



INSTITUT DE L'ÉLEVAGE

Département
techniques
d'élevage
et qualité

.....*

Mise au point de systèmes
laitiers productifs et
respectueux de l'environnement

Compte rendu de
l'expérimentation conduite à la
station de Crécom
de 1995 à 1998

.....*

Compte rendu n° 2023301

Institut de l'Élevage
André LE GALL

Chambre d'Agriculture des Côtes
d'Armor
Marie-Madeleine CABARET



CHAMBRE
D'AGRICULTURE
CÔTES D'ARMOR



CHAMBRES
D'AGRICULTURE
BRETAGNE



**MISE AU POINT DE SYTEMES LAITIERS
PRODUCTIFS ET RESPECTUEUX
DE L'ENVIRONNEMENT**

*Compte rendu de l'expérimentation conduite
à la station de Crécom
de 1995 à 1998*

**MISE AU POINT DE SYTEMES LAITIERS
PRODUCTIFS ET RESPECTUEUX
DE L'ENVIRONNEMENT**

*Compte rendu de l'expérimentation conduite
à la station de Crécom
de 1995 à 1998*

André LE GALL – Marie-Madeleine CABARET

avec la collaboration de :

J.Y. BLOUIN, F. CHENAIS, D. FOLLET, J.M. SEURET, J.P. ARZUR

RESUME**MISE AU POINT DE SYTEMES LAITIERS
PRODUCTIFS ET RESPECTUEUX
DE L'ENVIRONNEMENT**

Les systèmes laitiers intensifs de France et du Nord de l'Europe présentent des excédents d'azote élevés (entre 150 et 400 kg /ha). Une partie de cet azote excédentaire risque d'être lessivée ou perdue sous forme gazeuse. Cependant, des techniques permettent de réduire les entrées et pertes d'azote : maîtrise de la consommation de concentrés, stockage des engrais de ferme, fertilisation raisonnée, implantation de cultures intermédiaires.

Ces moyens d'optimisation ont été mis en œuvre dans 6 dispositifs expérimentaux, conduits en France et en Europe. Ces expérimentations menées sur des systèmes complets, associant les troupeaux et les surfaces fourragères, avaient pour objectif d'étudier l'impact des systèmes laitiers intensifs mais optimisés sur les pertes d'azote. Les flux et pertes d'azote nitrique et ammoniacal ont été quantifiés aux différentes étapes du cycle dans l'exploitation. L'expérimentation menée à Crécom en Bretagne, comparant deux systèmes laitiers intensifs (respectivement 25 et 50 % de maïs dans la surface fourragère) est particulièrement détaillée.

Les résultats obtenus à Crécom ainsi que dans les autres dispositifs montrent que les excédents d'azote sont inférieurs de 40 à 60 % à ceux observés dans les exploitations laitières conventionnelles mais restent liés à la production laitière par hectare. Les pertes d'azote nitrique sont proches de 50 kg/ha dans les situations filtrantes avec une lame drainante élevée (400 à 500 mm/an) et voisines de 10 à 20 kg/ha en sols limoneux avec une faible lame drainante (150 à 200 mm/an). Dans les deux situations, la concentration en nitrates est proche de 50 mg/litre. Les expérimentations conduites à Crécom et Ognos ainsi que les simulations montrent que la part de maïs ensilage dans le système fourrager a peu d'incidence sur les pertes d'azote nitrique si les systèmes sont bien conduits. Enfin, les études économiques montrent qu'il est possible de concilier performance économique et respect de l'environnement.

TABLE DES MATIERES

	<i>Page</i>
INTRODUCTION	7
I. EXCEDENTS D'AZOTE DANS LES SYSTEMES LAITIERS ET MODALITES DE REDUCTION DES FLUX D'AZOTE A L'ECHELLE DE L'EXPLOITATION (BIBLIOGRAPHIE)	8
1. Excédents d'azote dans les systèmes laitiers et risques de pollution.	9
11. Excédents d'azote dans les systèmes de production laitière	9
12. Risques de pertes d'azote nitrique et gazeux	11
13. Excédents de phosphore et potassium et risques pour l'environnement	15
2. Techniques de réduction des flux et pertes d'azote	16
21. Réduction des rejets azotés au niveau de l'animal	16
22. Aménagement des bâtiments et stockage des engrais de ferme	17
23. Répartition maximale des engrais de ferme et épandage performant	18
24. Fertilisation raisonnée	20
25. Implantation d'une culture intermédiaire pour piéger l'azote en hiver	22
26. Rotation des prairies et des cultures	24
27. Cohérence des pratiques agricoles	26
3. Questions posées pour la Recherche	26
II. EXPERIMENTATIONS MENEES SUR LES SYSTEMES LAITIERS INTENSIFS EN FRANCE ET DANS D'AUTRES PAYS EUROPEENS	27
1. Méthodologies d'études sur les systèmes de production laitière	28
11. Complémentarité des méthodes d'études sur les systèmes de production laitière	28
12. Présentation des dispositifs menés en France et dans les pays européens	29
2. Présentation de l'expérimentation suivie à Crécom (Bretagne)	31
21. Présentation du site et des systèmes étudiés	31
22. Optimisation environnementale mise en œuvre	33

23. Méthodes de mesures et contrôles	34
231. <i>Au niveau de l'animal</i>	34
232. <i>A l'étable</i>	35
233. <i>Au champ</i>	35
234. <i>A l'échelle du système fourrager</i>	38
235. <i>Organigramme méthodologique de l'expérimentation</i>	39
236. <i>Méthodes statistiques</i>	39
3. Résultats de l'expérimentation de Crécom	41
31. Conditions climatiques	41
32. Ingestions, performances laitières et rejets azotés	42
321. <i>Calendrier fourrager et ingestion de fourrages et concentrés</i>	42
322. <i>Performances laitières</i>	43
323. <i>Rejets azotés des vaches</i>	44
33. Flux d'azote à l'étable	44
34. Gestion des engrais de ferme	46
35. Flux d'azote sur prairies	47
351. <i>Fertilisation azotée et production fourragère</i>	47
352. <i>Rejets azotés au pâturage et balances azotées</i>	49
353. <i>Pertes d'azote nitrique</i>	51
36. Flux d'azote sur les cultures de maïs	52
361. <i>Fertilisation azotée et production fourragère</i>	52
362. <i>Pertes d'azote nitrique</i>	53
37. Bilans de l'azote à l'échelle de l'exploitation	55
38. Pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation	57
381. <i>Pertes d'azote nitrique</i>	57
382. <i>Pertes d'azote par voie gazeuse</i>	59
383. <i>Répartition des pertes d'azote</i>	60
384. <i>Diagramme des flux d'azote</i>	61
39. Autres indicateurs environnementaux	61
391. <i>Indicateurs de fonctionnement</i>	61
392. <i>Bilans de l'acide phosphorique et de la potasse</i>	62
393. <i>Utilisation de produits phytosanitaires</i>	62
4. Comparaison des résultats obtenus dans les différents dispositifs européens	63
41. Une optimisation environnementale parfois différente	63
42. Rejets azotés des vaches : entre 70 et 75 % de l'azote intégré	65
43. Une efficacité de l'azote améliorée	65

44. Des pertes d'azote nitrique variables	67
441. Des méthodes de mesures différentes selon les sites	67
442. Des pertes d'azote nitrique variables selon les milieux	68
443. Des pertes d'azote homogènes sous les maïs, plus variables sous les prairies	69
444. Un lessivage d'azote assez bien relié au solde du bilan dans un milieu donné	70
45. Des pertes d'azote par voie gazeuse dépendantes des techniques mises en œuvre	71
46. Une répartition des pertes hétérogène	72
III. MODELISATION DES FLUX D'AZOTE SUITE A L'EXPERIMENTATION CONDUITE A GRECOM	74
1. Objectifs de la modélisation	75
2. Description du simulateur	75
21. Architecture générale	75
22. Principaux concepts du simulateur	76
221. Ingestions et rejets azotés	76
222. Rotations	77
223. Calcul de la fertilisation azotée minérale	77
224. Pertes d'azote nitrique par lessivage	77
225. Pertes d'azote par voie gazeuse	78
3. Possibilités et limites de validité du simulateur	78
4. Présentation des simulations réalisées	80
41. Caractéristiques de l'exploitation de référence	80
42. Simulations réalisées	80
43. Règles d'optimisation et d'allocation des engrais de ferme	81
5. Résultats des simulations	81
51. Insertion des génisses et des cultures de céréales	81
52. Effet des pratiques de fertilisation et de l'implantation de cultures intermédiaires	83
53. Incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager	84
54. Influence du niveau de chargement	87
6. Conclusion	89

IV. INCIDENCE ECONOMIQUE DE L'OPTIMISATION ENVIRONNEMENTALE	90
1. Coût des techniques mises en oeuvre	91
11. Mise aux normes des bâtiments d'élevage	91
12. Matériel de traitement et d'épandage	92
13. Implantation d'une culture intermédiaire	93
14. Désherbage mixte	94
2. Résultats économiques des deux systèmes de production laitière testés à Crécom	94
V. DISCUSSION GENERALE	98
1. Excédents et efficacité de l'azote au niveau du système de production	99
2. Pertes d'azote nitrique à l'échelle du système laitier	99
3. Pertes d'azote par voie gazeuse	100
4. Incidence de la part de maïs ensilage sur les pertes d'azote nitrique et les risques environnementaux	101
5 . Pertinence des indicateurs de risque	102
6. Apports des différentes méthodes d'étude	104
7. Performance économique et environnementale des systèmes laitiers optimisés	105
VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	106
1. Des résultats encourageants sur l'impact environnemental des systèmes laitiers intensifs	107
2. Des références et des outils pour le conseil et les dispositifs d'incitation	107
3. Des chantiers à poursuivre et ouvrir	107
LISTE DES ABREVIATIONS	110
BIBLIOGRAPHIE	111
ANNEXES	120

INTRODUCTION

Les problèmes de pollution des eaux par les nitrates et les phosphates, puis par les produits phytosanitaires, ont été successivement établis en France au cours de ces vingt dernières années, dans les eaux profondes et superficielles avec notamment le dépassement de la valeur guide de 50 mg de nitrate par litre dans certaines régions et les phénomènes d'eutrophisation observés dans certains cours d'eau. La pollution peut aussi toucher les eaux littorales avec l'accumulation d'ulves au niveau des estuaires, en particulier en Bretagne. Dans d'autres pays de l'Europe du Nord (Pays-Bas), l'attention s'est davantage focalisée sur la qualité de l'air, notamment sur les émissions d'ammoniac et les dépôts atmosphériques qui en découlent, ainsi que sur les émissions d'oxyde nitreux. Ces préoccupations sont à présents reprises en France.

Comme les autres secteurs agricoles (cultures, élevages hors sol de monogastriques), le secteur de **l'élevage des ruminants est interpellé**. En effet, avec 15 millions d'hectares de surfaces fourragères, 4 millions d'hectares de céréales associées et 2 à 3 millions d'hectares de parcours, garrigues et landes, les éleveurs de ruminants occupent 60 % de la SAU et 40 % du territoire national. Comme ils sont majoritairement situés dans les zones de relief ou les zones herbagères arrosées, alimentant les rivières et les nappes phréatiques, on considère que les éleveurs sont responsables de 40 % de la ressource d'eau en France (Farruggia, 2000).

De façon très générale, on observe **2 grands types de situations en France**. Dans les zones où les prairies permanentes ou parcours peu productifs restent prédominants (Centre, Est, Montagne), les chargements sont modérés (de l'ordre de 0,8 à 1,4 UGB/ha) avec des achats d'engrais et de concentrés limités. Dans ces conditions, les problèmes de qualité de l'eau se limitent le plus souvent à la contamination microbienne (pollution directe).

Inversement, dans les **zones de cultures fourragères** souvent situées sur l'Arc Atlantique ou dans les plaines et vallées favorables, les chargements observés dans les exploitations bovines sont plus élevés (entre 1,7 et 2,2 UGB/ha de SFP). Cette intensification a été permise par une utilisation croissante d'engrais minéraux, de concentrés et la culture du maïs ensilage, qui entraîne une proportion de sols nus parfois importante en automne et hiver. Ces systèmes de production, parfois complétés par un atelier hors-sol, présentent des excédents d'azote assez élevés et des fragilités par rapport à l'environnement, en particulier par rapport à la contamination en nitrate de l'eau. Ces pertes d'azote présentent à la fois un coût pour l'éleveur et le consommateur car dans les bassins hydrologiques les plus pollués, il est nécessaire de traiter l'eau avant distribution.

Le programme de travail initié par l'Institut de l'Élevage et ses partenaires des Chambres d'Agriculture et des instituts de recherche a consisté à mesurer les excédents d'azote dans les différents systèmes d'élevage, à lister et à mettre au point les solutions permettant d'améliorer la gestion de l'azote au niveau de l'exploitation et à les mettre en œuvre sur des fermes expérimentales, en vraie grandeur. Ce travail conduit à la station expérimentale de Crécom est particulièrement détaillé dans ce rapport. Il avait pour objectif de vérifier si les systèmes laitiers intensifs, une fois optimisés, présentent des pertes d'azote compatibles avec le respect de l'environnement ainsi que de bonnes performances économiques. Il s'agissait aussi de mieux connaître les flux d'azote au niveau de l'exploitation et surtout de quantifier les pertes d'azote aux différents étapes du cycle dans l'exploitation. Les résultats obtenus à Crécom sont utilement complétés par ceux obtenus à Ognos dans les Landes ainsi que dans d'autres dispositifs européens du même type.

Ce programme de recherche appliquée sur la gestion de l'azote dans les systèmes laitiers intensifs, les plus exposés aux problèmes d'environnement est **complémentaire** du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole, des Contrats Territoriaux d'Exploitation et des différentes opérations de conseil (opérations Ferti-mieux, opérations "bassin versant"...). Il doit fournir des repères et des solutions techniques pour le conseil aux éleveurs.

**I. EXCEDENTS D'AZOTE DANS LES SYSTEMES
LAIERS ET MODALITES DE REDUCTION
DES FLUX D'AZOTE A L'ECHELLE DE
L'EXPLOITATION (ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE)**

1. EXCEDENTS D'AZOTE DANS LES SYSTEMES LAITIERS ET RISQUES DE POLLUTION

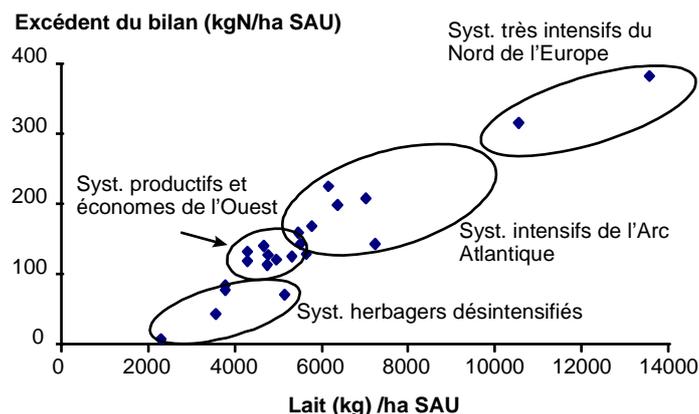
11. Excédents d'azote dans les systèmes de production laitière

Le bilan des minéraux (azote, phosphore, potassium) développé par Coppenet (1975), puis précisé par Simon et al (1992 et 1995), permet d'évaluer les excédents au niveau de l'exploitation et du système de production. Le principe consiste à comptabiliser toutes les entrées (engrais, concentrés, fixation symbiotique, déjections...) et les sorties d'éléments minéraux (lait, viande, grains vendus) à l'échelle de l'exploitation, considérée comme une "boîte noire". Les transactions entre ateliers de l'exploitation ne sont pas prises en compte. Le solde du bilan (différence entre les entrées et les sorties) est exprimé en kilos d'azote, acide phosphorique et potasse par hectare de SAU et par an.

Le taux de conversion, rapport entre les sorties et les entrées, traduit l'efficacité des éléments minéraux au niveau de l'exploitation. L'excédent d'azote peut être relié à un risque de pollution global. Pour l'acide phosphorique, l'excédent présente aussi un risque de pollution mais comme pour la potasse, il permet surtout de mettre en évidence les économies possibles sur ces éléments. Ce bilan est très utilisé dans les pays du Nord de l'Europe, sensibilisés aux problèmes d'environnement.

Afin de cerner les excédents d'azote, différentes études ont été menées en France et en Europe du Nord dans les exploitations laitières (Ouest : Simon et al, 1994 ; Tranvoiz et Guernion, 1993 ; Véron et Le Gall, 1999 ; Le Gall et al, 1999 ; Vertès et al, 1999 - Est : Pichot, 1995 - Sud-Ouest : Fortin, 1993 ; Legendre et al, 1997 - Rhône-Alpes : Bonnet, 1996 - Pays-Bas et Belgique : Verstraten, 1995 ; Verbruggen et al, 1994). De façon générale, les entrées d'azote par la fertilisation et les concentrés sont importantes, alors que les sorties d'azote par les produits animaux sont faibles (seulement 55 kg d'azote pour 10 000 kg de lait et 24 kg pour 1 000 kg de poids vif). En revanche, les exportations d'azote par les cultures de vente sont plus élevées (150 à 250 kg N/ha). Dans ces conditions, l'excédent d'azote est essentiellement lié aux entrées d'azote par la fertilisation et les concentrés. En effet, l'azote fourni par l'ensemble de la fertilisation (engrais, déjections animales importées, fixation symbiotique) représente de 60 à 80 % des entrées alors que les apports d'azote par les concentrés constituent entre 20 à 40 % des entrées. Le solde d'azote apparaît également bien lié à la production laitière rapportée à l'hectare de SAU, celle-ci combinant à la fois le niveau d'intensification végétale et animale ainsi que la part de cultures (graphique I-1 et annexe 1).

Graphique I-1 : Relation entre l'excédent du bilan et le lait produit/ha SAU



Ces différentes études ont permis de classer les systèmes de production laitière en fonction du solde du bilan :

- **Les systèmes très intensifs du Nord de l'Europe** présentent un chargement supérieur à 2 UGB/ha SFP, une production laitière élevée (plus de 7 000 kg/vache et plus de 10 000 kg de lait/ha SAU), pas de grandes cultures, peu de maïs ensilage et une forte consommation de concentrés (de l'ordre de 2 tonnes/vache). L'excédent d'azote est alors très important puisqu'il approche 400 kg/ha SAU.

▪ **Les systèmes intensifs des régions de cultures fourragères, typiques de ceux situés dans l'Arc Atlantique Français** combinent un chargement élevé (entre 1,8 et 2,5 UGB/ha SFP), une part de maïs ensilage dans le système fourrager comprise entre 40 et 60 %, des prairies temporaires fertilisées à l'azote de synthèse. La production laitière est généralement élevée (entre 6 000 et 8 000 kg/vache/an avec 1 à 2 tonnes de concentré/vache). Le surplus d'azote se situe entre 150 et 250 kg/ha. Mais celui-ci diffère en fonction de la part de cultures dans l'exploitation qui peut varier de 20 à 50 % de la SAU. Le taux de conversion de l'azote (N sorti/N entré) est souvent voisin de 30 %. La part importante de maïs ensilage entraîne une proportion de sols nus ou peu couverts en hiver comprise entre 30 et 60 % de la SAU et une certaine pratique de la monoculture, notamment sur les parcelles éloignées.

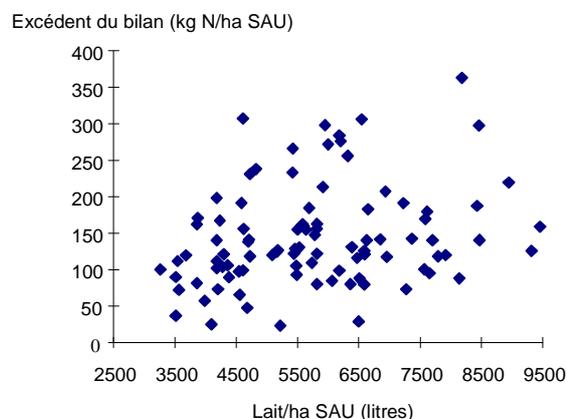
▪ **Les systèmes productifs et économes de l'Ouest de la France** se caractérisent par un chargement relativement élevé, compris entre 1,6 et 1,8 UGB/ha, de 20 à 40 % de maïs dans la SFP, des prairies d'associations graminées-trèfle blanc, une production laitière modérée mais encore assez élevée (entre 6 000 et 7 000 kg/vache/an) avec une consommation économe de concentrés (entre 600 et 1 000 kg concentré/vache). L'excédent d'azote atteint alors 100 à 150 kg/ha, le taux de conversion reste proche de 30 %, mais la part des sols nus ou peu couverts est inférieure à celle de la classe précédente (autour de 25 % de la surface agricole utile).

▪ **Les systèmes herbagers désintensifiés de plusieurs régions françaises (Est, Nord, Bretagne ...)** présentent un chargement compris entre 1,2 et 1,4 UGB/ha SFP, une part de maïs ensilage et de cultures de vente réduites (moins de 25 % de maïs dans la SFP et moins de 10 % de cultures dans la SAU), des prairies d'association ou des prairies permanentes et des performances laitières modérées (entre 5 000 et 6 000 kg de lait/vache/an). Le solde du bilan de l'azote oscille alors entre 70 et 130 kg N/ha SAU et dépend de l'importance de la fixation symbiotique et de la maîtrise du taux de trèfle blanc. Ces systèmes présentent généralement peu de sols nus (entre 10 et 15 % de la SAU).

▪ **Les systèmes en agrobiologie**, souvent encore plus en retrait sur l'intensification (0,8 à 1,3 UGB/ha SFP, entre 2 000 et 4 000 litres lait/ha, moins de 10 % de maïs, entre 4 000 et 6 000 kg de lait/vache) présentent des bilans nettement inférieurs (de 10 à 80 kg N/ha SAU).

Cette classification met en évidence la relation étroite entre le niveau d'intensification et l'excédent du bilan azoté. Les résultats présentés correspondent à la moyenne des exploitations observées ou enquêtées dans l'étude. Au sein de chaque étude, on observe cependant une grande variabilité des soldes du bilan, cela à même niveau d'intensification, liée à la dispersion des pratiques comme le montre le graphique I-2 à partir d'une étude conduite en Bretagne (Chambaut et Le Gall, 1998). En effet, pour un niveau d'intensification donné, l'excédent de bilan varie du simple au triple.

Graphique I-2 : Illustration de la variabilité et des marges de progrès sur le solde du bilan
(Etude Bretagne 1996-1997)



Les bilans observés dans les systèmes d'élevage bovin sont supérieurs à ceux observés dans les systèmes de grandes cultures (moins de 50 kg d'azote d'excédent/ha SAU), mais nettement inférieurs à ceux obtenus dans les élevages de monogastriques où la production n'est pas liée au sol (plus de 400 kg d'azote/ha SAU d'après Simon et Le Corre, 1992b). Le bilan de ces exploitations devrait toutefois nettement s'améliorer en se calant sur la réglementation (170 kg N/ha SPE, soit environ 40-50 porcs produits/ha/an), et donc en résorbant les excédents structurels par traitement ou exportation d'azote.

Il est intéressant de situer les excédents d'azote observés dans les exploitations bovines comparativement aux exploitations laitières. En effet, dans les exploitations produisant de la viande bovine, les exportations d'azote par la viande sont généralement faibles. Les entrées d'azote par la fertilisation et les concentrés dépendent essentiellement du type de système et du niveau d'intensification (tableau I-1). Ainsi, les systèmes herbagers, peu chargés présentent des excédents d'azote très faibles. Par contre, les systèmes naisseurs-engraisseurs avec plus ou moins d'achats et engraisseurs spécialisés, plus intensifs, enregistrent des excédents d'azote plus importants, assez proches de ceux obtenus dans les exploitations laitières intensives.

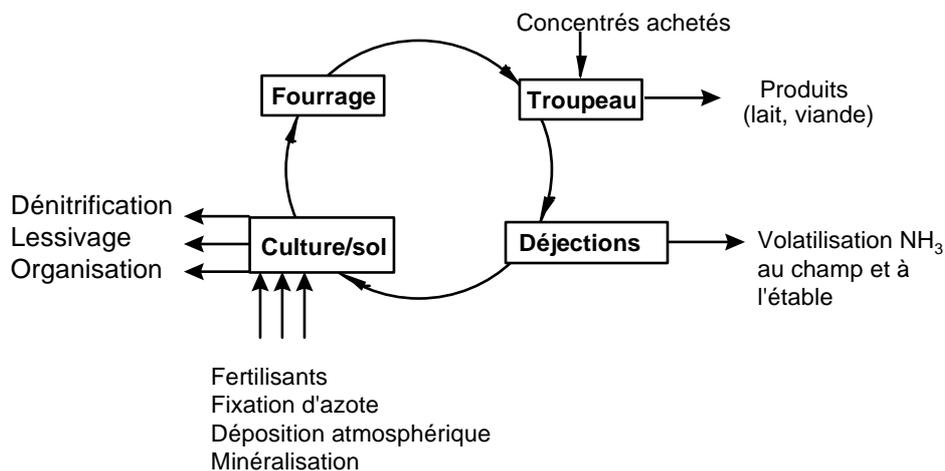
Tableau I-1 : Excédents d'azote dans les systèmes de production de viande bovine (synthèse à partir des cas types issus des réseaux d'élevage des différentes régions françaises, Farruggia et al, 1995)

Type de système	Nombre de cas types	%SFP /SAU	%prairies /SFP	Chargement (UGB/ha SFP)	Solde du bilan (kg N/ha SAU)	Taux de conversion (N sorti/N entré)
Naisseur herbager	14	89	100	1,2	40	21
Naisseur-engraisseur herbager (bœufs)	8	88	92	1,3	41	20
Naisseur-engraisseur intensif (jeunes bovins)	7	82	75	1,9	96	25

12. Risques de pertes d'azote nitrique et gazeux

L'excédent d'azote va être perdu, c'est-à-dire va quitter le système biologique propre à l'exploitation, ou organisé aux différentes étapes du cycle de l'azote dans l'exploitation (figure I-1). Une partie de ce solde d'azote est perdue sous forme gazeuse (émissions d'ammoniac à l'étable, au stockage et à l'épandage des engrais de ferme, dénitrification avec production d'azote gazeux et d'oxydes d'azote). Une seconde partie est organisée dans le pool d'azote humique en fonction de la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol. Enfin, la dernière partie est soumise au lessivage et au ruissellement (Simon et al, 1997).

Figure I-1 : Principaux flux du cycle de l'azote dans une ferme laitière d'après Aarts et Biewenga, 1992



▪ Pertes gazeuses à l'étable et au champ

Les émissions d'ammoniac issues de l'élevage contribuent à augmenter les quantités de composés azotés atmosphériques puis les dépôts d'azote, potentiellement gênants pour les écosystèmes naturels. La volatilisation intervient après l'hydrolyse de l'urée, provenant de la fraction uréique de l'urine. **A l'étable**, les mesures réalisées par l'Institut de l'Elevage (Dollé et Capdeville, 1998), dont les résultats sont comparables aux références obtenues en Europe du Nord, indiquent que les pertes d'azote ammoniacal sont comprises entre 0,3 et 1 kg par vache et par mois de présence en stabulation pendant la phase hivernale mais entre 1,5 et 2 kg en cours d'été. La volatilisation en bâtiment dépend de la concentration en azote de l'urine, de la température et de la ventilation, du niveau de paillage et de l'exposition de l'urine à l'air ambiant. **Lors du stockage**, les pertes d'ammoniac observées avec un fumier compact seraient inférieures à celles obtenues avec du lisier (Sommer et al, 1997). Dans ce cas de figure, la volatilisation de l'ammoniac dépend essentiellement de la température et de la vitesse du vent. Elle est réduite par la couverture de la fosse et même par la présence d'une croûte en surface (Sommer et al, 1997).

A l'occasion de l'épandage de lisier, les différents auteurs citent des pertes comprises entre 5 et 80 % de la fraction d'azote ammoniacal. En fait, ces pertes dépendent respectivement des conditions climatiques (température du sol et de l'air, pluie, vitesse du vent), de la teneur en matière sèche du lisier (Moal 1994, Pain et al, 1997), du couvert végétal et de la technique d'épandage. **Concernant le fumier**, les données sont plus rares. Celles rapportées par Chambers et al (1997) en Angleterre et Menzi et al (1997) en Suisse montrent que les pertes à l'épandage, étalées sur une dizaine de jours, sont proches de 60 % de l'azote ammoniacal soit donc environ 5-10 % de l'azote total (N-NH₄ : 10 % à 20 % de l'azote total du fumier).

Au pâturage, les pertes d'azote ammoniacal sont de l'ordre de 3 % de l'azote total pour les fèces (plutôt stables) et de 15 % en moyenne pour l'azote urinaire (synthèse bibliographique de Decau et al, 1997), bien qu'étant plus variables. Enfin, **les pertes consécutives à un apport d'engrais minéral** du commerce à base d'azote nitrique sont faibles à nulles (moins de 2 %) lorsque le pH du sol est inférieur à 6,5, mais peuvent être plus importantes pour certaines solutions azotées ou les apports d'urée en plein (de 10 à 20 % de l'azote total). Les références sur les pertes d'azote ammoniacal sont encore limitées, tout comme les lois de variation, mais on peut établir une estimation de la répartition de ces pertes au niveau de l'exploitation (tableau I-2).

Tableau I-2 : Répartition des pertes d'azote ammoniacal au niveau de l'exploitation
(en % de l'azote ammoniacal perdu au total)

Site d'émission	% de pertes
Bâtiment et stockage	40-60
Epandage	20-40
Pâturage	20-30

La dénitrification correspond à la réduction de l'azote nitrique en azote gazeux (N₂ et oxydes d'azote). L'oxyde nitreux (N₂O) est relativement dangereux car c'est un gaz à effet de serre. La dénitrification dépend essentiellement de la disponibilité en carbone organique et en nitrate ainsi que des conditions d'anaérobiose, souvent observées dans les prairies humides et les sols hydromorphes. Les pertes d'azote par dénitrification (N₂ + N₂O) citées dans la bibliographie (Fustec cité par Henin, 1992 ; Scholefield et al, 1991) sont de l'ordre de 10 à 20 kg N/ha/an pour les sols cultivés et sains mais pourraient être comprises entre 100 à 150 kg/ha/an pour une prairie engorgée d'eau pendant 3 à 4 mois de l'année. L'équilibre entre le N₂ et le N₂O n'est pas très bien défini, mais les recherches récentes montrent que la proportion de ces 2 types de gaz est liée au type de sol et probablement à sa population bactérienne et dépend de plusieurs paramètres. Aussi la proportion de N₂O de 5 à 10 % citée voilà 20 ans, doit être reconsidérée (Cellier et al, 1996), car elle pourrait varier de 10 à 90 % du total N₂ + N₂O.

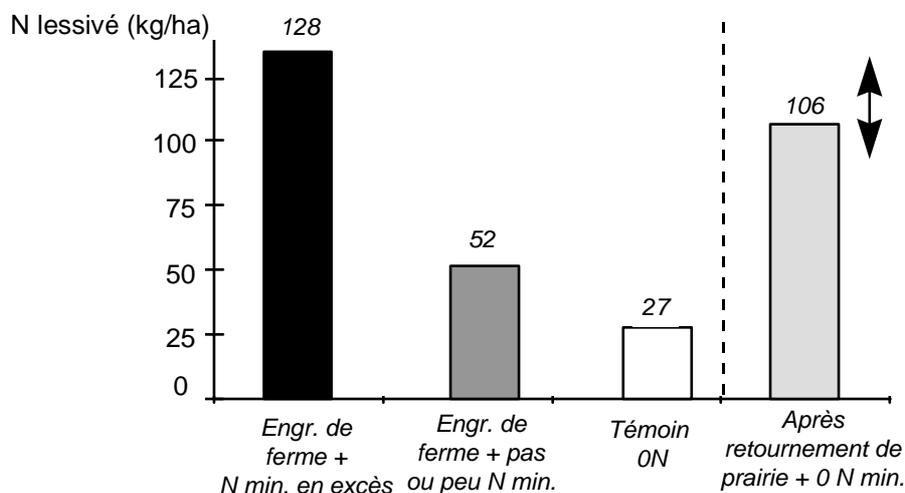
▪ Pertes d'azote nitrique : de nombreux facteurs de variation

Les pertes d'azote nitrique par lessivage peuvent être analysées respectivement pour le maïs ensilage et les prairies :

Dans le cas du maïs ensilage, les pertes d'azote nitrique sont très importantes lorsque les apports d'azote organique et minéral sont supérieurs aux exportations par la culture (Simon et Le Corre, 1988). Néanmoins, le risque de fuites de nitrates est exacerbé par la présence de sols nus après la récolte et le décalage entre les besoins du maïs et la minéralisation de l'azote organique du sol. En effet, la minéralisation de ce pool d'azote organique peut se poursuivre à l'automne après la reprise des pluies et l'azote ainsi minéralisé s'ajoute aux reliquats obtenus à la récolte. Selon les régions et les climats, on peut toutefois observer des comportements et risques différents selon l'intensité de la minéralisation d'automne (élevée en situation océanique, plus faible sous climat froid et sec). Cette situation est amplifiée dans les systèmes d'élevage suite au retournement de prairies et aux apports de fumier, car la plante ne valorise immédiatement qu'une partie de l'azote apporté (entre 20 et 30 %), l'azote restant rejoignant le pool d'azote humique du sol. Les bilans humiques réalisés dans les exploitations d'élevage (avec 30 à 50 % de maïs - système fumier et lisier) montrent ainsi des enrichissements en humus compris entre 500 et 1 000 kg/ha/an, ce qui doit entraîner à terme une augmentation de la quantité d'azote minéralisée. Morvan (1992) a ainsi mesuré en Bretagne sur plusieurs sites en situation d'élevage, une minéralisation nette de 50 à 100 kg d'azote/hectare à l'automne après la récolte du maïs, sur un profil de sol de 0 à 90 cm.

Dans ces conditions, les pertes de nitrate sous maïs ensilage sont systématiquement importantes dans un régime de surfertilisation et acceptables dans une gestion raisonnée des apports d'azote organique et minéral, comme le montrent les essais et observations réalisés dans les différentes régions françaises (annexe 2 et graphique I-3). Cependant, l'implantation d'une culture intermédiaire permet de réduire le lessivage de façon importante (§ 2.5).

Graphique I-3 : Incidence des pratiques de fertilisation du maïs sur les pertes d'azote nitrique
(synthèse des essais récapitulés dans l'annexe 2)

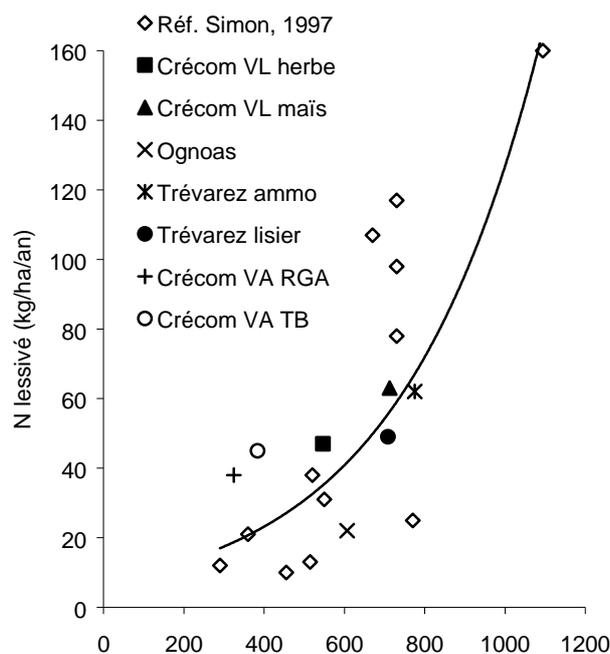


Concernant les prairies, les pertes d'azote nitrique sont limitées en conditions de fauche, jusqu'à des niveaux de fertilisation azotée de 400 kg N/ha/an, car l'azote prélevé est exporté et le couvert végétal est actif 8 à 10 mois sur 12 (Simon et al, 1997a).

La situation est toute différente au pâturage car de 75 % à 90 % de l'azote ingéré est restitué sur la parcelle, de façon hétérogène, seulement 15 à 20 % de la surface étant touchée par les urines et les bouses. Les quantités d'azote mises en jeu sous ces impacts sont alors très importantes (Simon et al, 1997b), supérieures aux capacités d'absorption des prairies. Dans ces conditions, les fuites de nitrates dépendent de la fertilisation azotée pratiquée, de l'intensité de pâturage et de la proportion de fauche, de l'époque d'apport des engrais minéraux et organiques ainsi que du taux de trèfle blanc. Le nombre

de journées de présence au pâturage semble être un critère assez intégrateur de ces différents paramètres, même si l'on observe une certaine variabilité entre années et parcelles. En effet, les résultats obtenus sur différents sites en France (Simon et al, 1997 ; Farruggia et al, 1998 ; Le Gall et al, 1998 ; Laurent et al, 1999) montrent que les pertes d'azote nitrique deviennent importantes au-delà de 600 journées de pâturage par hectare (graphique I-4). Ce niveau de chargement sur les prairies n'est observé en moyenne que pour les systèmes fourragers intensifs, au-delà de 1,8 UGB/ha et 50 % de maïs où les prairies sont principalement, voire exclusivement pâturées.

Graphique I-4 : Relation entre les pertes d'azote nitrique et le nombre de journées de pâturage (24 heures)



Les essais comparant le lessivage d'azote sous les prairies de graminées pures fertilisées ou les associations graminées-trèfle blanc montrent que les pertes d'azote nitrique sont relativement proches quand le chargement au pâturage est très voisin et le taux de trèfle blanc maîtrisé (tableau I-3). Toutefois, avec des taux de trèfle blanc supérieurs à 50 % en moyenne sur l'année, les fuites de nitrates peuvent devenir importantes, proches de celles observées pour des graminées surfertilisées (Schils, 1994 ; Laurent et al, 1999).

Tableau I-3 : Pertes d'azote nitrique sur prairies de RGA fertilisé à l'azote et associations RGA + trèfle blanc
(17 comparaisons avec dénombrement des journées de pâturage)

	RGA	RGA + Trèfle blanc
N minéral (kg N/ha)	221	19
% TB	0	33
Jours de pâturage (UGB/ha)	580	522
Azote lessivé (kg N-N03/ha)	54	42

Après retournement de prairies, plusieurs auteurs (Loiseau et al, 1992 ; Decau et Salette, 1993 ; Vertès et al, 1999b ; Morvan et al, 1999) citent des niveaux importants de minéralisation azotée, notamment dans l'année qui suit le retournement (de 200 à 400 kg d'azote par hectare). Le risque de fuites d'azote est variable selon les cultures (Morvan et al, 1999). Avec le blé, implanté après une destruction d'automne, les besoins de la céréale ne sont pas synchronisés avec la dynamique de minéralisation de la prairie. Le maïs, semé après destruction de la prairie en sortie d'hiver ou au printemps, présente une capacité d'absorption assez limitée (entre 150 et 200 kg N/ha/an) et entraîne alors un reliquat azoté important en automne (graphique I-3). Seul, le semis d'une culture intermédiaire peut réduire le lessivage. La betterave, par contre, prélève des quantités importantes d'azote et cela jusqu'à la récolte à l'automne, limitant ainsi les reliquats azotés. Morvan et al, (1999) estiment ainsi que les pertes d'azote nitrique sur la succession prairie-betterave-blé sont deux à trois fois inférieures à celles observées sur une succession prairie-maïs-blé.

13. Excédents de phosphore et potassium et risques pour l'environnement

Afin de compléter l'analyse sur les excédents d'azote dans les systèmes laitiers, il est utile de décrire ceux observés pour l'acide phosphorique et la potasse, éléments intervenants en synergie avec l'azote dans l'alimentation des plantes. Comme pour l'azote, les produits animaux exportent relativement peu d'acide phosphorique et de potasse (21 kg de P_2O_5 et 19 kg de K_2O pour 10 000 litres de lait, 16 kg de P_2O_5 et 5 kg de K_2O pour 1000 kg de viande vive). Ainsi, les entrées d'acide phosphorique et de potasse par les concentrés, condiments minéraux et la paille couvrent quasiment les sorties par le lait et la viande (tableau I-4). La restitution aux surfaces fourragères de l'exploitation de l'acide phosphorique et de la potasse rejetés par les animaux doit couvrir les besoins des plantes et permettre à l'exploitation d'être autonome. Dans ces conditions, les excédents de phosphore et potassium souvent observés dans les exploitations d'élevage correspondent principalement aux achats d'engrais.

Tableau I-4 : Excédents d'acide phosphorique et potasse dans des exploitations laitières spécialisées en Bretagne (128 élevages 1994-1996)

	Acide phosphorique (P_2O_5)	Potasse (K_2O)
Entrées (kg/ha SAU)		
Engrais	24	48
Concentré	17	14
Déjections animales	9	15
Autre (dont paille)	11	7
Total (1)	61	84
Sorties (kg/ha SAU)		
Lait	16	9
Viande	4	2
Cultures	6	7
Total (2)	26	18
Solde (kg/ha SAU) (1) - (2)	35	66
Taux de conversion (2) / (1)	43	21

Pour le phosphore, les pertes par lessivage sont faibles, de l'ordre de la dizaine de grammes, selon Ryser et al, (1998). Le surplus de phosphore s'accumule alors dans les premiers centimètres du sol. Les travaux de la station d'agronomie de Quimper et de la Chambre d'Agriculture du Finistère (Coppenet et al, 1993 ; Vertès, 1995) font état de teneurs importantes en acide phosphorique, suite à des apports répétés de lisier de porc. Celle-ci est ainsi passée de 450 à 920 mg de P_2O_5 Dyer en 20 ans suite à des apports annuels d'acide phosphorique de 200 à 250 kg/ha/an. Le phosphore ainsi accumulé risque alors d'être entraîné par ruissellement vers les cours d'eau (Cann et al, 1999), notamment dans les sols à couverture limoneuse et peu ou pas couverts (sols nus après la récolte du maïs). Les quantités de phosphore total entraînées par ruissellement sont généralement faibles car comprises entre 0,1 et 2,5 kg/ha/an (Corpen, 1998). Mais les valeurs hautes suffisent à induire des concentrations importantes en phosphore soluble, favorisant les phénomènes d'eutrophisation, notamment dans les eaux stagnantes ou à débit lent.

Concernant la potasse, une partie de l'excédent est lessivé (de 10 à 30 kg/ha/an selon le type de sol et sa teneur en argile) mais ne présente pas de risque, identifié à ce jour, pour l'environnement.

2. TECHNIQUES DE REDUCTION DES FLUX ET PERTES D'AZOTE

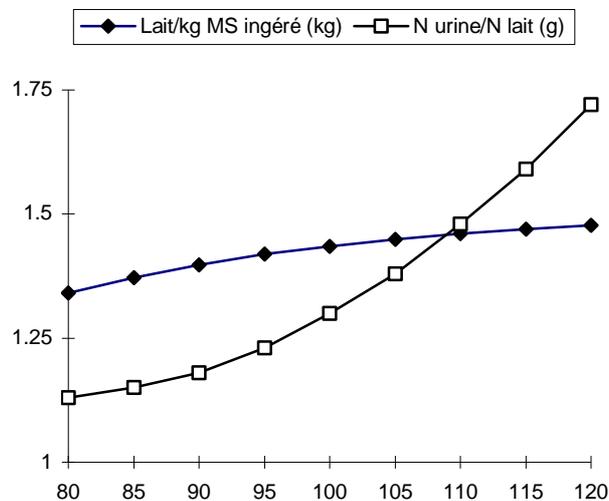
Plusieurs techniques permettent de réduire les entrées d'azote à l'échelle de l'exploitation et de limiter les pertes ammoniacales et nitriques, c'est-à-dire d'améliorer l'efficacité globale de l'azote.

21. Réduction des rejets azotés au niveau de l'animal

La réduction des rejets azotés au niveau de l'animal permet de limiter la quantité d'azote mise en jeu aux différentes étapes du cycle de l'azote. Les rejets azotés diminuent avec l'accroissement de la part de maïs ensilage dans la ration (Delaby et al, 1995) mais cela n'a pas forcément un impact sur la qualité de l'eau, car de nombreux processus agronomiques interviennent après l'animal (part de sols nus par exemple). Les efforts doivent alors porter sur la limitation des entrées d'azote par les concentrés, à la fois sur les quantités de concentrés et leur teneur en protéines.

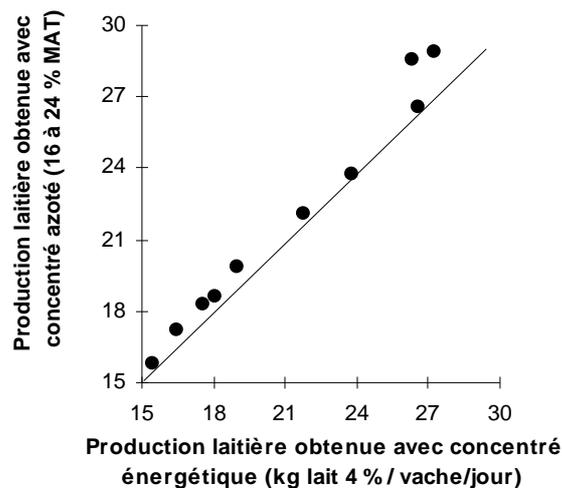
Avec les régimes hivernaux, basés sur les fourrages stockés, il s'agit de se caler au plus près des recommandations zootechniques, en évitant notamment les excès d'azote dégradable. Ainsi, un excès d'azote dégradable (PDIN > PDIE) de 200 g/j (soit environ 10 % des besoins) n'entraîne pas de supplément de production laitière mais une augmentation du rejet azoté de 18 kg/vache/an (Peyraud et al, 1995). D'autre part, autour des recommandations (100 g PDIE/UFL soit 94 g PDIE/kg MS), une augmentation de 5 g de la teneur en PDIE de la ration a pour conséquence un accroissement modéré des performances zootechniques (+ 0,25 kg MS ingéré, + 0,6 kg de lait, + 0,2 point de taux protéique). Ainsi sur une lactation, une augmentation des apports de 95 à 105 g PDIE/UFL (soit de 90 à 100 g PDIE/kg MS) se traduit par un écart de production d'environ 400 kg de lait/vache mais un accroissement de l'azote urinaire proche de 20 % (Vérité et Delaby, 1998) (graphique I-5). De façon concrète, ces résultats incitent à supprimer les sécurités inutiles souvent prises en début de lactation et à préférer la pratique de la ration semi-complète accompagnée d'une individualisation de la distribution du concentré azoté à la ration complète.

Graphique I-5 : Lois de réponse aux variations de la teneur en PDI/UFL de la ration
(Vérité et Delaby, 1998)



Au pâturage, il est difficile de contrôler les excès d'azote dégradable avec de l'herbe exploitée jeune, sauf à réduire le niveau de fertilisation azotée. Dans les systèmes de pâturage intensifs, il est possible de limiter la teneur en protéines du concentré et d'utiliser uniquement un concentré énergétique. En effet, une synthèse des essais comparant l'utilisation d'un concentré énergétique à celle d'un concentré dosant de 16 à 24 % de MAT, montre que les écarts de production laitière sont faibles, compris entre 0 et 2 kg/vache/jour, soit 0,8 kg en moyenne (graphique I-6), sans modification du taux protéique. A l'échelle de la saison de pâturage, cela conduit à des écarts de l'ordre de 100 à 200 kg de lait par vache qui ne modifient pas la livraison de lait si l'on ajuste l'effectif. Cette pratique permet de réduire de façon sensible les entrées d'azote par le concentré (entre 10 et 15 kg/ha SAU).

Graphique I-6 : Influence du type de concentré au pâturage sur la production laitière
(synthèse de 10 essais réalisés en France et en Europe)



L'augmentation de la production laitière individuelle permet de réduire les rejets azotés par tonne de lait (environ 5 % par tranche de 1 000 kg de lait d'après Peyraud et al, 1995) mais la consommation de concentrés est plus élevée. Au niveau d'une exploitation, les études théoriques par simulation montrent, qu'à quota et surface identique, l'augmentation du niveau de production laitière entraîne un accroissement de la part de cultures de vente et des sorties d'azote par les végétaux, et par voie de conséquence une réduction de l'excédent d'azote. Cependant, l'observation d'élevages de vaches à haute production peut montrer des entrées d'azote importantes par les concentrés avec en définitive des excédents élevés (Brocard, 1997).

D'autre part, dans un essai mené à Trévarez (Finistère), la réduction de la quantité de concentrés d'environ 1 000 kg par vache a été accompagnée d'une baisse des apports de PDI en début de lactation (Brocard et al, 1999). Dans ces conditions, malgré une réduction de la production laitière de l'ordre de 1 000 kg/VL, le rejet azoté par vache ou par tonne de lait est plus faible tout comme les entrées d'azote par les concentrés. Le solde du bilan est alors inférieur de 25 kg d'azote/ha SAU pour le lot "bas" en concentrés. Ces différents éléments montrent que le débat sur le niveau de production individuelle relatif aux questions d'environnement, n'est pas définitivement tranché.

La modulation du temps de pâturage est une voie parfois mise en avant afin de limiter les restitutions au pâturage et les risques d'émissions d'ammoniac et de lessivage d'azote qui leur sont liées. Lorsque le temps passé au pâturage est plus important que la part d'herbe pâturée dans la ration, il y a transfert d'élément minéraux de l'étable vers la prairie. Dans ces conditions, il apparaît opportun de veiller à la distribution de fourrages complémentaires et à la bonne valorisation du pâturage à l'automne. Aux Pays-Bas, la recherche insiste sur la restriction du temps de pâturage au printemps et en été (rentrée des vaches à l'étable après 22 heures), faisant le pari que l'azote capté à l'étable puis épandu présentera une efficacité supérieure à celui restitué de façon hétérogène au pâturage. Cette analyse apparaît intéressante, mais nécessite des aménagements de bâtiments et investissements en matériels importants (couverture des fosses, injection de lisier ...). D'autre part, cette voie ne se justifie que dans les systèmes très intensifs et peut poser des questions en terme de bien-être animal. Enfin, des travaux sont actuellement menés afin de préciser l'impact du pâturage de fin d'automne ou d'hiver sur le lessivage d'azote (Kerlavic et Crécom en Bretagne, Le Mourier dans le Limousin).

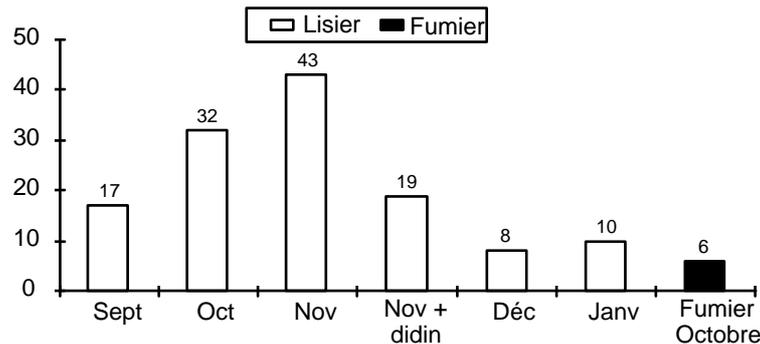
22. Aménagement des bâtiments et stockage des engrais de ferme

La réduction des pertes d'ammoniac en bâtiment passe par une limitation des temps d'échange entre l'azote uréique et l'air, c'est-à-dire par un aménagement réfléchi des bâtiments : respect des normes sur les aires de vie et par conséquent sur les surfaces souillées, couverture des fosses à lisier. Le paillage suffisant des logettes et des litières accumulées contribue aussi à cet objectif (Chadwick et al, 1999). D'autre part, les pertes d'ammoniac au bâtiment et au stockage semblent inférieures dans les systèmes "fumier" comparativement aux systèmes "lisier" (Dollé, 1999).

