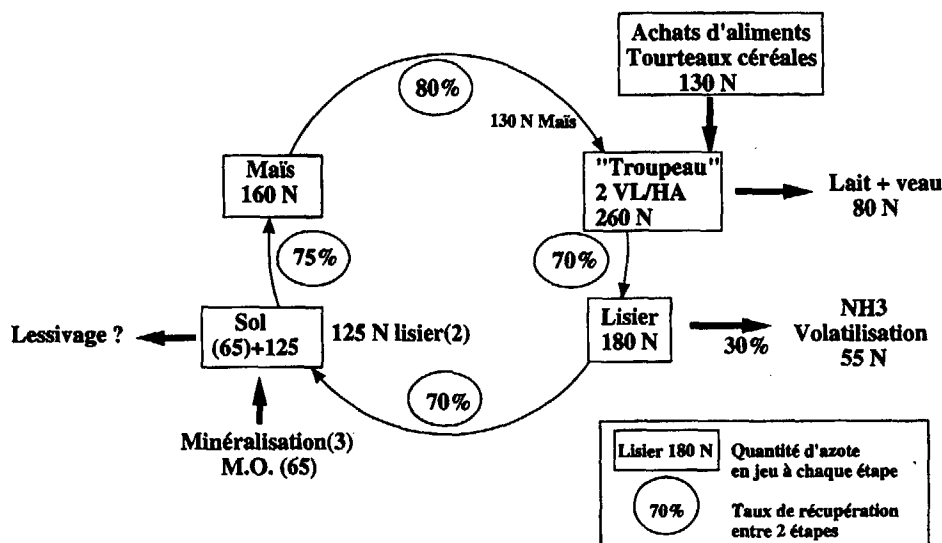
Ces deux produits ont été très notablement sous valorisés au cours des dernières décennies du fait de la méconnaissance de leur composition, des pertes, et de leur vitesse de minéralisation très variable. Aujourd'hui de nouvelles techniques et pratiques peuvent apporter un progrès notable pour la maîtrise de la fertilisation : notamment l'enfouissement des lisiers et le compostage des fumiers.

2.3.1 Changer les pratiques d'épandage du lisier

Aujourd'hui les rejets directs dans le milieu naturel et les épandages en hiver sont prohibés, par conséquent les capacités de stockage doivent être suffisantes pour loger 4 à 6 mois quelque fois plus de production de lisier de façon à pouvoir l'épandre aux bonnes périodes. La valorisation des minéraux du lisier va s'en trouver nettement améliorée. Cependant même un stockage plus important et coûteux ne solutionne pas le problème des pertes élevées par volatilisation de l'ammoniac à la fois lors du stockage prolongé et lors de l'épandage. On estime généralement à 30% ces pertes totales par volatilisation (Simon, 1991) mais lorsque l'épandage par pulvérisation intervient en période chaude et ventée, les pertes à l'épandage peuvent atteindre 80% de la fraction ammoniacale en moins de 24 heures ! (Morvan, 1994). Pour pallier ces pertes, l'enfouissement du lisier a été largement expérimenté aux Pays Bas sur prairies et sur maïs et donne des résultats très satisfaisants (Wouters, 1995). Cependant, il s'agit généralement d'un matériel assez coûteux, lourd nécessitant une forte puissance de traction (> 100 CV) et posant des problèmes de portance aux périodes humides ou de pénétration aux périodes sèches. De plus la pérennité des prairies serait plus réduite. Deux techniques plus douces permettraient d'obtenir une réduction des pertes de l'ordre de 50%, le dépôt en surface, les sabots raclant le sol et la dilution avec de l'eau. Cependant au delà du problème des pertes d'azote ammoniacal domma-geables à la fois pour la qualité de l'air et de l'eau (trans-

Schéma 2

Flux d'azote pour un ha de maïs transformé en lait (2 VL à 7 500 kg) (1).