La mise aux normes des bâtiments d'élevage permet aussi d'accroître les capacités de stockage, de façon à apporter les engrais de ferme aux périodes recommandées principalement au printemps et éviter les épandages en automne et hiver. En effet, le coefficient d'utilisation de l'azote du lisier épandu au printemps est supérieur à celui apporté à l'automne. Les études menées sur l'époque d'apport des engrais de ferme montrent que les pertes d'azote nitrique mesurées après un épandage d'automne (octobre, novembre) sont fortes, que ce soit sur prairies (Froment et al, 1992) (graphique I-7) ou sur sols nus (Smith cité par Webb et Archer, 1992). Des études complémentaires sont actuellement menées dans l'ouest (Kerlavic, Derval) afin de préciser ces références.

Graphique I-7 : Influence de l'apport d'engrais de lisier ou de fumier de bovins sur les pertes d'azote nitrique (D'après Froment et al, 1992)

Pertes (% N total apporté)



23. Répartition maximale des engrais de ferme et épandage performant

L'amélioration des pratiques agronomiques passe par une meilleure répartition des déjections, aujourd'hui essentiellement apportées sur maïs, sur l'ensemble de la surface (cultures et prairies). De nouvelles techniques d'épandage ont été testées au cours de ces dernières années, afin d'atteindre cet objectif.

Le compostage du fumier est une fermentation aérobie entraînant un processus d'humification et une transformation de l'azote minéral en azote organique. Ce processus de fermentation, renforcé par des aérations successives, entraîne une augmentation de la température (50 - 70°C) qui provoque un assainissement assez rapide pour les germes pathogènes (Hacala, 1998) et les graines d'adventices. Lors de la fermentation, la flore microbienne qui se développe, consomme l'azote uréique et ammoniacal et supprime ainsi les mauvaises odeurs. Les pertes de gaz carbonique, d'eau et d'azote gazeux observées lors de cette fermentation permettent de réduire la masse initiale de fumier de 30 à 50 %. Le produit obtenu est à la fois plus friable, plus apte à l'épandage sur prairie et plus concentré en éléments minéraux. Cependant, l'azote du compost est exclusivement sous forme organique et n'est pas immédiatement disponible pour la prairie et les cultures. Cet azote commence à être disponible dès la seconde année suivant l'apport, mais sa libération est progressive sur une dizaine d'années (Limbourg, 1992 ; Bodet et al, 1998).

L'effet fertilisant du compost devrait se mesurer aussi à plus long terme, car on enrichit le compartiment d'humus stable du sol avec des effets probables sur la fertilité physique, chimique et biologique et donc sur la fourniture d'azote par le sol. Cette inertie de la disponibilité en azote du compost convient mieux aux systèmes prairiaux de longue durée à base de trèfle blanc, où la fixation de l'azote symbiotique et la minéralisation de l'azote organique du compost et du sol interviennent simultanément. Inversement, dans les systèmes de cultures annuelles, il y a risque de minéralisation à contre-temps, notamment à l'automne, lorsque les sols sont nus.

L'injection de lisier, à la fois sur prairies et cultures, permet de réduire les émissions d'ammoniac lors de l'épandage et donc d'accroître la fraction d'azote disponible pour la plante. Les essais menés aux Pays-Bas sur sols homogènes et plats montrent des résultats spectaculaires, tempérés par ceux obtenus en Grande-Bretagne sur des sols plus argileux et caillouteux (tableau I-5). L'injection profonde à l'aide de socs est efficace mais les risques de dégradation du couvert sont grands. L'injection à disques, avec des sillons ouverts, donne aussi des résultats intéressants, les sillons se refermant assez rapidement. Le dépôt de surface, à l'aide de sabots, donne des résultats inférieurs, plus variables, dépendant de la hauteur de l'herbe lors de l'épandage, mais présente l'avantage de réduire les besoins en puissance de traction. Enfin, des observations récentes montrent, au contraire, un accroissement des pertes N₂O avec l'injection, car on augmente les conditions d'anaérobiose (Chadwick et al, 1999).

Tableau I-5 : Réduction des émissions d'ammoniac par rapport à l'épandage en plein de lisier sur prairie (en %)

Technique d'épandage	Pays-Bas Huijmans et al,1997	Angleterre Pain,1998
Injection à socs (sillons fermés)	99	-
Injection à disques (sillons ouverts)	86	65
Dépôt de surface	70	50

Plusieurs auteurs ont noté une nette amélioration de l'utilisation de l'azote par la prairie après l'injection (accroissement du coefficient d'utilisation de l'azote total du lisier de 22 à 52 % d'après Wouters,1995), notamment en période chaude et sèche (Lorenz et Steffens,1997). Les résultats observés récemment en Bretagne sur des prairies pâturées (Le Meur, 1999) montrent des résultats plus nuancés (tableau I-6). L'injection de lisier de porc, comparé à un épandage de lisier en plein, permet de réduire sensiblement la hauteur de sortie au pâturage, mais a relativement peu d'effet sur la production fourragère (seulement 3 % d'écart). Cette légère augmentation de la production pourrait toutefois correspondre à l'effet de l'azote non volatilisé. Il est vrai qu'une étude précédente à Trévarez avait montré une bonne efficacité du lisier de porc apporté en plein, comparativement à l'ammonitrate (Brocard et al, 1995). Les reliquats azotés semblent sensiblement plus élevés après l'injection du lisier, mais le lessivage d'azote n'apparaît pas plus important après injection dans une autre étude menée aux Pays-Bas sur prairie fauchée (Steenvoorden, 1989). Par contre, dans d'autres études, on a noté une augmentation du lessivage lorsque l'injection était réalisée à l'automne (Legarto, 1995 dans le Sud-Ouest ; Misselbrook et al, 1996 en Grande-Bretagne).

L'injection de lisier est une technique intéressante, mais le meilleur compromis entre la réduction des pertes d'azote ammoniacal, l'efficacité de l'azote, le besoin en traction, le coût et la souplesse d'utilisation sur d'autres cultures, semble être obtenu par les matériels de dépôt de surface (pendillards ou sabots).

Tableau I-6 : Effet de l'injection de lisier de porc sur prairies pâturées
(synthèse de 3 essais menés en Bretagne : Trévarez, Mauron, Le Theil - 1996-98)

	Ammonitrate	Lisier en plein	Lisier injecté (disques)
Azote "efficace"*(kg/ha)	200	203	198
▪ dont N lisier	0	155	150
▪ dont N engrais	200	48	48
Azote total (kg/ha)	200	286	278
Hauteur sortie (cm)	5,6	6,3	5,9
Production (kg MS/ha)	8 400	8 375	8 630

* basé sur la fraction d'azote ammoniacal du lisier

Sur maïs, les essais menés à Ognos (Landes) montrent une valorisation du lisier de bovin légèrement supérieure avec l'enfouissement (1,15 kg d'azote efficace/m³ pour le lisier enfoui et 1,0 kg d'azote efficace/m³ pour le lisier en plein soit 15 % d'amélioration en moyenne sur 3 ans). Mais ces résultats sont en retrait par rapport à ceux obtenus par Desvignes (1997) dans le Sud-Ouest avec du lisier de porc apporté au stade 6-8 feuilles du maïs : le coefficient d'utilisation de l'azote du lisier enfoui est proche de 60 % contre 40 % pour le lisier en plein. D'autres résultats, cités par Pain (1998), montrent l'effet d'une incorporation rapide du lisier épandu sur un sol nu et l'incidence des différentes méthodes d'incorporation (tableau I-7). L'incorporation est efficace lorsqu'elle intervient dans les 3 ou 4 heures qui suivent l'épandage. Le labour maïs aussi le passage du rotavator permettent de réduire de façon importante les pertes d'azote par volatilisation. Ces résultats militent, dans la mesure du possible, pour un recouvrement rapide du lisier, juste après l'apport.

Tableau I-7 : Effet de la méthode d'incorporation du lisier et du délai entre l'épandage et l'intervention sur les émissions d'ammoniac

(en % de réduction par rapport à un épandage classique) (Pain, 1998)

Méthode d'incorporation	Immédiate	3 h après épandage	6 h après épandage
Labour	90	68	54
Rotavator	68	55	43
Cultivateur à dents	40	37	34

L'utilisation d'un retardateur de nitrification permet d'empêcher la transformation de la fraction ammoniacale du lisier en nitrate, potentiellement lessivable. Alors que cette évolution est proche de 20 jours en conditions normales, la transformation de l'azote ammoniacal en azote nitrique est de 30 à 90 jours avec un inhibiteur de nitrification. Plusieurs études ont montré l'effet positif sur le lessivage d'azote pour des épandages de lisier à l'automne sur prairie (Froment et al, 1992 ; Pain et al, 1994 ; Legarto, 1997). Son effet sur le rendement du blé et du maïs dans le cas d'application de lisier en automne ou hiver semble plus variable. Enfin, le coût du retardateur de nitrification doit être mis en balance avec le coût du stockage du lisier afin de l'apporter au bon moment (sortie hiver).

24. Fertilisation raisonnée

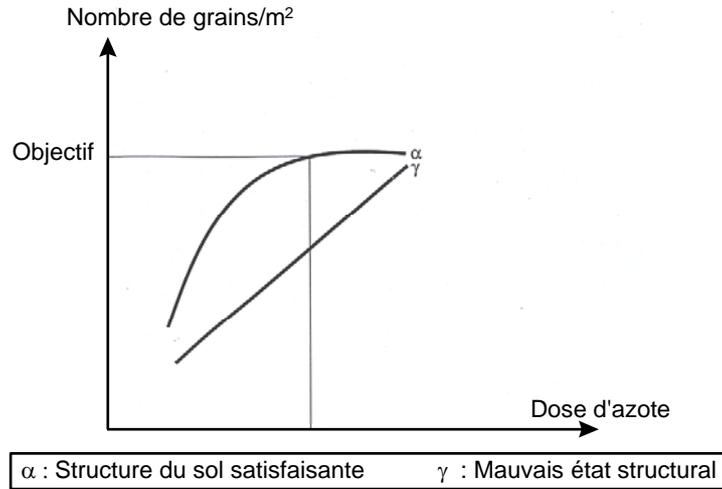
La mise en œuvre de la fertilisation azotée raisonnée, c'est-à-dire l'équilibre entre les besoins des plantes et les apports, est incontournable car c'est sur ce poste que les marges de progrès sont les plus importantes pour l'azote. Les différents Instituts Techniques et les Chambres d'Agriculture proposent d'appliquer la méthode des bilans à la parcelle, en se basant sur les besoins des cultures, la fourniture d'azote par le sol et la valeur d'effet direct des engrais de ferme. Selon les situations, l'équation classique du bilan (Rémy et Hébert, 1977) ou une équation simplifiée du bilan à partir du CAU et de témoins "0 N" sont privilégiées.

Ainsi, pour le maïs ensilage, le recyclage des engrais de ferme doit permettre d'assurer l'alimentation azotée de la plante, grâce aux effets directs et arrière-effets et de couvrir les exportations de P_2O_5 et K_2O . Le recours aux engrais du commerce est généralement inutile, sauf pour les apports tardifs de fumier (pratique non recommandée). De même, l'apport d'engrais "starter" en localisé lors du semis (100 kg/ha de phosphate d'ammonium 18-46), où le phosphore a pour rôle de favoriser l'enracinement, mérite d'être discuté. Une synthèse de 60 essais réalisés dans l'Ouest de la France par l'AGPM, l'ITCF et les Chambres d'Agriculture (Moquet, 1994) montre que le gain de production n'est que de 0,5 t MS/ha avec un effet positif dans seulement 60 % des situations, particulièrement pour des conditions d'implantation délicates (printemps froid, sols se réchauffant lentement, mauvaise exposition de la parcelle). Cette pratique est surtout une démarche d'assurance et ne se justifie pas dans les sols à réchauffement rapide, déjà bien pourvus en phosphore.

Dans le cas des maïs suivant un retournement de prairie, la quantité d'azote minéralisé sur le cycle de végétation du maïs est très importante (entre 150 et 350 kg/ha), largement suffisante pour couvrir les besoins en azote de la plante si la destruction de la prairie est suffisamment précoce (Vertés et al, 1999). Dans ces conditions, il est recommandé de ne pas épandre d'engrais de ferme dans l'année suivant le retournement de la prairie et donc de transférer les engrais de ferme disponibles vers d'autres cultures.

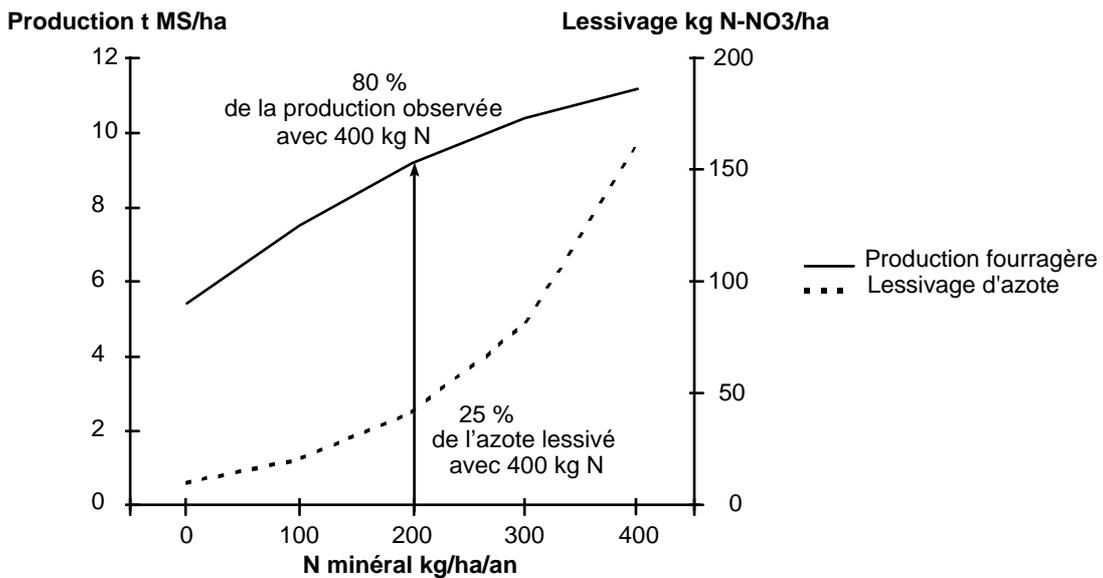
D'autre part, l'état structural du sol intervient sur l'utilisation de l'azote car il agit directement sur le développement et le fonctionnement racinaire. Meynard et al (1981) ont mis en évidence l'incidence de l'état structural du sol sur la courbe de réponse à l'azote minéral apporté sur du blé d'hiver (graphique I-8). Lorsque l'état structural est dégradé, la quantité d'azote nécessaire pour atteindre l'objectif de rendement est plus importante car l'absorption d'azote est perturbée. Dans ces conditions, on observe aussi un reliquat d'azote à la récolte plus élevé.

Graphique I-8 : Allure de la courbe de réponse à l'azote pour le blé d'hiver selon l'état structural du sol (d'après Meynard et al., 1981)



Pour les prairies, le raisonnement de la fertilisation azotée est plus complexe car les exportations sont multiples (foin, ensilage, pâturage) et l'on doit intégrer la valeur fertilisante des restitutions au pâturage ainsi que la fixation symbiotique. La démarche de raisonnement a été précisée récemment par Farruggia et al, (1999) et permet d'aboutir à des recommandations de fertilisation azotée cohérentes avec les objectifs de production des prairies, les besoins des animaux, le type de milieu et de limiter ainsi les risques d'excédents. Les courbes de réponse à la fertilisation azotée sur prairies pâturées en zone océanique situent l'optimum de fertilisation à 200-250 kg d'azote minéral par hectare (Castillon et al, 1999). Au-delà, l'accroissement de la production fourragère est relativement faible mais le lessivage augmente de façon importante (Laurent et al., 1999) (graphique I-9).

Graphique I-9 : Incidence de la fertilisation azotée des prairies pâturées sur la production fourragère et les pertes d'azote nitrique
(synthèse d'essais menés dans l'Ouest et l'Europe du Nord)



Le trèfle blanc est un moyen économe d'assurer la nutrition azotée des prairies. Mais, il est important de maîtriser le taux de trèfle blanc afin d'éviter les excès de trèfle et limiter les entrées d'azote. Un taux de trèfle blanc de 40 à 50 % en été - début d'automne et de 20 à 30 % au printemps (soit un taux de trèfle blanc pondéré à l'échelle de l'année de 30 à 40 % en zone arrosée et de 20-30 % en zone plus sèche) permet de concilier productivité, risques de météorisations et pertes d'azote nitrrique. Le respect de ces objectifs passe par le choix variétal, la conduite du pâturage (accès du trèfle à la lumière) et la fertilisation azotée (Le Gall et al,1999). Les essais menés dans l'Ouest montrent des différences de comportement selon les variétés de RGA (en fonction de la ploïdie) et de trèfle blanc (en fonction de la taille des feuilles et le nombre de points végétatifs sur les stolons). Ils ont permis de préciser les meilleures combinaisons variétales en fonction des situations pédoclimatiques.

Concernant **la fertilisation phosphatée et potassique des prairies**, les nouvelles connaissances permettent de réduire sensiblement les recommandations (Thélier-Huché et al, 1999). La forte teneur en P_2O_5 et K_2O des sols observée dans les régions d'élevage les plus intensives, l'importance du recyclage de ces éléments par les restitutions au pâturage (environ 90 % du potassium et 60 % du phosphore ingéré) avec pour conséquence des indices de nutrition élevés conduisent souvent à supprimer tout apport complémentaire sur les prairies pâturées et à pratiquer une fertilisation d'entretien sur les prairies fauchées (par exemple 50 kg/ha de P_2O_5 et 120 kg/ha de K_2O). Cet apport peut logiquement être assuré par les engrais de ferme. Le développement de l'analyse d'herbe peut aussi aider l'éleveur à piloter la fertilisation phosphatée et potassique.

Par conséquent, dans les systèmes d'élevage d'herbivores sans cultures de vente et avec des achats modérés de paille et de concentrés azotés et de minéraux (nécessaires pour corriger les déséquilibres des fourrages), un recyclage optimisé des déjections animales sur l'ensemble des surfaces et l'introduction de légumineuses prairiales, notamment le trèfle blanc, **il devrait être possible d'être autonome pour la fertilisation en azote, acide phosphorique et potasse** sans pénaliser les performances techniques et le résultat économique.

Cependant cette perspective d'autonomie en engrais doit être discutée pour montrer les marges de progrès et non comme une exigence environnementale entraînant inévitablement de nouvelles contraintes. En effet, une fertilisation minérale raisonnée, complémentaire à la bonne utilisation des engrais de ferme reste un outil de pilotage précieux en cours de campagne, en particulier pour l'azote.

25. Implantation d'une culture intermédiaire pour piéger l'azote en hiver

Les cultures intermédiaires implantées après maïs dans une succession maïs-maïs ou entre une céréale et un maïs, permettent de piéger l'azote, non seulement le reliquat obtenu à la récolte mais aussi l'azote qui se minéralise en automne et en hiver. La quantité d'azote absorbée dépend de l'azote disponible dans le profil et de la croissance de la culture. L'azote absorbé par le couvert végétal est proportionnel à la croissance du couvert jusqu'à 2-2,5 t MS/ha mais s'infléchit ensuite (Laurent et al,1995). La quantité d'azote absorbée par les organes aériens varie ainsi de 20 à 100 kg/ha auxquels il faut rajouter l'azote capté par les racines et la rhizosphère (environ 30 kg/ha d'après Laurent et al., 1995).

Tous les auteurs signalent alors une diminution de la quantité d'azote présente dans le profil en automne et hiver, suite à l'implantation d'une culture intermédiaire suffisamment développée. Dans ces conditions, **les pertes d'azote par lessivage** sont réduites d'environ 50 % dans le cas d'une succession maïs-maïs et de 60 à 90 % dans le cadre d'une succession blé-maïs (tableau I-8). Bien que la lame drainante soit inférieure, la concentration au nitrate décroît de manière significative. Ces résultats, observés pour la plupart en systèmes d'élevage, sont obtenus avec un couvert non pâturé par les animaux. Il reste donc à préciser les fuites d'azote dans le cadre d'un pâturage d'automne ou de fin d'hiver avec retour des urines. Enfin, la présence d'un couvert végétal a aussi pour effet de limiter les phénomènes de ruissellement du phosphore et prévenir l'érosion.

Tableau I-8 : Influence de la culture intermédiaire sur les pertes d'azote nitrique

Précédent Succession	Lieu	Durée essai (ans)	Type de sol ¹	Sol nu			Culture intermédiaire ²		
				Lame drainante (mm)	Lessivage (kg N- NO ₃ /ha)	Conc. en nitrates (mg/litre)	Lame drainante (mm)	Lessivage (kg N- NO ₃ /ha)	Conc. en nitrates (mg/litre)
Maïs	Quimper (29) INRA	5	SL	731	96	58	674	45	30
	Kerlavic (29) EDE- ITCF	3	SL	-	80	-	-	40	-
Maïs-Maïs	Pays-Bas AB-DLO	6	S	251	75	133	216	25	51
	La Jaillièrè (44) ITCF	2	LA	153	60	175	153	30	87
Blé	Kerlavic (29) EDE ITCF	4	SL	610	87	63	580	9	7
	Colmar (68) INRA	3	LA	115	40	155	48	1	9
	Blé-Maïs Colmar (68) INRA	3	SLA	128	79	274	58	6	43
	Gréoux (04) INRA	1	SL	202	69	151	164	26	70

¹S : sableux - L : limoneux - A : Argileux

²Ray-grass d'Italie dans tous les sites à l'exception de Colmar (moutarde)

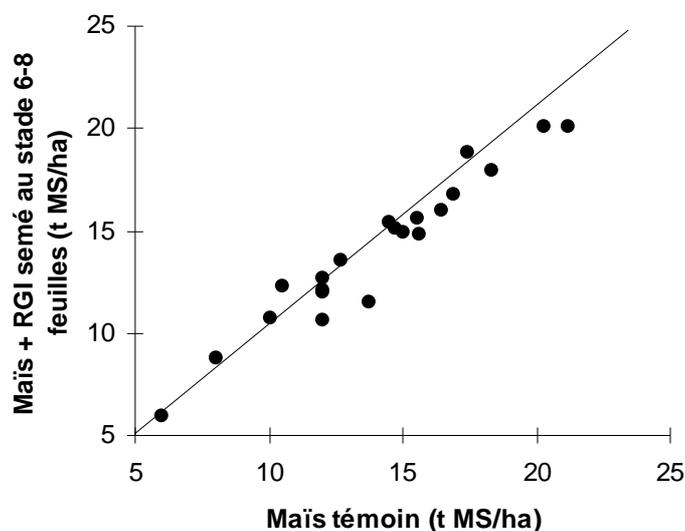
Après destruction, la proportion d'azote de la culture intermédiaire minéralisé, et donc disponible pour la culture suivante, varie de 10 à 50 %. Dans l'hypothèse d'une destruction suffisamment précoce avant le semis de maïs (avant le 15 mars), cela correspond à une fourniture moyenne d'azote de 15 à 20 kg/ha, dont il faut tenir compte dans le bilan de fertilisation. Au-delà de cette libération d'azote à court terme, le solde d'azote capté rejoint le compartiment d'humus labile et pourrait se minéraliser au rythme de 2 à 3 % par an. La systématisation de cette pratique devrait ainsi augmenter, à terme, le niveau de minéralisation et donc permettre de réduire la fertilisation azotée des différentes cultures (Machet et al, 1997).

La croissance de la culture dépend de la disponibilité en somme de températures (environ 720 jour pour produire 1,5 t MS/ha de RGI - Laurent et al, 1995), c'est-à-dire de la date d'implantation du couvert. Si cela ne pose pas de problèmes particuliers pour les semis après céréales, il en va tout autrement pour l'interculture après maïs. Lorsque la récolte du maïs ensilage est précoce, avant le 20 septembre, il est possible de semer le couvert végétal suffisamment tôt et d'avoir un développement satisfaisant avant l'hiver. Par contre, dans le cas de récoltes plus tardives (après le 15 octobre), la croissance de la culture intermédiaire implantée est insuffisante avant l'hiver. Dans ces conditions, une implantation au stade 6-8 feuilles du maïs s'impose. En conditions arrosées, le développement de la plante installée sous couvert du maïs est souvent faible (production inférieure à 500 kg MS/ha au moment de l'ensilage), compte tenu de l'effet d'ombrage du maïs, mais suffit pour assurer un développement correct de la culture intermédiaire, sitôt le maïs récolté (Cabaret et al, 1994). En situation plus chaude et séchante, la réussite est nettement plus aléatoire, du fait du déficit hydrique et de l'utilisation combinée de variétés plus tardives (avec davantage de feuilles), mais c'est aussi dans cette situation que la récolte est précoce avec la possibilité de semer un couvert végétal dans de bonnes conditions.

La concurrence pour l'eau et l'azote étant très faible, **la culture intermédiaire ne pénalise pas le rendement du maïs** (14,1 t MS/ha pour 14 t MS/ha en conduite classique en moyenne sur vingt essais) (graphique I-9). Certains effets dépressifs ont toutefois été observés lors de semis trop précoces de RGI (au stade 2- 4 feuilles du maïs). Enfin, la production du maïs suivant n'est pas non plus affectée, si la destruction de la culture intervient suffisamment tôt (avant le 15 mars), car elle ne compromet pas la disponibilité en eau et ne perturbe pas le lit de semences (sol creux ou soufflé). En système d'élevage, un pâturage précoce par des animaux en croissance ou des vaches est le moyen le plus économique pour éliminer la biomasse disponible, avant le travail du sol, mais il faut faire attention aux décalages des périodes de pâturage et à leurs répercussions sur leurs dates de semis.

Graphique I-9 : Incidence de l'implantation d'une culture intermédiaire au stade 6-8 feuilles du maïs sur la production fourragère du maïs

(synthèse d'essais menés dans l'Ouest de la France - Chambre d'Agriculture, AGPM, ITCF et en Belgique)



Dans les systèmes d'élevage, les espèces privilégiées pour la couverture hivernale sont le ray-grass d'Italie, le seigle, le ray-grass anglais ou le colza fourragère du fait de leur aptitude au pâturage. Les travaux menés par Laurent et al. (1995) montrent que la croissance du RGI et la vitesse d'absorption d'azote sont supérieures à celle du seigle. Par contre, l'azote capté par le seigle serait plus rapidement disponible pour la plante, compte tenu d'une plus faible proportion d'organes racinaires (à rapport C/N élevé). La phacélie ou la moutarde, espèces non pâturables, donnent aussi de bons résultats et peuvent être intéressantes pour les successions blé-maïs situées sur les îlots de parcelles éloignées.

La culture intermédiaire est un moyen efficace pour réduire les pertes d'azote sous les cultures, notamment après retournement de prairie, mais n'est pas toujours possible, notamment dans le cas des successions "maïs-blé", fréquentes dans les systèmes d'élevage. Cette technique présente aussi un coût qui peut varier de 400 à 600 F/ha (semences, semis, destruction).

Le sursemis de ray-grass est souvent associé au **désherbage mixte**, combinant le binage entre les rangs et le traitement dirigé sur le rang. Il réduit de façon importante (2/3) la quantité de produits appliqués et de 98 % le ruissellement d'atrazine vers les cours d'eau (Heddaj et Gascuel, 1997). Là aussi, les différents essais menés en Europe et en France (Van Dijk, 1995 ; Blouin et Diverrès, 1995) montrent que le désherbage mixte ne pénalise pas la production de maïs par rapport au désherbage conventionnel (respectivement 16,0 t MS/ha en moyenne et 16,2 t MS/ha sur 21 essais). Les observations menées dans l'Ouest de la France montrent que le désherbage mixte est aussi efficace que le désherbage en plein sur les adventices pendant la phase critique de croissance du maïs (jusqu'au stade 8-10 feuilles) où la culture supporte mal la concurrence. Par contre, 2 à 3 mois après l'intervention, la densité d'adventices augmente dans les parcelles en désherbage mixte (Heddaj et Gascuel, 1997).

26. Rotation des prairies et des cultures

La rotation des prairies et des cultures a souvent été considérée comme une **règle agronomique de base** dans les systèmes d'élevage (Viaux et al, 1999). En effet, la prairie contribue à maintenir le taux de matière organique dans les rotations fourragères intensives (Le Floch, 1986 ; Simon, 1990 ; Bodet et al, 1993 ; Plenet et al, 1993). Elle aide à améliorer la structure du sol et la stabilité structurale, limitant ainsi les risques de compactage et de tassement avec toutes leurs répercussions négatives sur l'entraînement du phosphore et des pesticides. Elle stimule aussi la vie biologique du sol comme l'indique la présence de lombrics. Dans une étude menée dans le bassin de Rennes, Binet (1993) montre ainsi que la quantité de lombrics est nettement plus importante sous prairies temporaires (environ 1,5 t/ha) que sous un maïs recevant de l'azote minéral ou du lisier (0,2 à 0,5 t/ha), avec un nombre réduit d'espèces de lombriciens par rapport à la prairie. Ces observations sont confirmées par

celles rapportées par Younie et al., (2000), notant une plus grande présence de vers de terre dans les rotations avec prairies comparativement à une succession de cultures. Dans ces conditions, plusieurs auteurs (Bodet et al, 1993 ; Plenet et al, 1993) notent une amélioration du rendement du maïs ensilage lorsqu'il succède à une prairie comparativement à une monoculture de maïs. Selon les sites, le supplément de rendement de maïs fourrage obtenu varie de 1 à 2,5 tonnes de MS/ha. D'autre part, la rotation des prairies et des cultures limite le nombre d'adventices (et en particulier les adventices résistantes aux herbicides) et donc le salissement des cultures. Elle contribue à réduire les quantités de produits phytosanitaires utilisées (Viaux et al, 1999).

La dynamique des flux d'azote est un autre aspect important de l'insertion des prairies dans les rotations de cultures fourragères et céréalières. En effet, au cours de sa vie, la prairie accumule de l'azote en lien avec le cycle du carbone (organisation par le système racinaire de la prairie, organisation de l'azote apporté et restitué au pâturage par le pool humique du sol). Après le retournement de la prairie, une partie de l'azote accumulé est disponible. Il contribue alors à la nutrition azotée des cultures suivantes. Cet effet "retournement de prairie" est généralement intégré dans les démarches de raisonnement de la fertilisation mais il est incontournable en agriculture biologique. En effet, dans ce mode d'agriculture, on compte sur l'azote accumulé par la prairie grâce à la fixation symbiotique par les légumineuses pour assurer l'alimentation azotée des cultures suivantes (Younie et al, 2000). A priori, la rotation entre les prairies et les cultures est donc un bon moyen pour réduire les entrées d'azote par les engrais et améliorer l'efficacité de l'azote, comme le confirme Scholefield et Smith (1996) dans une étude par simulation en Angleterre (tableau I-9).

Tableau I-9 : Efficacité de l'azote au sein de 3 systèmes de cultures sur une période de 6 ans, à un niveau de fertilisation de 200 kg N/ha pour les prairies (résultats obtenus par simulation par Scholefield et Smith, 1996)

	Prairie 6 ans	Prairie 3 ans Cultures 3 ans ¹	Cultures 6 ans ²
<u>N produit</u> Entrées N	0,71	0,66	0,53
<u>N produit</u> Pertes totales N	8,12	0,57	0,19
<u>N produit</u> N lessivé	14,8	2,2	1,3

1 : Blé-Pomme de terre-Blé

2 : Blé-Pomme de terre-Blé x 2

Néanmoins, plusieurs travaux montrent que les **risques de lessivage d'azote** augmentent aussi après le retournement de prairie (Loiseau et al, 1992 ; Decau et Salette, 1993 ; Vertès et al, 1999 ; Morvan et al, 1999). Ils sont plus importants après une destruction d'automne comparativement à un retournement de la prairie au printemps (Titchen et Philips, 1996). D'autre part, il semble aussi que la quantité d'azote remise en jeu dépende de l'âge de la prairie. Ainsi, Whitehead et al.,(1990) estime que la quantité d'azote minéralisé suite au retournement est inférieure d'un tiers pour une prairie de 3 ans comparativement à une prairie âgée de 8 ans. Young (1986) signale que les prairies de 3 ans libèrent 20 % d'azote en moins que les prairies âgées de plus de 4 ans. C'est la raison pour laquelle les hollandais recommandent de limiter la durée de vie des prairies à 3 ans afin de limiter l'accumulation d'azote (Aarts et al., 1999) et de trouver un compromis entre les avantages et les inconvénients de la succession prairie - cultures. D'autre part, les risques de lessivage d'azote suite au retournement de prairie peuvent aussi être limités par l'implantation de cultures intermédiaires.

En fait, il existe **plusieurs options en termes de succession** afin de limiter les pertes d'azote et assurer un bon rendement de l'azote au sein de l'exploitation : soit des rotations "prairies - cultures" avec des prairies dont la durée de vie est de 3 à 6 ans et des cultures intermédiaires, soit des prairies de longue durée d'un côté et une rotation autonome "maïs - céréales" parfois coupée d'une prairie de courte durée de l'autre. Ces différentes options peuvent aussi coexister au niveau d'une exploitation en fonction de la structure du parcellaire et des besoins en prairies accessibles pour le pâturage des vaches laitières.

27. Cohérence des pratiques agricoles

Les différentes pratiques agricoles décrites précédemment pour réduire les flux et pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation sont globalement convergentes, car elles agissent le plus souvent simultanément sur plusieurs risques (tableau I-10). Par exemple, l'optimisation de la gestion des engrais de ferme permet non seulement de limiter les pertes d'azote par volatilisation et lessivage mais aussi de réduire les risques de ruissellement du phosphore et des éléments pathogènes.

Tableau I-10 : Impact des pratiques sur les différents risques de pollution

Localisation	Pratiques	Pollution air (NH3)	Lessivage N-NO3	Ruissellement (P, N)	Pollution phytosanitaire	Pollution microbienne
Animal	Quantités et teneurs en protéines des concentrés	+	++	+		
Bâtiment	Aménagement	+ -				+
	Ouvrages de stockage	++	+++	+		+++
Gestion des engrais de ferme	Répartition sur toute la surface		++	++		+
	Techniques d'épandage	+	++	+		++
Fertilisation (N, P)	Dose	+	+++			
	Dates d'apport	+	++	+		
Couverture des sols	Prairie		++	+++	+++	++
	Cultures intermédiaires		++	+	+	++
Désherbage mixte			+	+++		

+ : Impact de la technique mise en œuvre sur le risque de pollution

3. QUESTIONS POSEES A LA RECHERCHE

Cette revue bibliographique a permis de situer les niveaux d'excédents d'azote observés dans les systèmes laitiers et leurs fragilités par rapport à l'environnement. Elle montre aussi qu'il existe des marges de progrès et des techniques pour améliorer l'efficacité de l'azote au niveau de l'exploitation laitière. Plusieurs questions peuvent être posées à la Recherche :

- L'optimisation des systèmes laitiers intensifs permet-elle d'améliorer le rendement de l'azote à l'échelle de l'exploitation et de réduire les pertes d'azote et en particulier les pertes d'azote nitrique ?
- Quel est l'impact de la part de maïs ensilage dans le système fourrager sur les pertes d'azote nitrique ?
- Quelle est l'influence du niveau d'intensification fourragère sur les pertes d'azote ?
- Peut-on concilier efficacité économique et respect de l'environnement ?

Enfin, il apparaît utile de préciser les flux d'azote au sein de l'exploitation et de quantifier les pertes d'azote nitrique et ammoniacal aux différentes étapes du cycle dans l'exploitation : étable et stockage, épandage, champ.

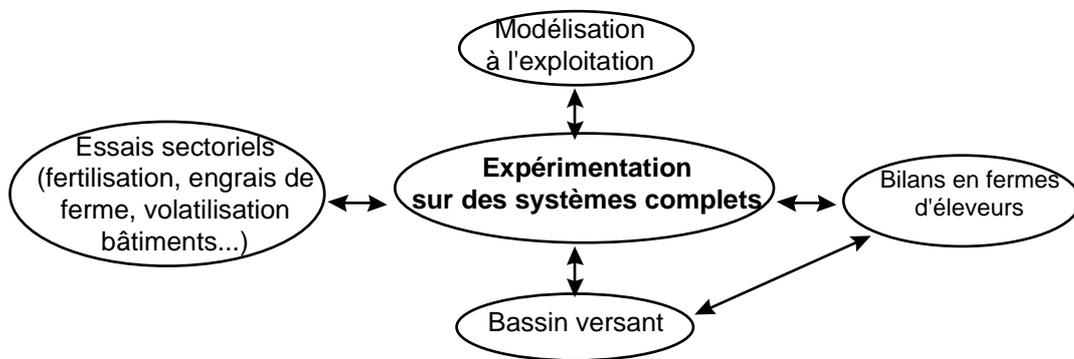
**II. EXPERIMENTATIONS MENEES SUR LES
SYSTEMES LAITIERS INTENSIFS EN FRANCE
ET DANS D'AUTRES PAYS EUROPEENS**

1. METHODOLOGIES D'ETUDES SUR LES SYSTEMES DE PRODUCTION LAITIERE

11. Complémentarité des méthodes d'études sur les systèmes de production laitière

Afin de cerner l'impact des systèmes laitiers sur l'environnement, plusieurs méthodes de travail sont utilisées par les différentes équipes européennes et particulièrement par l'Institut de l'Élevage et ses partenaires (EDE-Chambres d'Agriculture-ITCF-INRA). Elles combinent les essais sectoriels, la modélisation préalable et consécutive à l'expérimentation, l'expérimentation sur des systèmes complets (surfaces et troupeaux), les bilans en fermes d'éleveur. Elles ont pour objectif de donner des éléments de discussion pour des études menées à l'échelle de bassins versants (figure II-1).

Figure II-1 : Méthodes et moyens de travail engagés pour étudier l'impact des systèmes laitiers sur l'environnement



Les essais sectoriels réalisés par les différents secteurs de la recherche portent par exemple sur la volatilisation de l'ammoniac en bâtiments d'élevage, la fabrication du compost, la valorisation des engrais de ferme sur différentes cultures, la fertilisation azotée et les pertes d'azote nitrique, les techniques de désherbage du maïs, etc... Ces dispositifs analytiques ont souvent pour objectif de mieux connaître les mécanismes en jeu. Ils sont d'autant plus pertinents lorsque leurs résultats sont resitués dans la globalité d'un système de production.

Les bilans en fermes d'éleveur comptabilisant toutes les entrées (engrais, concentrés, fixation) et sorties d'éléments minéraux (lait, viande, cultures) situent les niveaux d'excédents d'azote, de phosphore et de potasse par système de production. Ils permettent aussi d'intégrer les pratiques des éleveurs. Ils peuvent être complétés par le recensement d'indicateurs environnementaux complémentaires : fraction de sols nus, pression d'azote organique, densité de matière active par hectare de SAU, linéaire de haies, etc... Ces références sont utiles afin de comparer les résultats de l'expérimentation à ceux réellement observés dans les fermes d'éleveurs.

La modélisation ou simulation à l'échelle de l'exploitation constitue une étape préalable ou conjointe à l'expérimentation et aux observations pour l'étude et la mise au point de systèmes fourragers respectueux de l'environnement. Elle permet d'agrèger les références parcellaires disponibles, d'optimiser autant que faire se peut les différents systèmes fourragers du point de vue de l'environnement. Cette approche a été développée aux Pays-Bas (Aarts et Biewenga, 1992 ; Van der Meer et Van der Putten, 1995), en Grande Bretagne (Jarvis et al, 1993 et Wilkins, 1993) . Elle a permis d'étudier différents scénarios d'optimisation des systèmes fourragers : augmentation de la production laitière individuelle et introduction de maïs et de betteraves aux Pays-Bas, utilisation de trèfle blanc et de maïs ensilage en Grande-Bretagne.

Tableau II-1 : Caractéristiques des dispositifs expérimentaux

Ferme expérimentale ³	Ognoas Sud-Ouest		Crécom Bretagne		Crécom Bretagne		De Marke Pays-Bas	Bridgets Sud Angleterre			Trawgoed Pays de Galles
Localisation	Sud-Ouest		Bretagne		Bretagne		Pays-Bas	Sud Angleterre			Pays de Galles
Référence biblio.	Legarto et al, 1996		Le Gall et al, 1996		Le Gall, non publié		Aarts, 1999	Peel, 1996			Cuttle, 1996
Nombre d'années de résultats	4 (93-96)		3 (96-98)		4 (93-96)		4 (94-97)	3 (94-96)			4 (92-95)
Système de production	Lait + cultures		Lait		Vaches allaitantes		Lait	Lait			Lait biologique
Pluviométrie (mm/an)	800 à 1000 + irrigation		1 000 à 1 200		1 000 à 1 200			200			
Somme de températures base 6°C	1 800 à 1 900		1 300 à 1 400		1 300 à 1 400						
Lame drainante (mm/an)	300 à 500		500		500		500				
Type de sol	Sablo-limoneux sur argiles dégradées		Limonosableux sur granite		Limonosableux sur granite		Sableux	Limonos sur craies			Sablo-limoneux caillouteux
Réserve utile (mm)	50 à 100		100 à 120		100 à 120						
Matière organique (%)	1,5		6,0		6,0		4,9				
Fourniture d'azote par le sol (kg N/ha)	50-100		130-150		130-150						
Systèmes testés	"Maïs"	"Prairies + maïs"	"50 % maïs"	"75 % herbe"	RGA + lisier de porc	RGA + TB	Optimisé	Conventionnel	Optimisé	Réduction de chargement	Lait bio.
% Cultures/SAU	50	34	0	0	0	0	0	0	0	0	10
% Maïs ensilage/SFP	100	35	50	25	0	0	45	0	32	26	0
Chargement (UGB/ha SFP)	2,0	1,85	1,85	1,88	1,30	1,70	1,95	1,90	1,90	1,56	1,55
Stocks (t MS/VL)	6,0	3,6	2,3	3,1	-	-	-	-	-	-	-
Production laitière observée (kg/VL)	8 480	7 695	7 800	7 340			8 200	6 790	6 570	6 780	5 200
Concentrés (kg brut/VL)	1 300	940	1 170	1 252			1 200	1 570	1 670	1 630	
Rotations dominantes	Monocult. de maïs	Prairie 8-10 ans puis maïs	Prairie longue durée- Maïs 3 à 5 ans	Prairie - Maïs	Prairie longue durée	Prairie longue durée	Prairies 3 ans - Betteraves 1 an - Maïs 2-4 ans	Prairies permanentes Monoculture de maïs			Prairies perm. et rotation de 7 ans : RGA + TB + TV /céréales
Durée stockage engrais de ferme	12 mois	4 mois	6 mois	6 mois	3 mois	3 mois	6 mois	1 mois	3 mois	5 mois	
Fertilisation organique	Fumier et lisier sur maïs avec cult. inter.	Fumier sur maïs, lisier sur maïs et prairies	Fumier sur maïs, lisier sur prairie et maïs	Compost sur prairie, lisier sur maïs	Lisier de porc et compost sur prairie	Compost sur prairie	Injection de lisier de bovin sur prairie et maïs	Lisier de bovin en plein sur prairie	Lisier de bovin dilué en plein sur prairie et maïs	Lisier de bovin injecté sur prairie incorp. rapide sur maïs	
Fertilisation ¹ (N minéral/ha)											
- Prairie	-	106	165	162	L. porc	25	125	300	250	150	
- Maïs	149	146	0	0	-	-	0	-	30	30	
Système de désherbage du maïs	Chimique	Chimique	Mixte	Mixte	-	-	-	-	Chimique	Chimique	
Culture intermédiaire après maïs	Seulement sur maïs avec engrais de ferme		Oui	Oui	-	-	Oui	Non	Oui	Oui	
Méthodes de mesure du lessivage d'azote	Système de drainage Bougies poreuses Lysimètres		Reliquats d'azote + Lixim ² Lysimètres		Reliquats d'azote + Lixim ²		Bougies poreuses	Bougies poreuses			

¹ N minéral acheté. A cette quantité, il faut rajouter l'effet direct des engrais de ferme pour obtenir la dose d'azote "efficace".

² Lixim d'après Mary (1996)

³ Les caractéristiques du dispositif mené à Coates Farm ne sont pas reprises dans ce tableau car incomplètes. Elles sont reprises dans l'annexe 12.

La modélisation préalable à l'expérimentation est utile pour estimer les flux d'azote et évaluer les pertes d'azote, élaborer des prototypes et choisir le ou les systèmes testés sur le terrain. A l'issue de l'expérimentation, l'analyse des résultats permet de mesurer et de comprendre les écarts entre les résultats prévus et ceux réellement obtenus puis d'améliorer les modèles (Aarts et Biewenga, 1992 ; Pflimlin et al, 1995 ; Massé et al, 1996). Il devient alors possible de tester des variantes à l'expérimentation voire d'étudier des systèmes très différents par modélisation sans remettre en place des expérimentations lourdes.

L'expérimentation sur des systèmes complets associant les surfaces et les troupeaux permet d'étudier les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation et de comparer différents systèmes de production. Ces systèmes sont conduits avec retour des engrais de ferme sur leurs propres surfaces. Les contrôles portent sur l'ingestion et les performances zootechniques, les rejets azotés et les taux d'urée du lait, la production et la gestion des engrais de ferme, les productions fourragères et les teneurs en azote des fourrages. Les flux d'azote et les pertes d'azote nitrique et ammoniacal sont quantifiés ou estimés aux différentes étapes du cycle dans l'exploitation : étable et stockage, épandage des engrais de ferme, champ. Le contrôle des entrées et sorties d'éléments minéraux permet d'établir des bilans et balances à l'échelle de l'exploitation ou des parcelles et d'évaluer la cohérence entre ces bilans et les pertes d'azote. Ces expérimentations sont généralement conduites sur des systèmes optimisés au niveau environnemental.

Les études menées à l'échelle du bassin versant ont pour objectif de mieux connaître les liaisons entre les parcelles positionnées dans l'espace, l'exploitation et son troupeau et la somme des exploitations associées sur ce territoire hydrographique. Il s'agit d'intégrer toutes les régulations observées sur un bassin versant (espaces non agricoles : bois, forêts, landes ; zones humides dénitrificatrices : parcelles hydromorphes, etc...) (Mary et al, 1997 ; Ruiz et al, 1999), car c'est à ce niveau que se juge la qualité de l'eau. Il s'agit ainsi de mieux connaître le poids respectif des pratiques agricoles et du milieu sur la qualité de l'eau, afin d'objectiver les solutions techniques proposées.

12. Présentation des dispositifs et contribution aux programmes de recherche

Plusieurs expérimentations sur des systèmes complets ont été conduites en France et dans d'autres pays européens : Ognos dans le Sud-Ouest (Legarto et Le Gall, 1999), Crécom lait et viande en Bretagne (Le Gall et al, 1998), De Marke aux Pays-Bas (Aarts, 1996 ; Aarts et al, 1999), Bridgets en Angleterre (Peel et al, 1996, 1997), Coates farm en Angleterre (Donaghy et al, 1997), Trawgoed aux Pays de Galles (Cuttle, 1997) (carte en annexe 22). Les systèmes bovins étudiés sont majoritairement laitiers et plutôt intensifs (entre 1,5 et 2,1 UGB/ha SFP ; entre 12 000 et 17 000 kg lait/ha SFP), car ce sont ces systèmes qui sont les plus exposés aux problèmes d'environnement. La part de maïs ensilage, comprise entre 0 et 100 % de la SFP est en accord avec les potentialités fourragères de chaque situation (tableau II-1). Les systèmes étudiés sont optimisés en mettant en œuvre les techniques décrites précédemment dans un contexte agricole. Dans quelques études (Bridgets, Trawgoed au Royaume Uni), la réflexion sur l'optimisation environnementale des systèmes de production laitière a conduit à réduire le chargement, c'est-à-dire la pression d'azote organique par hectare de SAU. Les principales caractéristiques des dispositifs expérimentaux sont présentées dans le tableau II-1.

Enfin, dans d'autres dispositifs expérimentaux (La Frêtaz en Suisse - Troxler et Jeangros, 2000 ; Acrehead en Ecosse - Leach et Bax, 1999 ; Lelystad aux Pays-Bas - Schils et al, 2000 ; Derval en Loire-Atlantique - Fougère, 2000), les bilans de l'azote ont été réalisés mais sans mesures des différentes pertes. Ces dispositifs permettent toutefois d'analyser globalement l'efficacité de l'azote au niveau de l'exploitation et sont donc intégrés à cette synthèse.

Pendant 4 années, j'ai eu la responsabilité de l'expérimentation conduite à Crécom en Bretagne. Mon travail a consisté à définir le principe de l'expérimentation, établir puis rédiger le protocole, suivre le déroulement de l'essai, recueillir les données de base, réaliser le dépouillement puis mettre en forme les résultats. Cette expérimentation s'inscrivait dans un dossier plus large sur l'étude de l'impact des systèmes laitiers intensifs sur l'environnement, dont j'étais chef de projet à l'Institut de l'Élevage. Ce programme de recherche combinait les observations en réseaux de fermes, les expérimentations sur des systèmes complets à Crécom et Ognoas et les travaux par modélisation. Ce travail a également nécessité des collaborations avec d'autres équipes européennes (Grande-Bretagne, Pays-Bas, Suisse) que j'ai personnellement initiées. La modélisation, consécutive à l'expérimentation conduite à Crécom, a été menée avec l'appui de Luc Delaby de l'INRA de Rennes (Unité Mixte de Recherche en production du lait) et Philippe Leterme (INRA - Unité Sols Agronomie Rennes Quimper, Professeur à l'ENSA Rennes). Ces derniers m'ont conseillé dans la construction du modèle, à la fois dans son architecture générale et le choix des relations à retenir. Mon travail a ensuite consisté à mettre au point le modèle et à réaliser les premières simulations. L'expérimentation conduite à Crécom est particulièrement détaillée dans ce document. Les résultats obtenus seront discutés par rapport à ceux obtenus à Ognoas ainsi que dans les autres pays européens.

2. PRESENTATION DE L'EXPERIMENTATION SUIVIE A CRECOM (BRETAGNE)

21. Présentation du site et des systèmes étudiés

L'expérimentation a été conduite à la station de Crécom dans les Côtes d'Armor. Cette ferme expérimentale, gérée par la Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor, est située en zone arrosée de Bretagne (environ 1000 mm de pluviométrie/an sans déficit hydrique marqué en été) sur des sols limono-sableux sur granite. Les conditions pédoclimatiques observées à Crécom correspondent à celles observées sur environ un tiers de la région Bretagne et sont proches de celles observées sur l'Ouest arrosé (Bretagne Armoricaine, Normandie).

L'expérimentation a démarré en 1995 et s'est terminée en 1998, plus précisément en février 1999 à l'issue de la période de drainage. L'année 1995 est une année de mise en route expérimentale et les **résultats de l'expérimentation portent sur les années 1996, 1997 et 1998**. Deux systèmes fourragers laitiers sont comparés (tableau II-2) :

- Un système basé sur l'ensilage de maïs avec 50 % de maïs et 50 % de prairies dans la surface fourragère, appelé "**système 50 % Maïs**". La distribution d'ensilage de maïs est importante en hiver, sortie d'hiver, été et automne (environ 3 t MS/vache/an) avec pour objectif de sécuriser l'alimentation des vaches laitières hautes productrices (7 500 à 8 000 kg de lait/vache/an). Ce système est très caractéristique des systèmes laitiers intensifs de l'Ouest de la France.

- Un système basé sur une faible part de stocks (environ 2 t MS/vache/an) avec un assolement composé de 25 % de maïs et de 75 % d'herbe, appelé "**système 75 % herbe**". On cherche dans ce système à maximiser le pâturage (le fourrage le moins cher) en limitant la distribution de fourrages grossiers, quitte à pénaliser la production laitière. Ce système est assez proche des systèmes développés par les éleveurs qui cherchent à accroître la part de pâturage.

Tableau II-2 : Caractéristiques du dispositif expérimental

Système	50 % Maïs	75 % Herbe
SAU (ha)	18,82	19,28
Prairies (ha)	9,82	14,40
Maïs (ha)	9,00 (48 %)	4,90 (25 %)
Type de prairie	RGA de 8-10 ans	RGA de 8-10 ans
% de maïs après prairie	14	100
% de maïs en monoculture	86	0
Chargement (UGB/ha)	1,85	1,85
Production laitière attendue (kg/vache)	7500 à 8000	7000 à 8000

Deux troupeaux de même taille (environ 35 vaches laitières) avec le même quota (280 000 litres) sont conduits séparément sur deux surfaces identiques (18,82 ha et 19,28 ha respectivement pour les systèmes 50 % Maïs et 75 % Herbe). Une partie du troupeau est renouvelée chaque année, à hauteur de 40 %, avec introduction des primipares élevées sur la ferme. Les surfaces présentent les mêmes potentialités fourragères en herbe (9 à 10 t MS/ha) et en maïs (10 à 12 t MS/ha). Les prairies sont à base de ray grass anglais et sont relativement âgées puisqu'elles ont entre 8 et 10 ans. Le mode de conduite du maïs et son insertion dans la succession sont inhérents à chaque système : dans le système "50 % Maïs", l'essentiel des cultures de maïs se trouve en monoculture alors que dans le système "75 % Herbe", le maïs survient après retournement de prairie. Il faut noter que les successions culturales sont figées au cours de l'expérimentation, car il n'a pas été possible de réaliser des rotations. Les deux systèmes présentent le même niveau de chargement (1,85 UGB/ha) et la quantité de concentrés distribués est sensiblement équivalente (1,2 tonne/vache/an). Pour chaque système, la SAU est égale à la SFP et aucune céréale n'est produite sur la ferme. Notons également que les génisses ne sont pas comprises dans cette expérimentation. L'intégration des céréales et des génisses se fera par simulation, afin de se rapprocher d'une exploitation laitière normale.

Le parcellaire de la ferme est séparé en deux : les prairies des deux lots sont bien regroupées autour des bâtiments d'élevage sur des sols granitiques (sites de Crécom et de Kersaint) alors que les parcelles de maïs sont plus excentrées, à 2 ou 3 km du centre de la ferme (site de Kerlévenez) avec des sols plutôt schisteux. Les parcelles des deux lots ont été allotées sur le parcellaire de la ferme (annexe 3), de manière à ce que les deux systèmes disposent des mêmes conditions pédo-climatiques.

Tableau II-3 : Caractéristiques physiques et chimiques des sols dans les deux systèmes

Système	50 % Maïs	75 % Herbe
% Limons	45,8	42,4
% Argile	12,7	12,8
% Sables	41,5	44,8
% MO	5,97	5,95
Profondeur de sol (cm)	79	83
RU (mm)	150	140
pH	5,67	5,72
P ₂ O ₅ Olsen (mg/ kg terre)	120	140
K ₂ O (mg/kg terre)	309	269
MgO (mg/kg terre)	160	164

Les sols des deux systèmes présentent des caractéristiques physiques et chimiques très proches (tableau II-3). La texture est de type limono-sableuse avec moins de 15 % d'argile et la teneur en Matière Organique des sols varie de 4 à 8 % selon les sites. La profondeur des sols (avant l'horizon d'altération) est voisine de 80 cm sur le site de Crécom et de 80 à 100 cm sur le site de Kerlévenez pour une réserve utile proche de 100 à 150 mm à Crécom et de 120 à 200 mm à Kerlévenez. Les sols sont globalement filtrants et compte tenu d'une pluviométrie hivernale importante, la lame drainante est proche de 500 mm/an. Le pH des sols est relativement faible, par contre la teneur en acide phosphorique et potasse des sols apparaît élevée, conséquence des pratiques passées de fertilisation minérale et organique plutôt libérales.

L'étable est une stabulation libre paillée avec un couloir d'exercice. Les deux systèmes sont conduits avec retour des déjections sur les surfaces affectées à chaque système. Pour cela, les deux lots sont séparés dans la stabulation, ce qui permet une séparation des fumiers. En revanche, la ferme ne dispose que d'une seule fosse à lisier ; ce dernier est donc réparti au moment de la vidange au champ au prorata du temps de présence des animaux dans la stabulation et du nombre de vache dans chacun des lots. Il faut y rajouter la production d'eaux vertes (correspondant à l'azote rejeté par les animaux sur l'aire d'attente et les quais de la salle de traite) et d'eaux blanches (lavage du matériel de traite) collectées dans une fosse séparée. En faisant l'hypothèse que les quantités émises sont similaires selon les deux lots, elles sont réparties équitablement sur les parcelles des deux systèmes.

Concernant les fourrages, il n'était pas pratique de séparer les silos d'ensilage des deux systèmes (manque de place, augmentation des refus ...). Les quantités totales distribuées sur l'année dans chaque lot ont donc été réparties en fonction du poids total récolté dans chaque système.

22. Optimisation environnementale mise en œuvre

L'optimisation environnementale des systèmes testés à Crécom met en œuvre plusieurs pratiques identifiées dans la bibliographie, présentée précédemment. L'adaptation locale est la suivante :

- **Limitation des entrées d'azote par les concentrés** en se calant au plus près des recommandations zootechniques, en évitant notamment les excès d'azote dégradable. Pour les régimes hivernaux, la concentration en azote est ainsi proche de 95 g de PDI par kg de MS soit 100 g PDI par UFL. Sur la phase de pâturage, il est impossible d'éviter les excès d'azote dégradable avec de l'herbe jeune. Par contre, le concentré à 18 % de MAT, habituellement utilisé, a été remplacé par un concentré à base de céréales, dosant 10 % de MAT, afin de limiter ces excès.

- **Stockage suffisant des engrais de ferme** de façon à apporter les engrais de ferme au printemps et éviter les épandages à l'automne. La durée de stockage est ainsi de 6 mois et a été permise par la création d'une fosse complémentaire de 650 m³.

- **Répartition maximale des engrais de ferme sur l'ensemble de la surface**, afin de ne pas concentrer la totalité des engrais de ferme produits sur la sole de maïs. La gestion des engrais de ferme est toutefois différente selon les systèmes. Dans le système " 50 % Maïs ", l'ensemble du fumier est affecté aux cultures de maïs car celui-ci est conduit pour l'essentiel en monoculture. Le lisier, satisfait d'abord les besoins des maïs non couverts par le fumier, et l'excédent est épandu sur les prairies, de préférence fauchées. Dans le système " 75 % Herbe ", les cultures de maïs ne reçoivent pas de fumier, car elles sont implantées après retournement de prairies et bénéficient d'un pool d'azote organique important. Les cultures de maïs reçoivent donc uniquement du lisier. Le fumier est alors composté après chaque vidange afin de pouvoir l'épandre facilement sur les prairies, sans problèmes d'appétence de l'herbe.

- **Mise en œuvre systématique de la fertilisation raisonnée**, en appliquant la méthode des bilans à la parcelle pour l'azote et en se basant sur la valeur d'effet direct des engrais de ferme. Pour le maïs, l'équation du bilan (Rémy et Hebert, 1977) et le paramétrage proposé par les Chambres d'Agriculture et l'AGPM sont appliqués. Pour les prairies, c'est l'équation d'efficience (avec la fourniture d'azote mesurée à l'aide d'un témoin zéro azote et le Coefficient d'Utilisation de l'Azote) (Farruggia et al, 1999) qui est retenue. Les mesures de fourniture d'azote sur un témoin conduit sans azote dans une des prairies du dispositif ont permis de paramétrer le bilan de fertilisation.

- **Pour le phosphore et le potassium**, l'état initial mesuré par analyse de sol a été établi en 1995 et a permis de conclure à un état très satisfaisant. Les recommandations du COMIFER, basées sur la teneur en acide phosphorique et potasse des sols et le niveau d'exigence des cultures, ont été appliquées pour le maïs. Pour les prairies, le pilotage de la fertilisation est réalisé à l'aide des diagnostics de nutrition phosphatée et potassique de l'herbe. Le recyclage des engrais de ferme sur les surfaces a permis quasiment de supprimer tout apport d'acide phosphorique et potassium par les engrais du commerce.

- **Suppression des apports d'azote organique et minéral en fin d'été et automne**, afin d'éviter les épandages à risques pour le lessivage d'azote et concentrer l'ensemble des apports sur le printemps.

- **Implantation d'une culture intermédiaire** entre 2 cultures de maïs de façon à réduire la fraction de sols nus, limiter les pertes d'azote nitrrique en hiver et réduire les phénomènes de ruissellement, entraînant des particules de terre chargées en phosphore et molécules phytosanitaires. La culture intermédiaire est implantée au stade 6-8 feuilles du maïs (combinée au désherbage mixte), afin d'avoir un couvert suffisamment développé en hiver. En fait, la culture intermédiaire a été implantée dans trois parcelles de maïs en 1995 (RGI) puis sur l'ensemble des parcelles par la suite avec du ray-grass anglais en 1996 puis à nouveau du ray-grass d'Italie en 1997 et 1998.

- **Désherbage mixte** associant le binage entre les rangs et le désherbage chimique sur le rang (Mikado + Milagro). Cette technique est appliquée à l'ensemble de la surface en maïs, cela pour les deux systèmes.

23. Méthodes de mesures et contrôles

231. Au niveau de l'animal

• Ingestions de fourrages et concentrés

Les quantités d'ensilage de maïs, d'ensilage d'herbe et foin sont pesées quotidiennement, tout comme les refus, ce qui permet d'établir les quantités de fourrages distribués et ingérés. Ces fourrages complémentaires sont analysés lors de la récolte, ce qui permet de connaître leur composition chimique et en particulier leur teneur en azote (azote Kjeldahl). La teneur en matière sèche est évaluée par séchage du produit frais à l'étuve pendant 48 heures, à la température de 80^o C. Au pâturage, les quantités ingérées sont estimées à partir d'un bilan énergétique, réalisé au niveau de la vache moyenne du troupeau. L'apport énergétique par l'herbe pâturée est égal à la différence entre les besoins en énergie pour la lactation, l'entretien, la croissance et la gestation et les apports d'énergie par les concentrés et les fourrages complémentaires. Il est ensuite divisé par la valeur énergétique de l'herbe pâturée (variable selon les périodes) afin d'obtenir la quantité d'herbe ingérée en kg de MS par vache.

$$\text{Herbe ingérée (kg MS)} = \frac{[\text{Besoins (lactation + entretien + croissance + gestation)} - \text{Apports (fourrages + concentrés)}]}{\text{Valeur UFL de l'herbe}}$$

Les besoins énergétiques individuels moyens journaliers retenus pour les vaches en lactation sont de 6 UFL pour les besoins d'entretien, de 0,8 UFL pour les besoins de gestation et de croissance (il s'agit d'une moyenne sur l'année, ce qui est cohérent avec la répartition équilibrée des vêlages) et de 0,44 UFL par litre de lait à 4% (avec lait 4% (kg/vache) = lait brut (kg/vache) × [0,4 + 0,015 × TB(g/kg)]). Les besoins des vaches tarées sont évalués quotidiennement à 8,1 UFL. Les apports énergétiques par les fourrages complémentaires correspondent aux quantités ingérées multipliées par leurs valeurs énergétiques. Quant aux apports par les concentrés, ils sont inférieurs de 0,13 UFL/kg aux valeurs des tables INRA pour prendre en compte l'interaction digestive (Référentiel Bretagne, Kérouanton, 1998).

La teneur en azote de l'herbe est déterminée pour chaque parcelle et chaque cycle à partir d'un échantillon d'herbe récolté à la mini-tondeuse (sur la base de 5 prélèvements réalisés sur 0,5 m², de façon aléatoire).

Les quantités de concentrés ingérés sont mesurées de façon quotidienne à partir du distributeur automatique. Une analyse chimique de concentrés est réalisée à chaque livraison.

• Rejets azotés du troupeau

La multiplication des quantités ingérées par la teneur en azote des fourrages et des concentrés permet de calculer les quantités d'azote ingérés par les vaches laitières à différentes échelles de temps (journée, période, année).

La production laitière individuelle est mesurée de façon quotidienne alors que les taux protéiques et butyreux le sont une fois par semaine. Le taux d'urée du lait est également mesuré une fois par semaine à partir du lait de mélange.

Il est alors possible de calculer les rejets azotés du troupeau aux différentes échelles de temps par différence entre les entrées d'azote (quantités de fourrages et concentrés par leurs teneurs en azote) et les sorties d'azote par le lait (N lait = production laitière (kg/vache)*taux protéique (g/kg)/0,95/6,38/1000) et la viande (24 g/kg de poids vif) (Delaby et al, 1995).

La répartition des rejets azotés entre l'étable et le champ (lors du pâturage) se fait en fonction du temps de présence des animaux à la stabulation et au pâturage. Les dates et heures de sortie et rentrée des animaux sont enregistrées.

Enfin, une répartition entre l'azote fécal et l'azote urinaire est également réalisée. On considère ainsi que 7,2 grammes d'azote par kg de Matière Sèche totale (fourrages + concentrés) se retrouvent dans les fèces. La différence entre l'azote rejeté et celui excrété dans les fèces constitue l'excrétion d'azote urinaire.

232. A l'étable

• Production de déjections

La production de fumier est mesurée pour chaque système, par pesée systématique des remorques sur un pont bascule, lors de chaque vidange. A cette occasion, un échantillon moyen est constitué par grappillage de 10 prises dans chaque remorque puis analysé (teneur en MS, en N total et ammoniacal, en P_2O_5 , en K_2O , rapport C/N). Cette méthode permet d'estimer la composition du fumier à plus ou moins 20 %. La production de lisier est mesurée par pesée de 3 tonnes par chantier et comptage du nombre de tonnes à lisier. Un échantillon est prélevé à chaque vidange, après brassage de la fosse afin d'avoir une bonne homogénéité, puis analysé (pH, teneur en MS, en N total et ammoniacal, en P_2O_5 et K_2O). Il est donc possible de connaître les quantités de fumier et lisier et d'éléments minéraux NPK produits par période et par vache.

• Pertes d'azote par volatilisation à l'étable et au stockage

Faute d'équipements spécifiques, les pertes d'azote par volatilisation sont estimées par bilans à l'étable. Elles correspondent à la différence entre les rejets azotés du troupeau auxquels est rajouté la fraction d'azote provenant de la paille et les quantités d'azote mesurées dans le fumier et le lisier. L'acide phosphorique et la potasse, éléments non volatils sont utilisés comme marqueurs afin de prévenir les possibles erreurs. Ces bilans sont réalisés à la fois sur la période de stabulation intégrale et la période de pâturage.

Les pertes d'azote par voie gazeuse observées au moment du compostage ou du stockage au champ du fumier sont évalués de la même façon, c'est-à-dire par bilan de matière. Les quantités de fumier compostées ou stockées au champ sont pesées et analysées avant et après l'opération.

233. Au champ

• Fertilisation azotée organique et minérale

La fertilisation azotée organique est mesurée par pesée des épandeurs à fumier et pesée puis comptage des tonnes à lisier, associés aux analyses des teneurs en azote décrites précédemment. La fertilisation azotée minérale est mesurée par le comptage des sacs d'engrais épandus. Afin de pouvoir comptabiliser l'azote directement efficace par la plante, des coefficients d'équivalence engrais ont été retenus pour les différents fertilisants (tableau II-4) en se basant sur les références bibliographiques et ceux établis sur le site de Crécom-Kerlevenez dans le cadre d'un essai conduit sur maïs.

Tableau II-4 : Coefficients d'équivalence engrais des différents fertilisants azotés (effet direct de l'année)

Ammonitrate	1,0
Fumier de bovin	0,30
Compost bovin	0
Lisier de bovin	0,65

• Production fourragère

La production des fourrages récoltés, ensilage de maïs, ensilage d'herbe et foin est mesurée par pesée de l'ensemble des remorques lors de la récolte, cela pour chaque parcelle. Un échantillon moyen est constitué par grappillage de fourrage dans chaque remorque pesée puis séchage (48 heures à 110 °C afin de déterminer la teneur en matière sèche). Il est alors possible d'établir la production fourragère en kg ou tonnes de matière sèche par hectare.

La production fourragère des prairies est estimée par bilans énergétiques, par différence entre les besoins énergétiques du troupeau et les apports énergétiques assurés par les fourrages complémentaires et les concentrés, comme décrit précédemment. Cette méthode est consolidée par mesures des rendements à la minitondeuse (6 prélèvements de 0,5 m² coupés à une hauteur de 5 cm, répartis de façon aléatoire sur l'ensemble de la parcelle) et des mesures de la hauteur d'herbe à l'entrée et la sortie des animaux (30 mesures par parcelle en suivant un zigzag).

D'autre part, le nombre de journées de présence au pâturage est précisément enregistré, en tenant compte du temps réel passé au pâturage. Les journées de présence au pâturage correspondent à une durée de 24 heures. Elles sont globalement liées à la production fourragère de la prairie mais dans certains cas, le temps de présence au pâturage est supérieur à la part d'herbe pâturée dans la ration (exemple : 20 heures de présence au pâturage par jour soit 83 % du temps alors que la part d'herbe pâturée est seulement de 66 %, l'ensilage de maïs étant consommé pendant les 4 heures de traite). Ce critère est en fait un indicateur de l'azote restitué au pâturage.

• Teneurs en azote des fourrages et indices de nutrition azotée

La teneur en azote des fourrages récoltés est mesurée à partir de l'échantillon prélevé au moment de la récolte, cela pour chaque parcelle. Pour l'herbe pâturée, un échantillon est constitué à partir des 6 prélèvements de 0,5 m² réalisés sur chaque parcelle, à chaque cycle.

Les courbes de dilution de l'azote, publiées pour le maïs (Plenet, 1995 cité par Lemaire et al, 1996) et la prairie (Lemaire et Salette, 1984), représentent l'état de nutrition azotée non limitant pour un niveau de croissance donné. Le rapport entre la teneur en azote observée et la teneur en azote non limitante permet de calculer un indice de nutrition azotée. Pour le maïs, il est calculé à partir de la production mesurée à la récolte. Pour la prairie, il est calculé sur la période allant du 1^{er} mai au 15 juin, cela pour des niveaux de production allant de 500 à 3000 kg MS/ha pour les parcelles pâturées et de 1500 à 6000 kg MS/ha pour les parcelles fauchées. Les équations sont les suivantes :

$$\begin{aligned} \% \text{ N non limitant du maïs} &= 3,4 \times (\text{MS en t/ha})^{-0.37} \\ \% \text{ N non limitant de la prairie} &= 4,79 \times (\text{MS en t/ha})^{-0.324} \end{aligned}$$

• Pertes d'azote ammoniacal

Les pertes d'azote ammoniacal au champ, lors de l'épandage et du pâturage, de bovin, sont estimées de la façon suivante :

- Pour les épandages de fumier, nous nous sommes basés sur les travaux de Menzi et al. (1997) et de Chambers et al. (1997), en retenant un taux de perte de 60 % de la fraction d'azote ammoniacal.

- Pour les épandages de lisier, nous avons utilisé un modèle basé sur la teneur en matière sèche du lisier, sa teneur en azote ammoniacal et la température de l'air au moment de l'épandage (Morvan, 1998). Ce modèle établit la fraction de l'azote ammoniacal du lisier volatilisable et permet donc de calculer les pertes d'azote ammoniacal au moment de l'épandage. Ce modèle donne des résultats équivalents à un autre modèle, proposé par Pain et Misselbrook (1997), qui ne prenait en compte que la teneur en matière sèche du lisier [N-NH_3 vol.(en % N-NH_4 apporté) = 5,4 % MS + 4,5 ; $R^2 = 0,45$].

- Au pâturage, ces pertes sont calculées en affectant un coefficient de pertes de 15 % pour l'azote urinaire et de 3 % pour l'azote fécal, valeurs citées par Decau et al, (1997) à partir d'une synthèse bibliographique. Les quantités d'azote urinaire et fécal restituées au pâturage sont établies à partir des rejets azotés issus des bilans azotés au niveau de l'animal.

• Pertes d'azote nitrique

Les pertes d'azote nitrique sont estimées à partir des profils d'azote mesurés dans le sol au cours de l'hiver. L'utilisation du logiciel LIXIM (Mary, 1998), basé sur le modèle de Burns (1976) permet ensuite de calculer les pertes d'azote par lessivage. L'évaluation des pertes d'azote nitrique pour les différentes parcelles de chaque système suit ainsi les étapes suivantes :

- *Mesure des reliquats azotés*

Les profils d'azote sont mesurés sur l'ensemble des parcelles des deux systèmes au mois d'octobre, avant la reprise du drainage. Les échantillons de terre sont prélevés sur 3 horizons (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm ou 60-75 cm selon la profondeur de sol des parcelles) et constitués à partir de 15 sondages répartis de façon aléatoire. Ces prélèvements sont réalisés à l'aide d'une tarière mécanique et motorisée.

Au cours de la période hivernale, les profils d'azote dans le sol sont mesurés sur environ la moitié des parcelles mises en jeu. Ces parcelles ont été choisies en fonction du couvert végétal et des modes de conduite (pâturage ou fauche, fumier ou compost ou lisier). En définitive, 9 parcelles (dont les deux cultivées en maïs) et 7 parcelles (dont quatre en maïs) ont été respectivement sélectionnées dans le système "75 % Herbe" et le système "50 % Maïs". Les prélèvements de terre sont réalisés une fois par mois (en novembre, décembre, janvier et février), avec un intervalle d'environ 30 jours. Les échantillons de terre sont placés dans une glacière, une fois prélevés, puis acheminés vers le laboratoire d'analyse, pour mesure de la teneur en azote nitrique et ammoniacal ainsi que de l'humidité pondérale.

- *Analyse des profils d'azote*

La quantité d'azote dans le sol est exprimée en fonction de la densité de terre sèche dans chaque horizon. Une visualisation graphique permet ensuite d'analyser la descente de l'azote nitrique dans le profil au cours de l'hiver et de repérer les éventuelles erreurs. Ainsi, tout résultat surprenant fait l'objet d'une investigation sur les pratiques d'épandage ou de pâturage, puis d'une contre analyse si nécessaire. Au cours de l'expérimentation, les profils d'azote étaient le plus souvent cohérents ou expliqués par la conduite, si bien qu'aucune correction n'a été réalisée sur les quantités d'azote nitrique mesurées dans les profils.

- *Utilisation de LIXIM*

Le logiciel LIXIM, mis au point par B. Mary de l'INRA de Laon simule l'évolution de l'humidité du sol et de la quantité de nitrates dans un profil et calcule le drainage et le lessivage sous la dernière couche du sol. Le modèle de transport utilisé est un modèle réservoir multicouches, dérivé de la formule de Burns (1976). L'eau et les nitrates sont supposés se mélanger d'une manière homogène dans chaque couche, dont l'épaisseur retenue égale à 1 cm. Si la teneur en eau résultante excède l'humidité à la capacité au champ, l'eau excédentaire passe dans la couche immédiatement inférieure, sinon le mouvement d'eau et de solutés s'arrête. Le modèle fonctionne en régime d'infiltration et prend seulement en compte les mouvements convectifs de nitrates (et non ceux par diffusion).

Le modèle inclut également une fonction de minéralisation nette de l'azote. La nitrification est supposée être très rapide par rapport à la minéralisation : seul le profil d'azote nitrique est donc pris en compte par le modèle (l'ion ammonium, non lessivé, est exclu du modèle). La minéralisation nette est ajustée lors de l'utilisation du modèle. Par contre, la vitesse de dénitrification réelle est imposée et fixée à 0 en l'absence d'informations solides sur cette question.

En utilisant différents fichiers qui intègrent les paramètres liés au sol, au climat, au couvert végétal (rapport ETR/ETP) et à l'évolution des reliquats dans le profil, le logiciel calcule mois par mois la lame drainante, la quantité d'azote lessivée (kg N/ha) et la concentration en nitrates de l'eau (en mg NO₃/litre ; Concentration = quantité de nitrates lessivés / lame drainante (mm) × 100 × 4,428).

Ce modèle est sensible au paramétrage lié au sol et en particulier pour l'humidité à la capacité au champ qui détermine en fait la taille du réservoir. Suite à la consultation d'experts, l'humidité à la capacité au champ a été estimée à partir de l'humidité observée après un épisode pluvieux suivi d'une dizaine de jours sans précipitation, période jugée convenable pour le ressuyage de toute l'eau de la macroporosité. Les paramètres liés au sol sont présentés en annexe 4.

Le logiciel LIXIM calcule à une date donnée un reliquat, simulé à partir de la quantité d'azote dans le profil à la date précédente, que l'on peut confronter au reliquat d'azote réellement mesuré. Cette analyse, menée pour l'ensemble des parcelles suivies au cours des 4 hivers, a montré une bonne concordance des profils d'azote mesurés et simulés. D'autre part, la lame drainante estimée par LIXIM est proche de celle observée à partir de lysimètres installés sur les sites de Crécom et Kerlevenez au début de l'expérimentation. Ces différents éléments valident l'utilisation de LIXIM dans les conditions de Crécom et assurent une certaine fiabilité à l'estimation des pertes d'azote nitrique.

- Extrapolation des pertes d'azote nitrique aux parcelles uniquement contrôlées en octobre

Les pertes d'azote nitrique estimées à l'aide de LIXIM ont pu être mises en relation avec les reliquats azotés mesurés au mois d'octobre, à la fois pour les cultures de maïs et les prairies, avec respectivement un r^2 compris entre 0,80 et 0,95 et 0,55 et 0,85 (annexe 5). Il est alors possible de calculer les pertes d'azote nitrique à partir de la quantité d'azote dans le profil en octobre pour les parcelles uniquement contrôlées en début d'automne.

• Balances azotées parcellaires

Les balances azotées parcellaires ont pour objectif d'évaluer les excédents d'azote au niveau de la parcelle. Elles consistent à sommer toutes les entrées et les sorties d'azote à cette échelle. La différence entre les entrées et les sorties constitue l'excédent d'azote non utilisé par la plante, solde qui correspond aux pertes gazeuses et pertes par lessivage ou ruissellement, à la variation du stock d'azote du système dans le sol (organisation ou minéralisation) et aux erreurs d'appréciation des différents postes qui composent la balance.

Au niveau des prairies, l'écriture de la balance azotée a été précisée par Farruggia et al, (1997). Les entrées sont constituées par les apports d'azote par la fertilisation (minérale et organique), la fixation symbiotique par les légumineuses (absente à Crécom), les concentrés et fourrages complémentaires. Les sorties d'azote correspondent aux exportations d'azote par le lait, la viande, les récoltes d'herbe (foin et ensilage), les déjections émises hors de la parcelle (selon les rejets azotés des animaux et au prorata du temps de présence en stabulation). Elle revêt l'écriture suivante :

$$\text{Balance azotée} = (\text{N fertilisation} + \text{N fixation} + \text{N concentrés} + \text{N fourrages complémentaires}) - (\text{N produits animaux} + \text{N déjections hors parcelles} + \text{N récolte})$$

Au niveau du maïs, la balance correspond aux entrées d'azote par la fertilisation azotée organique et minérale moins les quantités d'azote exportées par la culture. Cette balance est apparente et diffère ainsi de l'équation du bilan, proposée par le COMIFER (1996). Elle s'écrit de la façon suivante :

$$\text{Balance azotée} = \text{N minéral} + \text{N organique} - \text{N exporté par la culture}$$

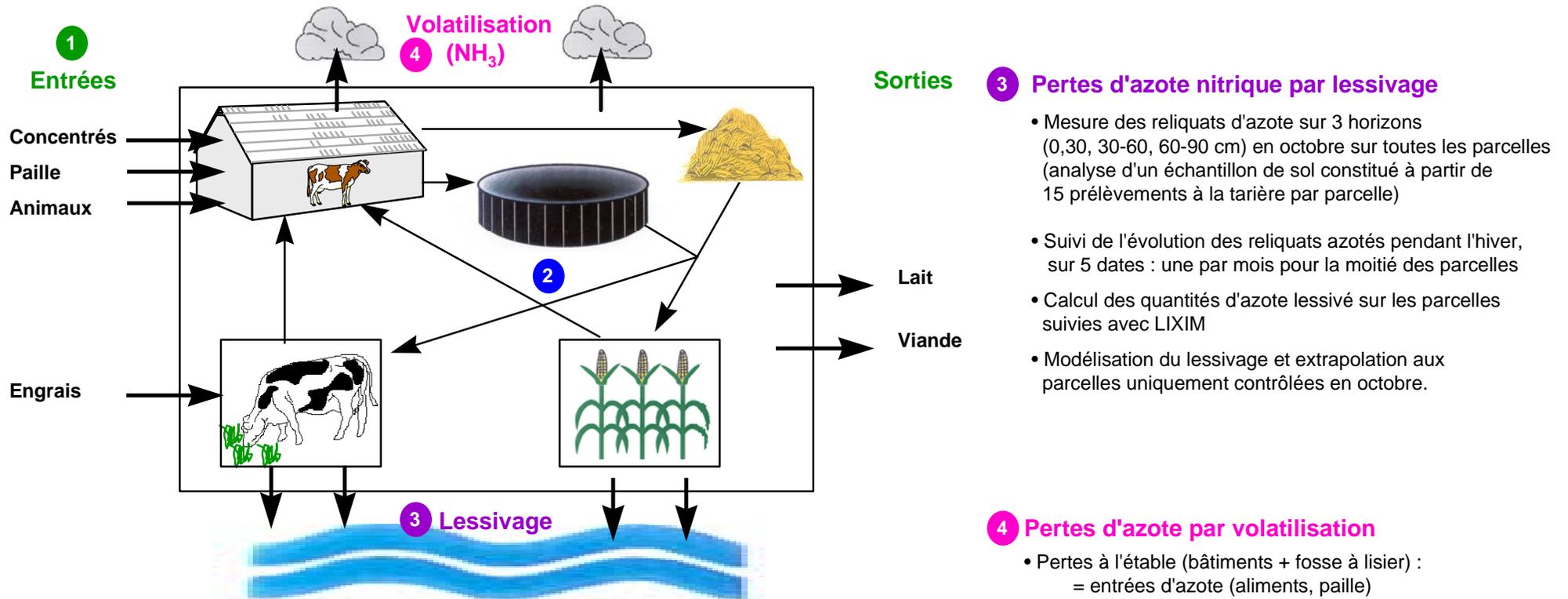
234. A l'échelle du système fourrager

Les mesures suivantes sont conduites au niveau du système fourrager, c'est-à-dire au niveau du couple troupeau/surfaces.

• Bilan des minéraux

Le bilan des minéraux (précisé par Simon et Le Corre, 1992b), consiste à sommer toutes les entrées et les sorties d'éléments minéraux à l'échelle du système. L'exploitation est considérée comme une boîte noire et les flux internes (entre ateliers) ne sont pas pris en compte. Les entrées correspondent aux achats ou aux variations de stocks d'engrais minéraux et organiques, d'aliments du bétail, de produits végétaux (fourrages, paille...), ainsi qu'aux animaux achetés pour renouveler les effectifs. Les sorties recouvrent les ventes et variations de stocks de produits animaux (lait et viande), de produits végétaux (céréales, fourrages, paille...) et les exportations de déjections animales s'il y a lieu. Dans notre étude, ces différents flux sont évalués précisément par pesée à l'entrée et à la sortie de l'exploitation et mesure des teneurs en azote et éléments minéraux. Dans certains bilans, notamment pour ceux calculés en Europe du Nord, les dépositions atmosphériques (pluie et dépôts secs) sont comptabilisés en entrée. Nous utiliserons donc les deux écritures, notamment dans le cadre des comparaisons entre dispositifs européens.

Figure II-2 : Organigramme méthodologique de l'expérimentation



1 Bilan de l'azote (Entrées - Sorties)

- Pesées et enregistrement des quantités
- Mesures des teneurs en azote

2 Flux internes au système

- Pesées des fourrages récoltés, des engrais de ferme produits, des productions laitières
- Enregistrement des apports d'engrais minéraux et organiques sur les différentes parcelles
- Mesures des teneurs en azote des fourrages, des engrais de ferme et du lait

3 Pertes d'azote nitrique par lessivage

- Mesure des reliquats d'azote sur 3 horizons (0,30, 30-60, 60-90 cm) en octobre sur toutes les parcelles (analyse d'un échantillon de sol constitué à partir de 15 prélèvements à la tarière par parcelle)
- Suivi de l'évolution des reliquats azotés pendant l'hiver, sur 5 dates : une par mois pour la moitié des parcelles
- Calcul des quantités d'azote lessivé sur les parcelles suivies avec LIXIM
- Modélisation du lessivage et extrapolation aux parcelles uniquement contrôlées en octobre.

4 Pertes d'azote par volatilisation

- Pertes à l'étable (bâtiments + fosse à lisier) :
 - = entrées d'azote (aliments, paille)
 - exportations par le lait
 - azote retrouvé dans les déjections (fumier, lisier)
- Pertes lors du compostage ou du stockage du fumier au champ : bilan "matières" (N, P) entre la vidange et la reprise du tas
- Pertes d'azote à l'épandage pour le fumier : 60 % de l'azote ammoniacal épandu pour le lisier : modèle de Morvan selon % MS et t°
- Pertes au pâturage : 15 % de l'azote urinaire et 3 % de l'azote fécal rejeté

Le taux de conversion, rapport entre l'azote sorti et l'azote entré, traduit l'efficacité d'utilisation de l'azote au niveau de l'exploitation.

• Solde CORPEN

Les modalités de calcul du solde CORPEN correspondent à celles définies par Lanquetuit et Sébillote (1997). Les entrées d'azote correspondent aux apports d'azote organique (UGB x 73 kg N par UGB) et minéral (engrais). Les sorties sont les exportations par les fourrages (maïs et prairies), la production d'herbe des prairies, étant déduite du chargement, de la consommation de fourrages (5 t MS/UGB) et du rendement du maïs.

• Indicateurs de fonctionnement

Deux indicateurs de fonctionnement ont été établis : **le taux de retournement de prairies**, qui correspond à la surface en prairie retournée dans l'année, rapportée à la surface en maïs et à la surface agricole utile et **le % de sols nus ou peu couverts en hiver**, qui correspond à la surface sans couvert végétal ou présentant une biomasse inférieure à 500 kg MS/ha au 1^{er} novembre, rapportée à la surface agricole utile.

• Indicateurs de risque liés à l'utilisation des produits phytosanitaires

Les quantités de produits phytosanitaires utilisés ont été enregistrées précisément et ont permis de calculer des pressions de matières actives par hectare de maïs ou surface agricole utile. D'autre part, l'indicateur pesticide (I pest), proposé par l'INRA de Colmar (Girardin et al, 1996) et intégrant les risques de contamination des eaux de surface et souterraines ainsi que le risque de pollution de l'air, a été calculé.

235. Organigramme méthodologique de l'expérimentation

Les principales méthodes de mesure de l'expérimentation sont résumées dans un organigramme méthodologique afin de mieux visualiser les éléments essentiels (figure II-2).

236. Méthodes statistiques

Cette étude consiste d'abord à mesurer les performances animales, fourragères ainsi que les flux d'azote au sein de chaque dispositif. Tous les résultats sont présentés à l'échelle de l'année. On peut ensuite comparer ces résultats entre les deux traitements. Les méthodes statistiques suivantes sont utilisées :

- Pour les performances animales, une analyse statistique est mise en œuvre sur les productions réalisées durant une période commune à tous les animaux (36 premières semaines de lactation). Une analyse de covariance prend en compte l'ensemble des effets dus à l'année, la saison de vêlage, le profil de parité (primipares, primipares puis multipares, multipares) et le potentiel des animaux (mesuré sur la lactation précédente pour les multipares et l'index génétique pour les primipares). Cette analyse porte sur la production laitière, le taux butyreux et le taux protéique.

- Les résultats agronomiques et environnementaux sont analysés sur le plan statistique de deux manières : les moyennes des résultats mesurés à l'échelle de l'exploitation sont analysés à l'aide du test de Student, les années d'expérience étant considérées comme des blocs (tableaux II-6, 8, 16, 21, 23, 26). Pour les résultats mesurés au niveau des parcelles agricoles, une analyse de variance est réalisée avec la procédure GLM (General Linear Models) de SAS sur l'ensemble des parcelles pour les trois années (tableaux II-13, 14, 15, 18, 19, 20, 22). Dans les deux cas de figure, la présence d'une étoile (*) indique un écart significatif à $P = 0,05$.

- Enfin, des régressions linéaires ou exponentielles sont réalisées sur les différents jeux de données obtenus afin d'analyser les relations entre des variables de résultats et des variables explicatives. Ce travail est réalisé en particulier pour les résultats obtenus sur les prairies (fertilisation azotée, production fourragère, teneur en azote, nombre de journées de présence au pâturage, balance azotée, azote restitué au pâturage, reliquat azoté, lessivage d'azote) où l'on dispose d'un ensemble de 10 parcelles. Chaque régression est accompagnée d'un coefficient de détermination (r^2) afin de préciser la puissance de la relation.

3. RESULTATS DE L'EXPERIMENTATION DE CRECOM

31. Conditions climatiques

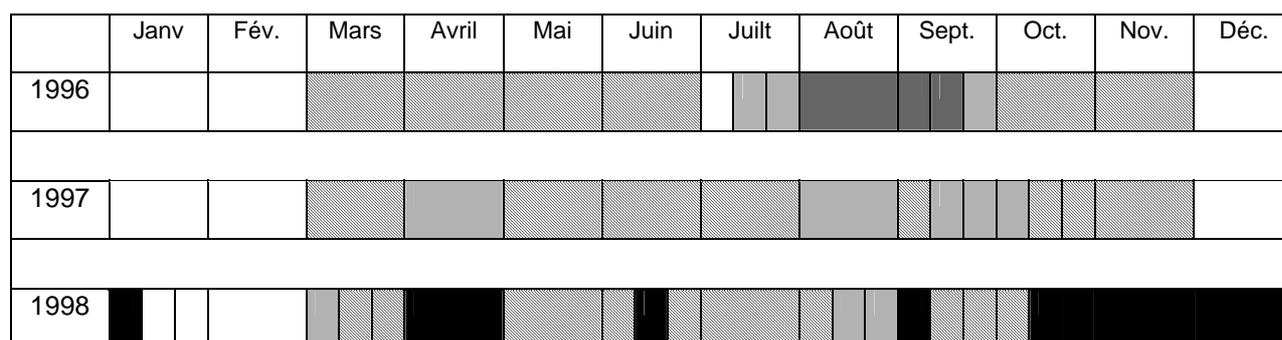
La pluviométrie enregistrée en moyenne au cours de l'expérimentation est légèrement plus faible que celle que l'on observe habituellement (tableau II-5). En fait, les années climatiques sont assez contrastées (figure II-3). L'année 1996 est plutôt sèche avec notamment un fort déficit hydrique en cours d'été, préjudiciable à la croissance de l'herbe et du maïs. La pluviométrie est relativement modérée au cours de l'hiver qui suit, avec une lame drainante nettement plus faible qu'en moyenne. Les années 1997 et 1998 sont plus arrosées, mais avec des différences selon les années. L'année 1997 est marquée par une sécheresse exceptionnelle en avril et des séquences sèches en août puis à nouveau en septembre. L'année 1998 est nettement plus humide avec des séquences très pluvieuses, parfois difficiles pour le pâturage (avril et automne). Néanmoins, cette année 1998 bien arrosée est favorable à la croissance de l'herbe. Dans les 2 cas, la lame drainante est supérieure à 400 mm, mais reste inférieure à la moyenne de 500 mm. Globalement et à l'exception de l'été 1996, les conditions climatiques observées au cours de l'expérimentation sont favorables à la production fourragère et à la valorisation de l'azote.

Tableau II-5 : Pluviométrie enregistrée à Crécom au cours de l'expérimentation (mm)

	Pluviométrie annuelle	Pluviométrie hivernale (oct. à fév. ¹)	Lame drainante calculée sur l'hiver
1995	1 533	438	300
1996	837	466	276
1997	964	631	481
1998	1 140	632	424
Moyenne 96-98	980	576	394
Moyenne 86-00	1 032	555	500

¹ : octobre à février de l'année suivante

Figure II-3 : Représentation graphique des conditions climatiques



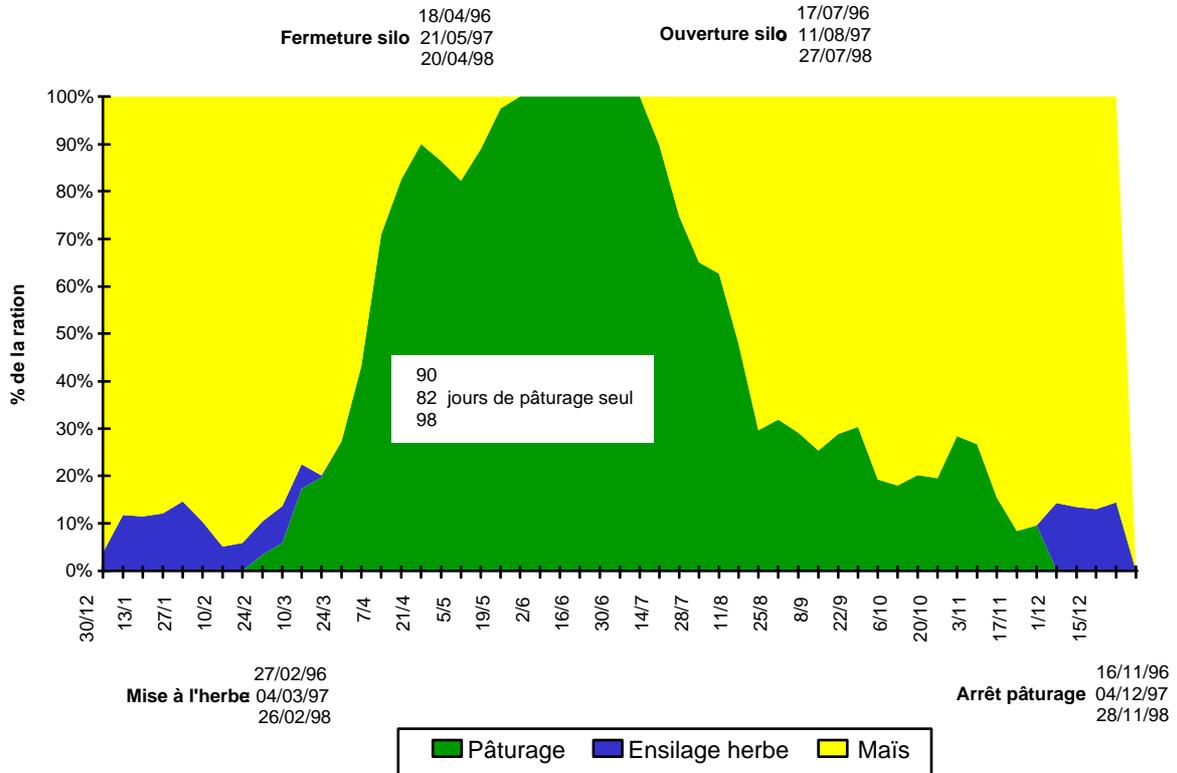
■	Conditions humides
■	Temps favorable à la croissance des fourrages
■	Sécheresse : croissance de l'herbe ralentie
■	Forte sécheresse : croissance de l'herbe et du maïs pénalisée

Rappel : les résultats de l'expérimentation portent sur les années 1996, 1997 et 1998, l'année 1995 étant une année de mise en route

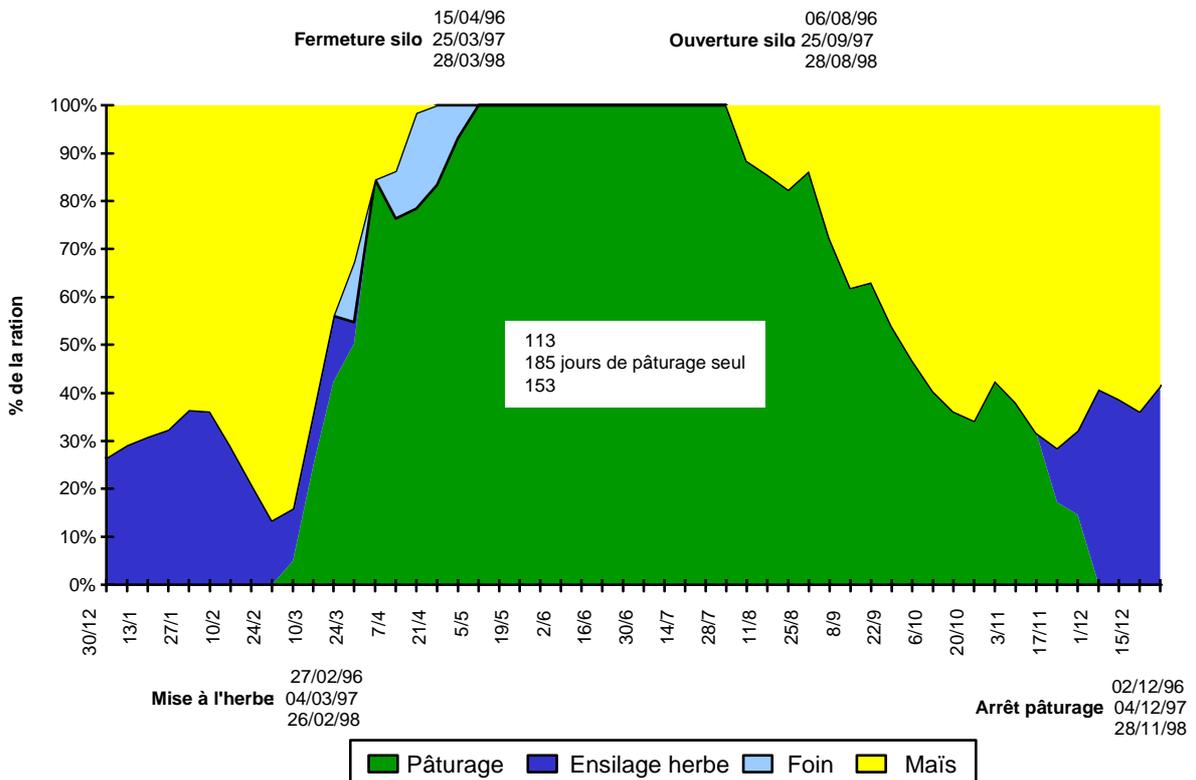
32. Ingestions, performances laitières et rejets azotés

321. Calendrier fourrager et ingestion des fourrages et concentrés

Graphique II-1 : Calendrier fourrager du système "50 % Maïs"



Graphique II-2 : Calendrier fourrager du système "75 % herbe "



Les quantités de fourrages ingérés et leur répartition (tableau II-6) sont cohérentes avec les calendriers fourragers précédemment décrits. Les variations interannuelles sont liées aux conditions climatiques, en particulier pour la croissance de l'herbe. L'ensilage de maïs représente 54 % de la ration totale annuelle de fourrages dans le système " 50 % Maïs " et 37 % dans le système " 75 % Herbe ", soit un écart proche d'une tonne de MS/vache. La quantité de fourrages stockés est de 3141 kg MS/vache dans le système basé sur le maïs et de 2521 kg MS/vache dans le système le plus herbager, soit un écart de seulement 620 kg MS/vache, plus faible que celui attendu initialement. La quantité de concentrés est proche pour les deux systèmes (1 200 kg brut/vache), mais légèrement supérieure pour le système " 75 % Herbe ". Ramené au kilo de lait produit, elle est respectivement de 150 et 170 g pour le système " 50 % Maïs " et le système " 75 % Herbe ". La consommation de concentrés est supérieure à la pratique actuelle dans les élevages adhérents au Contrôle laitier en Bretagne (130 g concentré par kg de lait pour une production de 7 200 kg lait/vache) et correspond à celle observée au moment de l'élaboration du protocole. Le type de concentré diffère également avec moins de soja dans le système le plus pâturant, compte tenu de la richesse en azote de l'herbe comparativement à l'ensilage de maïs.

Tableau II-6 : Ingestion des fourrages par système

	Système " 50 % Maïs "				
	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Ens. de maïs (kg MS/VL)	2248	3228	2737	2742	2902
Ens. d'herbe "	447	165	172	380	239
Herbe pâturée "	2226	1996	2403	2373	2257
Conc. VL 10 (kg brut/VL)	151	335	390	410	378
Conc. VL 18 "	593	494	383	417	431
T. soja "	373	436	393	388	405
Total concentrés "	1117	1265	1166	1215	1214
Ingestion totale (kg MS/VL)	5882	6477	6315	6539	6443
	Système " 75 % Herbe "				
Ens. de maïs (kg MS/VL)	1980	2415	1363	1961	1913*
Ens. d'herbe "	564	395	536	892	608*
Herbe pâturée "	2604	2416	2987	2704	2702*
Conc. VL 10 (kg brut/VL)	165	374	459	450	428
Conc. VL 18 "	634	538	490	528	519
T. soja "	327	355	276	286	306*
Total concentrés "	1126	1267	1225	1264	1252
Ingestion totale (kg MS/VL)	6116	6316	5940	6644	6300

* Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à $P = 0,05$

322. Performances laitières

La production laitière est de 7801 kg/vache/an pour le système " 50 % Maïs " et de 7341 kg pour le système " 75 % Herbe ", soit un écart de 460 kg/vache (annexe 21). Les taux butyreux et protéiques sont très proches. L'analyse statistique réalisée sur les 36 premières semaines de lactation pour 94 lactations dans le système " 50 % Maïs " et 100 lactations pour le système " 75 % Herbe " conclut à une différence significative pour la production laitière mais à une absence de différences pour les taux butyreux et protéiques (tableau II-7).

Tableau II-7 : Performances laitières par système sur 36 semaines (moyennes ajustées)

	50 % Maïs (1)	75 % Herbe (2)	Ecart (2) – (1)
Lait brut (kg/VL/période)	6829	6527	-302*
Lait brut (kg/VL/jour)	27,1	25,9	-1,2*
TB (g/kg)	37,89	37,40	0,2
TP (g/kg)	31,65	31,37	0,1

* Différences significatives au seuil de 5 %

323. Rejets azotés des vaches

La teneur en MAT de la ration totale du système " 75 % Herbe " est supérieure à celle observée dans le système " 50 % Maïs " (respectivement 16,5 % et 15,8 %) et s'explique par la plus grande part d'herbe dans le régime (63 % contre 46 %) (tableau II-8). Néanmoins, la correction réalisée pour rééquilibrer l'ensilage de maïs nivelle les écarts et ceux-ci ne sont pas significatifs. En effet, la teneur en MAT est proche pour les régimes d'hiver, les différences étant plus marquées sur la phase de pâturage (respectivement 17,5 % de MAT pour le régime du système " 75 % Herbe " et 16,8 % de MAT pour celui du système " 50 % Maïs "). La teneur en MAT de l'herbe pâturée est respectivement de 19,6 % et 21,4 % de MAT car les rythmes de pâturage sont plus longs dans le système le plus herbager. Les écarts observés sur la phase de pâturage sont la conséquence de la teneur en MAT de l'herbe et de la part de maïs dans la ration.

Tableau II-8 : Rejets azotés par système

	Système " 50 % Maïs "				
	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
% MAT ration totale	15,9	15,67	15,76	15,9	15,8
Rejet azoté (kg/VL)	112,6	120,5	119,9	124,5	122
Rejet azoté (kg/tonne de lait)	15,8	14,9	15,8	16,2	15,6
Taux d'urée du lait (mg/litre)	-	310	290	320	307
	Système " 75 % Herbe "				
% MAT ration totale	16,04	15,97	17,23	16,15	16,5
Rejet azoté (kg/VL)	120,7	120,5	127,3	135,1	128
Rejet azoté (kg/tonne de lait)	17,1	14,9	17,9	18,6	17,1
Taux d'urée du lait (mg/litre)	-	320	340	350	334

* Pas de différences significatives à $P = 0,05$

Dans ces conditions, les rejets azotés exprimés par vache ou par tonne de lait sont légèrement supérieurs dans le système " 75 % Herbe " comparativement au système " 50 % Maïs " mais les écarts ne sont pas significatifs. Les rejets sont liés à la teneur en azote du régime qui détermine la quantité d'azote ingérée, les exportations d'azote par le lait étant très proches. Le taux d'urée du lait est également lié à la teneur en MAT du régime. Il suit les variations de la teneur en azote du régime au cours du pâturage, période où les taux d'urée sont les plus importants (environ 400 mg/litre).