(1) Bilans alimentaires optimisés, Delaby, 1995

(2) En supposant un coefficient d'équivalence engrais de 75% (apports réguliers au printemps) Ziegler, ITCF, 1990

(3) Dans ce cas la minéralisation de la matière organique stable du sol devrait fournir 65 N pour ne pas avoir à apporter d'ammonitrate

formation de NH₃ en NO₃ et contribution aux «pluies acides» (Leygonie R., 1991), l'incorporation des lisiers ou leur traitement pour réduire la volatilisation (acidification, dilution etc ...) devraient se développer car ils réduisent parallèlement les problèmes des nuisances olfactives.

2.3.2 Composter une partie des fumiers

Le fumier, après avoir été l'objet de tous les soins de la part des agronomes des siècles précédents et considéré comme le facteur déterminant de la fertilité des sols a été délaissé peu après le développement des engrais minéraux car ne permettant pas de réaliser un plan de fumure précis pour les raisons décrites précédemment (composition, pertes et minéralisation aléatoires). De plus l'épandage sur les prairies pose des problèmes d'appétance pour les pâtures ou de contamination en spores «butyrique» pour l'ensilage.

Il n'est donc pas surprenant que le fumier se soit concentré sur la seule culture pour laquelle il ne présentait pas de risque, le maïs fourrage celui-ci bénéficiant en plus d'une fertilisation minérale assez confortable pour sécuriser à elle seule le rendement. Depuis quelques années cette pratique de la double fertilisation sur maïs s'est fortement réduite, de nombreux essais montrent que la surfertilisation azotée n'améliorait pas ou peu le rendement et se trouvait principalement dans l'eau de drainage puis dans les nappes ou les rivières.

Cependant, les difficultés de l'ajustement restent entières pour apporter de l'azote au bon moment et en quantité suffisante pour un maïs qui prélève l'essentiel de l'azote sur les 2 mois du début de l'été. Avec un apport de fumier précoce on risque un lessivage d'azote car le maïs n'est pas encore implanté, avec un apport tardif la minéralisation risque de démarrer trop tard, et surtout de se prolonger à l'automne après la récolte du maïs.

Des suivis de parcelles en Lorraine (Benoit, 1995) ou en Mayenne (Azote Mieux, 1995) montrent des quantités d'azote lessivés ou des reliquats lessivables de 40 à 60 kg lorsqu'il y a un apport contrôlé de 30 à 40 tonnes de fumier en monoculture de maïs. Pour réduire davantage ces reliquats il faut réduire la dose de fumier et lui associer un peu d'azote minéral après la levée.

Le compostage du fumier permet de mieux contrôler les apports et présente de nombreux avantages. Il devrait se développer rapidement grâce à la mise sur le marché de matériels robustes et performants. Le produit est réduit de moitié en volume et en poids, il est friable ce qui permet un épandage plus régulier même pour de petites quantités (moins de 20 T/ha). Il est de composition plus homogène puisqu'il a été broyé et mélangé une à deux fois par le retourneur d'andain, il est sans odeur et peut être épandu sans contrainte de distance par rapport aux habitations, et sans problèmes d'appétence par les animaux à la pâture. Enfin les temps de travaux et les débits de chantiers avec compostage sont maintenant équivalents à ceux en épandage direct au champ compte tenu de la réduction de volume et de poids du produit. Le compostage peut se faire au champ en accord avec la réglementation car les pertes sous les tas sont réduites (Le Houerou B., 1993 - Hacala, 1995). Cette technique peut connaître un développement important en France car la part de fumier est restée très dominante (contrairement aux pays d'élevage intensif du Nord de l'Europe) et peut être une alternative à l'injection des lisiers

dans les prairies. Cependant un bon compost nécessite beaucoup de paille, de 6 à 10 kg par vache par jour. Par conséquent il ne s'agit pas de tout compostier mais bien raisonner sa place en fonction des exigences agronomiques, des bâtiments et des capacités de stockage disponibles. Il faut également mieux cerner les pertes d'azote au cours du compostage et la cynétique de minéralisation après épandage.

2.4. PILOTER LA MATIÈRE ORGANIQUE DES SOLS POUR PILOTER LA MINÉRALISATION

Les matières organiques sont les seuls constituants du sol dont on peut faire varier significativement les teneurs. Cependant en système de grandes cultures avec les restitutions correspondantes on ne peut raisonnablement espérer augmenter significativement le compartiment humifié à une échelle de temps d'une carrière d'agriculteur (Gueriff - Boiffin, 1993). Il en va différemment dans les systèmes d'élevage où les prairies tiennent une grande place et les engrais de ferme constituent des apports organiques importants mais à vitesse de minéralisation très variable et peu maîtrisable.

2.4.1 Les prairies pérennes stockent de la matière organique et de l'azote, inversement leur retournement accélère la minéralisation avec une forte libération de nitrates.

Ce phénomène est négligeable pour une prairie de courte durée, ainsi avec un RGI de moins d'un an la minéralisation reste même un peu supérieure à la réorganisation. Par contre avec des prairies temporaires de 4-5 ans, le stock de matière organique augmente et constitue un piège à nitrates provisoire qui s'ouvre lors du retournement ! Plus la prairie est pérenne plus les risques après retournement sont importants. Lors d'un labour d'une pâture de ray grass anglais de 7 ans, M.L. Decau (1993) a mesuré un supplément d'azote minéralisé - par rapport à la prairie non retournée - d'une centaine de kg dans les mois précédents la mise en place du maïs.

De même après retournement de prairies permanentes dans le val de Saône (Villard et al., 1993) montrent que la fourniture d'azote par le sol au maïs est de 190 N, la deuxième année après prairie et que la décroissance n'est que de 5 kg par année supplémentaire. Ainsi des rendements jusqu'à 100 quintaux de maïs grains ont pu être réalisés trois années de suite sans autre forme d'apport d'azote. Mais la minéralisation se poursuivant après la récolte le retournement de ces prairies permanentes entraîne un risque élevé du lessivage de nitrates.

Pour les prairies temporaires on doit s'interroger sur leur durée lorsqu'elles sont en rotation avec du maïs ou du blé. Dans les premières années l'accumulation de matière organique serait faible mais les fuites de nitrates plus importantes, puis au delà de 3 ans le stockage d'azote sous forme organique devient prédominant et la prairie joue un rôle épurateur par rapport aux nitrates (Loiseau et al., 1990). Mais le problème n'est que déplacé lors du retournement.

2.4.2 Lisier et fumier laissent des quantités et des types de matière organiques très différents

Les déjections des animaux peuvent être associées à des quantités plus ou moins importantes de paille pour faire du

lisier, du fumier ou du compost et donner des types et des quantités de matière organique très différentes qui seront :

- soit rapidement minéralisable comme pour les lisiers pour lesquels non seulement la fraction ammoniacale peut être valorisée directement mais aussi l'essentiel de l'azote organique sera disponible en 2-3 ans,

- soit les matières organiques stables qui viendront entretenir le taux d'humus des sols et qui ne seront minéralisées qu'à un rythme de quelques % par an; c'est le cas des fumiers et les composts dont les fermentations à chaud favorisent la fabrication d'humus stable qui piège ainsi 40 à 70% de l'azote total.

Ainsi selon l'objectif de fertilisation, le type de culture et de sol mais aussi selon les types de bâtiment et l'équipement l'éleveur disposera d'une gamme d'engrais de ferme assez large, allant du lisier de porc avec 70% d'azote ammoniacal au compost avec 5 à 10% d'azote utilisable en première année, le reste étant minéralisé très progressivement pour atteindre le plein effet au bout de 7 à 10 ans (Limbourg, 1992). Parallèlement des apports réguliers de fumier ou de compost vont augmenter le taux de matière organique du sol et risquent ainsi d'accentuer les problèmes de minéralisation d'automne.

Enfin l'apport de fumier lorsque le retournement d'une prairie semble stimuler la minéralisation de ces deux sources de matières organiques ! Lors d'un essai de retournement d'un ray grass anglais déjà cité Decau, (1993) constate un surplus d'azote minéral dans le sol de 140N pour le traitement labour + fumier par rapport au labour seul alors que l'azote total apporté par le fumier ne représentait qu'une centaine d'unités !