33. Flux d'azote à l'étable

La production d'engrais de ferme (tableau II-9) est relativement proche entre les deux systèmes car le temps de présence à l'étable est quasi-identique. En effet, bien que la quantité de fourrages stockée diffère d'environ 600 kg MS/vache, le temps de présence à l'étable est très proche (respectivement 206 jours à temps plein pour le système " 50 % Maïs " et 185 jours pour le système " 75 % Herbe "). En effet, l'ingestion supplémentaire de fourrages stockés intervient pendant le temps de traite, au cours de la phase de pâturage. Les faibles écarts observés s'expliquent à la fois par les variations du temps de séjour et du nombre de vaches (1,5 vache de plus dans le système " 75 % Herbe ").

**Tableau II-9 : Production d'engrais de ferme par système
(par an et par mois de présence à l'étable)**

	Système " 50 % Maïs "			
	1996	1997	1998	Moyenne
Fumier				
Production totale (t/an)	251	205	199	218
Production (t/VL/mois) ¹	1,2 et 0,36	1,26 et 0,39	1,21 et 0,37	1,22 et 0,37
Lisier				
Production totale (m ³ /an)	298	370	341	336
Production (m ³ /VL/mois)	1,4	1,4	1,4	1,40
Eaux vertes + eaux blanches				
Production totale (m ³ /an)	296	296	296	296
Production (m ³ /VL/mois)	0,7	0,7	0,7	0,7
	Système " 75 % Herbe "			
	1996	1997	1998	Moyenne
Fumier				
Production totale (t/an)	246	219	185	217
Production (t/VL/mois) ¹	1,16 et 0,35	1,16 et 0,35	1,4 et 0,42	1,24 et 0,38
Lisier				
Production totale (m ³ /an)	323	393	369	362
Production (m ³ /VL/mois)	1,4	1,4	1,4	1,4
Eaux vertes + eaux blanches				
Production totale (m ³ /an)	296	296	296	296
Production (m ³ /VL/mois)	0,7	0,7	0,7	0,7

1 : Respectivement en matière brute et matière sèche

Les différences entre les deux systèmes ne sont pas significatives à $P = 0,05$

Les quantités de fumiers et lisiers varient peu d'une année à l'autre car les temps de séjour à l'étable sont relativement stables d'une année à l'autre. La production de fumier exprimée par vache et par mois de présence est nettement supérieure aux références publiées par l'Institut de l'Élevage pour ce type de bâtiment (0,7 t de fumier frais par VL/mois). Le niveau de paillage (8 à 10 kg/VL à Crécom) explique cette différence pour le fumier. Par contre, la production de lisier est proche de la référence (1,2 à 1,5 m³/vache/mois). La production d'eau vertes + eaux blanches est par contre deux fois plus importante que celle annoncée par les références (environ 340 m³ pour ce type de salle de traite, soit 170 m³ par lot) et s'explique par le système de nettoyage de l'aire d'attente.

Les teneurs en azote, acide phosphorique et potasse du fumier sont très proches entre les deux systèmes, même si elles apparaissent légèrement supérieures pour le système " 75 % Herbe ", en accord avec la plus grande part d'herbe dans le régime et les rejets azotés mesurés (tableau II-10). Le lisier tout comme les eaux vertes et blanches n'étant pas séparés, il n'est pas possible de distinguer des différences. Enfin, pour les trois types de produits, les valeurs apparaissent proches des références publiées (Hacala et al, 2000). Toutefois, la teneur en potasse du fumier semble plus importante, en accord avec le niveau de paillage mis en œuvre à Crécom.

Tableau II-10 : Caractéristiques des engrais de ferme

	Système "50 % Maïs"	Système "75 % Herbe"	Référence ²
Fumier			
Paille (kg/VL/j)	8 à 10	8 à 10	6 à 12
% MS	30,1	30,7	22,1
N (kg/tonne ¹)	5,8/1,75	6,1/1,87	5,8/1,87
P ₂ O ₅ (kg/tonne ¹)	2,3/0,69	2,5/0,77	2,3/0,50
K ₂ O (kg/tonne ¹)	8,8/2,64	9,4/2,89	9,6/2,12
Lisier			
% MS	4,1	4,1	5,1
N (kg/tonne)	1,6	1,6	1,6
P ₂ O ₅ (kg/tonne)	0,8	0,8	0,8
K ₂ O (kg/tonne)	2,1	2,1	2,4
Eaux vertes et blanches			
% MS	0,8	0,8	-
N (kg/tonne)	1	1	1,1
P ₂ O ₅ (kg/tonne)	0,45	0,45	-
K ₂ O (kg/tonne)	1,3	1,3	-

¹ : Exprimé respectivement par tonne de produit frais et par tonne de matière sèche

² : Hacala et al, 2000

Le tableau II-11 récapitule les flux d'azote à l'étable. L'azote retrouvé dans les engrais de ferme et donc capté à l'étable représente environ la moitié de l'azote rejeté auquel on rajoute l'azote provenant de la paille. Ce taux de recouvrement se recoupe avec la fraction de temps passé à l'étable. Enfin, environ 60 % de l'azote des engrais de ferme se retrouve dans le fumier alors que les références disponibles font plutôt d'une répartition moitié-moitié entre le fumier et le lisier. Le niveau de paillage important et une aire d'exercice réduite expliquent probablement cette différence.

Tableau II-11 : Flux d'azote à l'étable

	50 % Maïs	75 % Herbe
Rejet azoté (kg/VL/an)	122	129
Paille (kg N/VL/an)	9	7
Déjections produites (kg N/VL/an)	57	57
% azote capté à l'étable	51	49
% temps passé à l'étable	56	51
% azote dans le fumier	60	60

34. Gestion des engrais de ferme

Dans le système " 50 % Maïs ", la totalité du fumier est apportée au mois de mars, à raison de 30 à 35 tonnes/ha, sur les cultures de maïs (tableau II-12). Il couvre ainsi environ 75 % de la surface en maïs. La surface de maïs restante est pourvue par le lisier de bovin (30 à 60 m³/ha en fonction de la teneur en azote du lisier), ce qui correspond au tiers de la production de lisier. Le lisier restant est alors épandu sur les prairies, préférentiellement destinées à la fauche (environ 40 % de la surface en prairie), vers la fin janvier ou le début février, dès que les conditions climatiques le permettent. La production de lisier du printemps est apportée sur une parcelle fauchée, sitôt l'ensilage réalisé. L'essentiel des eaux vertes et blanches est épandu sur les prairies. Dans ce système, 85 % de la surface reçoit des engrais de ferme.

Tableau II-12 : Utilisation des engrais de ferme

	50 % Maïs	75 % Herbe
Fumier (en %)		
Maïs	100	0
Prairie	0	100
Lisier (en %)		
Maïs	34	45
Prairie	66	55
Eaux vertes et blanches (en %)		
Maïs	4	0
Prairie	96	100
Pression d'azote organique(kg N/ha SAU)	114	116
Déjections épandues (kg N/ha maïs)	193	88
Déjections épandues (kg N/ha prairie)	65	114
% épandu avant 15/07	92	94

Dans le système " 75 % Herbe ", les cultures de maïs reçoivent uniquement du lisier (tableau II-12). Celui-ci est également épandu au mois de mars, dès que les risques de ruissellement deviennent réduits, à raison de 35-40 m³/ha. Le lisier apporté sur les maïs représente 45 % du lisier produit. Le lisier restant est épandu sur les prairies en sortie d'hiver, en priorité sur les prairies fauchées (environ 35-50 m³/ha). Les eaux vertes et blanches sont exclusivement épandues sur les prairies. La totalité du fumier produit est apportée sur les prairies, après avoir été composté, à raison de 15 tonnes/ha, au mois de février. Au total, 80 % de la surface en prairie est amendée et 85 % de la surface fourragère reçoit des déjections animales.

Plus de 90 % de l'azote est épandu avant la mi-juillet (annexe 6) dont une bonne partie en sortie d'hiver et au printemps, période la plus propice à la valorisation de l'azote.

La pression d'azote provenant des engrais de ferme par hectare de SAU est relativement proche entre les deux systèmes (115 kg N/ha SAU) car la production d'azote à l'étable est voisine. La quantité d'azote épandu par hectare de maïs et prairie est fonction des règles d'affectation précédemment présentées : beaucoup d'azote organique par hectare de maïs dans le système " 50 % Maïs ", davantage d'azote organique par hectare pour les prairies du système " 75 % Herbe " par rapport à l'autre système.

35. Flux d'azote sur prairies

351. Fertilisation azotée et production fourragère

La fertilisation azotée des prairies (tableau II-13) est proche de 200 kg d'azote efficace dans les deux systèmes, avec environ 165 kg/ha d'azote minéral (provenant des achats d'engrais). La quantité d'azote total apportée est plus importante dans le système " 75 % Herbe ", car une bonne partie de l'azote organique épandu provient du compost. Les apports de compost ayant démarré en 1995, la valeur fertilisante efficace du compost est relativement faible (coefficient de 0 en première année, 0,25 en seconde année, 0,30 en troisième année, 0,35 en quatrième année) et nécessite un complément d'azote minéral. Ce n'est qu'au bout de 8 à 10 ans, que l'on peut compter sur le plein effet du compost. En régime de croisière, la quantité d'azote minéral apporté dans le système " 75 % Herbe " devrait être réduite d'environ 50 kg/ha.

Tableau II-13 : Fertilisation azotée des prairies

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
N total organique (kg N/ha)	80	96	49	50	65
N efficace organique (kg N/ha)	53	65	34	35	44
N minéral (kg N/ha)	177	162	175	158	165
N total (kg N/ha)	257	259	224	208	230
N efficace total (kg N/ha)	230	227	209	193	209
Système " 75 % herbe "					
N total organique (kg N/ha)	84	119	110	113	114
N efficace organique (kg N/ha)	38	29	37	42	36
N minéral (kg N/ha)	162	172	164	152	162
N total (kg N/ha)	246	291	273	264	276*
N efficace total (kg N/ha)	199	201	200	194	198

* La valeur du système « 75 % Herbe » affectée d'une * est significativement distincte du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

Avec une fertilisation azotée de 200 kg/ha, **la production d'herbe** est proche de 9 t MS/ha, conforme aux objectifs fixés en début d'expérimentation (tableau II-14). On n'observe pas, logiquement, de différences significatives de production fourragère entre les deux systèmes. Les écarts observés d'une année à l'autre sont liés aux conditions climatiques de l'année et en particulier au déficit hydrique estival. La teneur en MAT de l'herbe pâturée reste élevée (proche de 20 % de MAT et supérieure à 3 % d'azote). Celle observée dans le système " 50 % Maïs " est supérieure à celle mesurée dans le système " 75 % Herbe ", en raison d'écarts sur l'intervalle entre passages (2 jours d'écart au printemps, 8 jours d'écart en été). Les indices de nutrition azotée sont proches de 0,8 et sont le plus souvent compris entre 0,66 et 1,0 (graphiques en annexe 7). Ces indices sont cohérents avec le mode de raisonnement de la fertilisation azotée des prairies (Farruggia et al, 1999) mais indiquent toutefois que la production observée correspond à 80 % de la production fourragère autorisée en situation de nutrition azotée non limitante.

Tableau II-14 : Productions fourragères des prairies, teneurs en MAT et indices de nutrition azotée (INN)

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
Production (t MS/ha)	9,2	8,2	8,9	9,7	8,9
% MAT herbe pâturée	18,5	21,8	19,9	22,5	21,4
% MAT herbe récoltée	12,8	15,3	15,0	13,6	14,6
INN du 01/05 au 15/06 (P+F)	0,68	0,89	0,72	0,81	0,81
Système " 75 % Herbe "					
Production (t MS/ha)	9,0	8,2	9,0	9,5	8,9
% MAT herbe pâturée	18,3	19,2	19,3	20,4	19,6*
% MAT herbe récoltée	10,1	18,1	15,2	12,0	15,1
INN du 01/05 au 15/06 (P+F)	0,56	0,85	0,76	0,70	0,77

* La valeur du système « 75 % Herbe » affectée d'une * est significativement distincte du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

Le nombre de journées de présence au pâturage intègre la durée du pâturage sur l'année, la productivité des prairies et la part de fauche sur le système prairial (tableau II-15). Il est exprimé en journées de 24 heures, c'est-à-dire qu'il comptabilise exactement le temps de présence au pâturage en déduisant notamment le temps de séjour à l'étable pendant la traite. Dans les deux systèmes, le nombre de journées de présence au pâturage est logiquement inférieur pour les prairies qui sont fauchées une fois au printemps. Au final, il est significativement plus important dans le système " 50 % Maïs " car la part de fauche est plus faible (20 % de la surface en prairie en moyenne contre 55 % dans l'autre système). L'écart entre les 2 systèmes est de 138 jours par an et aura donc un impact sur les rejets azotés au pâturage.

Tableau II-15 : Les nombres de journées de présence au pâturage selon le mode de conduite des prairies (JPP 24 heures/ha)

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 1996-1998
Système " 50 % Maïs "					
JPP prairies pâturées	668	662	666	712	680
JPP prairies fauchées	507	332	441	461	412
JPP réel prairies	599	588	634	646	623
% fauche	43	22	14	26	20
Système " 75 % Herbe "					
JPP prairies pâturées	627	658	582	654	631
JPP prairies fauchées	378	322	390	387	366
JPP prairies	469	486	483	487	485*
% fauche	64	51	52	63	55*

* Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à $P = 0,05$

352. Rejets azotés au pâturage et balances azotées

Alors que la teneur en MAT de l'herbe pâturée est sensiblement différente entre les deux systèmes, la teneur en MAT de la ration totale est finalement assez proche, compte tenu de l'intégration d'ensilage de maïs au cours de la transition en sortie d'hiver ainsi qu'en été et automne (tableau II-16). **Le rejet azoté**, exprimé par vache et par jour calendaire est ainsi de 225 g dans le système " 50 % Maïs " et de 246 g dans le système " 75 % Herbe ". Lorsque l'on ramène ces rejets à la surface en prairies mise en jeu, ils sont naturellement plus importants dans le système " 50 % Maïs ", car la surface en prairie est plus faible et la part de fauche réduite. Après avoir retiré l'azote capté à l'étable lors de la rentrée des vaches pour la traite, l'azote restitué au pâturage est de 228 kg/ha de prairie dans le système " 50 % Maïs " et de 173 kg dans le système " 75 % Herbe ", soit un écart significatif de 55 kg/ha. Environ un tiers de l'azote rejeté se retrouve dans les fèces et deux tiers dans l'urine. La répartition de ces rejets au cours de la saison suit la croissance de l'herbe. En effet, 75 à 80 % de l'azote est rejeté avant le 1^{er} septembre, ce qui correspond à un rejet de l'ordre de 40 kg/ha au delà de cette date dans les deux systèmes.

Au niveau des flux d'azote, on observe que l'azote rentrant par les concentrés est très proche de l'azote exporté par le lait. Par contre, l'azote apporté par les fourrages complémentaires consommés à l'étable est inférieur à l'azote capté à l'étable (N déjections hors parcelle, Tableau II-16), c'est-à-dire qu'il y a un petit transfert du champ vers l'étable. En définitive, une bonne partie de l'azote ingéré par la vache est restituée sur la prairie.

Tableau II-16 : Rejets azotés au pâturage exprimé en kg N/ha des prairies

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
% MAT ration	16,6	17,2	16,8	17,2	17,0
N ingéré	367	407	448	484	446
- par l'herbe	237	255	272	303	277
- par les four. compl.	73	65	74	71	70
- par les concentrés	57	86	101	110	99
N lait (+croissance)	83	93	107	106	102
N rejeté	284	314	342	378	345
N déjections hors parcelle	93	103	119	128	117
N restitué au pâturage	191	211	223	250	228
- Fèces	66	68	76	75	73
- Urine	125	144	147	174	155
Système " 75 % Herbe "					
% MAT ration	16,8	16,4	18,1	17,6	17,4
N ingéré	267	351	323	325	333*
- par l'herbe	186	201	228	230	220*
- par les four. compl.	42	56	34	31	40
- par les concentrés	38	94	61	64	73
N lait (+ croissance)	57	85	70	67	74
N rejeté	210	266	254	258	259*
N déjections hors parcelle	66	105	78	74	86
N restitué au pâturage	144	160	175	184	173*
- Fèces	49	57	55	55	56*
- Urine	95	104	121	130	118*

* Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à $P = 0,05$

Les balances azotées permettent d'identifier les principaux flux d'azote sur les prairies des deux systèmes (tableau II-17). La quantité d'azote minéral apportée est identique dans les 2 systèmes mais la quantité d'azote d'origine animale est supérieure dans le système " 75 % Herbe " en raison des apports de compost. L'azote provenant des fourrages complémentaires et des concentrés est supérieur pour le système " 50 % Maïs " car les quantités mises en jeu par vache sont plus importantes et la surface en prairie plus faible. Les sorties d'azote par le lait tout comme celles liées aux déjections captées hors des parcelles (durant le temps de traite) sont plus fortes dans le système " 50 % Maïs " mais les sorties par les récoltes sont plus faibles. Au total, l'excédent de balance est plus élevé pour le système le plus herbager mais la totalité de l'écart est imputable à la fraction d'azote organique du compost, non immédiatement disponible pour la plante. En régime de croisière (au bout de 8 à 10 ans) lorsque l'on peut compter sur les arrière-effets du compost, la quantité d'azote minéral devrait être réduite d'au moins 50 kg/ha, avec alors un excédent de balance proche de 130 kg/ha de prairie.

D'autre part, au niveau des flux, on retrouve les ordres de grandeur cités précédemment : une quantité d'azote exporté par le lait et la viande proche de celle rentrant par les concentrés, une quantité d'azote par les déjections captées en dehors des parcelles supérieure à celle rentrant par les fourrages complémentaires distribués à l'étable et au final un excédent de balance proche de la quantité d'azote minéral épandue.

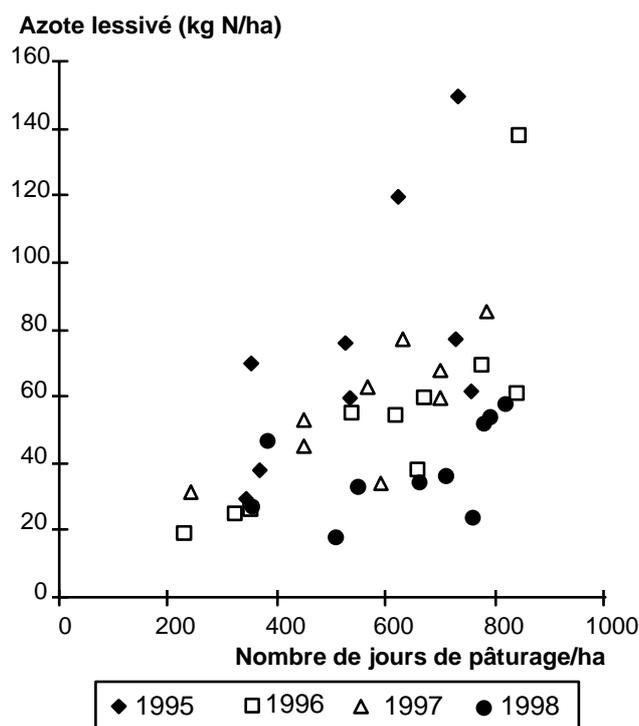
Tableau II-17 : Balances azotées des prairies en kg N/ha de prairie.

	50 % Maïs	75 % Herbe
N minéral	165	162
N organique	65	114
N concentrés	99	73
N fourrages compl.	70	40
Total des entrées	399	390
N lait (+ viande)	102	74
N récolte	22	49
N déject° hors parcelles	117	86
Total des sorties	241	209
Excédent de balance	159	181

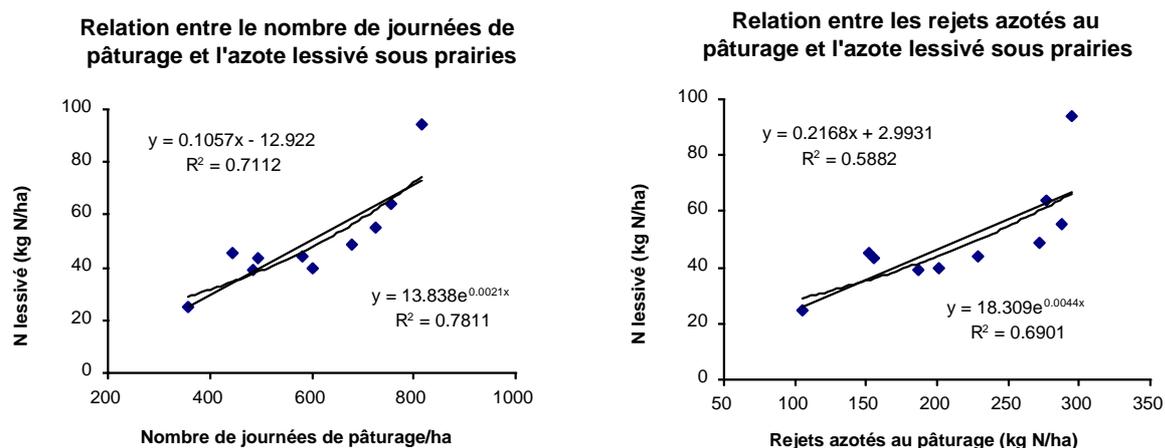
353. Pertes d'azote nitrique

L'analyse des pertes d'azote nitrique estimées sous les prairies montre qu'elles sont tout d'abord liées aux reliquats d'azote mesurés dans le profil de sol au mois d'octobre, avant la reprise du drainage (graphique 1 de l'annexe 5) avec des coefficients de détermination compris entre 0,55 et 0,85 selon les années. Le lessivage apparaît ensuite bien lié au nombre de journées de présence au pâturage et à la quantité d'azote restitué sur la prairie (graphique II-3 et II-4), indicateurs eux-mêmes liés entre eux. On observe cependant des pentes différentes selon les années (graphique II-3) en fonction de la lame drainante et des conditions de minéralisation/organisation de l'année (annexe 8). Ces deux indicateurs apparaissent très intégrateurs de la fertilisation azotée, de l'intensité du pâturage, de l'importance de la fauche voire même de la complémentation azotée pour la quantité d'azote rejeté. Par contre, le lessivage d'azote ne semble pas lié à l'excédent d'azote de la balance réalisée au niveau de chaque parcelle, que ce soit à l'échelle annuelle (r^2 de 0,10) ou cumulée sur quatre ans (r^2 de 0,18-données non présentées). L'importance de la fraction d'azote apporté sous forme organique avec le compost explique probablement ce résultat.

Graphique II-3 : Relation entre le nombre de journées de présence au pâturage et le lessivage d'azote sous prairies



Graphique II-4 : Nombre de journées au pâturage, rejets azotés et quantités d'azote lessivé sous prairies (moyenne de 3 années pour chaque donnée)



Les pertes d'azote nitrique estimées sous les prairies dans les deux systèmes sont cohérentes avec les relations précédemment décrites (tableau II-18 et détail en annexe 9). Elles sont inférieures pour les prairies du système " 75 % Herbe ", car la quantité d'azote rejeté et le nombre de journées de présence au pâturage est plus faible. Cependant, l'écart entre les deux systèmes, important en début d'expérimentation, tend à se réduire peut-être en raison d'un excédent de balance supérieur pour le système " 75 % Herbe ", si bien que la différence de lessivage est de 6 kg/ha pour 138 journées de pâturage d'écart. La concentration moyenne en nitrates de l'eau drainant sous les prairies est respectivement de 59 mg/litre pour le système " 50 % Maïs " et de 53 mg/litre pour le système " 75 % Herbe ". Au final, ces différences ne sont pas significatives.

Tableau II-18 : Pertes d'azote nitrique sur l'ensemble des prairies pendant les quatre années d'expérimentation

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
Reliquat N total (kg N/ha)	88	95	61	33	63
Lame drainante (mm)	308	280	507	455	414
Azote lessivé (kg N/ha)	88	63	62	41	55
Concentration (mg NO3/l)	128	99	54	39	59
Système " 75 % Herbe "					
Reliquat N total (kg N/ha)	64	64	45	44	51
Lame drainante (mm)	296	267	498	455	407
Azote lessivé (kg N/ha)	71	45	57	44	49
Concentration (mg NO3/l)	107	77	50	43	53

* Pas de différences significatives à $P = 0,05$

36. Flux d'azote sur les cultures de maïs

361. Fertilisation azotée et production fourragère

La fertilisation azotée des cultures de maïs est essentiellement assurée par les engrais de ferme : le fumier puis le lisier dans le système " 50 % Maïs " et le lisier de bovin dans le système " 75 % Herbe ". La quantité d'azote organique total apportée est alors plus importante dans le système " 50 % Maïs " alors que l'apport d'azote par effet direct est assez proche (tableau II-19). En effet, la quantité d'azote sous forme organique, lentement minéralisable, est nettement plus importante avec le fumier comparativement au lisier. Dans les deux cas, la fertilisation azotée minérale est nulle à faible et la quantité d'azote disponible pour la plante est proche de 110 kg/ha dans le système " 50 % Maïs " et de 75 Kg/ha dans le système " 75 % Herbe ", le complément étant assuré par la fourniture d'azote par le sol. Celle-ci est particulièrement importante dans le système " 75 % Herbe " car les maïs succèdent aux prairies. Le niveau de fertilisation est faible par rapport à la pratique courante.

Dans ces conditions, les rendements du maïs sont conformes aux prévisions et apparaissent supérieurs dans le système " 75 % Herbe ", probablement en raison de l'effet précédent " prairie " cité par ailleurs dans la bibliographie. Toutefois, l'écart n'est pas significatif. Les rendements présentent une certaine variabilité annuelle, liée aux conditions climatiques : élevés en 1995 et 1997, années chaudes et humides ; plus faibles en 1996 et 1998, années avec un déficit hydrique estival plus prononcé. Les teneurs en Matières Azotées Totales de la plante entière, proches de 7 % semblent faibles, car inférieures aux références de l'INRA (autour de 8,4 % de MAT). Dans ces conditions, les indices de nutrition azotée sont compris entre 0,80 et 0,90 et laissent sous-entendre une certaine sous-nutrition azotée. D'autre part, ces indices semblent décliner d'une année à l'autre.

La balance azotée, différence entre les entrées et les sorties d'azote est très dépendante des exportations d'azote lors de la récolte (tableau II-19). Elle est excédentaire dans le système " 50 % Maïs ", compte tenu de l'importance des entrées d'azote par le fumier. Par contre, elle est négative dans le système " 75 % Herbe " car une partie de l'azote fourni à la plante provient de l'azote mis en jeu lors du retournement de la prairie.

Tableau II-19 : Fertilisation, rendement et balance azotée du maïs

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 Maïs "					
Fumure organique	33 t/ha de fumier ou 40-50 m ³ de lisier				
N total organique (kg N/ha)	126	192	183	203	193
Effet direct N organique (kg N/ha)	53	53	60	81	65
Arrière effet N organique (kg N/ha)	18	17	39	45	34
N minéral (kg N/ha)	50	34	4	6	15
N disponible (kg N/ha)	121	104	103	132	113
N total (kg N/ha)	176	226	187	209	207
Rendement (t MS/ha)	12,6	9,1	13,1	8,5	10,2
% MAT	7,1	-	6,64	7,3	6,97#
Indice de nutrition azotée	0,87	-	0,86	0,82	0,84#
Exportations d'azote (kg N/ha)	143	119	139	99	119
Balance azotée (kg N/ha)	33	107	48	110	88
Système " 75 % Herbe "					
Fumure organique	30 à 40 m ³ /ha de lisier de bovin				
N total organique (kg N/ha)	80	88	85	91	88*
Effet direct N organique (kg N/ha)	37	57	57	61	58
Arrière effet N organique (kg N/ha)	7	5	16	22	14
N minéral (kg N/ha)	50	0	0	0	0
N disponible (kg N/ha)	94	62	73	83	73*
N total (kg N/ha)	130	88	85	91	88*
Rendement (t MS/ha)	13,9	10,6	14,0	10,4	11,7
% MAT	7,3	-	7,1	6,7	6,9#
Indice de nutrition azotée	0,99	-	0,93	0,80	0,86#
Exportations d'azote (kg N/ha)	162	138	159	111	136*
Balance azotée (kg N/ha)	-32	-50	-74	-21	-48*

Moyenne 1997 et 1998

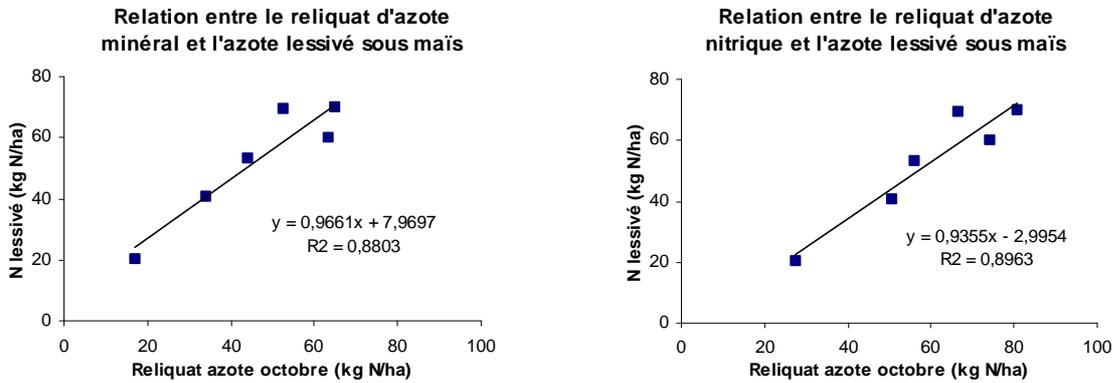
* Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

362. Pertes d'azote nitrique

Les pertes d'azote nitrique sous les cultures de maïs apparaissent tout d'abord bien liées aux reliquats d'azote minéral (N-NH₄ et N-NO₃) et d'azote nitrique mesurés en octobre (graphique II-5 et annexe 5). L'analyse des différentes pertes montre ensuite que la quantité d'azote lessivé est modérée (près de 50 kg/ha) dans le cadre d'une conduite en " monoculture " (succession de maïs depuis au moins 5 ans), avec toutefois des différences en fonction du mode de gestion des engrais de ferme. Les pertes d'azote nitrique apparaissent plus élevées après un apport régulier de

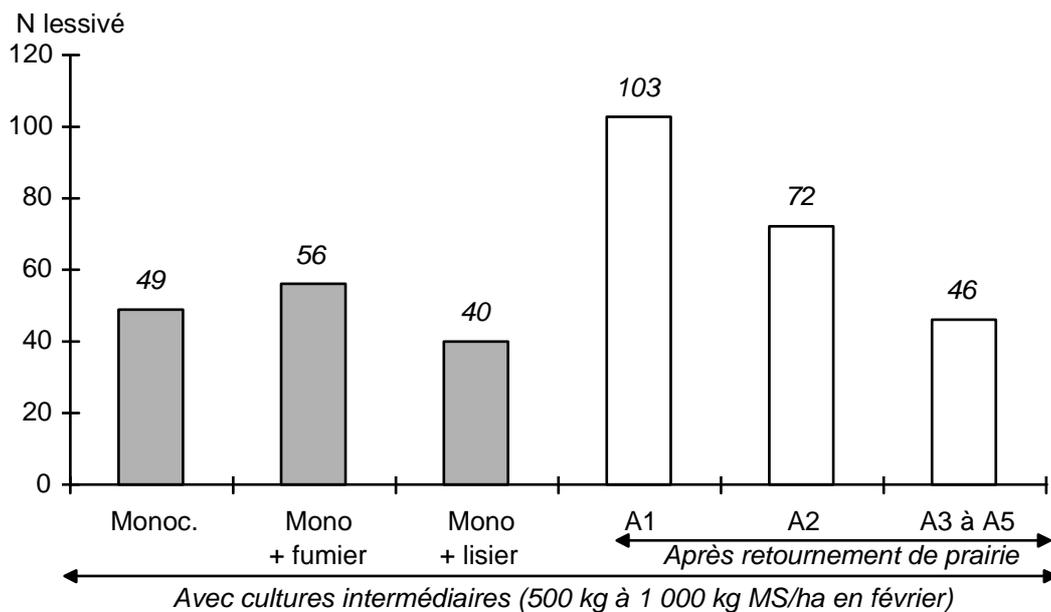
fumier comparativement à un épandage de lisier (graphique II-6). Les quantités d'azote d'origine animale sont en effet plus importantes avec le fumier avec une fraction d'azote organique qui risque de se minéraliser en automne et hiver. Les pertes d'azote nitrique sont par contre nettement plus importantes après retournement de prairies, notamment l'année de la destruction de la prairie. Le lessivage d'azote observé lors de la troisième année après le retournement semble proche de celui observé pour les parcelles conduites en monoculture de maïs.

Graphiques II-5 : Relation entre le reliquat d'azote minéral ($N-NO_3 + N-NH_4$) et nitrique mesuré en octobre et l'azote lessivé sous maïs (moyenne 1996-1998)



Ces observations correspondent à des maïs où une culture intermédiaire a été implantée au stade 6-8 feuilles. Lors de la récolte, la culture intermédiaire (RGA en 1996, RGI en 1995, 1997 et 1998) présente un faible développement végétatif (moins de 200 kg MS/ha). La croissance de l'herbe redémarre après exposition du couvert à la lumière mais la production d'herbe reste cependant limitée, car elle est proche de 1000 kg de MS à la fin février. La quantité d'azote captée par la plante (environ 20 - 25 kg/ha) et le système racinaire (proche de 30 kg/ha selon Laurent et al, 1995) pourrait être voisine de 50 kg/ha et expliquerait ainsi le niveau modéré des pertes d'azote nitrique.

Graphique II-6 : Pertes d'azote nitrique en fonction du mode de conduite de la culture de maïs



Dans ces conditions, les pertes d'azote nitrique sous la culture de maïs (tableau II-20) apparaissent supérieures pour le système "75 % Herbe", en raison de l'effet du retournement des prairies (100 % des maïs suivent une prairie dans ce système contre 14 % dans l'autre). L'écart se réduit au fil des quatre années car l'effet du retournement de prairie s'estompe et les différences ne sont pas alors significatives au seuil de 5 %. Cependant, la concentration en nitrates l'est au seuil de 10 %.

Tableau II-20 : Pertes d'azote nitrique sous maïs pendant les quatre années d'expérimentation

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
Reliquat N total (kg N/ha)	61	62	48	52	54
Lame drainante (mm)	294	301	466	387	385
Azote lessivé (kg N/ha)	52	51	52	43	49
Concentration (mg NO ₃ /l)	76	76	49	49	56
Système " 75 % Herbe "					
Reliquat N total (kg N/ha)	110	80	56	43	59
Lame drainante (mm)	307	248	407	343	333*
Azote lessivé (kg N/ha)	113	78	57	41	59
Concentration (mg NO ₃ /l)	163	138	62	53	78

* La valeur du système « 75 % Herbe » affectée d'une * est significativement distincte du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

37. Bilans de l'azote à l'échelle de l'exploitation

Le tableau II-21 récapitule les entrées et sorties d'azote à l'échelle de l'exploitation. **Les entrées d'azote par les engrais** de synthèse sont significativement plus importantes dans le système " 75 % Herbe " comparativement au système " 50 % Maïs ". L'écart est proche de 30 kg/ha mais devrait se réduire en régime de croisière, en prenant en compte la plus grande efficacité de l'azote du compost apporté sur prairies (environ 50 kg d'azote minéral apporté en moins par hectare de prairie soit 25 kg/ha de SAU). Les entrées d'azote par les engrais diminuent régulièrement au cours des 4 années, car on intègre progressivement l'arrière-effet des engrais de ferme sur les prairies.

Les entrées d'azote par les concentrés sont significativement supérieures dans le système comportant le plus de maïs, mais l'écart reste cependant modéré (7 kg/ha), alors que l'on aurait pu s'attendre à un écart de 15 à 20 kg/ha SAU (soit 10 kg N/vache) en fonction de la différence de consommation d'ensilage de maïs. En fait, la teneur en PDIE et PDIN de l'ensilage d'herbe inséré dans les régimes hivernaux, relativement faible, a conduit à apporter une quantité de correcteur azoté assez importante. D'autre part, le mode de distribution de concentré (distributeur automatique) n'a pas permis de délivrer un correcteur à base de protéines tannées qui aurait pu limiter les quantités distribuées dans les deux systèmes.

Les entrées et sorties d'azote par les fourrages correspondent aux variations de stocks positives (correspondant à des sorties) et négatives (équivalentes à des entrées). Sur la période 1996-1998, les entrées et sorties d'azote par les fourrages s'équilibrent quasiment dans le système " 75 % Herbe " alors que dans le système " 50 % Maïs ", les entrées sont supérieures aux sorties, en raison d'un déficit fourrager plus important. Le déficit fourrager est particulièrement important en 1996, du fait de l'été sec, qui nécessite une entrée extérieure d'ensilage de maïs pour affourager les deux troupeaux.

Les entrées d'azote par la paille sont presque équivalentes, le faible écart observé étant lié au temps de présence supplémentaire à l'étable du lot " 50 % Maïs ". Les entrées d'azote par les animaux liées au renouvellement du troupeau sont compensées par les sorties d'azote liées aux ventes de vaches de réforme. Elles sont équivalentes dans les deux systèmes et peu différentes d'une année à l'autre. Les entrées d'azote par les déjections correspondent à l'épandage du fumier produit par les vaches de réforme en phase de finition et sont peu importantes.

Les sorties d'azote par le lait sont relativement proches, bien que légèrement supérieures dans le système " 50 % Maïs ", en raison d'une production laitière plus élevée. Les variations observées d'une année à l'autre sont liées aux écarts de production laitières. **Les sorties d'azote par la viande** sont identiques entre les deux systèmes et nettement inférieures à celles observées pour le lait. Ici encore, les entrées d'azote par les concentrés couvrent les exportations d'azote par le lait et la viande.

Tableau II-21 : Bilan apparent de l'azote des deux systèmes (kg N/ha)

	Prévision	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "						
Engrais	94	116	101	93	85	93
Concentrés	103	82	99	85	89	91
Fourrages	0	2	19	5	12	12
Paille	12	14	14	17	16	16
Animaux	8	8	11	10	8	10
Déjections	0	4	5	14	4	8
Total des entrées	217	227	249	223	216	230
Lait	77	64	78	72	72	74
Viande	9	9	12	14	10	12
Fourrages	0	24	7	6	0	4
Total des sorties	86	97	97	91	82	90
Excédent de bilan	131	129	152	131	134	140
T ^x conversion (%)	40	43	39	41	38	39
Système " 75 % Herbe "						
Engrais	120	133	128	122	113	121*
Concentrés	83	77	95	77	82	84*
Fourrages	0	0	23	6	4	11
Paille	10	14	14	15	13	14
Animaux	8	8	11	12	8	10
Déjections	0	4	5	1	4	3
Total des entrées	221	237	276	232	225	244
Lait	71	66	79	67	68	71
Viande	9	9	13	17	7	12
Fourrages	0	9	13	10	8	10*
Total des sorties	80	84	105	95	83	94
Excédent de bilan	141	153	171	138	142	150
T ^x conversion (%)	36	35	38	41	37	39

*Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

En définitive, **les excédents d'azote** de 140 kg/ha SAU pour le système " 50 % Maïs " et de 150 kg/ha SAU pour le système " 75 % Herbe " sont très proches. Ils sont relativement stables en cours d'expérimentation, à l'exception de l'année 1996, caractérisée par un déficit hydrique important en été, ayant justifié des achats d'ensilage de maïs. Les taux de conversion de l'azote, rapport entre l'azote sorti et entré, sont proches de 40 % et se situent dans les valeurs hautes citées dans la bibliographie pour des systèmes de production laitière optimisés. Ils traduisent une bonne efficacité de l'azote au niveau de l'exploitation, cela pour les deux systèmes. Compte tenu de l'effet attendu de la valeur azotée du compost et des économies possibles sur les entrées d'azote par les concentrés par un mode de distribution plus adapté, l'excédent de bilan pourrait être encore légèrement réduit (environ 130-135 kg/ha pour le système " 50 % Maïs " et 120-125 kg/ha pour le système " 75 % Herbe ". Enfin, rappelons que ces bilans de l'azote portent seulement sur les surfaces fourragères mises en jeu pour les vaches laitières et n'intègrent ni le troupeau de génisses et ses surfaces souvent moins productives, ni la surface en céréales régulièrement présentes dans les exploitations laitières de l'Ouest (développement de ce point page 81).

Les flux d'azote observés au cours des quatre années sont proches des prévisions réalisées avant la mise en place de l'expérimentation. Ceci montre que les hypothèses formulées étaient réalistes et que l'expérimentation a été correctement conduite. Notons aussi que l'excédent de bilan obtenu sur l'exploitation avant l'optimisation environnementale était de l'ordre de 300 kg/ha sur la surface fourragère consacrée aux vaches laitières.

Le solde CORPEN est de 58 kg/ha pour le système " 50 % Maïs" et de 16 kg/ha pour le système " 75 % Herbe " (données non présentées). On observe ainsi une inversion de classement par rapport au bilan apparent de l'azote. Cette différence s'explique par les exportations d'azote par l'herbe nettement plus importantes dans le système le plus herbager (35 kg N/t de MS).

D'autre part, l'écart d'excédent entre les deux types de bilan paraît important (de 80 à 135 kg N/ha). Il s'explique par la volatilisation à l'étable et au stockage, non intégrée dans le calcul CORPEN, le rejet azoté des vaches du CORPEN (73 kg N/UGB) plus faible que celui réellement observé et la teneur en azote de l'herbe (3,5 %) plus forte que celle mesurée dans l'essai (voisine de 3,3 %). Lorsque l'on procède à ces ajustements en se basant sur les valeurs réellement observées, le solde "CORPEN-reparamétré" est de 171 kg/ha pour le système " 50 % Maïs" et 196 kg/ha pour le système " 75 % Herbe ". Cette investigation montre les limites du caractère normatif de ce bilan et son extrême sensibilité aux hypothèses retenues.

38. Pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation

381. Pertes d'azote nitrique

Les pertes d'azote nitrique, mesurées à l'échelle du système, sont proches de 50 kg/ha SAU dans les deux systèmes mais se décomposent différemment (tableau II-22 et annexe 9). En effet, les pertes d'azote sous prairie sont inférieures dans le système " 75 % Herbe " car il y a davantage de fauche et moins de journées de présence au pâturage. Par contre, les pertes d'azote observées sous les cultures de maïs sont supérieures, en raison de l'effet du retournement de prairie mais ne sont pas significativement différentes. Lorsque l'on intègre la surface des haies et talus bordant les champs, pour lesquelles les pertes d'azote sont proches de zéro, le lessivage d'azote est alors voisin de 45 kg/ha de Surface Totale. L'analyse statistique conclut à l'absence de différences significatives entre les deux systèmes.

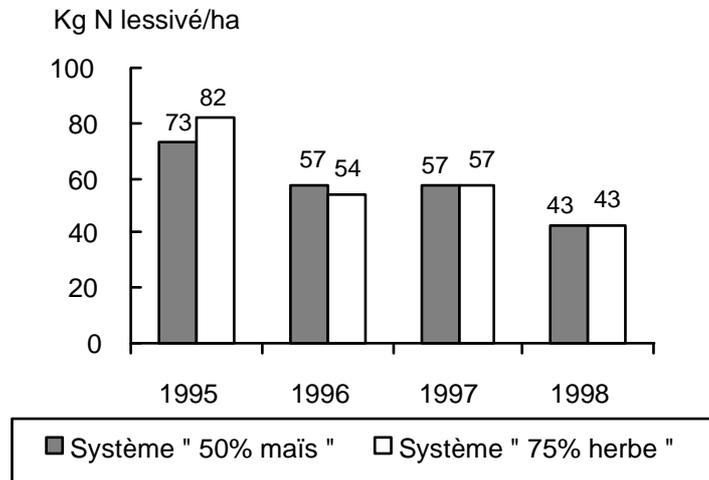
Tableau II-22 : Pertes d'azote nitrique à l'échelle de l'exploitation pendant les quatre années d'expérimentation

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 Maïs"					
Azote lessivé prairies (kg N/ha)	88	63	62	41	55
Azote lessivé maïs (kg N/ha)	52	51	52	43	49
Azote lessivé total (kg N/ha)	73	57	57	42	52
Lame drainante (mm)	302	290	487	422	400
Concentration (mg NO ₃ /l)	107	88	52	44	58
Azote lessivé total (kg N/ha ST ¹)	63	49	49	36	45
Système "75 % Herbe"					
Azote lessivé prairies (kg N/ha)	71	45	57	44	49
Azote lessivé maïs (kg N/ha)	113	78	57	41	59
Azote lessivé total (kg N/ha SAU)	82	54	57	43	51
Lame drainante (mm)	299	263	475	427	388
Concentration (mg NO ₃ /l)	121	92	53	45	59
Azote lessivé total (kg N/ha ST ¹)	74	49	51	39	46

1 : ST : Surface Totale incluant la SAU plus les haies et talus bordant les parcelles agricoles
Pas de différences significatives à P = 0,05

La représentation graphique des pertes d'azote au cours des quatre années d'expérimentation montre que le lessivage est très proche entre les deux systèmes, d'une année à l'autre. On observe également une réduction des pertes d'azote nitrique au fil du temps, alors que les bilans globaux restent assez proches. Cette évolution apparaît encourageante pour une exploitation laitière qui présentait au préalable des excédents d'azote élevés (environ 300 kg/ha SAU).

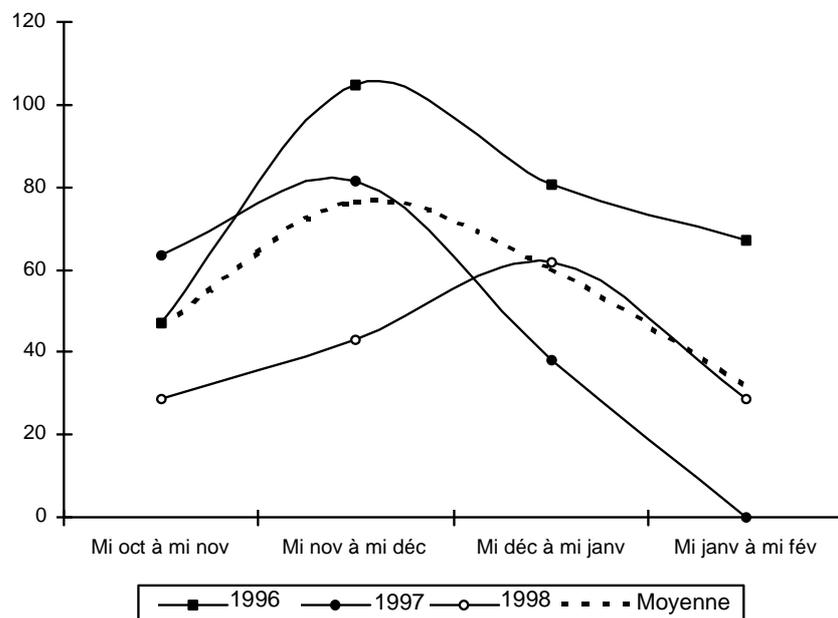
Graphique II-7 : Evolution des pertes d'azote nitrique



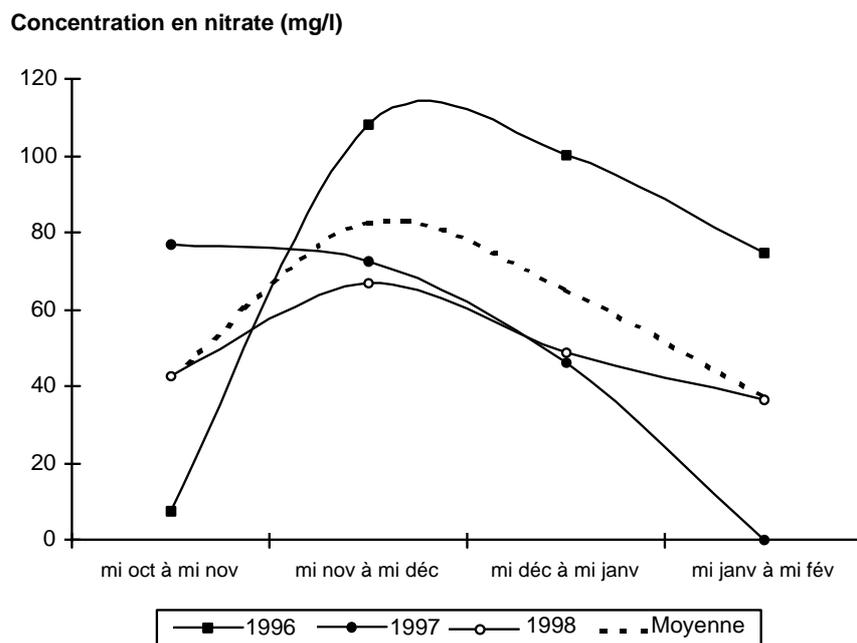
Avec une lame drainante voisine de 400 mm/an, **la concentration en nitrates de l'eau** est proche de 60 mg/litre au niveau de la surface strictement agricole mais de 50 mg/litre si l'on considère la Surface Totale. Au delà de cette concentration moyenne, il est intéressant d'analyser l'évolution de la concentration au cours de la période de drainage (graphiques II-8 et II-9). Les teneurs en nitrates sont variables d'une année à l'autre. La concentration en nitrates apparaît élevée et souvent comprise entre 80 et 100 mg/litre au cours de l'hiver 1996-1997, en raison d'une faible lame drainante (environ 280 mm). Elle est plus faible au cours des deux hivers suivants, plus arrosés, avec cependant une teneur supérieure à 50 mg/litre au début de la période de drainage. En fin d'hiver, les concentrations sont plus faibles car l'essentiel du nitrate a été lessivé alors que le volume d'eau drainé reste important.

Graphique II-8 : Evolution de la concentration en nitrates de l'eau pour le système " 50 % Maïs "

Concentration en nitrate (mg/l)



Graphique II-9 : Evolution de la concentration en nitrates de l'eau pour le système " 75 % Herbe "



L'évolution du lessivage de l'azote en fonction de la lame drainante cumulée est présentée en annexe 10. Avec des pentes différentes selon les années, le lessivage d'azote apparaît plutôt linéaire jusqu'à 300-400 mm de lame drainante, c'est-à-dire proportionnel au volume drainé. On retrouve bien l'effet "chasse" cité par Simon et Le Corre (1992) pour des conditions pédoclimatiques comparables à Quimper. D'après ces mêmes auteurs, au-delà de ce seuil de 400 mm, la quantité d'azote lessivé augmente peu, mais nous n'avons pu l'observer au cours de cette expérimentation.

382. Pertes d'azote par voie gazeuse

Les pertes d'azote par voie gazeuse sont estimées aux différentes étapes du cycle de l'azote au niveau de l'exploitation (tableau II-23). **Sur le segment « étable – stockage du lisier »**, les pertes par volatilisation sont comprises entre 15 à 20 kg/ha pour les deux systèmes. Elles sont un peu plus élevées dans le système " 75 % Herbe ", en raison de rejets azotés plus importants à l'étable sans que cette différence ne soit significative. Le taux de pertes à l'étable (azote disparu/azote rejeté) est proche de 10 %, ce qui est plutôt faible au regard des valeurs citées dans la bibliographie.

Les pertes d'azote lors de la **manipulation du fumier** sont deux fois plus importantes dans le système " 75 % Herbe ", en raison des opérations de compostage. Au cours du **compostage**, les pertes d'azote apparaissent plus élevées que celles estimées lors du dépôt de fumier au champ. La nature des pertes gazeuses observées lors du compostage sont encore mal connues et notamment la proportion d'ammoniac et d'oxydes d'azote.