Ainsi la prairie et le fumier apportent des quantités importantes de matières organiques libres (Guerif et Boiffin, 1993) dont la minéralisation semble assez variable et nécessite davantage de recherche pour raisonner la fertilisation et réduire les risques de lessivage de nitrates. Cependant il ne faut pas oublier que ces deux sources qui amplifient les risques sont aussi des régulateurs très efficaces du bilan humique qui conditionne la fertilité des sols à long terme. Il ne faudrait pas par facilité et par souci d'efficacité à court terme par rapport aux nitrates, exclure systématiquement les fumiers ou composts des sols légers qui ont besoin de cette matière organique pour leur structure, leur réserve en eau, le stockage des éléments nutritifs, la fixation puis la dégradation des pesticides etc...

2.5. FAIRE LA SYNTHÈSE AU NIVEAU DU SYSTÈME D'EXPLOITATION

Les développements sectoriels précédents illustrent bien la complexité des mécanismes de régulation et de maîtrise à chaque étape. Pour compléter le schéma il faudrait développer la dynamique de prélèvement de nutriments des différents fourrages et cultures ou l'incidence du mode d'exploitation de ces fourrages en pâture ou en fauche quand aux risques pour l'eau. Il faudrait aussi évoquer les principales voies d'amélioration sur ces différents maillons. Elles peuvent être ponctuelles pour réduire un type de perte ou intervenir à plusieurs niveaux. Sans chercher à être exhaustif citons :

- le raisonnement de la fertilisation basée sur les bilans prévisionnels et les rendements réels et non potentiels,

- le choix des cultures fourragères ou autres et des itinéraires techniques y compris le mode de récolte, en fonction du milieu donc des parcelles à risques,

- l'équilibre entre différents fourrages (herbe/maïs), la place des céréales et des cultures intermédiaires,

- la gestion des engrais de ferme, les types les quantités et leur répartition en conciliant les contraintes réglementaires, avec la bonne valorisation agronomique et les contraintes pratiques de l'éleveur.

Pour cerner l'impact d'une modification technique ou d'un nouveau système, ces différents éléments ont été intégrés dans des modélisations et des simulations préalables à la mise en place d'expérimentation comparative de systèmes fourragers en Bretagne et Aquitaine avec des proportions de maïs et d'herbe variant de 20 à 80%. Les itinéraires de conduite et de fertilisation précis et des contrôles de flux d'azote et de phosphore sont réalisés aux différentes étapes (troupeaux, stockage, parcelles et cultures) (Legarto, Le Gall, 1994). La confrontation entre les valeurs attendues et celles observées permet de corriger, d'ajuster et de valider progressivement les modèles à différents niveaux (parcelles, système fourrager, exploitation) et dans différents milieux. Cela permet aussi de calculer le coût de ces améliorations environnementales et de chercher les solutions réellement durables conciliant viabilité économique, vivabilité pour l'éleveur et sa famille et respect de l'environnement, solutions à tester dans les réseaux d'élevage. Ceux-ci ont d'ailleurs montré qu'il existait d'autres voies moins productives par unité de surface ou par animal qui satisfont déjà aux différents objectifs de l'agriculture durable, là où le foncier n'est plus facteur limitant.

2.6. JUGER LE RÉSULTAT AU NIVEAU DU BASSIN VERSANT OU DE LA NAPPE

Le bilan précédent au niveau du système fourrager ou plutôt au niveau de l'exploitation est le premier niveau pertinent en élevage compte tenu des variations spatio-temporelles liées aux différentes cultures fourragères et non fourragères, les résultats à la parcelle devront seulement être des repères pour ajuster la fertilisation et les modes d'exploitation.

Mais la finalité étant l'eau potable provenant des sources et des rivières, il est logique de raisonner au niveau du bassin versant sur l'ensemble des activités agricoles (et non agricoles) et leur répartition et de prendre en compte l'hydrogéologie. Si les cultures à risque sont peu importantes par rapport aux surfaces en prairies permanentes ou à la forêt où s'il existe des zones humides de dénitrification en contrebas des zones de cultures, les risques réels pour l'eau seront sensiblement atténués.

Les exemples suivants illustrent cette diversité :

En Picardie sur des sols sains de grande culture, Machet et Mary, (1990) trouvent une très bonne correspondance entre la teneur en nitrates de la solution du sol à l'automne et la concentration en nitrates de l'eau de source. En Lorraine Kung Benoit (1992) trouve aussi une très bonne liaison entre l'excédent d'azote calculé par la méthode BASCULE (Benoit, 1992) et la teneur en nitrates de l'eau de source issue d'un des bassins d'alimentation bien identifiée sur une partie d'un plateau karstique mais non pour les autres sources relevant d'autres sous bassins du même plateau. De même Van Erp et al. (1990) montrent que la liaison entre les excédents d'azote par hectare et la teneur en azote

nitrique de la nappe superficielle est faible, même en sol sableux et devient très faible en sol tourbeux (Graphique 1). Ces quelques cas confirment la nécessité d'une approche territoriale et hydrogéologique pour raisonner la qualité de l'eau potable. La ville de Toulouse dont l'alimentation en eau est assurée principalement par les rivières des Pyrénées bénéficie d'un atout naturel important par rapport à Rennes ou Laval dont l'eau est produite sur des zones d'élevage intensif. Les agriculteurs de ces régions ne devraient pas connaître la même pression sociale.

Il serait également nécessaire de mieux cerner le devenir de l'eau dans le temps. Dans l'Ouest de la France l'alimentation en eau dépend principalement des cours d'eau et des nappes superficielles très sensibles aux changements de pratiques à court terme. Pour d'autres régions comme le Bassin Parisien, une partie de l'eau vient des nappes profondes dont le renouvellement se déroule sur plusieurs dizaines voire centaines d'années ce qui peut apparaître comme un atout à court terme mais aussi un risque supplémentaire pour l'avenir.

3. PROTÉGER L'EAU : UNE CONSTRUCTION SCIENTIFIQUE ET SOCIALE EN MOUVEMENT

La relation entre pratiques de l'agriculture moderne et dégradation de la qualité de l'eau étant avérée, la profession agricole et les pouvoirs publics se sont mobilisés depuis le début des années 90 pour résoudre ce problème. Ceci a travers des dispositifs aussi variés que l'action volontaire Ferti-Mieux, la Directive Nitrates Européenne, la réglementation des installations classées, la redevance pollution, le programme d'aide (programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole) et en partie les mesures agri-environnementales.

Sans entrer dans la description de ces dispositifs, il convient cependant de rappeler qu'ils sont tous confrontés à la difficultés de définir précisément pour chaque exploitation les résultats qualitatifs et quantitatifs à obtenir en terme de qualité d'eau « produite » et a fortiori les modalités concrètes pour y arriver. Qu'ils interviennent par la voie réglementaire, l'incitation économique, le conseil ou un panachage

de ces stratégies d'actions, ils privilégient les moyens à mettre en oeuvre tant du point de vue des équipements et stockages que des pratiques d'épandage. Ces moyens étant supposés favorables à une réduction des risques de pollution faute de pouvoir définir les résultats à obtenir sur la qualité de l'eau. Cela résulte à la fois de l'insuffisance des connaissances scientifiques qui permettraient de prendre en compte les spécificités des mécanismes de pollution de l'eau par les nitrates d'origine animale, de les modéliser dans les multiples situations hydrogéographiques, et de définir les indicateurs de pilotage permettant « à coup sur » d'obtenir les résultats recherchés mais aussi de la variabilité climatique (abondance et répartition des pluies, températures favorables à la minéralisation hivernale etc...).