Au cours de l'épandage de fumier, les pertes d'ammoniac sont voisines car le fumier et le compost épandus respectivement dans chaque système présentent une fraction d'azote ammoniacal très proche (compost : 0,60 kg N-NH₄/t et 7,9 kg N total/t, soit 8 % ; fumier : 0,5 kg N-NH₄/t et 7,3 kg N total/t, soit 7 %). Les pertes d'azote estimées à l'occasion de **l'épandage de lisier et eaux vertes + eaux blanches** sont relativement faibles. En effet, la période d'épandage centrée sur la sortie de l'hiver où les températures sont encore basses (moyenne de 9° C), la faible teneur en MS des lisiers (3 à 5 %) ont entraîné des taux de pertes d'azote par volatilisation (N volatilisé/N ammoniacal) assez faibles, car compris entre 27 et 33 %.

Les pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac au **pâturage** sont identiques entre les deux systèmes car la quantité d'azote rejeté par l'ensemble du troupeau est très proche. Au total, les pertes d'azote par voie gazeuse peuvent être estimées à 58 kg/ha pour le système "75 % Herbe" et 47 kg/ha pour le système "50 % Maïs". La moitié de l'écart est imputable aux pertes enregistrées lors des opérations de compostage.

Tableau II-23 : Décomposition des pertes d'azote par voie gazeuse (kg N/ha)

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
Etable - stockage lisier ⁽¹⁾	-	20	13	17	16
Dépôt au champ	2	9	3	7	6
Epandage					
Lisier	6	5	5	3	4
EV-EB	2	3	2	4	3
Fumier	0	3	3	5	4
Total	8	11	10	12	11
Pâturage					
Fèces	1	1	1	1	1
Urine	10	11	12	14	12
Total	11	12	13	15	13
Total (kgN/haSAU)	-	52	38	51	47
Système " 75 % herbe "					
Etable - stockage lisier ⁽¹⁾	-	22	18	19	19
Compostage	19	16	14	12	14
Epandage					
Lisier	13	5	4	6	5
EV-EB	2	4	2	3	3
Fumier	1	0	5	3	2
Total	15	9	11	11	10
Pâturage					
Fèces	1	1	1	1	1
Urine	11	12	14	14	13
Total	12	13	15	16	14
Total (kgN/haSAU)	-	59	57	57	58

⁽¹⁾ Les valeurs à l'étable de l'année 1995 n'ont pu être estimées

EV-EB : eaux vertes et eaux blanches

Pas de différences significatives à $P = 0,05$

383. Répartition des pertes d'azote

Les pertes d'azote peuvent être confrontées à l'excédent d'azote du bilan, auquel on rajoute l'azote apporté par les dépôts atmosphériques, évalué à 10 kg/ha SAU (tableau II-24). Les pertes d'azote nitrique représentent un tiers de l'excédent d'azote, cela pour les deux systèmes. Les pertes d'azote par voie gazeuse sont du même ordre de grandeur, bien qu'elles soient plus importantes dans le système "75 % Herbe". Les pertes d'azote par dénitrification sont évaluées à 15 kg/ha, compte tenu de l'excédent de bilan et du niveau d'excès d'eau dans les sols (d'après Durand, 2000). Dans ces conditions, on observe un défaut de bilan proche de 35 kg/ha, qui correspond aux erreurs de mesure et/ou à l'organisation de l'azote dans le pool d'azote humique du sol.

Tableau II-24 : Répartition de l'excédent d'azote (kg N/ha)

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
Excédent du bilan (+10 kg N/ha par pluie)	139	162	141	144	149
<i>Pertes par lessivage</i> ⁽¹⁾	73	57	57	42	52
<i>Pertes par volatilisation</i> ⁽²⁾	37	52	38	51	47
<i>Pertes par dénitrification</i>	15	15	15	15	15
Défaut de bilan	14	38	31	36	35
Système " 75 % herbe "					
Excédent du bilan (+10 kg N/ha par pluie)	163	181	148	152	160
<i>Pertes par lessivage</i> ⁽¹⁾	82	54	57	43	51
<i>Pertes par volatilisation</i> ⁽²⁾	66	59	57	57	58
<i>Pertes par dénitrification</i>	15	15	15	15	15
Défaut de bilan	0	53	19	37	36

⁽¹⁾ en kg N/ha SAU - ⁽²⁾ en kg N-NH₃/ha SAU

Les différences observées entre systèmes ne sont pas significatives à P = 0,05

384. Diagramme des flux d'azote

Le diagramme des flux d'azote quantifie ces flux au sein de l'exploitation, du troupeau aux ouvrages de stockage, du champ à l'étable et permet de visualiser les pertes. Ces diagrammes sont présentés en annexe 11.

39. Autres indicateurs environnementaux

391. Indicateurs de fonctionnement

Le taux de retournement de prairies est très faible dans le système " 50 % Maïs " car les cultures de maïs sont conduites en monoculture (tableau II-25). Par contre, dans le système " 75 % Herbe", le taux de retournement de prairie est important en 1995 et 1996 et correspond aux destructions de prairies afin d'y cultiver du maïs. Comme il n'a pas été possible de mettre en œuvre des rotations au cours de cette expérimentation, le taux de retournement de prairie est ensuite nul. Cependant, dans le système " 75 % Herbe", il apparaît, en moyenne, proche de ce que l'on observe dans une exploitation laitière normale (9 à 10 %). A l'exception de la première année, il n'y a pas de sols nus, car l'ensemble de la surface est couverte, soit par les prairies, soit par une culture intermédiaire.

Tableau II-25 : Taux de retournement de prairies et de sols nus

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 95-98	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "						
% de retournement de prairie/SAU	0	7	0	0	1,7	2
% de sols nus en hiver/SAU	28	0	0	0	7	0
Système " 75 % Herbe "						
% de retournement de prairie/SAU	17	8	0	0	6	3
% de sols nus en hiver/SAU	25	0	0	0	6	0

392. Bilans de l'acide phosphorique et de la potasse

L'excédent d'acide phosphorique observé dans les deux systèmes est faible et se situe entre 25 et 30 kg/ha (tableau II-26). Les entrées par les engrais extérieurs étant nulles depuis 1996, l'essentiel des entrées d'acide phosphorique provient des concentrés et des aliments minéraux. Ces entrées de P_2O_5 couvrent largement les sorties par le lait et la viande. Le taux de conversion est de l'ordre de 60 %.

Concernant la potasse, l'excédent de bilan est de 18 kg/ha dans le système "75 % Herbe" et de 36 kg dans le système "50 % Maïs" (tableau II-26). La moitié de l'écart entre les 2 systèmes provient des variations de stocks et l'autre moitié des entrées de paille et déjections supplémentaires. Là aussi, les entrées de potasse par les engrais extérieurs sont nulles depuis 1996. Les entrées de potasse par les concentrés et la paille couvrent amplement les sorties de K_2O par le lait et la viande.

Ces résultats montrent que les bilans de l'acide phosphorique et de la potasse sont excédentaires en dépit de la suppression des achats d'engrais minéraux. Ils sont cohérents avec les indices de nutrition phosphatée et potassique mesurés sur les prairies et l'évolution de la teneur des sols en ces éléments.

Tableau II-26 : Bilans de l'acide phosphorique et la potasse

	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "					
P_2O_5 (kg/ha)					
Entrées	72	78	72	73	74
Sorties	47	48	46	42	45
Excédent	26	31	25	31	29
Taux de conversion (%)	65	61	65	58	61
K_2O (kg/ha)					
Entrées	86	89	86	82	86
Sorties	62	54	50	45	50
Excédent	23	35	36	37	36
Taux de conversion (%)	73	61	58	55	58
Système " 75 % Herbe "					
P_2O_5 (kg/ha)					
Entrées	73	82	66	67	72
Sorties	41	50	48	41	47
Excédent	31	32	18	26	25
Taux de conversion (%)	57	61	73	62	65
K_2O (kg/ha)					
Entrées	81	91	65	65	73
Sorties	52	61	53	52	55*
Excédent	29	30	11	13	18
Taux de conversion (%)	64	67	83	80	75

* La valeur du système « 75 % Herbe » affectée d'une * est significativement distincte du système « 50 % Maïs » à $P = 0,05$

393. Utilisation de produits phytosanitaires

La part de la surface traitée avec des produits phytosanitaires suit la proportion de maïs dans chaque système, car les prairies sont peu sujettes à ces traitements, à l'exception d'une ou deux parcelles (désherbage du rumex) (tableau II-27). La quantité de matière active est proche de 200 g/ha SAU dans le système " 50 % Maïs " et de 125 g/ha dans le système " 75 % Herbe ". Cette faible pression de produits phytosanitaires, nettement inférieure à celle observée dans les exploitations laitières de

Bretagne (environ 1100 g/ha selon Le Cœur et al, 1998), s'explique par le recours au désherbage mixte du maïs. La quantité de matière active, plus importante, observée en 1996 s'explique par l'utilisation de glyphosate pour détruire la culture intermédiaire de RGI avant l'implantation de maïs. Cette pratique a été abandonnée en 1997, au profit d'une valorisation pastorale de la biomasse végétale obtenue sur ce type de couvert. Dans ces conditions, l'indicateur pesticide, intégrant les risques de pollution de l'eau et de l'air, se situe à un niveau très satisfaisant dans les deux systèmes. Le système le plus herbager présente logiquement un indice plus élevé, proche de l'absence de risque pour l'environnement.

Tableau II-27 : Utilisation des produits phytosanitaires dans les deux systèmes

	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Système " 50 % Maïs "				
Surface traitée (% SAU)	53	53	60	55
Poids de matière active/ha maïs (g)	574	173	276	341
Poids de matière active/ha SAU (g)	331	103	132	189
Indicateur pesticide ¹	7,67	7,68	7,68	7,68
Système " 75 % Herbe "				
Surface traitée (% SAU)	37	25	37	33*
Poids de matière active/ha maïs (g)	613	188	277	359
Poids de matière active/ha SAU (g)	252	50	71	124*
Indicateur pesticide ¹	9,31	9,36	9,34	9,33*

¹ Indicateur Pesticide : 0 (risque maximum) à 10 (risque négligeable)

*Les valeurs du système « 75 % Herbe » affectées d'une * sont significativement distinctes du système « 50 % Maïs » à P = 0,05

4. COMPARAISONS DES RESULTATS OBTENUS DANS LES DIFFERENTS DISPOSITIFS EUROPEENS

4.1. Une optimisation environnementale parfois différente

L'optimisation des systèmes laitiers est relativement homogène entre les différents sites (tableau II-28) et est conforme à la synthèse bibliographique présentée précédemment : réduction des rejets azotés des animaux par contrôle de la teneur en azote des concentrés et introduction de maïs ensilage, gestion des engrais de ferme, mise en œuvre de la fertilisation raisonnée, implantation d'une culture intermédiaire entre deux cultures de maïs.

On peut toutefois pointer quelques différences entre les sites. Les étables des dispositifs testés en France disposent d'une aire paillée pour le couchage des vaches avec production de fumier et de lisier alors que l'on observe des étables à logettes ou entravées avec production de lisier aux Pays - Bas, Angleterre et Suisse. A De Marke, aux Pays - Bas, l'étable a été spécialement aménagée afin de réduire les émissions d'ammoniac : raclage fréquent, surfaces inclinées pour limiter le temps d'exposition des déjections. Sur ce même site ainsi qu'à Bridgets, les fosses à lisier sont couvertes dans le même objectif. Concernant l'épandage de lisier, l'injection de lisier est systématisée à De Marke et Bridgets afin de réduire les pertes d'azote par volatilisation au champ alors que le compostage du fumier est une technique mise en avant en France afin de favoriser les apports d'engrais de ferme sur les prairies.

Enfin, à la ferme de De Marke, le temps de pâturage est particulièrement restreint, car la mise à l'herbe intervient seulement le 1^{er} Mai pour s'achever au 1^{er} octobre et la durée quotidienne du pâturage est de 8 heures, les vaches rentrant à l'étable vers 22 heures. Il s'agit de limiter les restitutions au pâturage et d'accroître la quantité d'azote maîtrisable, captée à l'étable. Cette pratique est spécifique à ce site et ne se retrouve pas dans les autres dispositifs.

Tableau II-28 : Techniques mises en œuvre pour optimiser les systèmes de production laitière au plan environnemental

Site	Crécom Lait (F)		Ognoas (F)		Crécom VA (F)		De Marke (NL)	Bridgets (GB)			La Frêtaz (CH)
	50 % Maïs	75 % Herbe	Maïs	Prairies + Maïs	Trèfle blanc	Lisier de porc	Lait intensif	Conventionnel	Optimisé	Réduc. chargement	Lait de montagne
Alimentation Méthode réduc. rejet	% N conc.	% N conc	% N conc	% N conc			Ens. Maïs et % N conc	Rien	% N conc	Ens. Maïs et % N conc	
Bâtiment Type de logement	Aire paillée	Aire paillée	Aire paillée	Aire paillée	Aire paillée	Aire paillée	Logettes	Logettes	Logettes	Logettes	Etable entravée
Aménagement spéc. des bâtiments	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non	Non	Non
Capacité de stockage	6 mois	6 mois	12 mois	4 mois	3 mois	3 mois	6 mois	1 mois	3 mois	5 mois	6 mois
Couverture des fosses	Non	Non	Non	Non	-	-	Oui	Non	Oui	Oui	Non
Gestion des engrais de ferme Type d'engrais de ferme	Fumier et lisier	Fumier et lisier	Fumier et lisier	Fumier et lisier	Fumier	Fumier	Lisier	Lisier	Lisier	Lisier	Lisier
Epandage lisier	Plein	Plein	Plein	Plein	Compost	Compost	Injection	Plein	Injection	Injection	Plein
Epandage fumier	Classique	Compost	Classique	Classique	SH à DE	SH à DE	SH à DE	Toute année	SH à DE	SH à DE	SH à DE
Période d'épandage	SH à DE ¹	SH à DE	SH à DE	SH à DE							
Fertilisation Type de prairie	RGA	RGA	Fét. et dactyle	Fét. et dactyle	RGA-TB	RGA	RGA	RGA	RGA	RGA	PP
Fertilisation raisonnée NPK	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Période d'épandage	Printps	Printps	Printps	Printps	Printps	Printps	Printps		Printps	Printps	Printps
Culture intermédiaire	RGI	RGI	RGI	RGI	-	-	RGI	Non	RGI	RGI	-
Désherbage du maïs	Mixte	Mixte	Chimique	Chimique	-	-					-

1 : SH à DE : sortie d'hiver à début d'été

42. Rejets azotés des vaches : entre 70 et 75 % de l'azote ingéré

Les rejets azotés des vaches ont également été mesurés de façon détaillée à la station d'Ognoas (Landes). Ils sont proches de ceux observés à Crécom, qu'ils soient exprimés par vache ou par tonne de lait (tableau II-29). En effet, la teneur en azote des rations est assez proche, tout comme la production laitière. Dans ces conditions, le rendement de l'azote, rapport entre l'azote exporté par le lait et l'azote ingéré est proche de 25 %, c'est à dire qu'environ 75 % de l'azote ingéré se retrouve dans les fèces et l'urine. Ces résultats se situent dans les valeurs hautes citées dans la bibliographie et en particulier par Weissbach et Ernst (1994). Ces auteurs montrent que le taux de conversion de l'azote dépend essentiellement de la teneur en azote du régime et du niveau de production laitière mais que le taux de conversion maximum est proche de 35 %. Ces résultats montrent la mauvaise utilisation des protéines par l'animal et expliquent la fragilité des systèmes d'élevage par rapport à la gestion de l'azote.

Tableau II-29 : Rejets azotés des vaches laitières à Crécom et Ognoas

Site	Crécom		Ognoas	
	50 % Maïs	75 % Herbe	Tout maïs	Prairies + maïs
Ingestion fourrages (kg MS/VL)	5398	5223	6094	7068
% ensilage de maïs dans la ration	54	37	83	34
Concentrés (kg brut/VL)	1170	1252	1322	938
% MAT concentré	26,3	22,3	35,0	30,2
% MAT herbe pâturée	21,4	19,6	-	17,9
% MAT ration totale	15,8	16,5	14,2	15,4
Production laitière (kg/VL)	7801	7341	8484	7693
Rejet azoté				
- kg/vache	122	128	118	131
- kg/tonne de lait	15,6	17,1	14,2	17,6
N exporté/ N consommé (%)	24,7	22,8	28,0	24,7

Les rejets azotés observés à Crécom apparaissent supérieurs de 7 à 8 % à ceux publiés récemment par le CORPEN (114 kg pour le système " 50 % Maïs " et 120 kg pour le système " 75 % Herbe ") établis à partir de simulations (Delaby et Lucbert, 1999). La teneur en matières azotées de l'herbe plus élevée (comprise entre 19,5 et 20,5 % contre 18 % dans les simulations du CORPEN) explique la totalité de l'écart.

A Crécom comme à Ognoas, les rejets azotés sont plus importants dans les systèmes les plus herbagers, en raison d'une teneur en azote de la ration totale plus élevée, en relation avec la proportion d'herbe pâturée. En effet, dans les systèmes intensifs, la fertilisation azotée requise pour assurer une production fourragère importante et les rythmes de pâturage courts (entre 20 et 25 jours au printemps) conduisent à des teneurs en azote élevées, supérieures aux besoins de l'animal. Dans ces conditions, l'accroissement de la part d'herbe pâturée ou ensilée dans le régime entraîne inévitablement une augmentation des rejets azotés. Mais, à ce stade, on ne peut conclure sur les risques de pertes d'azote et en particulier d'azote nitrique car d'autres processus d'ordre agronomique interviennent.

43. Une efficacité de l'azote améliorée

Les principaux flux et excédents d'azote obtenus dans les autres dispositifs européens sont récapitulés en annexe 12. Les résultats observés, sur des systèmes optimisés, peuvent être discutés par rapport à ceux enregistrés à Crécom. On peut distinguer trois grands types de situations :

- **Les systèmes laitiers intensifs** mis en œuvre à Crécom, De Marke et Lelystad (Pays-Bas), Bridgets (Angleterre) et Acrehead (Ecosse). Les systèmes de production se caractérisent par un chargement élevé compris entre 1,8 et 2 UGB/ha SFP, une production laitière assez importante (entre 6000 et 8000 kg/vache) réalisée avec une quantité de concentré variant de 150 à 250 g/kg. Il n'y a pas de cultures de ventes et la production laitière varie ainsi de 10 000 à 15 000 kg/ha SAU.

L'amélioration des pratiques de gestion des engrais de ferme et de fertilisation a permis d'atteindre les objectifs de productions fourragères (Crécom, De Marke, Lelystad, Bridgets) et de couvrir les besoins du troupeau. Les entrées d'azote sont comprises entre 150 et 250 kg/ha et sont liées à la fertilisation azotée et à la consommation de concentrés. Les excédents d'azote varient entre 130 et 250 kg/ha mais entre 130 et 190 kg/ha si l'on retient les situations les plus optimisées (Crécom, De Marke, Bridgets 3, Acrehead avec intrants modérés). Le taux de conversion de l'azote est compris entre 25 et 40 % et c'est à Crécom que l'on observe le meilleur rendement de l'azote (proche de 40 %). Le niveau d'entretien organique passé observé sur ce site et l'application stricte des techniques d'optimisation expliquent probablement ces résultats. En effet, sur le site de Bridgets en Angleterre, il est sans doute possible d'optimiser encore la fertilisation azotée des prairies et du maïs. La production laitière par kg d'azote entré, indicateur proposé par Jarvis et Aarts (2000), permet aussi d'apprécier l'efficacité de l'azote au niveau du système de production laitière. A Crécom, elle est ainsi de 50 à 60 kg /kg d'azote entré et proche de celle observée à De Marke, Acrehead, Bridgets 3.

Le système laitier mis en œuvre à Derval combine un niveau de production laitière par vache élevé et un chargement modéré (1,6 UGB/ha SFP), soit 7 100 kg lait/ha SAU. L'excédent de bilan est faible (proche de 80 kg/ha SAU) et le taux de conversion voisin de 40 %.

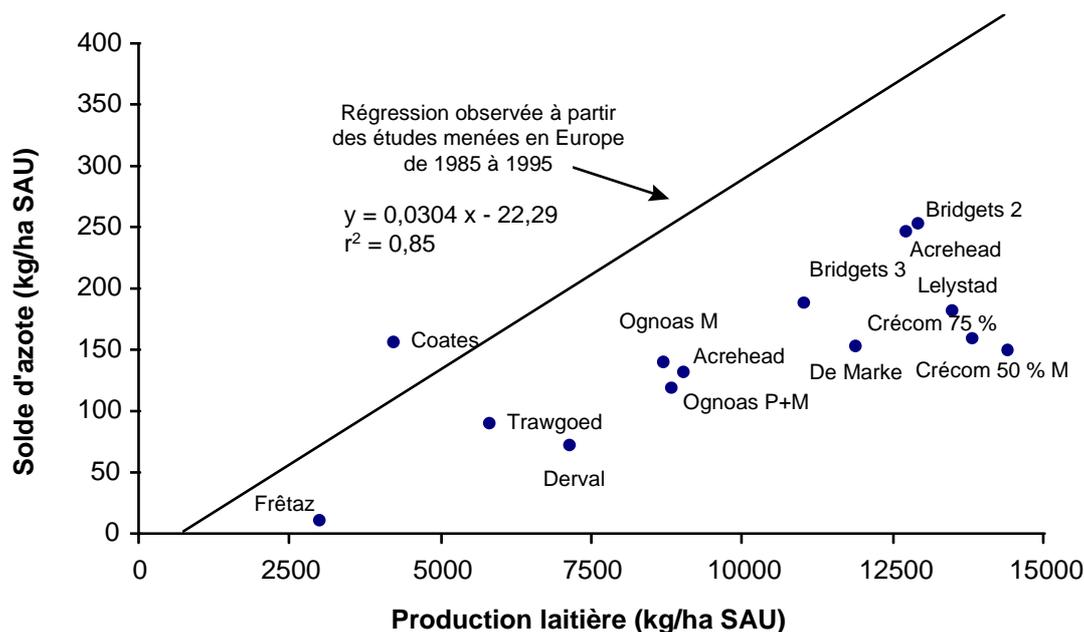
- **Les systèmes lait + cultures intensifs** en particulier à Ognoas. L'intensification du système laitier est du même ordre que celle observée précédemment mais les cultures de vente diluent la production laitière par hectare de SAU (proche de 9000 kg/ha SAU à Ognoas mais 4200 kg/ha à Coates Farm). Dans ces conditions, le rendement de l'azote est amélioré par l'exportation d'azote des produits végétaux.

- **Les systèmes laitiers extensifs ou en agrobiologie désintensifiés** (La Frêtaz en Suisse, Trawgoed aux Pays de Galles). Ces systèmes sont nettement moins chargés, en particulier le système laitier de montagne à La Frêtaz (0,8 UGB/ha SFP, environ 3000 kg de lait/ha SAU). L'excédent d'azote est ainsi de 90 kg/ha à Trawgoed et de seulement 12 kg/ha à La Frêtaz. Sur ce site, le rendement de l'azote est très élevé, car il dépasse 60 % et permet de produire 60 litres de lait par kg d'azote entré.

- **Les systèmes en viande bovine** (Crécom vaches allaitantes). Ces systèmes, conduits sur le même site de Crécom, présentent des flux d'azote très différents de ceux observés pour les systèmes laitiers : quasiment pas d'entrées d'azote par les concentrés, de faibles sorties d'azote par la viande. En définitive, l'excédent d'azote est relativement important avec un faible rendement de cet azote.

Les excédents d'azote observés dans les différents dispositifs sont synthétisés dans le graphique II-10 en fonction de la production laitière/ha SAU. Ces résultats montrent à nouveau que le niveau d'excédent est étroitement lié au niveau d'intensification et à la part de cultures et confirment les résultats acquis dans de précédentes études (Le Gall et al, 1999). Cependant, les excédents obtenus sont nettement inférieurs à ceux observés dans la synthèse d'études européennes conduites dans les années 1985-1995. **L'optimisation de la gestion de l'azote au niveau de l'exploitation a permis de réduire les excédents de 40 à 60 %.** Néanmoins, les taux de conversion de l'azote restent le plus souvent compris entre 30 et 40 %, contre 20 à 25 % dans les études menées sur des réseaux d'élevage dans les années 1985-1995. Il apparaît difficile de dépasser le seuil de 40 % (lorsque la SFP est quasi - équivalente à la SAU), maximum atteint dans les études par simulation (Aarts et al, 1992 ; Jarvis et al, 1996 présentées en annexe 13), compte tenu de la mauvaise transformation des protéines végétales par les ruminants.

Graphique II-10 : Excédents d'azote en fonction de la production laitière/ha SAU dans les différents dispositifs européens.



44. Des pertes d'azote nitrique variables

441. Des méthodes de mesures différentes selon les sites

Les expérimentateurs ont retenu des méthodes de mesure des pertes d'azote nitrique différentes selon les sites : dosage d'azote d'échantillons de terre prélevés à la tarière et utilisation d'un modèle de lessivage à Crécom, dispositif de drainage à Ognoas, bougies poreuses à De Marke et Bridgets.

La méthode basée sur les prélèvements de terre à la tarière a été retenue à Crécom en fonction de la configuration du site : absence de dispositif de drainage, sols assez caillouteux, transferts d'eau verticaux. Cette méthode est également souple car elle ne nécessite pas l'installation d'équipements spécifiques comme les bougies poreuses pour une expérimentation non pérenne. La mise en œuvre de cette méthode à Crécom appelle quelques commentaires :

- Le prélèvement d'échantillon de terre est réalisé à partir de 15 sondages réalisés de façon aléatoire sur l'ensemble de la parcelle d'herbe ou de maïs. Compte tenu de l'hétérogénéité des restitutions au pâturage, ce nombre de sondages est sans doute insuffisant comme l'atteste l'étude d'échantillonnage réalisée par Gascuel et Morvan (1994) sur une prairie pâturée du bassin de Rennes. Le nombre de sondages réalisés est donc un compromis entre la variabilité de la distribution du nitrate et la force de travail disponible, surtout lorsque l'on travaille à l'échelle de la pratique agricole. Toutefois, l'analyse des reliquats azotés et de la descente de l'azote nitrique dans les différents profils est tout à fait cohérente.

- L'utilisation de LIXIM nécessite certaines précautions. Le résultat obtenu est, en effet, très sensible au paramétrage réalisé, en particulier pour l'humidité à la capacité au champ. Ainsi, une erreur de 2 points sur ce paramètre peut entraîner un écart de 10 à 20 % sur la quantité d'azote lessivé. C'est la raison pour laquelle l'humidité à la capacité au champ a été estimée à partir de l'humidité observée à partir d'un épisode pluvieux suivi d'une dizaine de jours de ressuyage plutôt qu'à partir de la formule de Gras et Betremieux (cité par Lafleur et Bourgeois, 1989). LIXIM est également adapté à des écoulements verticaux d'eau sans perturbation par le drainage, ce qui est le cas des parcelles suivies à Crécom.

- D'autre part, LIXIM basé sur le modèle de Burns est adapté à une utilisation en sol nu, où l'on simule la disparition du nitrate. Dans nos conditions, ce modèle est utilisé sur prairies et cultures couvertes d'une culture intermédiaire présentant un faible développement végétatif. Entre 2 dates de mesures, une partie de la disparition de l'azote nitrique pourrait être imputée au prélèvement d'azote par le peuplement végétal et non au lessivage d'azote. Cependant, ce prélèvement d'azote en hiver est relativement faible et le profil d'azote est recalé à chaque date par la mesure du reliquat azoté réalisée. L'examen des écarts entre l'azote observé et simulé à une date donnée montre que la fréquence des écarts compris entre 10 et 20 kg d'azote par ha est de l'ordre de 20 % et que celle des écarts supérieurs à 20 kg est de 7 %. D'autre part, ces déviations au modèle s'estompent au cours de des quatre années d'expérimentation alors que la quantité d'azote présente dans le profil diminue. En 1998, les écarts de 10 à 20 kg/ha sont seulement de 6 %. En définitive, l'examen des résultats d'azote observé et simulé est plutôt rassurant mais il est possible que le lessivage ait été légèrement surévalué. Enfin, dans un avenir proche, il devrait être possible d'améliorer l'utilisation de ce modèle de calcul des quantités d'azote lessivé, en précisant la vitesse de minéralisation de l'azote au cours de la période de drainage à partir de références régionalisées.

Quelques travaux ont permis de comparer la quantité d'azote dans le sol ou la quantité d'azote lessivé à partir de bougies poreuses ou de prélèvements à la tarière (Bernhard et Shenck, 1986 ; Djurhuus et Jacobsen, 1995 ; Webster et al, 1993 ; Lafolie et Neel, 1997 ; Laurent, 1996). Il s'avère que la concordance est correcte pour les sols à tendance sableuse avec une descente verticale du nitrate mais moins bonne pour les sols à texture plus limoneuses. Decau (1996) signale une bonne correspondance entre la concentration en nitrates mesurée à partir de bougies poreuses et celle mesurée à partir du réseau de drainage.

En définitive, les différentes méthodes de mesure du lessivage présentent toutes des avantages et inconvénients, bien décrits par Addiscott (1990) et les comparaisons de méthodes réalisées sont globalement rassurantes et permettent de classer au moins de la même façon différents traitements. Cependant, compte tenu des difficultés d'appareillage, d'échantillonnage et de calcul, il convient de garder un certain recul par rapport aux résultats de lessivage d'azote. A chaque fois que cela est possible, il est préférable d'analyser les pertes d'azote nitrique en valeur relative.

442. Des pertes d'azote nitrique variables selon les milieux

Les pertes d'azote nitrique observées dans les différents dispositifs sont récapitulées dans le tableau II-30. Elles sont comprises entre 30 et 60 kg/ha dans les milieux filtrants avec une lame drainante élevée mais seulement de 15 à 25 kg/ha dans les situations moins filtrantes. Compte tenu des lames drainantes observées, la concentration en nitrates moyenne est le plus souvent comprise entre 40 et 60 mg/litre, c'est-à-dire qu'elle est proche du seuil de potabilité de l'eau. Les résultats observés à Crécom avec des sols sablo-limoneux sur granite sont proches de ceux obtenus à Ognos et De Marke, dans des milieux assez similaires.

Tableau II-30 : Pertes d'azote nitrique et concentrations en nitrates dans les différents dispositifs

Lieu	Système	Années	Chargement UGB/ha SFP	Lame drainante (mm/an)	Solde du bilan (kg N/ha SAU)	Lessivage* (kg (N-N03)/ha)	Conc. en nitrates (mg/litre)	% solde lessivé
Ognos	Tout maïs	93-96	2,0	450	140	55	53	39
	Maïs + prairie		1,7	445	120	32	32	27
Crécom	50 % maïs	96-98	1,85	400	149	52	58	35
	75 % herbe		1,85	388	160	51	58	32
Crécom	VA trèfle blanc	93-96	1,7	485	168	53	48	28
	VA Lisier porc		1,3	485	118	39	36	30
De Marke	Lait intensif	93-96	1,95	490	166	52	47	31
Bridgets 1	Conventionnel	94-96	2,1	202	389	44	97	25
Bridgets 2	Optimisé		2,1	202	254	25	55	10
Bridgets 3	Réduc charg.		1,7	202	189	22	48	12
Coates farm	Lait + cultures	96	2,0	-	157	14	-	9
Trawgoed	Lait bio.	92-95	1,6	-	91	30	-	33

* Les techniques de mesure du lessivage sont récapitulées en annexe 2

Ces résultats nécessitent quelques commentaires :

- **Ils sont obtenus sur un pas de temps de 3 à 4 ans**, relativement court pour des systèmes où les flux de matières organiques sont importants. En effet, on observe généralement une grande inertie de ces matières organiques et de l'azote qui leur est liée (Mariotti, 1997). Les résultats observés à Crécom et Ognoas sur une durée de quatre ans montrent une réduction sensible des pertes d'azote nitrique, alors que les bilans de l'azote restent assez proches d'une année à l'autre (annexe 14). Une partie de la réduction peut sans doute être attribuée à l'amélioration de la maîtrise des techniques mises en œuvre en cours d'expérimentation ou aux variations du drainage (en particulier à Ognoas). Ces résultats sont encourageants et laissent présager des fuites de nitrates acceptables, en vitesse de croisière, pour des systèmes productifs et optimisés dans les conditions décrites précédemment. Ils plaident pour une lecture de ce type d'essais sur le long terme et une amélioration de l'état des connaissances sur le fonctionnement du couple carbone-azote en système d'élevage.

- **Les dispositifs expérimentaux cités n'intègrent pas les génisses** (à l'exception de De Marke), souvent conduites sur des prairies à moindre production fourragère. Leur insertion devrait réduire sensiblement les pertes d'azote nitrique à l'échelle de l'exploitation.

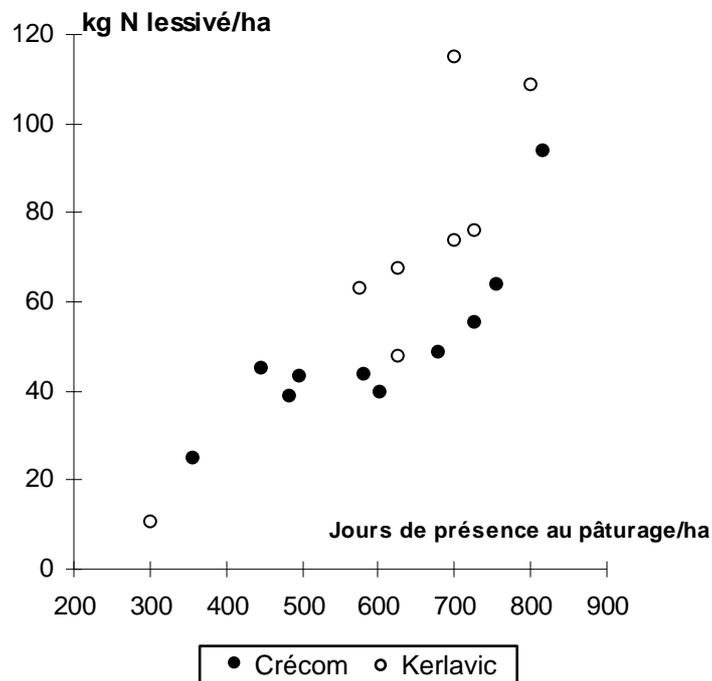
- **Les pertes d'azote présentées sont celles mesurées à l'échelle de l'exploitation** et de la surface agricole utile et n'intègrent pas la surface en haies et talus bordant les parcelles, avec des pertes par lessivage proches de zéro. De la même façon, la concentration en nitrates moyenne de l'eau drainant sous les surfaces de l'exploitation n'est pas celle que l'on peut mesurer à l'exutoire du bassin versant où se juge la potabilité de l'eau. Au niveau du bassin hydrologique, on observe un abattement d'azote, résultant de plusieurs phénomènes : dilution des pertes d'azote par les espaces non agricoles (bois, forêts, talus et haies, landes ; Decroux et Dugast, 1999) ; dénitrification dans les zones humides (Curmi et al, 1996 ; Durand et al, 1998 ; Ruiz et al, 1999) ; rupture d'écoulement des eaux sur le versant par la présence de haies et talus (Gascuel et al, 1997). Ces différents éléments de régulation sont caractéristiques des régions d'élevages "herbivores" contrairement aux zones de grandes cultures. Ils laissent penser que la teneur en nitrates observée à l'échelle de ces systèmes productifs (proche de 50 mg/litre) permettra d'obtenir une concentration en nitrates acceptable à l'exutoire du bassin versant.

443. Des pertes d'azote homogènes sous les maïs, plus variables sous les prairies

L'analyse des pertes d'azote nitrique par type de couvert permet de préciser l'origine des pertes d'azote par lessivage (annexe 15). Sur l'ensemble des dispositifs, les pertes moyennes d'azote nitrique sous les **cultures de maïs ensilage** sont comprises entre 45 et 65 kg/ha. Ces résultats, homogènes d'un site à l'autre, montrent qu'il est possible d'obtenir des fuites d'azote modérées sous les cultures de maïs, dès lors que leur conduite est raisonnée. D'autre part, le lessivage d'azote observé sous le maïs à Crécom, est cohérent avec les données obtenues dans des conditions pédoclimatiques proches (Kerlavic et Kerbernés près de Quimper présentés en annexe 2).

Concernant les **pertes d'azote nitrique sous prairies**, elles sont nettement plus variables. Alors qu'elles sont proches de 50-60 kg/ha à Crécom (lait et viande), elles sont deux fois plus faibles à Ognoas en dépit d'un nombre de journées de pâturage relativement important. La différence provient probablement de la fertilisation azotée (125 kg N "efficace"/ha au lieu de 200 kg/ha à Crécom). Les pertes d'azote nitrique observées à De Marke apparaissent élevées au regard du temps de présence au pâturage (62 kg/ha pour moins de 100 journées de présence au pâturage). Dans les différents dispositifs, les auteurs font état de la variabilité intraparcellaire en fonction de l'intensité de pâturage et du passé cultural. Enfin, les pertes d'azote observées à Crécom sont cohérentes avec celles observées à Kerlavic dans le Finistère (Laurent et al, 1999), dans un milieu pédoclimatique proche. Dans les deux cas, les pertes d'azote nitrique apparaissent bien liées au nombre de journées de présence au pâturage (graphique II-11).

Graphique II-11 : Relation entre les pertes d'azote nitrique sous prairies et le nombre de journées de présence au pâturage dans deux milieux pédoclimatiques proches : Crécom (96-98) et Kerlavic (93-97)

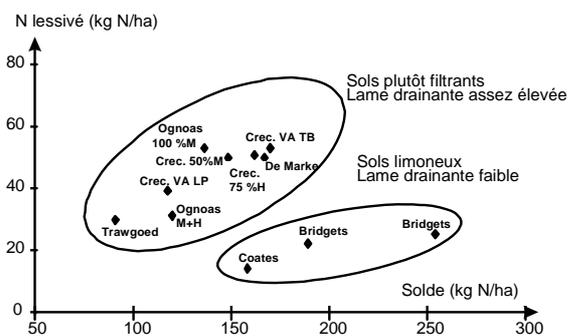


444. Un lessivage d'azote assez bien relié au solde du bilan dans un milieu donné

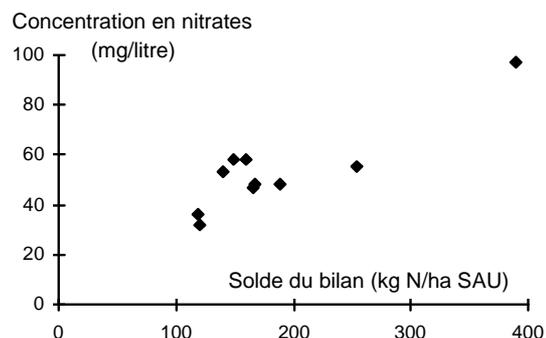
Il est possible de relier les pertes d'azote nitrique mesurées à l'échelle du système au solde du bilan apparent d'azote, si l'analyse est menée sur une séquence d'au moins 3 années, de façon à intégrer les variations et décalages entre le cycle de l'eau et de l'azote ainsi que le délai de réponse des modifications de pratiques.

Les différentes études montrent que la quantité d'azote lessivé est **plutôt bien liée au solde du bilan apparent de l'azote, si l'on prend soin de distinguer les milieux** (graphique II-12). La quantité d'azote lessivé représente ainsi de **30 à 40 % du solde du bilan en sols filtrants** associés à une lame drainante élevée. Mais elle est seulement de **10 à 20 % en sols plus limoneux combinés à un faible volume d'eau drainé**. Lorsque l'on intègre la lame drainante, la concentration moyenne en nitrates de l'eau drainant sous les champs de l'exploitation, apparaît bien liée à l'excédent d'azote du bilan (graphique II-13).

Graphique II-12 : Relation entre le solde du bilan apparent et la quantité d'azote lessivé



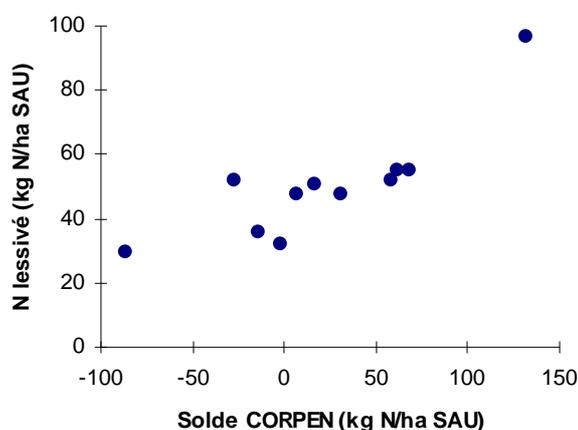
Graphique II-13 : Relation entre le solde du bilan et la concentration en nitrates dans les dispositifs expérimentaux



Ces relations apparaissent valides pour des systèmes d'élevage avec des prairies, mais doivent être manipulées avec prudence dans d'autres contextes. Ainsi aux Pays-Bas, Fraters et al, (1997) citent des concentrations en nitrates comparables entre des systèmes de grandes cultures et des systèmes laitiers intensifs, alors que l'excédent de bilan est deux fois plus important dans les exploitations laitières ! De même, Oenema et al, (1997) considèrent que pour un même niveau d'excédent, les pertes d'azote nitrique sont supérieures dans un système combinant maïs et prairies comparativement à un système herbager. Ces observations rejoignent celle publiée récemment par Bordenave et al, (1999) sur 2 petits bassins versants en Bretagne avec des proportions différentes d'herbe et de maïs, où la concentration en nitrates apparaissait inférieure à l'exutoire du bassin le plus herbager, alors que l'excédent de bilan était identique.

La relation entre le **solde CORPEN** (obtenue en moyenne sur la durée de l'essai) et le lessivage d'azote est présentée dans le graphique II-14. A l'exception de 2 points extrêmes, le lessivage d'azote semble relativement proche pour des soldes compris entre - 38 et + 68 kg N/ha SAU. Le caractère normatif de ce bilan, plus adapté au conseil de fertilisation, explique ce résultat.

Graphique II-14 : Relation entre le solde du bilan CORPEN et la quantité d'azote lessivé



45. Des pertes d'azote par voie gazeuse dépendantes des techniques mises en oeuvre

Les pertes d'azote par voie gazeuse sont disponibles pour seulement 3 sites (tableau II-31). Elles sont estimées à Crécom et Ognoas et mesurées à De Marke, aux Pays-Bas. Elles correspondent essentiellement aux pertes d'azote ammoniacal à l'étable, au stockage, à l'épandage ainsi qu'au pâturage. Cependant, on peut retrouver aussi des oxydes d'azote ou de l'azote gazeux parmi ces pertes d'azote par voie gazeuse, sans que l'on connaisse aujourd'hui précisément les proportions respectives de chaque gaz.

L'essentiel de ces pertes intervient à l'étable (de 50 à 80 % des pertes totales d'azote par voie gazeuse). Elles dépendent à la fois du temps de présence à l'étable, des conditions climatiques et de l'aménagement des bâtiments. Ainsi, dans le système "Maïs" d'Ognoas où les vaches séjournent exclusivement à l'étable dans un contexte climatique chaud (fortes chaleurs estivales), les pertes à l'étable sont très importantes comparativement à celles observées à De Marke avec une étable spécialement aménagée afin de limiter les émissions d'ammoniac(sols inclinés, couverture de la fosse). Les pertes observées à l'étable à Crécom apparaissent assez faibles, en deçà des données de la bibliographie (Dollé, 1999), où le taux de pertes sur le segment "étable - stockage" semble compris entre 15 et 25 %. Par contre, les pertes lors du compostage contribuent à augmenter les pertes du système "75 % Herbe".

Tableau II-31 : Pertes d'azote par voie gazeuse

Site	Crécom Lait		Ognoas		De Marke
	50 % maïs	75 % herbe	Maïs	Prairie + maïs	Lait intensif
% N capté à l'étable	51	49	100	41	80
% pertes à l'étable	10	10	36	22	6,5
Etable - stockage	22	33 ¹	48	32	13
Epandage	11	10	12	6	5
Pâturage	13	14	0	9	4
Total (kg N/ha SAU)	46	57	60	47	22
Pertes/ t lait (kg)	3,2	4,1	6,9	5,3	1,9

¹ y compris les pertes lors du compostage

Les pertes lors de l'épandage sont particulièrement faibles à De Marke et s'expliquent par l'injection du lisier. Les pertes observées au pâturage sont directement liées aux restitutions au pâturage et donc au temps de présence au pâturage (8 heures par jour à De Marke, 16 heures à Crécom).

Ces pertes d'azote par voie gazeuse peuvent être exprimées par hectare de surface agricole mais elles dépendent alors du niveau d'intensification et de la part de cultures car l'essentiel des pertes est liée à l'activité d'élevage et intervient au bâtiment. Il est donc judicieux de les exprimer par tonne de lait, afin de les relier à l'activité laitière. Sur cette base, les pertes d'azote apparaissent faibles à De Marke, conséquence de l'optimisation mise en œuvre sur ce point, et élevées à Ognoas, en particulier dans le système "Maïs". Elles sont intermédiaires à Crécom.

Les résultats obtenus à De Marke sont intéressants mais les techniques mises en œuvre apparaissent coûteuses : restriction du temps de pâturage avec par conséquent davantage d'engrais de ferme à épandre de façon coûteuse, aménagement spécifique des bâtiments, couverture des fosses.

46. Une répartition des pertes hétérogène

Les pertes d'azote sont détaillées dans le tableau et mises en perspective avec le solde du bilan pour les 3 sites où l'on dispose de l'ensemble de l'information (tableau II-32). Sur ces sites, situés dans des milieux filtrants, les pertes d'azote par lessivage représentent entre 30 et 40 % du solde du bilan mais seulement 10 à 20 % en sols plus limoneux combinés à une faible lame drainante. Les pertes d'azote par voie gazeuse apparaissent variables comme discutées précédemment. Les pertes par dénitrification sont également variables, de 10 à 15 kg/ha à Crécom et Ognoas sur des sols sablo-limoneux sains mais 37 kg/ha (dont 5 kg d'oxyde nitreux) à De Marke sur des sols plus hydromorphes.

Tableau II-32 : Décomposition des pertes d'azote dans 3 dispositifs expérimentaux

	Ognoas		Crécom		De Marke
	Maïs	Maïs + prairie	50 % maïs	75 % herbe	Lait intensif
Solde du bilan ¹ (kg N/ha SAU)	140 (100)	120 (100)	149 (100)	160 (100)	166 (100)
Pertes (kg/ha SAU)					
▪ Lessivage	55 (39)	32 (27)	52 (35)	51 (32)	52 (31)
▪ Volatilisation	60 (43)	47 (39)	47 (31)	58 (36)	22 (13)
▪ Dénitrification ²	10 (7)	15 (12)	15 (10)	15 (9)	37 (22)
Défaut de bilan	15 (11)	26 (22)	35 (24)	36 (23)	55 (34)

1 : En intégrant la déposition d'azote atmosphérique

2 : Estimations à partir de la bibliographie à Ognoas et Crécom

Le défaut de bilan correspond aux erreurs de mesure et à l'accumulation de l'azote dans le sol. Il est étonnant que le défaut de bilan soit identique dans les deux systèmes étudiés à Crécom et qu'elle ne soit pas plus importante dans le système le plus herbager. Dans tous les cas, il est positif mais on peut se demander quelles sont les capacités du sol à accumuler de l'azote dans la durée. L'organisation de l'azote dépend en effet de la disponibilité en carbone (Nicolardot et al, 1997) assurée par la prairie, les résidus de culture et le fumier. Plusieurs auteurs (Jarvis et al, 1996 ; Ledgard et al, 1999) font état d'une immobilisation d'azote par la prairie de 50 à 70 kg/ha/an. La remobilisation de cet azote dépend du compartiment dans lequel il est stocké (azote humique stable ou azote humique labile ou azote de la biomasse microbienne), des conditions de minéralisation et du retournement de prairie. La disponibilité de cet azote dans le temps et son impact sur la fourniture par le sol pour la fertilisation ou/et les pertes par lessivage posent question et nécessitent des approfondissements.

En définitive, pour **un excédent de bilan donné**, on peut avoir une **répartition des pertes différente** en fonction du type de sol et de la lame drainante, de la part de cultures et de prairies, de l'aménagement des bâtiments et des ouvrages de stockage, des modalités et des périodes d'épandage. Il est donc nécessaire de manipuler ce repère avec précaution.

**III. MODELISATION DES FLUX D'AZOTE SUITE
A L'EXPERIMENTATION CONDUITE A CRECOM**

1. OBJECTIFS DE LA MODELISATION

L'expérimentation conduite sur les systèmes complets à Crécom m'a permis de bâtir un modèle simulant les principaux flux d'azote à l'échelle de l'exploitation. Ce travail de modélisation, conduit avec l'appui de L. Delaby (INRA) et P. Leterme (INRA – ENSAR) a plusieurs objectifs :

- Il permet de mettre à plat les connaissances acquises sur les flux d'azote au cours de l'expérimentation, de mettre en évidence les maillons les plus robustes mais aussi d'identifier les maillons les plus fragiles. A ce titre, un modèle est forcément évolutif, car il doit intégrer régulièrement les nouvelles connaissances ou les nouveaux sous - modèles.
- Il donne la possibilité de tester des variantes à l'expérimentation, voire d'étudier des systèmes de production ou systèmes fourragers très différents sans remettre en place des expérimentations lourdes et coûteuses. C'est donc un outil complémentaire de l'expérimentation, permettant de compléter les résultats d'une expérimentation ou de préparer puis choisir les traitements ou systèmes à tester.

2. DESCRIPTION DU SIMULATEUR

21. Architecture générale

Le terme "simulateur" est préféré à celui de "modèle" car les processus traités sont relativement simples. L'architecture du simulateur est récapitulée dans le schéma III-1.

Le système d'alimentation permet de déterminer à la fois les rejets azotés à l'étable et au pâturage ainsi que l'ingestion des fourrages et concentrés. Sur la base de ces rejets azotés, on peut alors calculer les pertes d'azote par volatilisation sur le segment "bâtiments - stockage" ainsi que lors du pâturage. On dispose aussi de la quantité d'engrais de ferme et de leurs teneurs en azote. A partir des quantités de fourrages nécessaires pour alimenter le troupeau et des rendements respectifs des cultures fourragères, le simulateur calcule les surfaces requises. Il est alors possible de choisir le type de rotation de façon à obtenir les différents états culturaux (par exemple : maïs en troisième année après retournement de prairie). Avec d'un côté les engrais de ferme et de l'autre l'assolement et les états culturaux, il est possible d'affecter le lisier et le fumier à tel ou tel couvert végétal en fonction de règles d'allocation prédéfinies. Le raisonnement de la fertilisation permet de calculer le complément d'azote minéral nécessaire. Les pertes d'azote nitrique sous les cultures annuelles sont estimées à partir du bilan de masse et celles sous prairies à partir de l'azote rejeté au pâturage. Les pertes d'azote lors du compostage et de l'épandage sont évaluées selon le mode de gestion du fumier et du lisier.