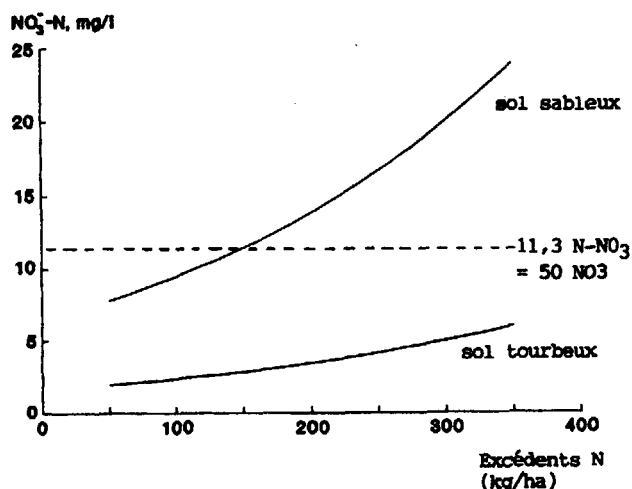
Cette démarche d'intervention par les obligations de moyens ne peut être pérennisée durablement, dans ses contenus actuels sans un considérable effort d'approfondissement des connaissances. En effet, les obligations de moyens apparaissent souvent aux praticiens qui doivent les réaliser comme une démarche « aveugle » ou « boîte noire » naturellement source de réticence ou de résistance. Mais au delà de ces difficultés opérationnelles on ne peut se satisfaire des incertitudes actuelles persistantes dans le domaine des pollutions diffuses, entre les moyens préconisés et les résultats attendus ce d'autant moins que des investissements lourds et durables sont en jeu.

Les réflexions que nous venons de faire, nous conduisent à souscrire pleinement aux orientations du nouveau programme du Corpen (1995) en la matière à savoir :

- bien prendre en compte les spécificités des pollutions diffuses d'origine agricole,
- tenir compte de la variabilité géographique des enjeux,
- établir une progressivité nécessaire dans les contraintes imposées aux acteurs avec des rendez-vous successifs.

Nous espérons avoir montré combien ces orientations s'averaient pertinentes et nécessaires pour les exploitations d'élevage de ruminants et justifiaient un effort très important de la recherche appliquée. Cette activité de recherche appliquée et de développement en élevage s'est assez massivement orientée au cours des dernières années vers l'élabo-

Graphique 1
Relation calculée entre l'excédent en N et la concentration de NO₃-N dans l'eau phréatique à faible profondeur dans des sols sableux et tourbeux (Van Enp et al., 1990).



ration d'outils de diagnostic et de conseil opérationnels, ceci pour accompagner la mise en place des dispositifs d'actions évoquées précédemment notamment le programme de maîtrise, avec la mise au point du diagnostic environnement de l'exploitation d'élevage (Dexel) et la formation d'environ un millier de techniciens à cette méthode. Avec le programme de maîtrise les partenaires publics et professionnels ont fait le choix d'aborder les risques de pollution en élevage de façon globale. Un programme de lutte strictement ciblé sur les risques de pollution ponctuelle au niveau des élevages par la « mise aux normes » des bâtiments et des stockages avait été envisagé dans un premier temps. Les connaissances techniques pour réduire ces risques sont effectivement mieux établies, même s'il reste de nombreux travaux à mener pour tout ce qui concerne les dispositifs de traitement. L'inconvénient majeur d'une telle approche aurait été d'admettre de transférer - parfois en les aggravant par la concentration des déjections - les risques de pollution ponctuelle vers les pollutions diffuses. Faire entrer la maîtrise des risques de pollution diffuse dans une approche globale est donc une ambition judicieuse et porteuse d'efficacité à terme mais c'est aussi une gageure compte tenu des incertitudes de connaissances que nous avons rappelées. L'approche agronomique des risques, de Dexel a de ce fait été l'objet de nombreux débats, elle constitue cependant une

base de travail commune dont l'utilisation et la pertinence dans le temps va faire l'objet d'un suivi scientifique.

La Recherche Développement a dû apprendre à gérer un dispositif de mise au point d'outils d'évaluation des risques de pollution de façon quasi concomitante à leur mise en oeuvre dans un contexte d'incertitudes techniques et scientifiques fortes. Il apparait évident que cette situation va encore se poursuivre pour quelques années. L'action volontariste peut parfois précéder et de ce fait « tirer » la recherche et la connaissance, mais le décalage ne peut être trop important sans risque de remettre en cause l'ensemble de l'édifice. De plus l'activité de conseil doit s'opérer auprès d'un très grand nombre d'acteurs concernés (les agriculteurs) sur des lieux innombrables (les parcelles de culture, les équipements) et de façon quasi continue dans le temps. En terme d'action ceci est radicalement différent des décisions d'entreprises industrielles ou de collectivités locales de mettre en place des dispositifs de traitement. En agriculture et en élevage cela implique de combiner tout autant formation technique, partenariat et adhésion des acteurs aux enjeux et objectifs recherchés. Les méthodes de vulgarisation dans ce domaine constituent également un objet de recherche à ne pas négliger.

RÉFÉRENCES

- AARTS, H.F.M., E.E. Biewinga 1 H van Keulen, 1992. *Neth. Jour. of Agric. Sc.*, 40, 285-299
- AZOTE MIEUX - 1995. Lettre 16-17
- BENOIT M., 1992. *Fourrages* 129, 95-110
- BENOIT M., 1994. *Fourrages* 140, 407-420
- BROCARD V., 1994. Bilan d'activité Dépt. Alim. et Syst. Four. - Institut de l'Élevage
- COPPENET, 1975. *Fourrage n°*
- DECAU M.L., SALETTE J., 1993. Matière Organiques et Agriculture - Gemas Comifer - Blois Nov. 1993
- DELABY L. et al., 1995. *Renc. Rech. Ruminants*, 1995, 2, in press
- FARRUGGIA A., PFLIMLIN A., 1994. *Proceedings of the 15 th. E.G.F. meeting Wageningen N.L.*
- FARRUGGIA A. et al., 1995. *Renc. Rech. Ruminants*, 1995, 2, in press
- GUERIF J., BOIFFIN J., 1995. Matière Organiques et Agriculture - Gemas Comifer - Blois Nov. 1993
- HACALA S., 1995. *Cultivar - L'Élevage HS* - Sept. 1995
- HENIN S. et al., 1980. Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'Environnement 34 p + annexes
- JULIEN M., 1991. CNED-CIFAR
- KUNG BENOIT A., 1992. *Fourrage* 131, 235-250
- LAURENT F. et al., 1995. Colloque gestion de l'azote dans les systèmes d'élevage. L.A. Le Robillard - Avril 1995.
- LEGARTO J - LE GALL A., 1994. Bilan d'activité - Dépt. Alim. et Syst. Four. - Institut de l'Élevage
- LE HOUEROU B., 1993. Matière organiques et agricultures. Gemas Comifer - Blois
- LEROUX M., CHENAIS F., 1995. *Elevage rentabilité* - Juin 1995
- LIMBOURG P., 1992. N° Spécial Fourrage. L'extensification en production fourragère AFPF, 1992
- LOISEAU P., 1990. R. Calvet. Nitrates et Agricultures
- MACHET J.M., MARY B., 1990. Calvet R. Ed., Nitrates, agriculture, eau - Paris
- MAF, 1987. in C.S.A. Mai-Juin, 1987
- MEIYER, 1995. *Proceeding of the Symposium for sustainable Dairy Farming PR* - June, 1995
- MORVAN T., 1994. 2ème journées Agro 35 - Fumier et Lisier
- PEYRAUD J.L. et al., 1995. *Fourrages* 142 - 131-144
- POIRET M., VIDAL C., 1992. *Agreste Cahier n° 12 SCEES*
- RIVIERE F. et al., 1993. *Compte Rendu ACTA - Résultats 1991-1993*
- ROQUEPLO P., 1991. *Environnement, prévoir l'incertain* - Revue Projet N° 226
- SCHOLEFIELD D. et al., 1991. *Plant and soil* 132, 165-177
- SIMON J.C. et LE CORRE L., 1992. *Fourrages*, 129 - 79-94
- SIMON J.C., 1995. Les exploitations herbagères de Basse Normandie et l'environnement, APEX, 39 p
- VAN VUUREN A.M., MEIJS J.A.C., 1987. In VAN DER MEER H.G. et al (Eds), Wageningen, N.L. 17-26
- VERTRATEN F., 1995. *Fourrages n° 143* (à paraître)
- WEISBACH F., ERNST P., 1994. 15th EGF meeting Wageningen N.L.
- WOUTERS A.P., 1995. PR - June 1995
- ZIEGLER D., 1990 in *L'élevage Bovin et l'Environnement* - p 148-149. Technipel