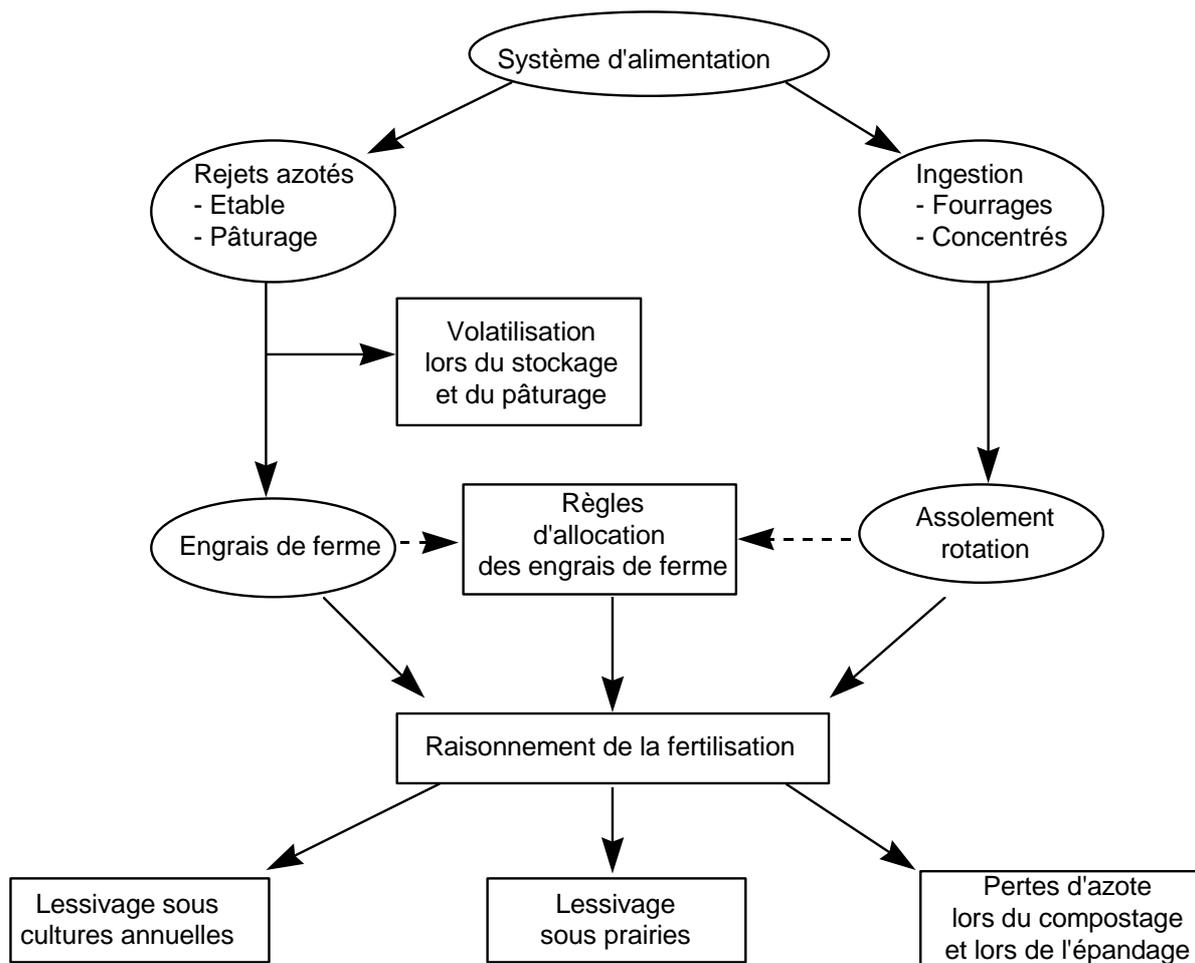
Le simulateur est dynamique car les flux d'azote sont calculés en cascade. Par exemple, une modification de la teneur en azote de l'herbe se répercute sur les rejets azotés au pâturage puis sur le lessivage d'azote sous prairies. Les flux liés à l'animal (ingestions, productions laitières, rejets azotés) sont calculés à l'échelle mensuelle. Par contre, les flux concernant l'agronomie sont calculés annuellement.

L'opérateur saisit le système d'alimentation (fourrages et concentrés), le quota, les dates de vêlage du troupeau, le rendement des cultures, la teneur en azote des fourrages. Il détermine également la présence de cultures intermédiaires entre céréale et maïs ou entre deux cultures de maïs. Il décide les règles d'allocation des engrais de ferme, afin de les affecter lui-même sur les différents couverts végétaux.

Le simulateur est développé sous Excel et est composé d'un fichier de saisie, d'un fichier de paramètres et de plusieurs fichiers de calcul permettant d'évaluer les différents flux d'azote. Les sorties du modèle sont les suivantes :

- l'assolement, la part de maïs et de cultures, le chargement (UGB/ha SFP)
- les ingestions de fourrages et concentrés, les rejets azotés des animaux, la teneur en azote du régime alimentaire, la part d'azote capté à l'étable
- des indicateurs de gestion du système fourrager et de cultures : nombre de journées de présence au pâturage sur les prairies, part de maïs après retournement de prairies, part de sols nus et peu couverts/SAU
- les pertes d'azote nitrique sous les différents couverts végétaux et à l'échelle de l'exploitation
- les pertes d'azote par volatilisation
- le bilan de l'azote avec les entrées et sorties.

Schéma III-1 : Architecture générale du simulateur



22. Principaux concepts du simulateur

Le simulateur reprend des sous - modèles déjà existants ou mis au point à partir de l'expérimentation conduite à Crécom. Il est décrit de façon précise en annexe 16.

221. Ingestions et rejets azotés

Les ingestions de fourrages et concentrés sont calculées à l'échelle mensuelle. L'ingestion est fonction de la production laitière mensuelle, elle-même déterminée à partir des courbes de lactation publiées par l'Institut de l'Elevage sur la base du niveau de production laitière annuelle et du mois de vêlage. La répartition entre les concentrés et les fourrages dépend des plans de complémentation mis en œuvre. Connaissant la teneur en azote des fourrages et concentrés, il est alors possible de calculer les rejets azotés des animaux par bilans (consommations d'azote par les fourrages et les concentrés moins les exportations par le lait et la viande). La répartition entre l'azote rejeté à la pâture et l'azote capté à l'étable se fait sur la base du temps de présence à l'étable. En effet, dans l'expérimentation menée à Crécom, la quantité d'azote réellement mesurée à l'étable sur la période de pâturage est très proche de celle calculée à partir des rejets azotés des vaches et du temps de présence à l'étable.

222. Rotations

Compte tenu de l'effet du précédent et en particulier du retournement de prairies sur le bilan de l'azote des cultures puis sur le lessivage de l'azote nitrique, il était important de disposer précisément des différents états culturaux et donc d'établir des rotations. L'opérateur a donc le choix entre plusieurs grands types de successions (prairies de 4 ou 6 ans en rotation avec les cultures annuelles ou séparation des cultures annuelles et prairies, celles-ci étant alors permanentes). Les successions culturales sont constituées de prairies, de maïs, de blé et d'orge lorsque les céréales doivent être cultivées deux années de suite.

223. Calcul de la fertilisation azotée minérale

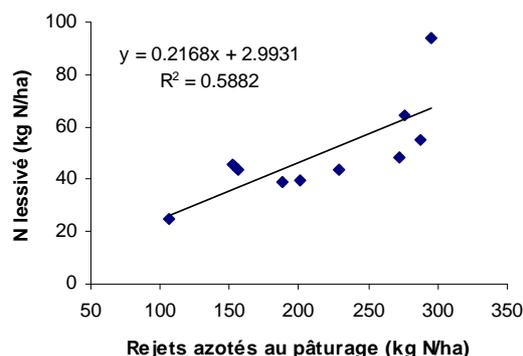
La fertilisation azotée minérale est calculée, pour les cultures annuelles, à partir de l'équation du bilan de masse proposée par le COMIFER avec un paramétrage proposé par les Chambres d'Agriculture de Bretagne. Concernant les prairies, l'équation d'efficacité de l'azote avec coefficient d'utilisation de l'azote proposée par Farruggia et al, (1999) est retenue. Ces deux modes de raisonnement étaient également appliqués à Crécom et ont donné satisfaction.

224. Pertes d'azote nitrique par lessivage

Pour les prairies, les pertes d'azote nitrique sont calculées en fonction de la quantité d'azote rejeté au pâturage sur la base de la relation établie sur les prairies de Crécom (graphique III-1 déjà présenté au chapitre II, § 362). Cette relation a été préférée à celle mettant en relation les pertes d'azote nitrique au nombre de journées de pâturage car elle permet d'intégrer les variations de teneur en azote du régime induites par les modifications de teneurs en azote des fourrages et concentrés et de parts respectives des fourrages. Cette approche, basée sur une relation statistique observée sur un site expérimental, a été choisie par rapport à d'autres modèles d'estimation du lessivage d'azote sous prairies. En effet, le modèle AZOPAT (Delaby et al, 1997) estime uniquement les quantités d'azote lessivable en début d'automne. Enfin le modèle N-CYCLE publié par Scholefield et al, (1991) n'était pas disponible.

Graphique III-1 :

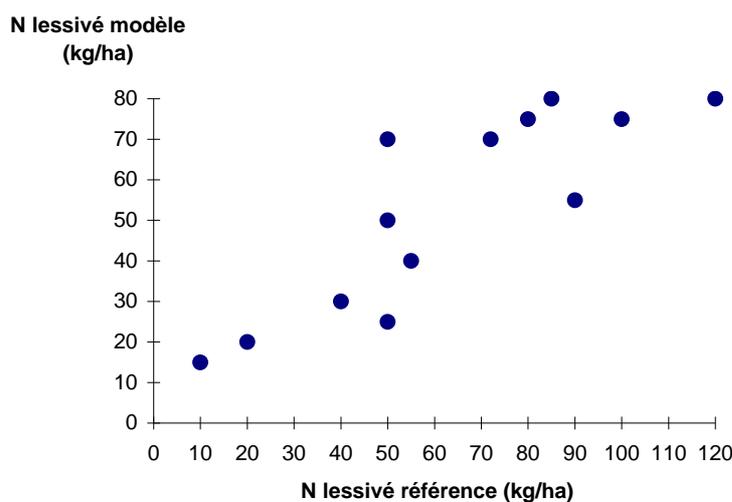
Relation entre les rejets azotés au pâturage et l'azote lessivé sous prairies



Pour les cultures annuelles, le bilan de masse intégrant les différents flux d'azote (fertilisation organique et minérale, minéralisation de l'humus basal, arrière effet des engrais de ferme, effet du retournement de prairies, exportation par la culture) permet de calculer un solde d'azote au 15 octobre. Comme on observe un écart entre le solde d'azote calculé et le reliquat azoté en octobre, on réalise une correction, en appliquant un coefficient de 0,6 établi sur différents jeux de données (dont celui disponible à Crécom à partir de l'expérimentation) afin d'obtenir un solde d'azote corrigé au 15 octobre. On ouvre alors un second bilan de masse pour la période hivernale (de la mi-octobre à la fin février). Les entrées sont le solde d'azote corrigé, la minéralisation hivernale d'azote évaluée à 50 kg/ha à partir des travaux de Morvan et des mesures réalisées à Crécom. Les sorties d'azote correspondent à l'absorption d'azote par la culture intermédiaire (organes aériens et rhizosphère) si elle est présente. Le lessivage d'azote est calculé à partir du solde de ce bilan multiplié par un coefficient d'entraînement du nitrate basé sur le modèle de Burns. Ce coefficient est fonction du type de sol et de la lame drainante.

La confrontation entre l'azote lessivé prédit par ce module et celui réellement observé dans différentes situations culturales (maïs et blé insérés dans différentes rotations avec ou sans cultures intermédiaires combinés à des apports d'engrais de ferme) à Crécom et Kerlavic montre une assez bonne liaison (r^2 de 0,72). Le modèle utilisé a toutefois tendance à minorer les pertes d'azote nitrique de l'ordre de 10 kg/ha (graphique III-2). En fait, il semble sous estimer les pertes d'azote nitrique l'année suivant le retournement de prairie et surestimer le lessivage la troisième et quatrième année après la destruction de la prairie. En définitive, ce modèle d'estimation des pertes d'azote nitrique sous cultures annuelles apparaît satisfaisant pour retranscrire les modifications importantes dans la gestion de l'azote (fertilisation organique et minérale, retournement de prairie, implantation d'une culture intermédiaire).

Graphique III-2 : Relation entre les pertes d'azote nitrique observées à Crécom et Kerlavic et celles prédites par le modèle



225. Pertes d'azote par voie gazeuse

Les pertes d'azote par voie gazeuse sont calculées à partir des éléments de la bibliographie, déjà utilisés lors de l'expérimentation de Crécom (détail en annexe 16). Pour les pertes par volatilisation en bâtiment, le taux de pertes de 30 % utilisé par le CORPEN (Delaby et Lucbert, 1999) a été retenu et est donc supérieur au taux de pertes observé à Crécom.

3. POSSIBILITES ET LIMITES DE VALIDITE DU SIMULATEUR

Le tableau III-1 récapitule la fiabilité des différents modules du simulateur :

- Il reproduit bien la production laitière mensuelle et les quantités de fourrages et concentrés ingérés car les sous - modèles utilisés sont validés. Les rejets azotés calculés par vache, fonction du système d'alimentation, sont très proches des valeurs publiées récemment par le CORPEN (1999).
- La fertilisation azotée complémentaire apparaît cohérente, autant que celle que l'on peut calculer dans le cadre d'un plan de fertilisation. La qualité de la prédiction dépend surtout du paramétrage réalisé.
- Le calcul des pertes d'azote nitrique sous prairie, basé sur les restitutions d'azote au pâturage, paraît pertinent, car il reproduit des mécanismes connus, réellement observés à Crécom et abondamment commentés dans la littérature. Cependant, l'équation utilisée n'est valide que pour les conditions pédoclimatiques proches de Crécom, c'est-à-dire celles correspondant aux sols limono-sableux sur granites abondamment arrosés. La relation utilisée n'intègre pas non plus la fertilisation azotée pratiquée, ni les apports d'engrais de ferme antérieurs.

- Le calcul des pertes d'azote nitrique sous les cultures annuelles est le maillon le plus fragile car le modèle ne reproduit pas exactement les pertes réellement observées. L'équation de bilan utilisée s'avère pertinente mais les connaissances actuellement disponibles pour son paramétrage (minéralisation de l'humus basal, effet du retournement de prairies, arrière effet des engrais de ferme) ne sont pas encore suffisamment précises. Néanmoins, les travaux actuellement en cours dans les différents organismes de recherche devraient permettre des améliorations sensibles. Le modèle utilisé permet toutefois de simuler les principaux événements dans la gestion de l'azote au sein d'un système de cultures (surfertilisation, retournement des prairies, implantation de cultures intermédiaires).

- A l'exception des pertes d'azote ammoniacal à l'épandage, liées à la teneur en MS du lisier et à la température, les autres pertes par voie gazeuse sont forfaitaires et issues de la bibliographie. Dans un proche avenir, on devrait pouvoir moduler les pertes en bâtiment en fonction du type de logement et des conditions climatiques.

Tableau III-1 : Appréciation de la fiabilité des différents modules du simulateur

Module	Fiabilité
Production laitière	++++
Quantités ingérées par troupeau	+++
Rejets azotés	+++
Fertilisation azotée complémentaire	+++
Pertes d'azote nitrique sous prairies	++
Pertes d'azote nitrique sous cultures	+ ou -
Pertes d'azote par voie gazeuse	++

Au delà de l'examen des différents modules, ce simulateur présente quelques limites plus générales :

- Il fonctionne à l'échelle de la saison ou de l'année pour les aspects agronomiques et du mois pour le volet zootechnique. Il n'intègre pas les variations quotidiennes de la croissance de la prairie et leur influence sur l'ingestion de l'herbe, ni l'impact des variations climatiques sur les différents phénomènes biologiques (croissance des couverts et absorption d'azote, minéralisation de l'azote, lessivage par modification de la lame drainante). Il n'est donc pas possible de tester la sensibilité des résultats aux variations climatiques. Néanmoins, les hypothèses saisies sont réalistes pour des conditions pédoclimatiques données et les résultats simulés doivent être proches de ce qu'il est possible d'obtenir en moyenne sur 5 ans.

- Il s'est construit à partir de l'expérimentation conduite à Crécom et le paramétrage actuel est valide pour les conditions climatiques de l'Ouest arrosé. Il peut être utilisé dans d'autres situations si l'on modifie plusieurs données d'entrée (teneur en azote de l'herbe, paramétrage du bilan de l'azote sur prairies et cultures) ainsi que la relation entre les pertes d'azote nitrique sous prairies et la quantité d'azote rejeté au pâturage. C'est bien la difficulté de ce genre de modèle basé sur des relations empiriques, valides dans certaines conditions mais difficilement transposables ailleurs.

- Pour l'instant, ce simulateur intègre uniquement les cultures que l'on retrouve dans les exploitations laitières de l'Ouest : prairies, maïs, céréales à paille. Il ne permet pas non plus de prendre en compte la diversité pédologique des parcelles d'une exploitation.

En revanche, ce simulateur est relativement global avec des variables d'entrée plutôt robustes car intégrées à l'échelle de l'année. Ce simulateur permet donc de tester des modifications globales du système de production laitière (par exemple au niveau de l'assolement, du chargement animal, du niveau de production laitière, de la gestion des engrais de ferme, des pratiques de fertilisation, des cultures intermédiaires). Il ne peut pas simuler des modifications fines des pratiques (par exemple au niveau du sol ou des pratiques culturales). Ce simulateur, bâti avec les connaissances actuelles, doit être considéré comme une première mise qui évoluera forcément au cours du temps en intégrant d'autres sous-modèles ainsi que de nouvelles informations.

4. PRESENTATION DES SIMULATIONS REALISEES

41. Caractéristiques de l'exploitation de référence

L'exploitation de référence, retenue pour les simulations, est représentative des exploitations laitières de Bretagne (tableau III-2). Avec un chargement proche de 1,8 UGB/ha, la part de cultures est voisine de 30 %.

Tableau III-2 : Caractéristiques de l'exploitation de référence

SAU (ha)	35
Quota laitier (litres)	230 000
Production laitière (kg/VL/an)	7500
Période de vêlage	Automne
Rendement du maïs (t MS utile/ha)	10,5
Rendement du blé (quintaux/ha)	70

42. Simulations réalisées

Les simulations réalisées et présentées dans ce document sont les suivantes :

• Insertion des génisses et céréales

L'expérimentation conduite à Crécom porte uniquement sur le troupeau laitier et les surfaces fourragères correspondantes. Il est donc important d'y associer le troupeau de génisses et les céréales, fréquemment présentes dans les exploitations laitières de l'Ouest (entre 20 et 30 % de la SAU), afin d'obtenir les flux d'azote à l'échelle d'une exploitation complète et représentative. Dans le cadre de cette simulation, les flux d'azote observés sur le troupeau laitier dans le cadre de l'expérimentation de Crécom ont été strictement repris et complétés par ceux simulés pour les génisses et les céréales. Les prairies affectées aux génisses présentent une production fourragère plus faible (7,5 t MS contre 9 t MS/ha pour les prairies utilisées par les vaches laitières). Les engrais de ferme produits par le troupeau d'élevés sont recyclés sur les surfaces fourragères correspondantes. Les céréales sont insérées dans les successions prairies - maïs - céréales et bénéficient donc des arrière-effets des engrais de ferme et de l'azote libéré après le retournement des prairies.

• Effet des pratiques de fertilisation et de l'implantation de cultures intermédiaires

Un système de production laitière optimisé sur le plan de la gestion de l'azote (tel que conduit à Crécom) est comparé à un système mettant en œuvre des "mauvaises" pratiques. Ces pratiques, antérieures à la mise en place du PMPOA, sont les suivantes : capacités de stockage insuffisantes nécessitant des épandages d'automne, concentration des épandages de fumier et lisier sur les cultures de maïs, fertilisation azotée minérale forfaitaire et supérieure aux besoins (100 kg N/ha pour le maïs au lieu de 0 à 20 kg/ha, 300 kg N/ha pour les prairies au lieu de 200 kg N/ha, 150 kg N/ha pour le blé au lieu de 120 à 130 kg N/ha), pas de cultures intermédiaires entre cultures.

• Incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager

L'expérimentation conduite à Crécom compare deux parts de maïs ensilage dans le système fourrager, avec des résultats très proches sur le plan environnemental. Il est apparu pertinent de tester des systèmes fourragers plus extrêmes, soit exclusivement composés d'herbe, soit majoritairement basés sur le maïs ensilage et cela à même niveau de chargement, c'est-à-dire à même niveau de production fourragère sur la prairie et le maïs. Cinq systèmes d'alimentation (issus des menus proposés par les EDE de Bretagne) sont ainsi évalués, générant différentes parts de maïs dans le système fourrager. Ces systèmes sont optimisés du point de vue de la gestion de l'azote.

• Influence du niveau de chargement

Pour un troupeau et une surface agricole donnés, le chargement bovin peut varier avec pour conséquence une modification de la surface fourragère. La production du maïs fourrage étant relativement stable, ce sont les variations de la production des prairies qui induisent les écarts de surfaces prairiales et fourragères. La surface en céréales fait alors le tampon. Ces simulations sont conduites à densité de production laitière/ha identique.

43. Règles d'optimisation et d'allocation des engrais de ferme

L'optimisation des systèmes de production laitière est très proche de celle mise en œuvre à Crécom.

Au niveau de la complémentation en concentrés, la ration de base équilibrée présente une concentration de 100 g de PDI/kg de MS. Pendant la période de pâturage, la complémentation, réalisée au delà de 24 kg de lait / VL au printemps et de 15 à 20 kg/VL en été - automne, est assurée par un concentré à 10 % de MAT (c'est-à-dire une céréale). La quantité de concentré par kg de lait est proche de 130 g.

Concernant la gestion des engrais de ferme, les épandages de lisier et fumier de bovin sont proscrits l'année qui suit le retournement de prairie ainsi que sur les céréales à paille. Les engrais de ferme sont d'abord réservés aux cultures de maïs, mais on ne dépasse pas les besoins en azote efficace. On épand seulement 30 m³ de lisier sur les maïs cultivés la seconde année suivant un retournement de prairie. S'il reste du lisier disponible, on l'épand en priorité sur les prairies fauchées puis sur les prairies pâturées. Le fumier restant est composté et épandu sur les prairies fauchées ou pâturées. **La fertilisation azotée minérale complémentaire** est naturellement raisonnée, comme décrit précédemment.

Les cultures intermédiaires sont implantées afin de réduire les sols nus à chaque fois que cela est possible : entre une céréale et un maïs et entre deux cultures de maïs. Cependant, entre une culture de maïs et de blé, il n'est pas possible d'insérer un couvert végétal, alors que l'on peut être dans une situation à risque.

5. RESULTATS DES SIMULATIONS

51. Insertion des génisses et des cultures de céréales

L'adjonction des génisses valorisant des prairies moins productives et donc moins fertilisées contribue à réduire la part de maïs ensilage, le chargement, le nombre de journées de pâturage et la fertilisation azotée (tableau III-3). Les entrées d'azote par les concentrés baissent, car la consommation de concentrés par UGB génisses est inférieure à celle observée pour les vaches laitières. Les sorties d'azote par le lait et la viande restent inchangées au niveau de l'exploitation mais baissent lorsque l'on les ramène à l'hectare de SAU, par dilution. Dans les deux systèmes, les excédents d'azote déclinent mais les taux de conversion sont plus faibles car la réduction des sorties est plus importante que celle enregistrée pour les entrées. En effet, le rajout des génisses entraîne de nouvelles entrées d'azote (engrais, concentrés) sans sorties. Les pertes d'azote nitrique sont plus faibles sous les prairies (moins de journées de pâturage et d'azote restitué). Les pertes d'azote estimées sous maïs étant inchangées, les pertes d'azote nitrique évaluées sur l'ensemble de la surface fourragère consacrée à l'activité laitière baissent légèrement.

Tableau III-3 : Caractéristiques des systèmes de production, bilans de l'azote et pertes d'azote nitrique

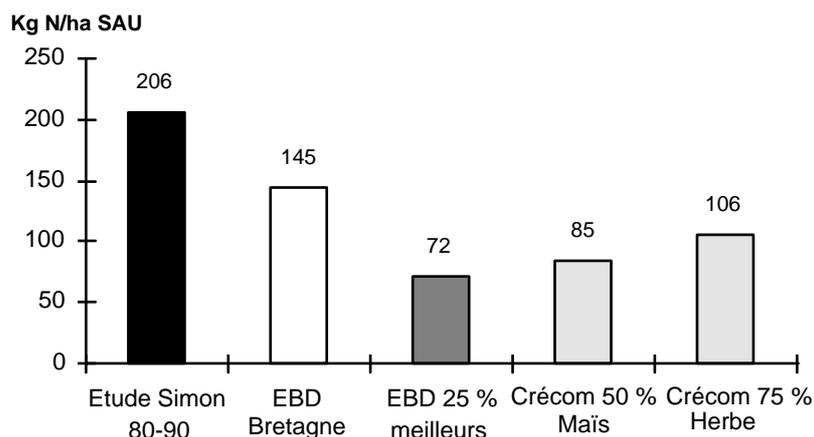
Système	50 % Maïs			75 % Herbe		
	VL	VL + génisses	Lait + cultures	VL	VL + génisses	Lait + cultures
Surfaces mises en jeu						
Surface (ha SAU)	18,82	26,6	35	19,28	27,4	35
Chargement (UGB/ha SFP)	1,85	1,75	1,75	1,88	1,78	1,78
% SFP/SAU	100	100	76	100	100	78
% maïs/SFP	48	38	38	25	18	18
Nombre de JP 24 h/ha prairie	623	568	568	485	465	465
N minéral /ha prairie VL	165	165	165	162	162	162
N minéral /ha prairie génisse	-	72	72	-	110	110
N minéral /ha maïs	15	15	15	0	0	0
N minéral /ha céréales	-	-	134	-	-	131
Concentré/UGB VL (kg brut)	1169	1169	1169	1152	1152	1152
Concentré/UGB Génisse (kg brut)	-	491	491	-	855	855
Entrées d'azote (kg N/ha SAU)						
Engrais	93	85	90	121	118	121
Concentrés	91	72	40	84	65	34
Paille	16	11	6	14	10	4
Fourrages	8	6	4	1	1	0
animaux	10	0	0	10	0	0
<i>Total</i>	<i>218</i>	<i>174</i>	<i>140</i>	<i>230</i>	<i>194</i>	<i>159</i>
Sorties						
Lait	74	53	40	71	50	39
Viande	12	8	6	12	8	6
Cultures	0	0	9	0	0	8
<i>Total</i>	<i>86</i>	<i>61</i>	<i>55</i>	<i>83</i>	<i>58</i>	<i>53</i>
Solde d'azote	132	113	85	147	136	106
Taux de conversion	39,4	35,1	39,3	36,1	29,9	33,3
N lessivé prairie (kg/ha)	55	49	49	49	45	45
N lessivé maïs (kg/ha)	49	49	38	59	59	53
N lessivé céréales (kg/ha)	0	0	27	0	0	33
N lessivé système (kg/ha)	52	49	40	51	47	43
N lessivé en % excédent d'azote	39,4	43,4	47,1	34,7	34,6	40,6

* Les entrées d'azote par les déjections, observées à crécom (fumier des taries et réformes) ne sont pas intégrées dans les simulations

Lorsque l'on rajoute des céréales (de 22 à 24 % de la SAU), les entrées d'azote par les engrais se maintiennent car la fertilisation réalisée sur les céréales est proche de 130 kg/ha. Les entrées d'azote par les concentrés et la paille baissent par dilution et autoconsommation des céréales. Les sorties d'azote par le lait et la viande, stables au niveau de l'exploitation, sont plus faibles lorsqu'elles sont exprimées par hectare de SAU. Par contre, les céréales non autoconsommées sortent car elles sont vendues. En définitive, sur l'ensemble de l'exploitation de polyculture - élevage, les excédents d'azote sont inférieurs d'un tiers à ceux observés sur la seule surface fourragère consacrée aux vaches laitières. Les pertes d'azote nitrique simulées sous les céréales (parfois couvertes de cultures intermédiaires) sont proches de 30 kg/ha et les pertes au niveau de l'exploitation sont voisines de 40 kg/ha. La réduction du lessivage d'azote par rapport à la SFP "vaches" est de l'ordre de 15 à 25 %. Il est intéressant de souligner que les pertes d'azote nitrique représentent entre 35 et 40 % du solde du bilan obtenu sur la SFP mise en œuvre pour les vaches et de 40 à 50 % de l'excédent enregistré sur l'ensemble de l'exploitation.

Il est alors possible de discuter les excédents d'azote obtenus à Crécom puis complétés par simulation pour la partie génisses et céréales par rapport à ceux observés dans des réseaux d'élevages laitiers en Bretagne (graphique III-3 et détail des informations en annexe 17). Les systèmes optimisés de Crécom, bien que légèrement plus intensifs, présentent des excédents d'azote inférieurs d'une centaine de kilos/ha à ceux observés par Simon et al, (1994) sur la période 1980 - 1990 et d'environ 50 kg à ceux mesurés dans l'étude conduite par les EDE et l'Institut de l'Elevage de 1994 à 1997 (graphique III-3). Les excédents d'azote obtenus dans les meilleurs élevages (sur ce critère) apparaissent un peu plus faibles mais la production laitière/ha SAU est également plus basse. L'efficacité de l'azote, appréciée par l'excédent ramené à la tonne de lait et le nombre de litres de lait produit par kg N entré, est du même ordre. Finalement, les résultats obtenus de façon expérimentale convergent avec ceux enregistrés dans les meilleurs élevages.

Graphique III-3 : Excédents d'azote dans les différentes études menées en Bretagne



52. Effet des pratiques de fertilisation et de l'implantation de cultures intermédiaires

L'effet des pratiques de complémentation, de fertilisation azotée et l'impact de l'implantation de cultures intermédiaires est testé sur un système intensif, dont le chargement est proche de 2 UGB/ha avec près de 50 % de maïs dans la SFP (tableau III-4). La part de céréales est voisine de 40 %. L'optimisation du système passe par la réduction de la quantité de concentrés et notamment du tourteau de soja (moins 150 kg/vache). La gestion des engrais de ferme est modifiée car les cultures de maïs cessent de recevoir l'ensemble des déjections et les épandages interviennent au printemps. La fertilisation azotée raisonnée remplace les apports forfaitaires d'azote minéral (100 kg N/ha pour le maïs, 150 kg N/ha pour les céréales, 250 kg N/ha pour les prairies). Enfin, l'implantation de RGI comme culture intermédiaire est systématisée à chaque fois que cela est possible est la part de sols nus ou peu couverts passe de 62 à 28 % de la SAU.

Tableau III-4 : Caractéristiques des exploitations selon le mode de conduite

Mode de conduite	"Classique"	"Optimisé"
Chargement (UGB/ha SFP)	2,05	1,98
% SFP/SAU	60	62
% maïs/SFP	49	48
Production laitière (kg/ha SAU)	7200	7200
Production laitière (kg/VL/an)	8000	8000
Concentré/ VL (kg brut)	1507	1171
Concentré/ VL (g/kg)	188	146
N minéral /ha prairie	250	200
N minéral /ha maïs	100	0
N minéral /ha céréales	150	135
% de sols nus ou peu couverts	62	28

La diminution de la quantité de concentrés a pour effet de limiter le rejet azoté par vache (117 au lieu de 129 kg/VL). L'amélioration des pratiques de gestion de l'azote entraîne naturellement une réduction des entrées d'azote par la fertilisation et les concentrés sans modification des sorties. Le solde d'azote est ainsi divisé par deux et le taux de conversion passe de 31 % à 47 % (tableau III-5).

Tableau III-5 : Bilan de l'azote (kg N/ha SAU) pour les deux modes de conduite

Mode de conduite	"Classique"	"Optimisé"
Engrais	155	98
Concentrés	53	44
Paille	1	1
Total entrées	209	143
Lait	35	35
Viande	7	7
Cultures	23	26
Total sorties	65	68
Solde d'azote	144	75
Taux de conversion (N sorti/N entré)	31	47

La meilleure répartition des engrais de ferme et l'implantation de cultures intermédiaires permet de réduire fortement les pertes d'azote nitrique sous les cultures. Sous prairies, elles restent proches d'un mode de conduite à l'autre. Finalement, l'optimisation des pratiques permet de réduire le lessivage d'azote d'un tiers (tableau III-6). Les pertes d'azote par volatilisation sont peu différentes dans ce cas (respectivement 28 kg/ha pour le mode de conduite "Classique" et 26 kg/ha pour la conduite optimisée) car on n'a pas cherché à les minimiser.

Tableau III-6 : Pertes d'azote nitrique selon le mode de conduite

Mode de conduite	"Classique"	"Optimisé"
Maïs	125	64
Céréales	86	50
Prairies	64	62
Jachère	15	15
Moyenne	86	57

53. Incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager

Les différentes parts de maïs ensilage dans le système d'alimentation induisent différentes proportions de maïs dans le système fourrager allant de 0 à 58 % (tableau III-7). La part de cultures représente de 20 à 25 % de la SAU. Le chargement est proche de 1,8 UGB/ha SFP mais décroît avec l'augmentation de la part d'herbe car le rendement de la prairie est sensiblement inférieur à celui du maïs (9 t MS/ha contre 10,5 t MS/ha). La part de prairies exclusivement pâturées baisse lorsque la proportion de prairies augmente.

Tableau III-7 : Assolement en fonction du système fourrager

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
Chargement (UGB/ha SFP)	1,87	1,84	1,83	1,81	1,73
Herbe (ha)	10,2	12,7	15,7	18,5	26,3
Maïs (ha)	14,2	12,0	9,2	6,5	0,0
Céréales (ha)	8,0	7,7	8,3	8,3	8,7
Jachère (ha)	2,7	2,6	1,9	1,6	0,0
SFP/SAU (%)	70	71	71	72	75
Maïs/SFP (%)	58	48	37	26	0
PPP/prairie (%)	76	81	62	50	22

PPP : prairies exclusivement pâturées

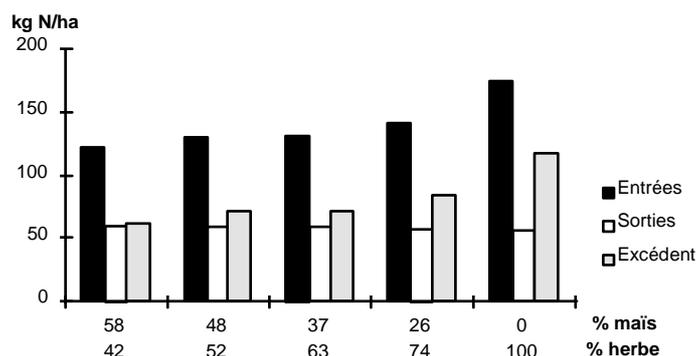
La part de fourrages stockés décroît avec l'accroissement de l'herbe pâturée (tableau III-8). Inversement, la teneur en MAT de la ration ainsi que les rejets azotés augmentent. Les rejets azotés simulés sont très proches de ceux observés dans le cadre de l'expérimentation de Crécom. La part d'azote capté à l'étable est calée sur le temps de présence des animaux en stabulation. Les écarts sont non proportionnels à la part de maïs ensilage et de fourrages stockés dans la ration car la consommation de ces fourrages intervient en bonne partie pendant le temps de séjour à l'étable pour la traite. Les rejets azotés ramenés à l'hectare de SAU augmentent avec la part d'herbe mais l'azote restitué par hectare de prairie diminue. Le temps de pâturage et la quantité totale d'azote restitué au pâturage augmente au niveau de l'exploitation mais la surface en prairie est plus importante. Le nombre de journées de présence pâturage/ha varie ainsi de 834 pour le système "silo ouvert toute l'année" à 424 pour le système "tout herbe" (annexe 18).

Tableau III-8 : Ingestions de fourrages et concentrés, rejets azotés et pressions d'azote

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
Maïs/SFP (%)	58	48	37	26	0
Ingestion fourrage (kg MS/VL)	5544	5541	5500	5441	5397
Fourrage stocké (%)	73	60	54	46	31
Ingestion concentré (kg brut/VL)	1025	975	970	1038	1037
MAT ration (% MS)	14,2	15,3	15,9	16,5	17,4
Rejets N (kg N/VL/an)	107	118	123	130	137
Rejets N (Kg N/t lait)	14,3	15,7	16,4	17,4	18,3
% N capté à l'étable	45	43	41	35	30
% temps à l'étable	59	55	54	44	37
Pression N organique (Kg N/ha SAU)	146	156	161	168	178
Rejets N sur prairies (kg N/ha)	265	238	204	200	163

Les bilans de l'azote réalisés pour les cinq systèmes fourragers montrent que les entrées d'azote s'accroissent avec l'augmentation de la part de prairies (graphique III-4 et annexe 18). Elle est essentiellement provoquée par les achats d'engrais azotés nécessaires pour fertiliser la prairie. En effet, un hectare de maïs fertilisé uniquement par ses engrais de ferme est remplacé par un hectare de prairie nécessitant une fertilisation azotée proche de 200 kg par ha du fait de l'hétérogénéité des restitutions au pâturage. C'est ce mécanisme qui explique l'augmentation des entrées d'azote pour les systèmes herbagers conduits à même niveau d'intensification. Ces résultats sont simulés avec des prairies de RGA fertilisées. En présence d'associations graminées-trèfle blanc, particulièrement rencontrées dans les systèmes herbagers, les entrées d'azote pour assurer la fertilisation azotée des prairies seraient plus faibles. En effet, pour assurer une production prairiale de 9 t de MS/ha, il faut environ 200 kg N/ha, alors qu'en présence de trèfle blanc, les entrées d'azote par la fixation s'élèvent à 120 kg N/ha, car celle-ci intervient en synergie avec les autres sources azotées disponibles (N urinaire, N du sol). En revanche, les entrées d'azote par les concentrés baissent de façon importante. Comme les sorties d'azote bougent peu, l'excédent de bilan augmente aussi avec l'élévation de la part de prairie de graminées pures.

Graphique III-4 : Evolution des entrées, sorties et excédents d'azote du bilan apparent



Les pertes d'azote nitrique sous maïs augmentent lorsque la part de maïs décroît en raison de l'effet lié au retournement de prairie, de plus en plus important (tableau III-9 et annexe 18). En effet, alors que dans le système "silo ouvert toute l'année", le quart de la surface en maïs est implanté après destruction de prairie, cette proportion s'élève à 70 % dans le système "150 jours de pâturage seul". Le lessivage d'azote simulé sous blé suit la même tendance, pour les mêmes raisons. Les pertes d'azote sous prairies baissent, en liaison avec la réduction du nombre de journées de pâturage et de l'azote rejeté. Malgré tout, les pertes d'azote nitrique sont très proches entre les cinq systèmes étudiés. Ces résultats consolident ceux observés à Crécom.

Tableau III-9 : Pertes d'azote nitrique (kg N/ha) en fonction du système fourrager

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
% maïs	58	48	37	26	0
Maïs	45	47	46	63	0
Blé	20	19	41	36	50
PPP	68	61	59	61	63
PFP	35	29	28	31	31
Prairie	60	55	47	46	38
Jachère	15	15	15	15	0
Moyenne	43	41	44	46	41

PPP : prairies exclusivement pâturées

PFP : prairies fauchées et pâturées

Les pertes d'azote par voie gazeuse sont constantes d'un système à l'autre (tableau III-10 et annexe 17) mais elles n'interviennent pas au même endroit. En effet, les pertes d'azote ammoniacal par volatilisation au pâturage sont plus importantes dans les systèmes herbagers mais les pertes à l'étable et à l'épandage sont plus faibles. Les pertes par dénitrification sont fixées à 15kg/ha mais il est tout à fait possible qu'elles soient plus importantes dans les systèmes les plus herbagers et en particulier dans le système "Tout herbe" car la prairie réunit, davantage que les cultures, des conditions propices à la dénitrification. Au final, les pertes totales sont relativement proches alors que les soldes d'azote sont différents. Les systèmes fourragers avec maïs ensilage présentent ainsi un défaut de bilan d'autant plus important que la proportion de maïs est élevée. Il correspondrait au déstockage de l'azote sous forme organique. Inversement, le système "Tout herbe" organiserait de l'azote. Ces résultats simulés sont cohérents avec les mécanismes de recyclage interne de l'azote, cités par ailleurs (Simon et al, 1992).

Tableau III-10 : Répartition des pertes d'azote (kg N/ha SAU)

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
% maïs	58	48	37	26	0
Solde du bilan	62	72	72	84	119
Lessivage	43	41	44	46	41
Volatilisation	28	30	31	31	31
Dénitrification *	15	15	15	15	15
Pertes totales	86	86	90	92	87
Pertes - solde	-24	-14	-18	-8	32

*Estimation

En résumé, lorsque la part de maïs ensilage décroît et que l'on se situe au même niveau de productivité fourragère, les rejets azotés totaux augmentent, la quantité d'azote rejeté au pâturage est plus importante mais elle est restituée sur une surface d'herbe plus grande (avec donc une moindre pression par hectare de prairie). L'excédent d'azote du bilan est également plus élevé mais les pertes d'azote nitrique sont stables d'un système à l'autre. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans l'expérimentation conduite à Crécom et les consolident. Ils sont également conformes à ceux obtenus par Jarvis et al, (1996) dans un travail de simulation réalisée pour une exploitation laitière du Sud-Ouest de l'Angleterre (annexe 13). En effet, l'augmentation de la part de maïs dans le système fourrager (de 0 à 16 % de la SFP) ne modifie pas les pertes d'azote par lessivage, dénitrification et volatilisation lorsque ces systèmes sont optimisés et conduits à même niveau de chargement (2,17 UGB/ha SFP).

54. Influence du niveau de chargement

Pour un quota laitier et donc une production laitière/ha SAU identiques (6570 litres par ha SAU), on étudie l'incidence du chargement. Celle-ci est induite par la variation de la production des prairies (respectivement 6,8 et 10 tonnes de MS/ha) alors que la production du maïs fourrage reste identique (10,5 t MS/ha). Ces simulations sont réalisées pour un système d'alimentation avec "100 jours de pâturage seul" (3 t MS d'ensilage de maïs par VL).

Les variations de la production des prairies entraînent des écarts de chargement sensibles car ceux-ci passent de 1,4 à 2 UGB/ha SFP (tableau III-11). La surface fourragère est plus importante lorsque le chargement baisse et l'on réduit alors la surface en céréales. La part de maïs ensilage baisse aussi, bien que la surface reste stable.

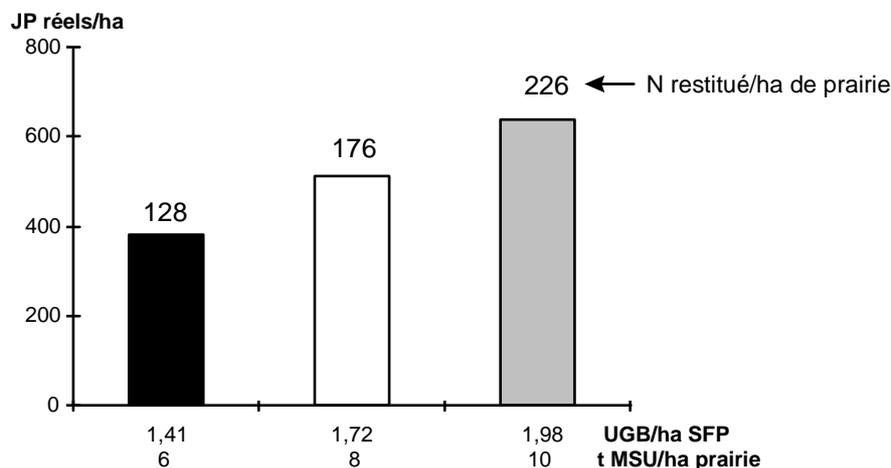
Tableau III-11 : Assolement en fonction du niveau de chargement

Rendement prairies (t MSU/ha)	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,72	1,98
Herbe (ha)	23,6	17,7	14,1
Maïs (ha)	8,8	8,8	8,8
Céréales (ha)	2,6	6,9	9,7
Jachère (ha)	0,0	1,5	2,4
SFP/SAU (%)	92	76	66
maïs/SFP (%)	27	33	38
PPP/prairie (%)	62	62	62

PPP : prairies exclusivement pâturées

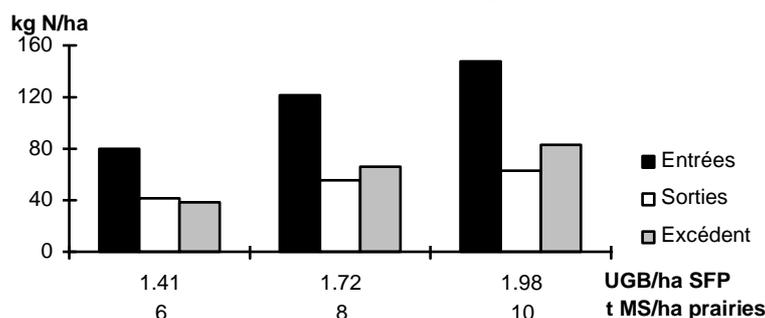
Les rejets azotés des vaches laitières sont proches bien qu'il soient légèrement plus faibles dans le système fourrager le moins intensif (annexe 19). En effet, la moindre production fourragère s'accompagne d'une teneur en azote de l'herbe plus faible (de l'ordre de 2 points de MAT). Comme la surface en prairies est plus grande dans les systèmes fourragers les moins intensifs, le nombre de journées de pâturage et la quantité d'azote rejeté ramenés à l'hectare sont plus faibles (graphique III-5).

Graphique III-5 : Incidence du chargement sur le nombre de journées de pâturage et l'azote restitué



Lorsque le chargement baisse, on observe une réduction des **entrées d'azote** par les engrais alors que les entrées par les concentrés restent stables (annexe 19). Les exportations d'azote par la vente des céréales baissent aussi et deviennent nulles dans le système fourrager le plus extensif par contre les sorties d'azote par le lait et la viande restent identiques. La réduction des entrées d'azote est plus forte que celle observée pour les sorties d'azote, si bien que **l'excédent du bilan** décroît aussi pour atteindre 39 kg/ha SAU dans le cadre du système conduit à 1,4 UGB/ha SFP (graphique III-6).

Graphique III-6 : Evolution des entrées, sorties et excédent d'azote selon le niveau de chargement



Dans ces conditions, **les pertes d'azote** simulées sous la culture de maïs sont plus faibles quand le chargement est plus bas, bien qu'une plus grande proportion de maïs soit semée après prairie (tableau III-12). En effet, 70 % du maïs est couvert pendant l'hiver dans cette situation car il est possible d'implanter une culture intermédiaire entre 2 cultures de maïs. Inversement, dans le système fourrager le plus intensif, où la surface en céréales est équivalente à la surface en maïs, la succession maïs - céréales est généralisée avec l'impossibilité d'avoir une culture intermédiaire efficace pendant l'hiver. D'autre part, le lessivage d'azote sous prairie est plus faible car la fertilisation azotée ainsi que le nombre de journées de pâturage sont moins élevés. En définitive, la réduction du chargement de 2 à 1,4 UGB/ha SFP entraîne une baisse des pertes d'azote nitrique de l'ordre de 30 % et cela sans modification de la production laitière/ha SAU. Par contre, les pertes d'azote par voie gazeuse restent très proches car le volume de déjections capté à l'étable est similaire dans tous les cas.

Tableau III-12 : Pertes d'azote nitrique selon le niveau de chargement (kg N-NO₃/ha)

Rendement prairies (t MSU/ha)	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,72	1,98
Maïs	40	55	58
Blé	24	21	29
Prairie	31	41	52
PPP	38	51	65
PFP	19	25	31
Jachère	0	15	15
Moyenne	32	39	45

PPP : prairies exclusivement pâturées

PFP : prairies fauchées puis pâturées

6. CONCLUSION

Cette série de simulation consolide et complète les résultats expérimentaux acquis à Crécom. L'introduction de génisses et de céréales permet de réduire l'excédent du bilan comparativement à celui obtenu sur la surface fourragère consacré aux seules vaches laitières (d'environ 40 à 50 kg d'azote par ha). Le lessivage d'azote baisse dans une moindre proportion (environ 10 kg/ha SAU) si bien que le lessivage représente de 40 à 50 % de l'excédent de bilan. Par rapport à la situation courante, on peut estimer que l'optimisation dans la gestion de l'azote mise en œuvre à Crécom a permis de réduire l'excédent d'azote de près de 50 % et les pertes d'azote nitrique de l'ordre de 25 %. Cette réduction de l'excédent d'azote simulé est conforme à celle réellement obtenue sur le site de Crécom (environ 300 kg N/ha avant l'expérimentation, c'est-à-dire une baisse de 140-150 kg N/ha pour les deux systèmes étudiés). A même niveau de chargement, la part de maïs et de prairies dans le système fourrager n'a pas d'incidence sur les pertes d'azote nitrique évaluées globalement à l'échelle de l'exploitation, en dépit de différences de lessivage entre les prairies et les cultures.

Ces résultats simulés, obtenus sur une large gamme de parts de maïs dans le système fourrager, complètent et confirment les résultats obtenus sur les deux systèmes fourragers de Crécom. D'autre part, la réduction du chargement, à travers l'augmentation de la surface fourragère en substitution à la surface en cultures, constitue une piste intéressante pour réduire les pertes d'azote nitrique.

En définitive, malgré les fragilités du simulateur, ces simulations permettent de compléter le travail expérimental et explorer de nouvelles pistes.

IV. INCIDENCE ECONOMIQUE DE L'OPTIMISATION ENVIRONNEMENTALE

1. COUT DES TECHNIQUES MISES EN ŒUVRE

11. Mise aux normes des bâtiments d'élevage

L'amélioration de la gestion des engrais de ferme et la mise en œuvre du PMPOA (Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole) impliquent l'augmentation de la durée du stockage et par conséquent celle des capacités de stockage. L'évaluation des besoins en stockage est ainsi réalisée pour deux types d'étable, assez représentatives de celles rencontrées dans l'Ouest de la France : une stabulation libre couverte avec une aire paillée accumulée et une stabulation libre couverte avec logettes paillées (dos à dos). Cependant, le bâtiment réservé aux génisses est identique (stabulation avec aire d'exercice couverte et litière accumulée). Le troupeau compte 33 vaches avec 13 génisses par an (245 000 litres de lait livrés). Le projet concerne uniquement les ouvrages de stockage, considérant que la modification de l'étable existante ou la construction d'une nouvelle étable relevait d'autres processus (liés au vieillissement ou à la vétusté du bâtiment). Les durées et capacités de stockage nécessaires sont issues des exigences réglementaires et des normes diffusées par l'Institut de l'Élevage (dans le cadre du DeXeL). La stabulation libre avec aire paillée présente l'avantage de pouvoir déposer directement le fumier au champ lors de chaque vidange, sans passer par un passage transitoire sur une fumière. Par contre, dans le système avec des logettes paillées, il est nécessaire de prévoir une plate-forme à fumier. Le tableau IV-1 récapitule les capacités de stockage à créer ainsi que le besoin d'aires bétonnées. On considère, en effet, que les nouveaux besoins de stockage nécessitent la construction de nouveaux ouvrages, les anciens étant mal adaptés car trop petits ou vétustes.

Tableau IV-1 : Capacités de stockage à créer pour deux types d'étable

Type étable	SL aire paillée	SL logettes paillées
Capacités de stockage de lisier		
Durée de stockage (mois)	6	6
Capacité/vache en m ³	8,1	2,5
Capacité/génisse 6 mois-1 an en m ³	2,1	2,1
Capacité/génisse 1-2 ans en m ³	3	3
Capacité/génisse 2-2,5 ans en m ³	3,6	3,6
Capacités de stockage du fumier		
Durée de stockage (mois)	au champ	2
Capacité/vache en m ²		2,9
Capacités de stockage eaux vertes et blanches		
Durée de stockage (mois)	6	6
Production/troupeau/mois en m ³	24	24
Capacité de stockage lisier à créer pour troupeau (m ³)	511,8	327
Capacité de stockage fumier à créer pour troupeau (m ³)	0	95,7
Aires bétonnées à créer (m²)	1000	1000

Les coûts unitaires des ouvrages proviennent du bordereau TRAME des prix unitaires en bâtiments agricoles. On considère que les aides de l'agence et de l'état correspondent à la durée de stockage requise minorée d'un forfait de 45 jours, déjà exigible avant les travaux de mise aux normes. Les aides de l'état et des agences sont de 30 % du coût subventionnable (soit au total 60 %). Le coût à la charge de l'éleveur est couvert par un emprunt à 6 % sur 10 ans. Le coût de réalisation des ouvrages est un peu plus élevé pour l'étable à logettes, du fait de la construction d'une fumière. Mais au final, l'annuité est proche de 25 000 F soit environ 0,10 F par litre de lait. A priori, l'augmentation des capacités de stockage doit permettre de réaliser les épandages à une meilleure période et d'augmenter la valorisation de l'azote épandu et des autres éléments minéraux (acide phosphorique et potasse). Le surcoût doit être partiellement couvert par les économies d'engrais. Ce point sera traité dans la partie suivante.

**Tableau IV-2 : Coût de réalisation des ouvrages de stockage
et montant de l'annuité pour le troupeau**

Type étable	SL aire paillée	SL logettes paillées
Coûts unitaires des ouvrages		
Fosse à lisier circulaire enterrée sans couverture (F HT/m ³)	270	310
Fumière avec plaques béton préfabriquées (F HT/m ²)	-	630
Aires bétonnées (F HT/m ²)	250	250
Coût de réalisation des ouvrages pour le troupeau (F HT)	388 186	411 661
Coût subventionnable pour 4,5 mois de stockage (F HT)	353 852	347 379
Aides de l'agence (30 % du coût subventionnable) (F HT)	106 156	104 214
Aides de l'état (30 % du coût subventionnable) (F HT)	106 156	104 214
Montant total des aides (F HT)	212 311	208 427
Coût à la charge de l'éleveur (F HT)	175 875	203 234
Montant de l'annuité pour un emprunt à 6 % sur 10 ans (F)	23 901	27 619

12. Matériel de traitement et d'épandage

Afin d'améliorer la répartition des engrais de ferme sur l'ensemble des surfaces de l'exploitation, il est nécessaire d'épandre les engrais de ferme sur les prairies. Le compostage du fumier et l'injection du lisier ou son dépôt en surface permettent d'y parvenir. D'autre part, les nouvelles techniques d'épandage du lisier permettent de réduire les pertes d'azote par volatilisation.

Concernant le compost, l'analyse des coûts réalisée par la FNCUMA (Habib et Grégoire, 1998) à partir de trois années de suivi de chantiers, montre que le temps de travail et le coût avec ou sans main-d'œuvre sont très proches (tableau IV-3)

**Tableau IV-3 : Coûts comparatifs de deux types de chantier (fumier traditionnel et compost)
pour 100 tonnes de fumier brut produit**

Type de chantier	Fumier traditionnel	Compost
Vidange de stabu. et mise en tas	2 h	3 h 40
Retourn. d'andains		20 min
Chargement	1 h 43 min	1 h
Transport et épandage	3 h 30 min	1 h 30 min
Total temps	7 h 13 min	6 h 30 min
Total coût sans MO (F)	1398	1538
Total coût avec MO (F)	2013	2147
Total coût avec MO/tonne (F)	20,13	21,47

Pour le lisier, on peut envisager deux types d'équipements afin d'optimiser son utilisation : la rampe avec pendillards déposant le lisier au ras du sol, polyvalente sur plusieurs couverts (prairies, céréales) et l'enfouisseur à disques utilisable notamment sur prairies. Ces équipements peuvent bénéficier d'une aide de l'agence de bassin de 30 %. Dans le cadre d'une utilisation collective, le surcoût est relativement faible (tableau IV-4).

Tableau IV-4 : Coût des équipements de tonne à lisier

Type d'équipement	Rampe avec pendillards ¹ 12 m	Enfouisseur à disques
Prix d'achat (F)	70 000	80 000
Taux d'aide de l'agence (%)	30	30
Coût à charge du groupe (F)	49 000	56 000
Montant de l'annuité ² (F)	8 776	10 030
Frais d'entretien annuels	2 500	2 500
Coût annuel (F)	11 276	12 530
Nombre de voyages/an ³	600	600
Coût /voyage (F)	19	21
Coût pour un élevage bovin ⁴	1 710	1 890

1 : avec broyeur - répartiteur

2 : pour un emprunt à 6 % sur 7 ans

3 : source : banque de données FRCUMA Ouest

4 : 700 m³ de lisier dilué par les eaux vertes et blanches pour 50 UGB = environ 90 voyages

En définitive, les équipements spécifiques présentent des surcoûts modérés alors qu'ils permettent une meilleure gestion des engrais de ferme au niveau de l'exploitation. Il n'en demeure pas moins que le renouvellement classique des matériels d'épandage passe par l'acquisition d'épandeurs à fumiers et tonnes à lisier plus sophistiqués et donc plus coûteux. Toutefois, le renouvellement du matériel est inévitable et inhérent à l'activité.

13. Implantation d'une culture intermédiaire

La culture intermédiaire, implantée entre 2 cultures de maïs ou entre une céréale et un maïs a pour fonction de piéger l'azote présent après la récolte et celui qui se minéralise pendant l'hiver. Dans une ferme laitière, elle peut aussi être valorisée par les animaux.

La culture intermédiaire, souvent du ray-grass d'Italie dans les exploitations d'élevage, peut être implantée au stade 6-8 feuilles du maïs combinée au désherbage mixte ou semée après la récolte du maïs ou de la céréale. Le coût total est de 700 à 1100 F si l'on compte le prix des semences mais seulement de 300 à 700 F dans l'hypothèse d'une utilisation de semences produites à la ferme (tableau IV-5). En effet, il est peu coûteux de produire ce type de semences, destinées à une utilisation limitée dans le temps, sur l'exploitation. Le surcoût lié à l'implantation de cultures intermédiaires est relativement limité, d'autant que la production d'herbe peut être valorisée par les animaux au pâturage (environ 1 t de MS/ha pour un RGI implanté entre 2 cultures de maïs et 2 à 3 t de MS/ha pour un RGI semé après céréales en fin d'été). Le prix d'une tonne de MS peut être évaluée à 500 F/ha si l'herbe ainsi pâturée se substitue à des fourrages stockés.

Tableau IV-5 : Coût d'implantation de la culture intermédiaire (F/ha)

Epoque d'implantation	Stade 6-8 feuilles du maïs	Après la récolte des céréales ou du maïs
Préparation du sol		310
Semis ¹	50	120
Semences	25 kg*17 F/kg = 425	25 kg*17 F/kg = 425
Destruction	250	250
Coût total avec semences	725	1105
Coût total sans semences	300	680

¹: associé à la desherbineuse

14. Désherbage mixte

Le désherbage mixte combine le traitement dirigé sur le rang avec des produits phytosanitaires et le binage mécanique entre les rangs. La dose de produits phytosanitaires est réduite de deux tiers. Il est souvent associé au semis d'une culture intermédiaire. L'évaluation réalisée par les Chambres d'Agriculture de Bretagne montre que cette technique de désherbage permet de réduire le coût des produits phytosanitaires utilisés (tableau IV-6). Le surcoût lié à l'acquisition du matériel comparativement à un pulvérisateur classique est de 100 F/ha et la différence de temps passé entraîne un écart de 50 F/ha. Au final, la différence de coût est inférieure à 100 F/ha au profit du désherbage mixte mais le temps de travail est supérieur.

Tableau IV-6 : Coûts selon le mode de désherbage (en F/ha)

Mode de désherbage	Mixte	Chimique en plein
Produits phytosanitaires		
Coût produits phyto.(F)	116	350
Surcoût matériel (F)	100	
Temps de travail (minutes)	80	30
Coût main œuvre (F) ¹	80	30
Coût total (F)	296	380

¹ : 60 F/heure

2. RESULTATS ECONOMIQUES DES DEUX SYSTEMES DE PRODUCTION LAITIERE TESTES A CRECOM

Les deux systèmes de production laitière testés à Crécom ont été évalués sur le plan économique par simulation. En effet, il est nécessaire de rajouter les génisses ainsi que les cultures de vente afin de se rapprocher d'une exploitation laitière classique. La simulation permet d'étudier l'incidence de la part de maïs sur le résultat économique. L'effet de l'optimisation environnementale est également testé et l'on compare ainsi un scénario "non optimisé" au scénario réellement mis en œuvre à Crécom (tableau IV-7). Le scénario non optimisé correspond aux pratiques actuelles et le scénario optimisé aux pratiques mises en œuvre à Crécom. Les prix observés à Crécom sont repris à l'exception des charges de mécanisation pour lesquelles les tarifs CUMA-ETA ont été retenus.

Tableau IV-7 : Pratiques agricoles mises en œuvre

Niveau d'optimisation	Non optimisé	Optimisé
Capacité de stockage (mois)	1,5	6
Epandage des engrais de ferme	Seulement sur maïs	Maïs et prairies
Epoque d'épandage	Hiver, printemps, automne	Sortie hiver et printemps
Traitement du fumier	Non	Compost
Fertilisation NPK prairie (kg/ha)	250/80/120	170/0/0
Fertilisation NPK maïs (kg/ha)	100/46/100	0/0/0
Fertilisation NPK céréale (kg/ha)	150/0/0	110/0/0
Culture intermédiaire	Non	Oui
Désherbage du maïs	Chimique	Mixte

L'exploitation retenue est celle déjà décrite pour les simulations environnementales : SAU de 35 ha et un quota de 230 000 litres. Les rotations sont mises en œuvre de la même façon que précédemment. Les chiffres retenus pour le cheptel et les surfaces sont directement issus des résultats de l'essai (tableau IV-8). Comme la comparaison est conduite à quota laitier identique, le système « 75% herbe » a besoin d'environ deux vaches supplémentaires pour le produire, compte tenu de la différence de production laitière entre les deux lots et de la correction réalisée sur la matière grasse. Cela entraîne des flux différents au niveau du troupeau et se traduit par 0,7 ha de SFP en plus et par conséquent 0,7 ha de culture de vente en moins.

Tableau IV-8: Troupeau et surfaces nécessaires pour produire un quota de 230000 l avec une référence matière grasse de 39,2 g/l

Type de système	Système " 50% maïs "	Système " 75% herbe "
Effectif		
Nombre de VL	31,2	32,9
Génisses/an	12,5	13,1
Performances laitières		
Lait vendu/VL/an (l)	7431	6998
TB (g/l)	38,7	39,2
Concentrés/VL/an	1215	1253
Surface (ha)		
SAU	35	35
Culture de vente	9,9	9,2
SFP	25,1	25,8
Maïs	9,4	5,4
Herbe	15,7	20,4
dont herbe VL	8,8	13,0
Chargement (UGB/ha)	1,69	1,74

Le produit lait du système " 75 % Herbe " est légèrement plus bas (tableau IV-9) en raison d'une livraison de lait plus faible (moins 1650 litres) due à la correction matière grasse. Le produit lié à la vente des veaux de 8 jours est supérieur car l'effectif de vaches est différent. Malgré un effectif plus important dans le lot « 75% herbe », le produit lié à la vente des vaches de réforme est équivalent. En effet, il y a eu plus de réformes précipitées dans le système « 50% maïs » mais les vaches éliminées en fin de lactation sont en meilleur état (+ 0,4 point) et sont plus lourdes (+ 17 kg de poids vif) par rapport au système « 75% herbe », ce qui se traduit par un prix à la réforme plus élevé. En définitive, le produit bovin est quasiment identique. La vente des céréales est également proche entre les 2 systèmes. Par contre, les primes PAC (2100 F/ha) sont supérieures de 9 870 F dans le système " 50 % Maïs " et sont essentiellement liées aux hectares de maïs supplémentaires. L'écart de produit entre les deux systèmes s'élève alors à 13 208 F .

Tableau IV-9 : Produits de l'exploitation (en francs)

Type de système	Système " 50% maïs "	Système " 75% herbe "
Lait	448 316	447 104
Veaux	25 799	27 205
Viande	58 378	58 277
Total produit bovin	532 494	532 586
Produits végétaux	48 510	45 080
Primes PAC maïs	19 740	11 340
Primes PAC céréales	20 790	19 320
Total	621 534	608 326

Les coûts fourragers de la prairie sont toujours inférieurs à ceux observés pour le maïs car la prairie est essentiellement pâturée (tableau IV-10). Ils sont un peu plus élevés dans le système " 75 % Herbe " car il y a davantage de fauche. L'optimisation des pratiques permet de réduire significativement les coûts fourragers, en particulier ceux liés à la fertilisation. Le coût d'utilisation des produits phytosanitaires est inférieur dans le scénario "optimisé" car on utilise moins de produits avec le désherbage mixte.

Tableau IV-10 : Coûts fourragers de la prairie et du maïs

Type de système	Système " 50% maïs "		Système " 75% herbe "	
	"Non optimisé"	"Optimisé"	"Non optimisé"	"Optimisé"
Prairie				
Rendement moyen (t MS/ha)	8,25	8,1	8,1	7,8
Engrais (F/ha)	1093	502	1140	468
Semences (F/ha)	97	98	113	99
Traitements (F/ha)	9	9	10	9
Récolte (F/ha)	241	235	388	381
Total (F/ha)	1440	844	1651	957
Maïs				
Rendement silo (t MS/ha)	10,3	10,3	11,7	11,7
Engrais (F/ha)	667	0	667	0
Semences (F/ha)	1000	1135 ¹	1000	1078 ¹
Traitements (F/ha)	350	125	350	125
Récolte (F/ha)	1350	1350	1350	1350
Total (F/ha)	3367	2610	3367	2553
Total SFP (F/ha)	2170	1509	2020	1291

¹ : Y compris le coût des semences de RGI implantées comme cultures intermédiaires

La charge en concentrés et minéraux est légèrement plus élevée dans le système " 75 % Herbe " car la consommation de concentrés est supérieure (tableau IV-11). Les frais d'élevage, basés sur les enregistrements réels des événements sanitaires à Crécom sont proches. Les charges opérationnelles (engrais, semences, produits phytosanitaires) des fourrages et des cultures sont liées aux coûts par hectare présentés précédemment. Elles sont plus importantes pour les scénarios non optimisés en raison des achats d'engrais minéraux. Les charges de mécanisation et de distribution sont inférieures dans le système " 75 % Herbe " car la surface en prairie pâturée est plus importante et la quantité de fourrages stockés et distribués est plus faible (environ 0,15 F/kg MS de coût de distribution).

Tableau IV-11 : Charges liées au troupeau, aux fourrages et cultures (en F pour l'exploitation)

Type de système	Système " 50% maïs "		Système " 75% herbe "	
	"Non optimisé"	"Optimisé"	"Non optimisé"	"Optimisé"
Concentrés et minéraux	66 963	66 963	70 329	70 329
Frais d'élevage	47 986	47 986	48 659	48 659
Charges opé. fourrages	37 424	21 466	35 792	19 287
Charges opé. cultures	18 033	16 827	16 770	14 683
Charges de mécanisation	75 646	76 586	70 709	71 249
Charges de distribution	17 199	17 199	14 809	14 809
Total charges	263 251	247 027	257 068	239 016

Le tableau IV-12 récapitule le produit, les charges ainsi que les marges obtenues pour les différents systèmes et scénarios. Dans le scénario "optimisé", le système " 50 % Maïs " présente un produit supérieur à celui calculé dans le système " 75 % Herbe " en raison du supplément de primes PAC liées aux hectares de maïs en plus et à la différence de 0,7 ha de céréales. Mais, les charges totales du système " 50 % Maïs " sont supérieures en raison d'une mécanisation plus importante. En définitive, on observe un écart entre les 2 systèmes de l'ordre de 5000 F. Cet écart est très faible d'autant qu'il pourrait être annulé par l'utilisation d'associations RGA-TB. Dans ce cas, les coûts de fertilisation seraient proportionnellement plus bas dans le système " 75 % Herbe " car la surface en prairie est plus importante. D'autre part, ce type de prairie, particulièrement observée dans les

systèmes les plus herbagers, permettrait de réaliser des reports d'herbe sur pied et de faucher moins, notamment dans le système avec 75 % d'herbe. **On peut donc tabler sur la quasi-équivalence de la marge entre les deux systèmes.** Enfin, en l'absence de primes PAC au maïs ensilage, le système le plus herbager reprendrait l'avantage. Il pourrait être aussi conforté par des aides agri-environnementales. Ces résultats sont cohérents avec ceux déjà cités par Grasset (1997), montrant un revenu très proche pour différentes parts de maïs ensilage dans le système fourrager (entre 20 et 60 %). Néanmoins, lorsque la production fourragère du maïs est très supérieure à celle observée pour la prairie, les systèmes davantage basés sur le maïs ensilage reprennent l'avantage. Ces résultats obtenus par expérimentation et simulation sont confortés par les études de groupe réalisées par les Centres de Gestion dans l'Ouest (annexe 20). Pour un même niveau de chargement, le revenu diffère peu selon la part de maïs.

Tableau IV-12 : Marges obtenues (en F pour l'exploitation)

Type de système	Système " 50% maïs "		Système " 75% herbe "	
	"Non optimisé"	"Optimisé"	"Non optimisé"	"Optimisé"
Niveau d'optimisation				
Produit total	624 334	621 534	613 226	608 326
Charges totales	263 251	247 027	257 068	239 016
Marge nette	361 083	374 507	356 158	369 310
Surcoût stockage	0	25 760	0	25 760
Marge ap. surcoût stockage	361 083	348 747	356 158	343 550
Marge ap. surcoût stockage/ha	10317	9964	10176	9816

L'optimisation environnementale modifie légèrement le montant des produits. En effet, dans le scénario "non optimisé" le supplément de fertilisation azotée des prairies (environ + 50 kg N/ha) se traduit par une augmentation de la production fourragère qui se traduit par une libération de surface au profit des céréales. Par contre, la surfertilisation n'entraîne pas de supplément de rendement pour le maïs et le blé. Les charges sont inférieures de l'ordre de 17 000 F après optimisation et sont liées aux économies d'engrais. Dans le cas de pratiques de fertilisation encore plus laxistes, l'économie pourrait être plus importantes. La marge nette est ainsi améliorée d'environ 13 000 F. Mais lorsque l'on intègre le surcoût lié à la construction d'ouvrages de stockage (près de 26 000 F selon tableau IV-2), le résultat s'inverse mais l'écart reste faible (environ 13 000 F). Cependant, le bilan de l'azote est amélioré d'environ 70 kg/ha SAU, c'est-à-dire d'environ 50 %. Ce surcoût doit donc être discuté par rapport au gain environnemental, à la redevance pollution et autres taxations possibles ainsi qu'au regard du coût de la dépollution de l'eau.

V. DISCUSSION GENERALE

1. EXCEDENTS ET EFFICACITE DE L'AZOTE AU NIVEAU DU SYSTEME DE PRODUCTION

Les bilans de l'azote réalisés dans les exploitations laitières en France et en Europe montrent que les excédents sont liés à la production laitière ramené à l'hectare de SAU, critère intégrant la production laitière par vache, le chargement sur la surface fourragère et la part de cultures. Les systèmes laitiers intensifs, au delà de 6000 kg de lait/ha SAU, présentent des excédents d'azote compris entre 150 et 300 kg d'azote par hectare, lorsque la gestion de l'azote n'est pas raisonnée. Les entrées d'azote par la fertilisation et les concentrés constituent l'essentiel des entrées. Ces systèmes intensifs présentent des risques de pertes d'azote relativement élevés et d'autant plus que la part de maïs dans le système fourrager est importante. Cependant, il est possible d'optimiser la gestion de l'azote au sein de ces systèmes : réduction des rejets azotés au niveau de l'animal, meilleure répartition des engrais de ferme au niveau de l'exploitation, mise en œuvre de la fertilisation raisonnée et implantation de cultures intermédiaires.

Ces techniques ont été mises en œuvre simultanément sur des exploitations laitières expérimentales en France et en Europe, dont Crécom, sur une durée de 3 à 5 ans. Les résultats montrent que les flux et excédents d'azote sont **inférieurs de 40 à 60 % à ceux observés dans les exploitations laitières suivies dans les années 1985-1995**. Le rendement de l'azote est alors compris entre 30 et 40 % et dépasse rarement 40 %. Ces résultats sont confirmés par ceux obtenus dans les meilleurs élevages ainsi que par simulation. Celles-ci montrent aussi que le rendement de l'azote peut atteindre 50 % lorsque la part de cultures de vente représente de 25 à 30 % de la SAU car elles présentent une bonne valorisation de l'azote. Il apparaît difficile de dépasser ces seuils, notamment dans les systèmes intensifs, compte tenu de la mauvaise transformation des protéines végétales par les ruminants avec de l'azote restitué, plutôt difficile à gérer (azote organique dont il est difficile de contrôler et prévoir la minéralisation, azote uréique très volatil et localisé au pâturage). D'autre part, l'intensification laitière et fourragère entraînent une moindre valorisation de l'azote par la plante ou l'animal (loi des rendements décroissants). Ainsi, même en améliorant la gestion de l'azote de façon significative au niveau de l'exploitation, **l'excédent d'azote reste lié à l'intensification laitière** (graphique II-10 page 67).

2. PERTES D'AZOTE NITRIQUE A L'ECHELLE DU SYSTEME LAITIER

Les pertes d'azote nitrique mesurées à l'échelle d'exploitations laitières optimisées **apparaissent variables selon les milieux**. Elles sont comprises entre 30 et 60 kg d'azote /ha dans les milieux filtrants avec une lame drainante élevée mais seulement de 15 à 25 kg/ha dans les situations moins filtrantes. Elles sont globalement liées à l'excédent du bilan mesuré au niveau de l'exploitation. Les calculs par simulation et l'analyse des pertes mesurées sous cultures de maïs et prairies montrent des progrès importants par rapport aux pratiques actuelles qui conduisent à des excédents d'azote élevés. Néanmoins, compte tenu des lames drainantes observées, la concentration en nitrates moyenne est comprise entre 40 et 60 mg/litre avec souvent une concentration supérieure à 50 mg au début de la période de drainage. La teneur en nitrates de l'eau est donc proche du seuil de potabilité.

Les pertes d'azote nitrique ont été mesurées sur une période de 3 à 4 ans selon les dispositifs. Bien souvent, la mise en œuvre de techniques plus respectueuse de l'environnement faisait suite à une longue période d'agriculture intensive avec des pratiques de fertilisation azotée très libérales. Dans nos expérimentations et compte tenu de l'inertie de la matière organique dans les systèmes d'élevage bovin, il est donc possible que l'on hérite des arrière-effets des pratiques antérieures et que l'on ne mesure pas l'effet strict des nouvelles pratiques mises en œuvre. La réduction du lessivage d'azote dans certains sites (Crécom, Ognoas) sur une période finalement très courte appuie cette thèse et semble aussi démontrer que l'effet des modifications intervient assez rapidement. Ces bribes d'explication laissent présager des fuites de nitrates acceptables en vitesse de croisière. Néanmoins, les bilans de l'azote réalisés et la répartition des pertes effectuée font état de défauts de bilan qui pourraient correspondre à de l'organisation nette. C'est à dire que l'on enrichit le stock d'azote organique du sol. **Il semble donc impératif d'analyser ce type d'essai sur le long terme et d'investir sur le fonctionnement du couple carbone-azote**, d'autant que les flux respectifs de carbone et d'azote sont élevés dans les systèmes laitiers intensifs. Ainsi, l'enrichissement en humus dans un système fourrager avec un tiers de maïs ensilage et deux tiers de prairie serait de l'ordre de 800 kg/ha/an (Pflimlin, 1995).

D'autre part, **la concentration en nitrates mesurée au niveau de l'exploitation est différente de celle mesurée à l'exutoire du bassin versant** où se juge la qualité de l'eau. Plusieurs auteurs (Aurousseau et al, 1996 ; Ruiz et al, 1999) font état d'abattement d'azote entre l'exploitation et le bassin versant. En effet, à l'échelle du bassin hydrologique, plusieurs phénomènes permettent de réduire la concentration en nitrates de l'eau : dilution par les espaces non agricoles, dénitrification dans les zones humides, rupture d'écoulement des eaux sur le versant par les haies et les talus, organisation spatiale des différentes cultures. Ils laissent penser que la concentration en nitrates observée au niveau d'ensemble d'exploitations optimisées deviendra acceptable à l'exutoire du bassin versant. Un changement d'échelle, à la fois dans l'espace et le temps, s'avère donc indispensable pour juger de la qualité de l'eau dans les territoires de production laitière intensive.

Si les systèmes laitiers intensifs présentent des pertes d'azote nitrique acceptables, une fois optimisés, **la réduction du niveau d'intensification et par conséquent du chargement animal** est une autre voie pour limiter le lessivage d'azote. Cette réduction du chargement peut passer par l'agrandissement de l'exploitation accompagné d'une dilution de l'activité laitière et de la pression d'azote organique. Elle peut aussi être envisagée pour une exploitation donnée en désintensifiant la production prairiale. L'augmentation de la surface en prairie alors observée se fait au détriment de la surface en céréales.

Les bilans de l'azote réalisés dans les différentes études montrent en effet que l'excédent d'azote baisse en même temps que la production laitière par hectare de SAU. Nos travaux par simulation montrent aussi que les pertes d'azote nitrique baissent en même temps que le niveau de chargement. Ces résultats sont confirmés par d'autres études de simulation sur des systèmes herbagers dans le Centre Bretagne (Allard et al., 1999) et des résultats expérimentaux en Allemagne (comparaison de 2 niveaux de chargement : 2,1 et 1,3 UGB/ha avec une réduction importante des reliquats azotés et du lessivage d'azote ; Ernst, 1993 cité par Weissbach et al., 1994) ainsi qu'au Danemark (comparaison de 2 niveaux de chargement en système organique : 1,4 et 0,9 UGB/ha avec une réduction des pertes d'azote nitrique plus modérée de 6 kg/ha - respectivement 41 et 35 kg d'azote lessivé par ha ; Eriksen et al, 1999). De même, sur le site de Crécom, le système allaitant conduit à 1,5 UGB/ha SFP présente un lessivage d'azote inférieur d'environ un tiers à celui observé au niveau des systèmes fourragers laitiers testés.

3. PERTES D'AZOTE PAR VOIE GAZEUSE

Ces travaux montrent que **les pertes d'azote par voie gazeuse sont loin d'être négligeables** dans les systèmes laitiers en lien avec le caractère volatil de l'ammoniac. Il reste à préciser la proportion des différents gaz émis (azote gazeux, oxydes d'azote et ammoniac), notamment au moment au stockage, mais il semble que l'ammoniac soit le principal gaz. Ces pertes sont particulièrement importantes à l'étable et au stockage surtout lorsque les températures sont élevées et la présence des animaux prolongée (système "Tout maïs" à Ognoas). En effet, les pertes d'azote sur le segment bâtiment - stockage - épandage sont souvent comprises entre 30 et 40 % de l'azote rejeté alors que le taux de pertes n'est que de 10 % au pâturage.

Les pertes d'azote par voie gazeuse estimées à Crécom représentent de 20 à 25 % de l'azote rejeté. Elles sont cohérentes avec les données de la bibliographie (Dollé et al, 1999) mais elles contrastent avec les pertes observées à Ognoas (taux de pertes de 50 % dans le système "tout maïs" conduit exclusivement en stabulation) et celles mesurées à De Marke (taux de pertes de 11 % seulement). L'arsenal de techniques mises en œuvre sur ce site (pentes inclinées, couverture de la fosse à lisier, injection du lisier, restriction du temps de pâturage) a porté ses fruits mais au prix d'investissements onéreux. En fait, pour réduire les émissions d'ammoniac, **deux voies semblent s'opposer** : celle maximisant le pâturage combiné à des aménagements peu coûteux au niveau de l'étable et celle basée sur un temps de séjour plus important à la stabulation et une restriction du pâturage avec des équipements plus sophistiqués et coûteux à l'étable et à l'épandage. Les travaux futurs devraient permettre de mieux choisir entre ces deux voies.

4. INCIDENCE DE LA PART DE MAÏS ENSILAGE SUR LES PERTES D'AZOTE NITRIQUE ET LES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

Le maïs ensilage présente des fragilités par rapport à l'environnement. Les risques de pertes d'azote nitrique et d'entraînement des produits phytosanitaires vers les eaux de surface, en lien avec un temps d'occupation du sol réduit, sont régulièrement pointés et sa place dans le système fourrager est discutée.

Lorsque la conduite du maïs est optimisée (pas de surcharge d'engrais de ferme, quasi - absence de fertilisation azotée complémentaire, implantation de cultures intermédiaires), les pertes d'azote nitrique, observées dans ces études ou issues de la bibliographie, apparaissent acceptables car comprises entre 40 et 60 kg/ha. De même, les nouvelles pratiques de désherbage (désherbage mixte, mécanique voire même chimique raisonné) permettent de limiter les risques de contamination des eaux par les produits phytosanitaires. La culture du maïs peut donc mieux respecter l'environnement si sa conduite est optimisée.

Les études suivies à Crécom et Ognos ont également permis de préciser l'incidence de la part de maïs ensilage sur les pertes d'azote et en particulier les pertes d'azote nitrique. **A Ognos**, le système exclusivement basé sur le maïs, présente des pertes d'azote nitrique voisines de 50 kg/ha/an. Cependant, l'azote organique rejeté par le troupeau est dilué sur une surface plus grande que la SFP du fait de la présence de cultures de vente (60 % de la SAU). Le système "maïs et prairies" est moins intensif sur la surface fourragère (1,7 contre 2 UGB/ha) mais présente une pression d'azote organique un peu plus forte ramenée à l'hectare de SAU. Malgré ces différences, le lessivage d'azote est nettement plus faible dans le système combinant prairies et maïs comparativement au système "tout maïs" (respectivement 32 et 55 kg/ha SAU). Les pertes d'azote nitrique sont particulièrement modérées sous les prairies, du fait d'une fertilisation azotée plutôt faible (110 kg N minéral/ha). En considérant uniquement la surface fourragère, l'écart est encore plus important. Cependant, la différence observée est certainement amplifiée par l'absence de cultures intermédiaires entre deux cultures de maïs, pénalisant ainsi davantage le système "tout maïs".

A Crécom, avec un recours systématique aux cultures intermédiaires entre deux cultures de maïs, les pertes d'azote nitrique observées pour les systèmes fourragers, comportant respectivement 25 et 50 % de maïs ensilage, sont comparables. Dans le système le plus herbager, le lessivage d'azote est plus faible sur les prairies (davantage de fauche, moins de journées de pâturage), mais cet avantage est annulé par l'effet du retournement des prairies sur les cultures de maïs. Ces résultats sont consolidés par ceux obtenus par simulation en explorant une large gamme de systèmes fourragers (de 0 à 60 % de maïs). Ils sont également conformes aux travaux menés par Jarvis et al., (1996) en Angleterre. Enfin, sur le site de Crécom, un système allaitant exclusivement basé sur des prairies à base de trèfle blanc, moyennement intensif (1,5 UGB/ha/SFP) présente un lessivage d'azote inférieur d'environ un tiers à celui observé dans le dispositif "vaches laitières" (1,85 UGB/ha SFP).

En définitive, les résultats des expérimentations et des simulations montrent que la part respective de prairie et de maïs aurait peu d'influence sur les pertes d'azote nitrique, lorsque les systèmes présentent le même chargement et que la conduite du maïs est parfaitement optimisée. Par contre, si la conduite du maïs est mal maîtrisée, notamment sans recours systématique aux couverts végétaux efficaces, les systèmes herbagers apparaissent plus robustes. En revanche, à chaque fois que l'accroissement de la part de prairie se traduit par une diminution du chargement, les pertes d'azote nitrique exprimées par hectare deviennent plus faibles, y compris avec l'extension de la durée de pâturage.

L'accroissement de la part de maïs dans le système fourrager entraîne **une diminution du rejet azoté** au niveau de l'animal et de l'excédent d'azote à l'échelle de l'exploitation sans que cela se traduise par l'amélioration de la qualité de l'eau, car de nombreux processus agronomiques interviennent (minéralisation et organisation).

Mais, l'impact environnemental de l'équilibre prairie-maïs ne se limite pas au lessivage d'azote.

En effet, la quantité de produits phytosanitaires utilisée dans une exploitation d'élevage est très liée à la part de maïs et céréales dans l'assolement, car la prairie nécessite peu de pesticides. Cependant, les travaux menés à Crécom et dans d'autres sites montrent qu'avec le désherbage mixte, il est possible de réduire l'utilisation de produits phytosanitaires sur maïs et d'en limiter le transfert par ruissellement vers les cours d'eau. Enfin, la prairie peut faire valoir de nombreux atouts par rapport au respect de l'environnement : limitation des risques d'érosion et des pertes de phosphore et azote par ruissellement, (Misselbrook et al, 1995), maintien du taux de matière organique des sols, préservation de la biodiversité et de la faune du sol (Le Gall et al, 1997).

5. PERTINENCE DES INDICATEURS DE RISQUE

De façon générale, les indicateurs sont indispensables pour le conseil agricole et l'évaluation environnementale des systèmes de production laitière. L'expérimentation menée à Crécom ainsi que dans les autres sites européens a permis d'en tester plusieurs.

Le rejet azoté de l'animal et en particulier des vaches laitières : cet indicateur est utile lorsqu'on le compare aux références publiées récemment par le CORPEN dans un système d'alimentation donnée. Cette confrontation permet de détecter par exemple des entrées d'azote abusives par les concentrés. Nos résultats, comme les références du CORPEN, montrent que le rejet en azote des vaches laitières diminue avec l'accroissement de la part de maïs dans le système d'alimentation. Il ne faut pas pour autant en tirer des conclusions hâtives aussi bien sur les pertes d'azote gazeuse que sur les pertes d'azote nitrique car plusieurs processus interviennent ensuite au niveau de l'exploitation. Les différents résultats obtenus à Crécom et Ognos montrent que les rejets azotés plus importants observés pour les systèmes herbagers n'entraînent pas pour autant une augmentation du lessivage d'azote.

La balance azotée des prairies : elle correspond aux entrées d'azote sur la prairie (engrais minéral et organique, fixation symbiotique, concentrés et fourrages complémentaires) moins les sorties d'azote (lait, viande, récoltes, azote restitué en bâtiments). Elle traduit donc l'excédent d'azote au niveau de la prairie qui se répartit entre lessivage, volatilisation de l'ammoniac et de l'oxyde nitreux, immobilisation. A Crécom, la relation entre le solde de balance et la quantité d'azote lessivé apparaît décevante que l'on raisonne à l'échelle de l'année ou cumulée sur 4 années. A Kerlavic (Finistère), Laurent et al, (1999) observe aussi une mauvaise relation à l'échelle de l'année mais une bonne relation entre la balance azotée cumulée sur 6 ans et l'azote lessivé. Alors qu'à Kerlavic, le dispositif expérimental est conduit exclusivement avec de l'azote minéral, une partie des entrées d'azote à Crécom est composée d'engrais de ferme avec une fraction d'azote organique importante (compost) dont la disponibilité est mal connue et non immédiate. Ces différences expliquent probablement ces divergences dans les relations observées. Compte tenu de ces incertitudes, cet indicateur n'est pas à utiliser à l'échelle de la parcelle et de l'année. Par contre, il semble pertinent lorsqu'il est calculé pour un ensemble de prairies et sur un pas de temps assez long (au moins 5 ans).

Le nombre de journées de présence au pâturage : il est exprimé en journées de présence de 24 heures par hectare. La quantité d'azote lessivé apparaît correctement liée à cet indicateur qui correspond à la quantité d'azote restitué au pâturage et intègre de fait l'intensité de la fertilisation, de la fixation symbiotique ainsi que la valorisation de l'herbe. Les résultats observés à Crécom confirment ceux obtenus par Simon et al, (1997) et Laurent et al, (1999) dans d'autres dispositifs. Il apparaît que les pertes d'azote nitrique deviennent importantes au delà de 600 journées de présence par hectare. Cependant, pour un même nombre de journées de pâturage, on observe une certaine variabilité car le lessivage d'azote peut varier du simple au triple. Là aussi, la prédiction est meilleure lorsqu'on raisonne sur une séquence de plusieurs années. En définitive, cet indicateur s'avère pertinent pour classer les situations, mais il faut rester prudent sur la valeur absolue des résultats prédits. Il peut être utilement complété par **la fertilisation azotée minérale** pour les prairies de graminées pures et **le taux de trèfle blanc** pour les associations. En effet, les pertes d'azote nitrique sur prairies deviennent importantes au delà de 200 kg N/ha et un taux de trèfle blanc (pondéré à l'année) supérieur à 50 %.

La balance azotée du maïs : elle correspond aux entrées d'azote par les engrais minéraux et organiques moins les exportations d'azote. Cette balance n'est pas du tout relié au lessivage d'azote car elle n'intègre pas des processus agronomiques importants comme l'effet du retournement de prairie. Au niveau des cultures, il semble préférable d'établir des balances sur des successions culturales comme le suggère Benoît (1994) ou d'analyser **la fertilisation azotée et organique**.

Le bilan apparent de l'azote : il comptabilise les entrées et sorties d'azote à l'échelle de l'exploitation et présente généralement un excédent. Cet excédent correspond aux pertes d'azote par lessivage, voie gazeuse et à l'organisation de l'azote. Nos études montrent que la quantité d'azote lessivé à l'échelle de l'exploitation est bien liée à l'excédent du bilan si l'on prend soin de distinguer le milieu. Ainsi, les pertes d'azote nitrique représentent environ un tiers de l'excédent d'azote dans les situations avec une lame drainante élevée mais seulement 10 à 15 % dans les milieux moins filtrants. S'il est vrai que l'excédent du bilan a un impact sur les pertes d'azote nitrique, cette relation peut être modulée par d'autres facteurs tels que la part de sols nus, de maïs ensilage, de cultures (Oenema et al., 1997). Les systèmes herbagers présentent généralement des excédents d'azote plus élevés que ceux observés dans les systèmes avec maïs ensilage (à même chargement) mais les pertes d'azote ne sont pas pour autant supérieures. En effet, la prairie organise une partie de ce supplément d'azote. A Crécom, les pertes d'azote nitrique représentent un tiers de l'excédent lorsque l'on considère la seule surface fourragère. Après introduction des céréales (25 % de la SAU), l'excédent de bilan baisse de près de 50 % mais les pertes d'azote nitrique de seulement 25 %. La quantité d'azote lessivé représente alors près de la moitié de l'excédent. D'autre part, les pertes observées par ailleurs (volatilisation de l'ammoniac, dénitrification) peuvent modifier ces relations et en particulier les pertes d'azote gazeuse. Ainsi, dans des systèmes de cultures fourragères, le risque réel pour la qualité de l'eau pourrait être identique pour des soldes d'azote compris, par exemple, entre 80 et 120 kg /ha.

En définitive, le bilan apparent de l'azote est un outil efficace pour identifier les principaux postes d'entrées, dégager des marges de progrès et suivre des évolutions de pratiques. C'est également un outil de conseil très pédagogique (Chambaut et Le Gall, 1998). Il indique un risque de pollution globale et semble plutôt bien relié au lessivage d'azote mais la plus grande prudence s'impose dans son utilisation. Il est nécessaire de le compléter par d'autres indicateurs tels que **la part de sols nus ou peu couverts, de cultures, de maïs, le taux de retournement de prairies** afin d'affiner l'évaluation du risque. Finalement, une démarche de compartimentation permettant de répartir l'excédent d'azote entre le lessivage, les émissions gazeuses et l'organisation dans le sol s'avère indispensable pour préciser les différents risques de pollution azotée pour un niveau d'excédent donné. D'autre part, il est nécessaire de disposer de valeurs repères et d'objectifs, afin de rendre le conseil autour de la démarche du bilan de l'azote plus efficace. C'est l'objet du référentiel construit en Bretagne par les Chambres d'agriculture et l'Institut de l'Elevage (Chambaut et al, 2000).

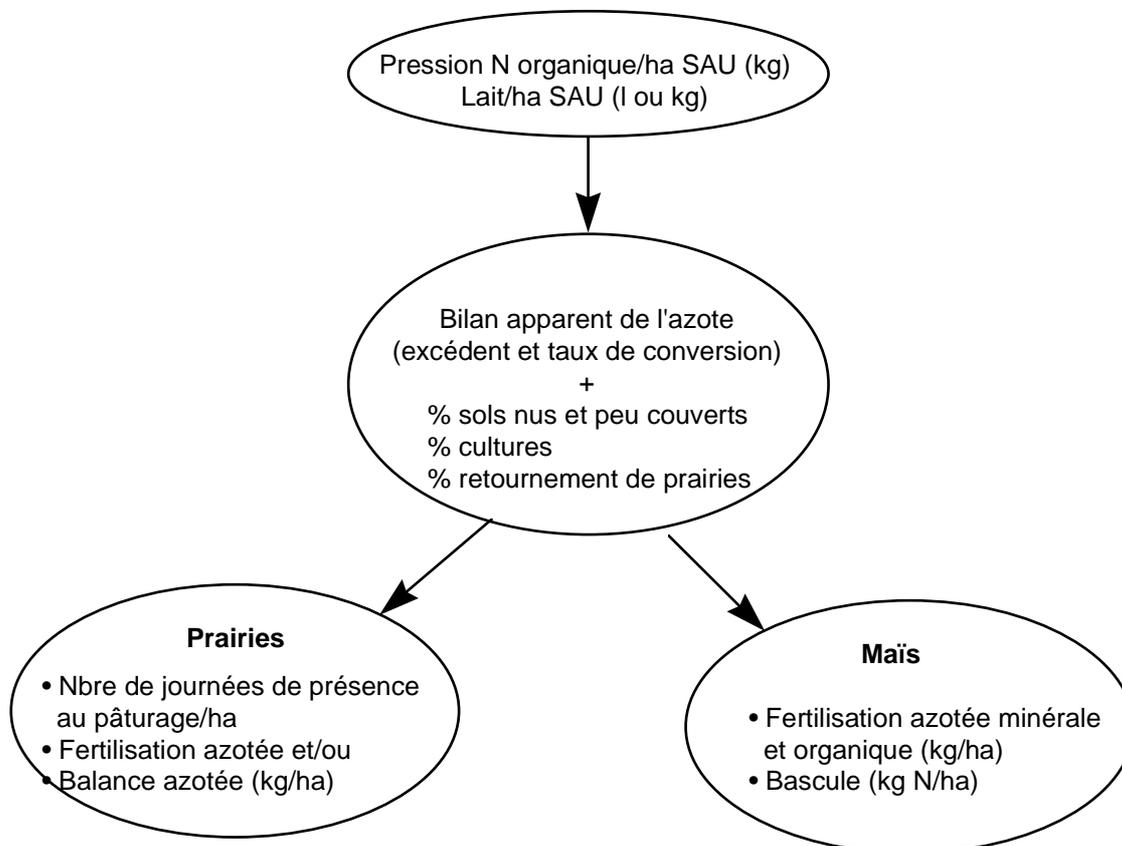
Le taux de conversion mesure le rendement de l'azote au sein de l'exploitation. Il peut être complété par la production laitière permise par kg d'azote rentrant sur l'exploitation (Jarvis et Aarts, 2000). Ces indicateurs d'efficacité de l'azote au niveau de l'exploitation sont pédagogiques et permettent aussi de mesurer les progrès accomplis.

Le solde CORPEN porte sur l'ensemble des parcelles de l'exploitation et se situe donc à une échelle différente de celle retenue pour le bilan apparent de l'azote. Les entrées d'azote correspondent aux achats d'engrais, à l'azote organique produit par les troupeaux présents (nombre d'UGB *73 kg N/ha) auxquels on peut rajouter la fixation symbiotique par les légumineuses. Les sorties recouvrent les exportations par les cultures et les fourrages grossiers. Les soldes CORPEN calculés sur les systèmes laitiers intensifs présentés dans ce document sont inférieurs de 80 à 200 kg d'azote par hectare aux excédents mesurés par les bilans apparents de l'azote. En effet, le bilan CORPEN n'intègre pas les pertes par volatilisation à l'étable et au stockage. Les entrées d'azote d'origine organique sont minimisées par le rejet azoté des vaches laitières proposé par le CORPEN (73 kg N/ha) plus faible que ceux réellement observés. Enfin, la teneur en azote (3,5 % d'azote soit 21,9 % de MAT) est relativement élevée et peut conduire à surestimer les exportations d'azote par les prairies. Lorsque l'on procède à des corrections, en utilisant par exemple les valeurs réellement observées dans les expérimentations, les soldes CORPEN deviennent proches de l'excédent mesuré par le bilan apparent.

Sur le jeu de données disponibles sur des systèmes laitiers, le lessivage d'azote apparaît modérément lié au solde CORPEN car celui-ci est trop normatif. En définitive, le solde CORPEN paraît adapté au conseil de fertilisation, afin de détecter les gaspillages d'engrais azotés mais semble moins pertinent que le bilan apparent de l'azote pour évaluer les différents risques de pollution (pertes d'azote par voie gazeuse, pertes d'azote nitrique).

Enfin, les indicateurs sont pour la plupart liés entre eux, comme l'indique le schéma V-1 et **il existe des priorités dans leur utilisation**. Il est généralement plus facile de raisonner de façon globale à partir du bilan de l'azote et des indicateurs globaux qui lui sont liés puis d'enchaîner avec les indicateurs plus parcellaires au niveau des prairies et des cultures.

Schéma V-1 : Représentation des différents indicateurs de la gestion de l'azote d'une ferme laitière



6. APPORT DES DIFFERENTES METHODES D'ETUDE

L'approche des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation, largement développé dans ce document, présente plusieurs avantages, commenté aussi par Jarvis et Aarts (2000). Elle permet d'identifier les principales entrées et sorties d'azote à l'échelle de l'exploitation ainsi que les différentes pertes d'azote en évitant de se focaliser sur l'un ou l'autre élément (nitrate, ammoniac, oxyde nitreux). Elle implique de connaître précisément les flux d'azote au niveau de l'exploitation, en mettant en évidence l'importance du flux à tel ou tel niveau et les maillons les plus fragiles du point de vue des pertes d'azote. Enfin, parce que cette approche est intégrée, elle permet d'analyser correctement les conséquences de telle ou telle modification de pratique sur les différents flux. De même, elle interroge sur le devenir de l'azote lorsque par exemple les pertes sont modifiées à tel ou tel niveau.

Dans le cadre de cette approche globale, **trois méthodes d'étude sont mobilisées**. La réalisation de **bilans apparents de l'azote dans les fermes d'éleveur** permet d'identifier les principaux postes d'entrées et de sorties et d'évaluer les excédents selon le système de production et le niveau d'intensification. Elle permet aussi de repérer les élevages qui présentent les excédents de bilan les plus faibles, ainsi que la variabilité et donc les marges de progrès au sein d'une population.

Cependant, ces observations ne renseignent pas sur les différentes pertes d'azote au niveau de l'exploitation. C'est l'objet **des expérimentations** réalisées sur les systèmes complets qui quantifient également les flux d'azote au sein de l'exploitation, dans des conditions proches de la pratique agricole. Les résultats ainsi obtenus sur les six dispositifs européens permettent de clarifier l'impact des systèmes bovins sur l'environnement et en particulier les pertes d'azote. Néanmoins, ces expérimentations restent forcément limitatives et elles sont d'autant plus intéressantes lorsqu'elles permettent de construire des modèles. En effet, **la modélisation** permet d'étudier des variantes et d'explorer des systèmes innovants avant et après l'expérimentation. C'est sans doute le volet le moins avancé du programme de recherche car le modèle décrit présente plusieurs fragilités, notamment sur le plan agronomique. Ce travail de modélisation est donc une première étape et nécessite des améliorations par le renfort de compétences agronomiques complémentaires.

Enfin, l'approche globale des flux d'azote nécessite aussi **des références plus analytiques** afin de progresser dans la compréhension des flux d'azote. C'est notamment le cas du fonctionnement du couple carbone - azote au niveau du sol, particulièrement important dans des systèmes d'élevage avec des prairies que l'on retourne régulièrement et du fumier. Il est également nécessaire de préciser les émissions d'oxyde nitreux au niveau des prairies et des cultures.

7. PERFORMANCE ECONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES LAITIERS OPTIMISES

L'optimisation environnementale n'entraîne pas de surcoûts lorsqu'il s'agit de la réalisation de compost, de l'implantation d'une culture intermédiaire ou du désherbage mixte. Elle permet même de limiter les coûts dans le cadre de la fertilisation raisonnée à la fois sur l'azote, l'acide phosphorique et la potasse ou de l'ajustement des quantités de concentrés et de leur teneur en protéines, cela sans modifications des quantités de lait et de viande produites. On observe de faibles surcoûts dans le cadre d'équipements spécifiques pour les tonnes à lisier. Mais, l'essentiel des surcoûts réside dans la réalisation de capacités de stockage (environ 25 000 F/an pour un troupeau de 50 UGB dans une exploitation laitière de l'Ouest). L'étude économique réalisée montre que les gains obtenus sur la fertilisation ne compensent pas complètement le montant de l'annuité liée à la construction des ouvrages de stockage (17 000 F d'économie pour un surcoût de 25 000 F soit environ les deux tiers). Cependant, la perte de revenu reste faible et dépend des pratiques de fertilisation avant la mise aux normes environnementale. D'autre part, cette perte de revenu devrait être quasiment annulée par la redevance pollution et la future Taxe Générale sur les Activités polluantes, basée sur le bilan de l'azote à l'exploitation. En définitive, il apparaît possible de concilier performance économique et respect de l'environnement dans les systèmes laitiers intensifs.

Ces résultats économiques doivent aussi être discutés par rapport **au gain environnemental**. Dans notre étude, l'optimisation de la gestion de l'azote permet en effet de réduire l'excédent d'azote d'environ 50 % et le lessivage de l'ordre de 25 % par rapport aux pratiques antérieures. Cette optimisation mise en œuvre au niveau des exploitations doit aussi permettre de limiter le coût de la dépollution de l'eau. On estime en effet que la connexion à des réseaux d'eaux non contaminés entraîne des coûts de recherche et d'interconnexion qui peuvent monter à 2,5 F/m³. Le coût de la dénitrification de l'eau peut être évalué à un minimum de 1,3 F/m³ (Farruggia, 2000). La "production" d'eau étant de l'ordre de 1000 m³ par hectare dans un bassin versant à faible lame drainante en Ille-et-Vilaine et de l'ordre de 2500 m³ par hectare dans un autre bassin plus arrosé dans le Finistère (Bordenave et Merceron, 1999), on comprend aisément qu'il est préférable d'encourager des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement plutôt que de traiter l'eau. Une aide de 1 000 F/ha se traduirait ainsi, seulement, par un surcoût de 0,4 à 1 F/m³.

La modification du système de production, en particulier par réduction du chargement et accroissement de la part de prairies est complémentaire de l'optimisation d'un système de production laitière intensif et peut constituer une voie pour certains éleveurs. Nos travaux montrent que cette orientation permet de réduire les excédents d'azote de l'ordre de 50 % et les pertes d'azote par hectare de 20 à 30 %. Les résultats économiques publiés par les Ede de Bretagne et l'Institut de l'Élevage (Le Lan et al., 2000) montrent que ces systèmes désintensifiés (1,3 à 1,4 UGB/ha, 0 à 15 % de maïs dans

la SFP) présentent la même efficacité économique (mesuré par le rapport entre l'Excédent Brut d'Exploitation et le produit total) que les systèmes les plus intensifs (1,8 à 2 UGB/ha, 40 à 50 % de maïs). En fait, le choix du système dépend de la densité de quota par hectare de SAU et de la surface potentiellement accessible par les vaches pour le pâturage.

VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

1. DES RESULTATS ENCOURAGEANTS SUR L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES SYSTEMES LAITIERS INTENSIFS

Alors que les systèmes laitiers présentent des fragilités par rapport aux différentes pertes d'azote, les études menées montrent qu'il existe des marges de progrès et des solutions pour améliorer la gestion de l'azote au sein des exploitations laitières. Dans ces conditions, les expérimentations et les simulations menées sur des systèmes complets montrent qu'il est possible de réduire les pertes d'azote nitrique aux différentes étapes du cycle de l'azote dans l'exploitation (voir tableau de synthèse VI-1). La concentration en nitrates reste proche de 50 mg/litre (au niveau de l'exploitation) au cours des différentes expérimentations et laisse présager des fuites de nitrates acceptables en vitesse de croisière. D'autre part, à l'échelle du bassin versant, il est raisonnable de tabler sur les différentes sources d'abattement d'azote (zones humides, talus et haies, zones boisées) afin d'obtenir de l'eau potable à l'exutoire. Ces résultats apparaissent encourageants d'autant que les études économiques montrent qu'il est possible de concilier respect de l'environnement et performance économique.

2. DES REFERENCES ET DES OUTILS POUR LE CONSEIL ET LES DISPOSITIFS D'INCITATION

Ce travail sur l'approche globale des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation a permis d'élaborer des références et des outils pour le conseil et les différents dispositifs d'incitation qui se font jour (Contrats Territoriaux d'Exploitation, Charte des bonnes pratiques en élevage, Cahiers des charges de l'Agriculture Raisonnée). La relation observée entre l'excédent azoté du bilan et les pertes d'azote par lessivage ainsi que l'approfondissement des modalités techniques d'amélioration de la gestion de l'azote consolident la démarche de conseil autour du bilan de l'azote et donc les possibilités de transfert vers les éleveurs. La synthèse des résultats des expérimentations et des simulations permet aussi de préciser les repères pour le conseil ainsi que les seuils des cahiers des charges ou de futures réglementations (pressions d'azote organique, niveaux d'excédents azotés).

3. DES CHANTIERS A POURSUIVRE ET OUVRIR

• Modélisation des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation

Le simulateur décrit dans ce document présente quelques fragilités, notamment du côté de l'évaluation des pertes d'azote nitrique sous cultures. L'utilisation de STICS, modèle proposé par l'INRA, couplant la minéralisation et l'absorption d'azote, utilisé conjointement à un modèle de lessivage devrait permettre des améliorations significatives. D'autre part, il faut mieux modéliser les pertes d'azote par volatilisation. Les travaux actuellement conduits à l'Institut de l'Élevage sur les pertes d'azote par voie gazeuse en bâtiments et lors du stockage ainsi que le modèle STAL proposé par Morvan (1999) sur les pertes par volatilisation au cours de l'épandage du lisier devraient permettre d'améliorer ce maillon du modèle. En définitive, la modélisation des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation laitière nécessite des travaux complémentaires et devrait progresser au sein d'un groupe, réunissant zootechniciens, agronomes et modélisateurs.

• Compartimentation de l'excédent du bilan de l'azote

Comme le bilan apparent de l'azote apparaît pertinent pour le conseil, il est important de finaliser une démarche de compartimentation de l'excédent du bilan, afin de répartir l'excédent entre le lessivage, les émissions gazeuses et l'organisation dans le sol. Cette démarche est en fait une simplification de la modélisation des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation. Les pertes d'azote par volatilisation et dénitrification pourraient être estimées à partir d'abaques tirées des modèles et de coefficients issus de la bibliographie. Les pertes d'azote nitrique sous prairies pourraient être calculées à partir du nombre de journées de présence au pâturage et les pertes sous cultures à partir du bilan de masse et de coefficients de lessivage. La différence entre l'excédent de bilan (auquel on rajoute l'azote d'origine atmosphérique) et ces pertes pourrait correspondre à l'organisation que l'on discuterait par rapport à un bilan sur le carbone. Ce travail, démarré à l'initiative de l'Institut de l'Élevage, fait l'objet d'une collaboration avec l'INRA Sols-Agronomie de Rennes-Quimper.

- **Construction de référentiels sur les bilans de l'azote**

La démarche de conseil autour des bilans de l'azote nécessite de disposer de référentiels par type de système et milieu pédoclimatique. En effet, il est nécessaire d'avoir des repères sur les principaux postes d'entrées, de sorties ainsi que sur le niveau d'excédent accessible afin de dégager des marges de progrès. Ce travail vient d'être réalisé en Bretagne sur les systèmes laitiers par simulation et reprend la méthodologie mise au point lors des expérimentations sur les systèmes complets. La construction de ces référentiels doit être élargie à d'autres régions et systèmes de production.

- **Etude de la qualité de l'eau au niveau du bassin versant**

L'étude détaillée dans ce rapport a permis de préciser les flux au niveau de l'exploitation et d'intégrer les connaissances de la parcelle à l'exploitation. Les résultats obtenus montrent qu'un changement d'échelle s'impose afin de mieux comprendre les abattements d'azote entre les exploitations intégrées sur un bassin versant et l'exutoire de ce bassin. Un projet piloté par l'ACTA, réunissant l'AGPM, l'ITCF, l'Institut de l'Elevage, l'INRA et le CEMAGREF a ainsi pour objet de préciser l'influence des pratiques agronomiques sur la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant. Ce projet consiste à tester des modèles spatialisés sur les données acquises sur trois bassins versants de petite taille en Bretagne. Il s'agira ensuite de construire des scénarios de modifications de pratiques au niveau des exploitations du bassin versant puis à simuler les conséquences de ces modifications sur les excédents d'azote et la qualité de l'eau à l'exutoire, à l'aide des modèles préalablement testés.

- **Réalisation d'Ecobilans**

Le travail présenté dans ce document porte sur les flux et les pertes d'azote des systèmes laitiers. Il apparaît intéressant d'élargir l'analyse en étudiant les autres impacts de ces systèmes sur leur environnement : la consommation d'eau, d'énergie fossile et de ressources non renouvelables, la consommation et les excédents de métaux lourds, la contribution à l'effet de serre, à l'acidification atmosphérique, à l'eutrophisation ainsi qu'à l'écotoxicité terrestre, aquatique. C'est la notion d'Ecobilan et d'Analyse du Cycle de Vie, proposé par plusieurs auteurs et consigné dans la norme ISO 14040. Il semble intéressant de réaliser ces analyses sur une large gamme de systèmes laitiers et d'établir des indicateurs pertinents au niveau de l'exploitation.

Tableau VI-1 : Origine et importance des pertes d'azote au sein de l'exploitation laitière et améliorations possibles

	Volatilisation (NH ₃)			Lessivage (NO ₃ ⁻)		
	Source	Importance	Améliorations	Source	Importance	Améliorations
Logement	Volatilisation de l'azote uréique déposé sur les aires bétonnées	+ + +	Réduction de la teneur en N des rations Paillage			
Fumiers et lisiers						
• Stockage	Volatilisation de la fraction d'azote ammoniacal	+ +	Couverture de la fosse à lisier Maintien de la croûte de surface			
• Epanchage		+ + lisier + fumier	Injection de lisier Dépôts de surface Incorporation rapide	Surfertilisation du maïs	+ +	Répartition sur l'ensemble de la surface et les prairies
Champ						
• Prairie	Volatilisation de l'azote urinaire	+ +	Réduction de la teneur en azote de l'herbe Réduction du temps de pâturage	Hétérogénéité des restitutions au pâturage	+ +	Fertilisation azotée raisonnée Maîtrise du taux de trèfle blanc Limitation du pâturage hivernal Désintensification fourragère
• Maïs	Volatilisation de l'azote uréique	-	Suppression des entrails minéraux	Excès de fertilisation Sols nus	+ + +	Suppression des apports d'engrais de ferme après retournement de prairie Limitation des apports de fumier et lisier : délocalisation vers les prairies. Suppression de la fertilisation azotée minérale. Implantation de cultures intermédiaires

LISTE DES SYMBOLES CHIMIQUES

K :	Potassium
K ₂ O :	Potasse
N :	Azote
N-NH ₄ :	Azote ammoniacal
N ₂ O :	Oxyde nitreux
N-NO ₃ :	Azote nitrique
P :	Phosphore
P ₂ O ₅ :	Acide Phosphorique

LISTE DES UNITES

ha :	Hectare
Kg :	Kilogramme
l :	Litre
mg :	Milligramme

LISTE DES ABREVIATIONS

CAU :	Coefficient Apparent d'utilisation
INN :	Indice de Nutrition Azotée
JP :	Journées de pâturage
JPP :	Journées de présence au pâturage
MAT :	Matières Azotées Totales
MS :	Matière Sèche
PDIE :	fraction de Protéine Digestible dans l'Intestin limitée par l'Energie
PDIN :	fraction de Protéine Digestible dans l'Intestin limitée par l'azote
RGA, RGI :	Ray Grass Anglais, Ray Grass d'Italie
RGA-TB :	Ray Grass Anglais et trèfle blanc
SAU :	Surface Agricole Utile
SFP :	Surface Fourragère Principale
SPE :	Surface Potentielle d'Épandage
TB :	Taux butyreux
TP :	Taux protéique
UFL :	Unité Fourragère Lait
UGB :	Unité Gros Bétail
VL :	Vache Laitière

LISTE DES SIGLES

ACTA :	Association des Centres Techniques Agricoles
AGPM :	Association Générale des Producteurs de Maïs
CUMA :	Coopérative d'Utilisation du Matériel Agricole
COMIFER :	Comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée
CORPEN :	Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles
EDE :	Etablissement Départemental de l'Elevage
ETA :	Entreprise de Travaux Agricoles
ITCF :	Institut Technique des Céréales et des Fourrages
INRA :	Institut National de la Recherche Agronomique
STICS :	Simulateur multidisciplinaire pour les Cultures Standard

BIBLIOGRAPHIE

AARTS H.F.M. (1996). Efficient nutrient management in dairy farming on sandy soils ; technical results of the experimental farm "De Marke" for the years 1993/94 and 1994/95. Report no, 18 "De Marke", report no. 67 AB-DLO, 28 pp.

AARTS H.F.M., BIEWINGA E.E., (1992) : Dairy farming systems based on efficient management, Netherlands journal of Agricultural Science, 40, 285-299.

AARTS H.F.M., HABEKOTTE B., VAN KEULEN H. (1999) : Nitrogen (N) management in the "De Marke" dairy farming system. In Nutrient Cycling in Agroecosystems (in press,)

ADDISCOTT T.M (1990) : Measurement of nitrate leaching : a review of methods. In Colloque Nitrates, agriculture, eau. Paris, 7-8 novembre 1990.157-168.

AGPM info (1995) : Les atouts du maïs - document 4 pages.

ALARD V., ROUSSET D., LETERME Ph., JOURNET M. (1999) : Simulations et optimisation environnementale et économique sur trois types de systèmes en production laitière. Actes du colloque Programme Systèmes Terre et Eau : systèmes d'élevage herbagers autonomes en Centre Bretagne. 191-206.

ATTONATY J.M. (1980) : Qu'est-ce que le système fourrager ?. Perspectives agricoles spécial système fourrager. Janvier 1980, 20-27.

AUROUSSEAU P, BAQUE MC ET SQUIVIDANT H (1995) : Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport de convention DRAF de Bretagne, Rennes, 30 p.

BENOIT M. (1994) : Risques de pollution des eaux sous prairies et sous culture. Influence des pratiques d'apport d'engrais de ferme, Fourrages, 140, 407-420.

BENOIT M. (1992) : Un indicateur des risques de pollution azotée nommé "Bascule", Fourrages, 129, 95-110.

BERNHARD C., SCHENCK C. (1986) : Utilisation de bougies poreuses pour extraire la solution du sol dans le ried central de l'Alsace. Bulletin du GFHN, 20, 73-85.

BINET F. (1993) : Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés, Thèse de 3ème cycle, Université de Rennes I, 285 pages.

BLOUIN J.Y., DIVERRES R., 1995 : Le désherbage mixte du maïs : une technique adaptée à la protection de l'environnement, in Colloque "Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action, Rennes 27/11/95, 134 -140.

BODET J.M., CABARET M.M., DESVIGNES P. (1998) : Valeur agronomique des composts de fumiers. Recueil des interventions. Document ADEME- Ministère de l'agriculture- ACTA. 126-154.

BODET J.M., COULOUARN A., MASSON E. (1993) : Production du maïs fourrage dans l'Ouest : Incidence du précédent prairie. Perspectives Agricoles, 179, 51-57.

BONNET P. (1996) : Bilan azoté à l'échelle de l'exploitation et risque global de pollution. In Fertilisation azotée des prairies. Doc CRA Rhône-Alpes, 32 pages.

BORDENAVE P., BOURAOUI F., GASCUEL-ODOUX C., MOLENAT J., MEROT P. (1999) : Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Actes du colloque, 24. Ouvrage IFREMER. 311-333.

BOUWNAN A.F., ASMAN W.A.H. (1997) : Scaling of nitrogen gas fluxes from grasslands. In Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Ed. by Sc Jarvis and B.F. Pain, 331-330.

BROCARD V. (1997) : Troupeaux de vaches hautes productrices : pratiques et résultats, compte rendu d'étude Institut de l'Elevage n° 9983105.

BROCARD V., FARRUGGIA A., LE GUENIC M., LE MEUR D. (1995) : Utilisation de lisier de porc sur les pâtures des vaches laitières en Bretagne : aspects techniques et sanitaires. Renc. Rech. Ruminants, 2, 343-348.

BROCARD V., KEROUANTON J., LE MEUR D. (1999) : Effet à long terme d'une forte réduction de concentrés. Essai mené à Trevezet (29). Compte-rendu Institut de l'Elevage.

- BURNS I.G. (1976), Equation to predict the leaching of nitrate iniformaly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profil, *Journal agriculture Science* 86, 305-313
- CABARET M.M., ARZUL J.P., BLOUIN J.Y. (1994) : 2 essais d'implantation d'un couvert végétal dans la culture du maïs. *Compte rendu Chambre d'Agriculture* 22.
- CABARET M.M., BLOUIN J.Y., ARZUL J.P. (1994) : Essais d'implantation d'un couvert végétal dans la culture du maïs, document CA Côtes d'Armor.
- CANN C., BORDENAVE P., SAINT-CAST P., BENOIST J.C. (1999) : Transfert des flux de nutriments - Importance des transports de surface et de faible profondeur. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Actes du colloque*, 24. Ouvrage IFREMER. 125-140.
- CASTILLON P., KERVEILLANT P., BESNARD A. , LE GALL A. (1999) : Fertilisation azotée et production des prairies pâturées. In *recueil des communications de la journée technique "Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest"*. 41-59
- CELLIER P., GERMON J.C., HENAULT, GENERMONT S. (1996) : Les émissions d'ammoniac (NH₃) et d'oxydes d'azote (NO_x et N₂O) par les sols cultivés : mécanismes de production et quantification des flux. In *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes - Reims, 19-20 Novembre 1996 - Ed INRA, Paris 1997.*
- CHADWICK D., MISSELBROOK T., PAIN B. (1999) : Potential for reducing gaseous nitrogen emissions from high input agriculture.
- CHAMBAUT H., BRAS A., CABARET M.M., GUIONIE C., GRASSET M., LE LAN B.(2000) : Optimisation du bilan des minéraux des exploitations laitières : méthode de siomulation des flux N-P-K paramétrée pour la région Bretagne. *Compte-rendu Institut de l'Elevage-EDE et CA de Bretagne*. 75 pages.
- CHAMBAUT H., LE GALL A. (1998) : Bilan des minéraux dans les exploitations bovines : niveaux d'excédents par système de production et utilisation dans une démarche de conseil en environnement aux agriculteurs. *Renc. Rech. Rum.*,5, 241-244.
- CHAMBERS B.J., SMITH K.A, VAN DER WEERDEN T.J. (1997) : Ammonia emissions following the land spreading of solid manure. *Cab International 1997 Gazeous Nitrogen Emissions from Grasslands* (eds S.C. Jarvis and B.F. Pain).
- COMIFIER (1996) : Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles. *Brochure* 59 pages.
- COPPENET (1975) : Bilan des éléments fertilisants sur les exploitations d'élevage, *Fourrages*, 62, 119-132
- COPPENET M., GOLVEN J., SIMON J.C., LE CORRE L., LE ROY M. (1993) : Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, 13, 77-83
- CORPEN (1998) : Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. *Document CORPEN*, 85 pages.
- CURMI P., BOURRIE G., COURAULT D., CHEVERRY C., DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., HALLAIRE V., MEROT P., PELLERIN J., ROBIN P., TROLARD F., WALTER C. (1996) : Rôle du milieu physique sur les chemins de l'eau ; incidences sur le contrôle géochimique de la teneur en nitrate des eaux superficielles, Synthèse des principaux résultats du programme CORMORAN-INRA sur la période 1992-1995, *Document INRA-ENSAR*, 16 pages + annexes.
- CUTTLE S.P. (1997) : Nitrogen budgets for an organic dairy farm. In *gaseous nitrogen emissions from grasslands*. Ed. by J.C. Jarvis and B.F. Pain, 413-414.
- DECAU M.L (1996) : Evaluation des méthodologies de mesure de lessivage. *Recueil des communications à la Journée Prairies Azote Grand Ouest*. Document CRAB.
- DECAU M.L, DELABY L., ROCHE B. (1997) : AzoPât : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151, 313-330.
- DECAU M.L., SALETTE J. (1993) : Retournements de prairie et évolution consécutive de l'azote minéral du sol, *Matières organiques et agricultures, GEMAS-COMIFER*, 71-81.
- DECROUX J., DUGAST P. (1999) : Pratiques agricoles et qualité des eaux de surface : l'expérience d'un bassin versant de polyculture-élevage dans le Sud-Ouest. *Doc. Journée technique Ferme expérimentale d'Ognoas*, 16 juin 1999, p. 61-69.

- DELABY L., LUCBERT J. (1999) : Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Document CORPEN, 18 pages.
- DELABY L., PEYRAUD J.L., VERITE R. (1995) : "Influence du niveau de production laitière et du système d'alimentation sur les rejets azotés du troupeau", Rencontre Recherche Ruminants, 2, 349-354.
- DELABY L., DECAU M.L., PEYRAUD J.L., ACCARIE P. (1997) : Azo Pât : Une description quantifiée de flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. Fourrages, 151, 297-311.
- DESVIGNES P. (1997) : Les atouts du maïs face au lisier. Perspectives agricoles, 211, 38-39.
- DJURHUUS J, JACOBSEN O.H. (1995) : Comparison of ceramic suction cups and KCL extraction for the determination of nitrate in soil. European Journal of Soil Science. 46, 387-395.
- DOLLE J.B. (1999) : Emissions d'ammoniac en bâtiment et au cours du stockage des déjections en élevage bovin. Compte rendu Institut de l'Elevage n° 9993304.
- DOLLE J.B., CAPDEVILLE J. (1998) : Emissions d'ammoniac dans les bâtiments vaches laitières à ventilation naturelle. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 291-295.
- DOLLE J.B, HACALA S., LE GALL A. (1999) : Lisier ou fumier : quelle chaîne choisir de l'étable au champ ? Recueil des communications de la journée technique "Les éleveurs de ruminants acteurs de la qualité de l'eau"
- DONAGHY D., WORMAN K., JARVIS S., GOULDING K., CONWAY J., HILLAM J. (1997) : Nitrogen flows in mixed farming systems. In proceedings of fifth research conference of BGS, 23-24.
- DURAND P. (2000) : Pertes d'azote par dénitrification en fonction de l'excédent du bilan de l'azote dans les sols bretons. Communication personnelle.
- DURAND P., HENAULT C., BIDOIS J., TROLARD F. (1998) : La dénitrification en zone humide de fonds de vallée. In Agricul. Intensive et qualité des eaux, Cheverry C. (ed.), 223-231.
- DURU M., NOCQUET J., BOURGEOIS A. (1988) : Le système fourrager un concept opératoire ? Fourrages, 115, 251-272.
- ERIKSEN J., ASKEGAARD M., KRISTENSEN K. (1999) : Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. Soil Use and Management, 15, 176-182.
- FARRUGGIA A. (2000) : L'eau et les herbivores, les chemins de la qualité. Ouvrage Institut de l'Elevage. 170 pages.
- FARRUGGIA A., CASTILLON P, LE GALL A., CABARET M.M (1999) : Le raisonnement de la fertilisation azotée des prairies : proposition d'une méthode de calcul de la dose d'azote à apporter pour les régions du Grand-Ouest de la France. In recueil des communications de la journée technique "Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest". 133-170.
- FARRUGGIA A., DECAU M.L., VERTES F., DELABY L. (1997) : EN prairie, la balance azotée à l'échelle de la parcelle. Fourrages, 151, 282-296.
- FARRUGGIA A., LE GALL A., LEGARTO J., LE MEUR D., CABARET M.M. (1998) : Risques de lessivage de nitrates sous prairies pâturées. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 224.
- FARRUGGIA A., PICHOT L., PERROT C. (1995) : Bilan apparent des minéraux et systèmes de production. Essai de hiérarchisation des systèmes à partir des réseaux d'élevage. Renc. Rech. Ruminants, 2, 355-360.
- FAUVEL Y., MORVAN T. (1998) : Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In Ramiran 98. Actes du colloque. CEMAGREF éditions.
- FORTIN G. (1993) : Systèmes laitiers et environnement. Mémoire de fin d'études ESA Angers - Institut de l'Elevage, 84 pages + annexes.
- FOUGERE M. (2000) : Bilans des minéraux de la ferme expérimentale de Derval en Loire-Atlantique de 1997 à 1999. Communication personnelle.
- FRATERS B., VISSENBERG H.A., BOUMANS L.M.J., DE HAAN T., DE HOOP D.W. (1997) : Meetprogramma : kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven in het zandgebied (MKGBL-zand) 1992-1995, RIVM/LEI-DLO.
- FROMENT M.A., CHALMERS A.G., SMITH K.A. (1992) : Nitrate leaching from autumn and winter application of animal manures to grassland. Aspects of Applied Biology , 30, 1992. Nitrate and farming systems. 153-156.
- GASCUEL C., MORVAN T. (1994) : Analyse de la variabilité spatiale du nitrate sous prairie pâturée, en début d'automne (reprise du drainage) Conséquences sur l'élaboration d'une stratégie d'échantillonnage Compte-rendu INRA, 12 pages.

- GASCUEL C., WALTER C., MEROT P., ZHANG X.(1997) : Colloque l'arbre en réseau. Résumés des communications.
- GIRARDIN P., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H.M.G.(1996) : Colloque de Fontevraud, Germes, Paris, France.
- GRASSET M. (1997) : Place du maïs dans les systèmes fourragers laitiers. II- Aspects technico-économiques et exemples en Bretagne. Fourrages, 150, 137-146.
- GUERIN G., LEGER F., PFLIMLIN A. (1994) : Stratégie d'alimentation : méthodologie d'analyse et de diagnostic de l'utilisation et la gestion des surfaces fourragères et pastorales. Document lignes Institut de l'Elevage, 36 pages.
- HABIB Z., GREGOIRE J.L. (1998) : Chantiers de compostage et d'épandage. Organisation collective efficace en Cuma pour des coûts individuels réduits. In Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Recueil des interventions. Document ADEME- Ministère de l'agriculture - ACTA. 96-102.
- HACALA S. (1998) : Hygiénisation des composts. Etude sur la contamination en salmonelles et listéries. In Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Recueil des interventions. Document ADEME- Ministère de l'agriculture - ACTA. 82-95
- HACALA S., BODET J.M., AUBERT C., TEXIER C. (2000) : Fertiliser avec les engrais de ferme. Brochure Institut de l'Elevage, ITCF, ITAVI, ITP.
- HEDDADJ D., GASCUEL C. (1997) : Le désherbage mixte du maïs. Synthèse régionale des expérimentations. Document INRA-ENSA Rennes - Bretagne Eau Pure.
- HENIN S. (1992) : Azote et prairie : questions et perspectives. Fourrages, 132, 339-346.
- HUIJSMANS J.F.M., HOL J.M.G., BUSSINK D.W. (1997) : Reduction of ammonia emissions by new slurry application techniques on grassland. In CAB INTERNATIONAL 1997. Gaseous nitrogen emissions from grasslands . 281-292.
- JARVIS S.C., AARTS H.F.M. (2000) : Nutrient management from a farming systems perspective. In EGF, Volume 5, Grassland science in Europe, 363-373.
- JARVIS S.C., WILKINS R.J., PAIN B.F.M. (1996) : Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements : a systems approach. Grass and Forage Science, 51, 21-31.
- KEROUANTON J (1998) : Référentiel animal du groupe "Alimentation Bretagne". Document EDE de Bretagne-Institut de l'Elevage, 9 pages.
- LAFLEURIEL P., BOURGEOIS A. (1989) : Observatoire d'azote dans l'eau : mesures des pertes sous les sols. Fascicule n° 2. 126 pages.
- LAFOLIE F., NEEL C. (1997) : Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Ed INRA, Les Colloques, n° 83. 54-67.
- LANDAIS E. (1990) : Essai de positionnement des méthodes disponibles pour l'étude de l'extensification des systèmes d'élevage d'herbivores. In L'extensification, une forme de modernisation. Séminaire 23-24 octobre 1990. 27-41.
- LANQUETUIT D., SEBILLOTTE M. (1997) : Le solde CORPEN. In Le guide Ferti-Mieux pour évaluer les modifications de pratiques des agriculteurs. 138-147.
- LAURENT F (1996) : Evaluation des méthodologies de mesure de lessivage. Recueil des communications à la Journée Prairies Azote Grand Ouest. Document CRAB.
- LAURENT F., FARRUGGIA A., VERTES F., KERVEILLANT P. (1999) : Effet des modes de conduite de la prairie sur les pertes d'azote par lessivage. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle. In recueil des communications de la journée technique "Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest". 113-132
- LAURENT F., MACHET J.M., PELLOT P., TROCHARD R. (1995) : Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison des espèces. Perspectives agricoles, 206, XXXIII-XLIX.

LE CŒUR P., LE GALL A., CHAMBAUT H., CABARET M.M., GRASSET M., LE LAN B. (1998) : Définition d'indicateurs pour un diagnostic environnemental des systèmes laitiers en Bretagne. Renc.Rech. Ruminants, 5, 227.

LE FLOCH D. (1986) : La monoculture du maïs est-elle possible ? Contraintes et limites de la monoculture du maïs grain ou ensilage en France in les rotations céréalières intensives. Dix années d'études concertées INRA-ONIC-ITCF-INRA, Paris 1986.

LE GALL A. (1998) : Bilans des minéraux dans les exploitations laitières bretonnes. Compte rendu EDE-CA de Bretagne - Institut de l'Elevage.

LE GALL A., GRASSET M., HUBERT F., (1997) : La prairie dans les régions de l'Arc Atlantique. I- Place dans les systèmes fourragers et enjeux. Fourrages 152, 445-459.

LE GALL A., LE MEUR D., GRASSET M., FOUGERE M. (1999) : Le trèfle blanc : un moyen économe d'assurer la nutrition azotée des prairies. In recueil des communications de la journée technique "Fertilisation azotée des prairies dans l'Ouest". 61-73.

LE GALL A., LEGARTO J., CABARET M.M, FARRUGGIA A. (1998) : Impact des systèmes laitiers productifs sur l'environnement. Flux d'azote à l'échelle de l'exploitation. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 201-208.

LE GALL A., LEGARTO J., PFLIMLIN A.,(1997) : Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragères laitiers . III- Incidence sur l'environnement. Fourrages 150, 147-169.

LE LAN B., BROCARD V., CADORET P., FOLLET D., GRASSET M., LAVEDRINE F., QUEFFELEC A. (2000) : Systèmes laitiers demain en Bretagne : 11 fiches témoignages. Dossier EDE-CA de Bretagne-Institut de l'Elevage.

LE MEUR D. (1999) : Le lisier sur prairie : l'injection est efficace. A la pointe de l'élevage n° 352-86, 10-12.

LEACH K.A., BAX J. (1999) : Efficiency of nitrogen use in dairy system. In BGS Occasional symposium n° 33. 69-74.

LEBRUN V. (1991) : Une méthode d'étude du système d'exploitation agricole. Brochure ITEB, 62 pages.

LEDGARD S.F., PENNOJ.W., SPROSEN M.S. (1999) : Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. Journal of Agriculture Science, Cambridge, 132, 215-225.

LEGARTO J. (1997) : La valorisation des effluents d'élevage en 1996. Bulletin "Ognoas Flash" n° 43.

LEGARTO J. (1996) : La valorisation des fumiers et des lisiers de bovins depuis 1991. Ognoas flash n° 41.

LEGARTO J. (1995) : L'enfouissement direct des lisiers pour les maïs et les prairies. Bulletin "Ognoas Flash" n° 38.

LEGARTO J., LE GALL A. (1999) : Les incidences de la part de maïs et de la prairie sur la qualité en nitrate de l'eau . Etude de deux systèmes de production laitière au Domaine d'Ognoas. Recueil des communications de la journée technique "Systèmes laitiers productifs et qualité de l'eau".17-31.

LEGENDRE J., MOREAU J.C., SABALÇAGARAY P. (1997) : Cent bilans apparents réalisés en Midi-Pyrénées. In document "Du nouveau pour raisonner la fertilisation et l'utilisation des prairies". CRA Midi-Pyrénées, 1-7.

LEMAIRE G., GASTAL F., PLENET D., LE BOT J. (1996) : Le prélèvement de l'azote par les peuplements végétaux et la production des cultures. In Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Ed INRA, Les Colloques, n° 83. 121-139.

LEMAIRE G., SALETTE J. (1984) : Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. I- Etude de l'effet du milieu. Agronomie, 4, 423-430.

LIMBOURG P. (1992) : Une alternative intéressante à la fumure minérale sur prairie : l'apport de fumiers compostés, Fourrages, n° hors-série L'extensification en production fourragère, 100-102.

LLOYD A. (1992) : Nitrate leaching following the break up of grassland for arable cropping. Aspects of Applied Biology, 30, 243-247.

LOISEAU P., HABCHI A. EI, DE MONTARD F.X., TRIBOÏ E. (1992) : Indicateurs pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture incluant la prairie temporaire de fauche, Fourrages, 129, 29-43.

LORENZ F., STEFFENS G. (1997) : Effects of applications techniques on ammonia losses and herbage yield following slurry application to grasslands. Cab International 1997 - Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands (eds S.C. Jarvis and B.F. Pain).

MACHET J.M., LAURENT F., CHAPOT J.Y., DORE T., DULOUT A. (1997) : Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. Colloque "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes". Ed INRA, Paris 1997. 271-288.

MARIOTTI A. (1997) : Quelques réflexions sur le cycle géochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes. Ed. INRA des colloques n° 83, 9-22.

MARY B. (1996) : Note d'utilisation du logiciel LIXIM. INRA Laon.

MARY B., BEAUDOIN N., BENOIT M. (1997) : Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes. Ed. INRA des colloques n° 83, 289-312.

MASSE J., VIAUX P., VERJUX N., RETAUREAU P., COTTET C. (1996) : Expérimentation au niveau de l'exploitation agricole : micro-fermes ou fermes pilotes. In Expérimenter sur les conduites des cultures : un nouveau savoir-faire au service d'une agriculture en mutation. Journée technique DERF-ACTA. 99-114.

MENZI H. KATZ P., FAHRNI M. AND KELLER (1997) : Ammonia emissions following the application of solid manure to grassland. Cab International 1997 - Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands (eds S.C. Jarvis and B.F. Pain).

MERCERON M. (1999) : Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances. In Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Actes du colloque, 24. Ouvrage IFREMER. 49-60.

MESCHY F., GUEGUEN L. (1998) : Les recommandations d'apport alimentaire en éléments minéraux : analyse et perspectives. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 235-240.

MEYNARD J.M., BOIFFIN J., CANEILL J., SEBILLOTTE M. (1981) : Elaboration du rendement et fertilisation azotée du blé d'hiver en Champagne Crayeuse. II. Types de réponse à la fumure azotée et application du bilan prévisionnel. Agronomie, 1, 795-806.

MIGNOLET C., BENOIT M., SAINTOT D. (1997) : Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges. INRA. Prod. animales, 10 (4), 275-285.

MISSELBROOK T.H., PAIN B.F., STONE A.C., SCHOLEFIED D. (1995) : Nutrient run-off following application of livestock wastes to grassland, Environmental Pollution 88, 51-56.

MISSELBROOK T.H., SHEPHERD M.A., PAIN B.F. (1996) : Sewage sludge applications to grassland : influence of sludge type, time and method of application on nitrate leaching and herbage yield. Journal of Agricultural Science, Cambridge, 126, 343-352.

MOAL J.F. (1995) : Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et études des facteurs d'influence. Thèse in Etudes n° 20 Equipements pour l'eau et l'environnement. Editions CEMAGREF.

MOAL J.F. (1994) : Volatilisation de l'azote des lisiers après épandage. Thèse in Etudes n° 20 Equipements pour l'eau et l'environnement. Editions CEMAGREF.

MOQUET (1994) : Synthèse des essais sur l'apport d'engrais starter (18-46) au semis du maïs. Recueil des conférences, débats de la journée technique "Capital PK". ITCF La Jaillière.

MORVAN T. (1998) : Equations d'estimation des pertes d'azote ammoniacal lors de l'épandage du lisier. Communication personnelle.

MORVAN T. (1992) : Contexte de la fertilisation azotée en Bretagne, Forum agronomie, 5 p.

MORVAN T., ALARD V., RUIZ L. (1999) : Evolution comparée des risques de pollution azotée en rotation de type herbager. Actes du colloque Programme Systèmes Terre et Eau : systèmes d'élevage herbagers autonomes en Centre Bretagne. 167-176.

NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT S., RECOUS S. (1997) : La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In Maîtrise de l'azote dans les agro-systèmes. Ed. INRA des colloques n° 83, 87-103.

OENEMA O., BOERS P.C.M., VAN EERDT M.M., FRATERS B., VAN DER MEER H.G., ROEST C.W.J., WILLEMS W.J. (1997) : The nitrate problem and nitrate policy in the Netherlands. Nota 88 ab-dlo.

PAIN B.F. (1998) : Gaseous pollutants from organic waste use in agriculture, In Ramiran 98, 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. 317-322.

- PAIN B.F. (1998) : Ammonia abatement measures : slurry application techniques. Communication personnelle.
- PAIN B.F., MISSELBROOK T.H. (1997) : Sources of variation in ammonia emission factors for manure application to grassland. Cab International 1997 - Gaseous Emissions from Grasslands (eds S.C. Jarvis and B.F. Pain), 331-330.
- PAIN B.F., MISSELBROOK T.H., REES Y.J. (1994) : Effects of nitrification inhibitors and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage yields. Grass and forage science, 49, 205-221.
- PEEL S., CHAMBERS B.J., HARISON R., JARVIS S.C., (1996) : Reducing nitrogen emissions from complete dairy farm systems in International Conference on Nitrogen Emissions from Grasslands, IGER North Wyke.
- PEEL S., LANE S. J., WHITERS 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) : Profitable but sustainable dairy systems. In BGS winter meeting 1997 : Grass is greener ?
- PEYRAUD J.L., VERITE R., DELABY L. (1995) : Rejets azotés chez la vache laitière : effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux, Fourrages, 142, 131-144.
- PFLIMLIN A. (1995) : Bilan humique calculé selon le système fourrager et le type d'engrais de ferme dans "La place du maïs ensilage dans les systèmes fourragers laitiers", brochure Institut de l'Elevage, 58 p., 30.
- PFLIMLIN A., LE GALL A., FARRUGIA A., HACALA S. (1995) : More efficient use of manure and nutrients on dairy farms in France, Proceedings of the PR symposium "Applied research for sustainable dairy farming, 85-89.
- PICHOT L. (1995) : Bilan apparent des minéraux : Proposition de références par type de systèmes de production en élevage. Mémoire ENSAIA - Institut de l'Elevage.
- PLENET D., LUBET E., JUSTE C. (1993) : Evolution à long terme du statut carboné du sol en monoculture non irriguée du maïs (*Zea mays* L.) Agronomie, 13, 685-698.
- REMY J.C., HEBERT J. (1977) : Le devenir des engrais azotés dans les sols. CR Académie d'Agriculture Française, 63, 700-710.
- RUIZ L. (1999) : Approche agronomique des relations entre pratiques agricoles et pollution nitrique à l'échelle du bassin versant : intérêt et limites. Recueil des communications de la journée technique "Les éleveurs de ruminants acteurs de la qualité de l'eau". Institut de l'Elevage 1999.
- RUIZ L, DURAND P, BEAUJOUAN V, THENAIL C, BAUDRY J, WALTER C, AUROUSSEAU P, CURMI P, GASCUEL-ODOUX C, LETERME P (1999, SOUS PRESSE) Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote en bassin versant d'élevage. Actes de l'AIP Ecospace, INRA.
- RUIZ L., VERTES F., JOURNET M., BLONDEL X. (1999) : Système de production et lessivage du nitrate à l'échelle de deux petits bassins versants contrastés : évaluation d'un indicateur de risque. Actes du colloque Programme Systèmes Terre et Eau : systèmes d'élevage herbagers autonomes en Centre Bretagne. 177-184.
- RYSER J.P., PITTET J.P., SCHWARZ J.J. (1998) : Effet d'un fumier traditionnel et d'un fumier composté sur les cultures et les pertes par drainage. Revue Suisse d'agriculture. 30 (1), 11-16.
- SCHILS R.L.M. (1994) : Nitrate losses from grazed grass and grass/clover pastures on clay soil. In meststoffen 1994.
- SCHILS R.L.M., VAN DIJK W., HANEKAMP W., JAGTENBERG C., SNIDJERS P. (2000) : The use of forage maize within a grass/clover-based dairy system. In Grassland farming, volume 5 EGF, Grassland Science in Europe, 338-340.
- SCHOLEFIELD D., LOCKYER D.R., WHITEHEAD D.C., TYSON K.C. (1991) : A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle, Plant and soil, 132, 164-177.
- SCHOLEFIELD D., SMITH J.U. (1996) : Nitrogen flows in ley-arable systems. In Legumes in sustainable farming systems, volume 30, 96-104.
- SIMON J.C. (1995a) : Les exploitations herbagères de Basse Normandie et l'environnement : estimation de l'excédent d'azote par la méthode du bilan apparent, document APEX 37 p + annexes.
- SIMON J.C. (1995b) : Lessivage de l'azote nitrique et des cations accompagnateurs - CR Académie Agriculture Française, 81, n° 4, 55-71.

- SIMON (1990) : Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature des contraintes, effets cumulatifs. Note interne INRA.
- SIMON J.C., DECAU M.L., MORVAN T. (1998) : Facteurs de variation du devenir de l'azote des déjections bovines sur les surfaces fourragères. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 193-200.
- SIMON J.C., LE CORRE (1992a) : Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique, Fourrages, 129, 3-10.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1992b) : "Le bilan apparent à l'échelle de l'exploitation agricole", Fourrages, 129, 79-94.
- SIMON J.C., LE CORRE L. (1988) : Lessivage d'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère, Fourrages, 114, 193-207.
- SIMON J.C., LE CORRE L., VERTES F. (1994) : Nitrogen balances on a farm scale : results from dairy farms in north west France, in Proceedings of the 15 th General meeting of the Européan Grassland Federation, 429-433.
- SIMON J.C., PEYRAUD J.L., DECAU M.L., DELABY L. VERTES F., DELAGARDE R. (1997) : Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâturés permanents ou de longue durée. Colloque "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes". Ed INRA, Paris 1997. 201-216
- SIMON J.C., VERTES F. et LE CORRE, (1992). Altération de la qualité des eaux superficielles ou profondes : contamination par les déjections animales au pâturage. Séminaire "Altération et restauration de la qualité des eaux continentales". Dossiers de la Cellule Environnement, n°4, 121-125.
- SIMON J.C., VERTES F., DECAU M.L., LE CORRE L. (1997) : Les flux d'azote au pâturage. I- Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. Fourrages, 151, 249-262
- SOMMER S.G., HUTCHINGS N.J (1997) : Components of ammonia volatilization from cattle and sheep production. In CAB INTERNATIONAL 1997. Gaseous nitrogen emissions from grasslands . 79-89.
- STEENVOORDEN J.H.A.M (1989) : Agricultural practices to reduce nitrogen losses via leaching and surface runoff. In Germon, J.C.(ed) Management system to reduce impact of nitrates. Elsevier, London, pp. 85-97.
- THELIER-HUCHE L., FARRUGGIA A., CASTILLON P. (1999) : L'analyse d'herbe : un outil pour le pilotage de la fertilisation phosphatée et potassique des prairies naturelles et temporaires. Brochure Institut de l'Elevage, ITCF, INRA, ACTA, Chambres d'Agriculture, COMIFER.
- TITCHEN N.M., PHILIPPS L. (1996) : Environmental effects of legume based grassland systems. In Legumes in sustainable farming systems, volume 30, 257-261.
- TRAME (1998) : Le bordereau des prix unitaires en bâtiments agricoles. Travaux et innovations. Hors-série.
- TRANVOIZ M., GUERNION L. (1993) : Experimentation PDD 1993. Synthèse des diagnostics d'exploitations. Document EDE-CA 29, 73 pages.
- TROXLER J., JEANGROS B. (2000) : Sustainable forage production in mountain regions : a dairy farm study in Switzerland. In Grassland farming, volume 5 EGF, Grassland Science in Europe, 437-439.
- VAN DER MEER H.G. (1994) : Grassland and society. Congrès EGF Grassland and Society, Ed. t'Mannetje L. and Frame J., 19-32.
- VAN DER MEER H.G., VAN DER PUTTEN A.H.J. (1995) Reduction of nutrient emissions from ruminant livestock farms in Occasional symposium n°29 of the BGS, 118-134.
- VAN DE VEN G.W.J. (1996) : A mathematical approach to comparing environmental and economic goals in dairy farming on sandy soils in the Netherlands. Ph. D. thesis, wageningen Agricultural University.
- VAN DIJK (1995) : Towards a sustainable nutrient and plant protection management of maize. Proceedings of the symposium "Applied research for sustainable dairy farming), 19-24.
- VERBRUGGEN I., CARLIER L., VAN BOCKSTAELE E. (1994) : Surplus of nutrients on dairy farms in Belgium in Proceedings of the 15 th General meeting of the Européan Grassland Federation, 463-465.
- VERITE R., DELABY L. (1998) : Conduite alimentaire et rejets azotés chez la vache laitière. Interrelations avec les performances. Renc. Rech. Ruminants, 1998, 5, 185-192.

- VERON J., LE GALL A. (1997) : Bilan des minéraux N-P-K dans les exploitations laitières en Pays de la Loire. In Résultats de la recherche en production laitière 1997, 36-39.
- VERSTRATEN F. (1995) : La production laitière aux Pays-Bas face aux nouvelles contraintes d'environnement, Fourrages, 144, 169-180.
- VERTES F. (1995) : Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. Ingénieries - EAT - Spécial Rade de Brest, 45-50.
- VERTES F., ALARD V., LE CORRE L. (1999a) : Bilan d'azote à l'échelle de l'exploitation. . Actes du colloque Programme Systèmes Terre et Eau : systèmes d'élevage herbagers autonomes en Centre Bretagne. 46-50.
- VERTES F., LAURENT F., RECOUS S., LETERME P., MARY B. (1999b) : Nitrogen mineralization after destruction of grazed pastures . Congrès BSSS "Sustainable management of soil organic matter"- Edinburgh 15-17 septembre 1999.
- VIAUX P., BODET J.M., LE GALL A. (1999) : Complémentarité herbe - cultures dans les rotations, Fourrages, 160, 354-358.
- WEBB J., ARCHER J.R. (199?) : Pollution of soils and watercourses by wastes from livestock production systems.
- WEBSTER C.P, SHEPHERD M.A, GOULDIG K.W.T., LORD E.I. (1993) : Comparison of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. Journal of Soil Science, 44, 49-62.
- WEISSBACH F., ERNST P. (1994) : Nutrient budgets and farm management to reduce nutrient emissions. In Proceedings of the 15 th General meeting of the European Grassland Federation, 343-360.
- WHITEHEAD D.C., BRISTOW A.W., LOCKYER D.R. (1990) : Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potentiel for nitrate leaching after ploughing. Plant and soil, 123, 39-49.
- WILKINS R.J. (1993) : Environmental constraints to production systems, in the places for grass in land use systems, 19-30.
- WOUTERS A.P. (1995) : New application techniques make slurry again a valuable nutrient. In proceedings of the symposium, may 31-june 2, 1995. 13-18.
- YOUNG C.P. (1986) : Nitrate in groundwater and the effects of ploughing on the reliase of nitrate. In : solbe, J.F. (ed). Effects of Land use on freshwaters, WRC/Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK, pp 221-237.
- YOUNIE D., HERMANSEN J. (2000) : The rôle of grassland in organic livestock farming. In EGF, Volume 5, Grassland science in Europe, 493-509.

ANNEXES

		<i>Page</i>
Annexe 0 :	Définition du "système"	121
Annexe 1 :	Bilans de l'azote observés dans des études conduites en France et en Europe sur des exploitations laitières	122
Annexe 2 :	Exemples de lessivage d'azote nitrique sous maïs et de reliquats azotés à la récolte dans quelques situations d'élevage	124
Annexe 3 :	Parcellaire du dispositif expérimental	125
Annexe 4 :	Analyse de terre et humidités à la capacité au champ des parcelles suivies pendant l'hiver	127
Annexe 5 :	Relation entre le reliquat d'azote en octobre et l'azote lessivé sous les prairies et les cultures de maïs	128
Annexe 6 :	Répartition de la fertilisation sur prairies	130
Annexe 7 :	Dilution de la teneur en MAT de la prairie	131
Annexe 8 :	Relation entre le nombre de journées de présence au pâturage (journées de 24 heures) et la quantité d'azote lessivé	132
Annexe 9 :	Quantité d'azote lessivé par parcelle en (kg N-NO ₃ /ha) et concentration en nitrates de l'eau (mg/litre)	133
Annexe 10 :	Evolution du lessivage de l'azote en fonction de la lame drainante	135
Annexe 11 :	Diagramme des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation (kg N/ha)	136
Annexe 12 :	Bilans de l'azote dans les dispositifs expérimentaux français et européens	138
Annexe 13 :	Bilans de l'azote et pertes d'azote dans des études par simulation sur des systèmes laitiers aux Pays Bas	139
Annexe 14 :	Evolution des pertes d'azote nitrique à Crécom et Ognos	141
Annexe 15 :	Pertes d'azote nitrique sous maïs et prairies dans les dispositifs européens	142
Annexe 16 :	Description du simulateur	143
Annexe 17 :	Bilans de l'azote dans les différentes études menées en Bretagne	155
Annexe 18 :	Simulation sur l'incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager	156
Annexe 19 :	Simulation sur l'incidence du niveau de chargement	158
Annexe 20 :	Performances économiques en fonction du système de production laitière - Résultats d'analyses de groupe	159
Annexe 21 :	Performances laitières des deux systèmes	160
Annexe 22 :	Localisation des expérimentations menées sur des systèmes complets en Europe	161
Annexe 23 :	Gestion de l'acide phosphorique (P ₂ O ₅) et de la potasse (K ₂ O) au niveau de l'exploitation	162

Annexe 0 : Définitions du "système"

Ce document fait abondamment référence à la notion de "système". Il apparaît utile d'en préciser le sens et de signaler la définition la plus utilisée dans le document.

Le système de cultures correspond à l'ensemble organisé des cultures d'une exploitation, réparti sur un territoire et régi par des règles de succession et rotation ainsi qu'un ensemble de contraintes.

Le système fourrager est défini par Attonaty (1980) comme "l'ensemble des moyens de production, des techniques et des processus qui, sur un territoire, ont pour fonction d'assurer la correspondance entre le ou les systèmes de culture et le ou les systèmes d'élevage". Duru et al, (1988) en donnent une vision plus dynamique, en définissant le système fourrager comme "un programme caractérisé par une succession logique et ordonnée dans le temps d'états objectifs à atteindre au niveau des ressources fourragères et des troupeaux, de moyens à mobiliser et de règles de décision établies en fonction d'une gamme de situations reconnues comme possibles".

Le système d'alimentation correspond à l'enchaînement des séquences alimentaires à l'échelle de l'année ou du cycle de production. Guérin et al., (1994) passent du système d'alimentation à la **stratégie d'alimentation**, représentée sous la forme d'une suite ordonnée de fonctions (alimentaires, de sécurité, annexes, de création de stocks), où sont mises en avant les fonctions les plus déterminantes, les fonctions-clé à l'origine de la majeure partie des problèmes rencontrés par l'éleveur.

Le système de production peut être défini par la combinaison des surfaces fourragères et des troupeaux en vue de réaliser la fonction de production (volumes et types de produits). **Le système d'exploitation** intègre non seulement les surfaces fourragères et les troupeaux de bovins mais aussi les autres troupeaux (monogastriques par exemple), les cultures, les bâtiments, le foncier le capital et la main d'œuvre (Lebrun, 1991). Ces derniers éléments peuvent être résumés sous forme d'atouts et contraintes. De façon fréquente, le vocable de "**système d'élevage**" recouvre la notion de système de production ou de système d'exploitation lorsque l'élevage (en particulier de ruminants) est la production dominante de l'exploitation. Dans cette perspective, l'exploitation est vue comme "un système complexe piloté" mettant en jeu des processus biologiques dont la maîtrise passe par des processus organisationnels (Landais, 1990).

Dans le travail présenté, la notion de **système complet** est régulièrement utilisée. Elle associe les surfaces et les troupeaux et notamment leur production d'éléments minéraux (NPK) à l'étable et au champ. Elle sous-entend le retour de ces éléments minéraux sur les surfaces correspondantes. La notion de système complet utilisé est ainsi proche de la notion de système fourrager et de système de production. Dans le cadre de l'expérimentation conduite à Crécom où seules les surfaces fourragères sont considérées, le système complet est proche du système fourrager. Par contre, dans les simulations, les investigations portent non seulement sur les surfaces fourragères mais aussi sur les surfaces en cultures et le système investi est alors le système de production.

Annexe 1 : Bilans de l'azote observés dans des études conduites en France et en Europe sur des exploitations laitières

Pays	France	France	France	France	France	France	France	France	France	France	France	France
Région	Bretagne	Bretagne	Bretagne	Pays de la Loire	Normandie	Normandie	Normandie	Bretagne	Bretagne	Bretagne	Bretagne	Bretagne
Auteur	Simon	Simon	Simon	Simon	Simon	Simon	Simon	Tranvoiz	Hardy	Hardy	Hardy	Vertés
Année	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1994	1993	1996	1996	1996	1995
Intitulé	Conventionnel	Durable	Biologique	Conventionnel	Conventionnel	Durable	Agro-bio	PDD 29	GEPAB	GEPAB	GEPAB	CEDAPA
Description	Finistère								Agrobio	Econome	Convent.	95 à 97
Nbre élevages	24	15	22	24	28	16	28	20				13
Product.lait (kg/vl/an)	6001	6198	5681	6259	5764	5764	3266	7673	5681	5475	6002	5877
Concentrés (kg/vl/an)	-	-	-	-	-	-	-	1198	-	-	-	857
Chargement (UGB/ha SFP)	1,91	1,4	1,31	1,65	1,49	1,47	1,17	1,97	1,31	1,34	1,91	1,34
Lait/ha SFP (litres)	7900	5500	4600	7060	5570	5700	2890	7313	4600	5300	8162	5005
Lait/ha SAU (litres)	7031	4290	3772	6142	4790	4959	2312	5777	3772	4293	7264	4074
% mais ensilage/SFP	43	19	0	46	28	25	1	31	12	12	38	4
% prairies permanentes/SAU	0	12,8	85	1	50	44	68	8	-	-	-	-
% SFP/SAU	89	78	82	87	86	87	80	79	82	81	89	77
Entrées (kg N/ha/an)												
Engrais	200	47	0	198	119	80	4	103	0	31	200	24
Concentrés	64	51	18	79	41	43	7	52	18	27	64	54
Fixation	0	62	85	0	7	28	20	35	85	87	0	86
Déjections	0	0	0	0	0	0	0	30	3	12	0	20
Déposition	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Autres	3	16	12	4	2	10	0	0	0,5	0,2	3	2
Total	267	176	115	281	169	161	31	220	106,5	157,2	267	186
Sorties (kg N/ha/an)												
Lait	47	26	24	40	27	30	16	32	24	25	47	22
Viande	8	6	4	8	5	6	4	7	4	4	8	4
Cultures	6	13	2	8	9	4	5	12	2	9	68	7
Autres	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Total	61	45	30	56	41	40	25	51	30	38	123	47
Excédent avant fixation	206	69	0	225	121	93	-14	134	-8,5	32,2	144	53
Excédent après fixation	206	131	85	225	128	121	6	169	76,5	119,2	144	139
Taux de conversion	22,8	25,6	26,1	19,9	24,3	24,8	80,6	23,2	28,2	24,2	46,1	25,3

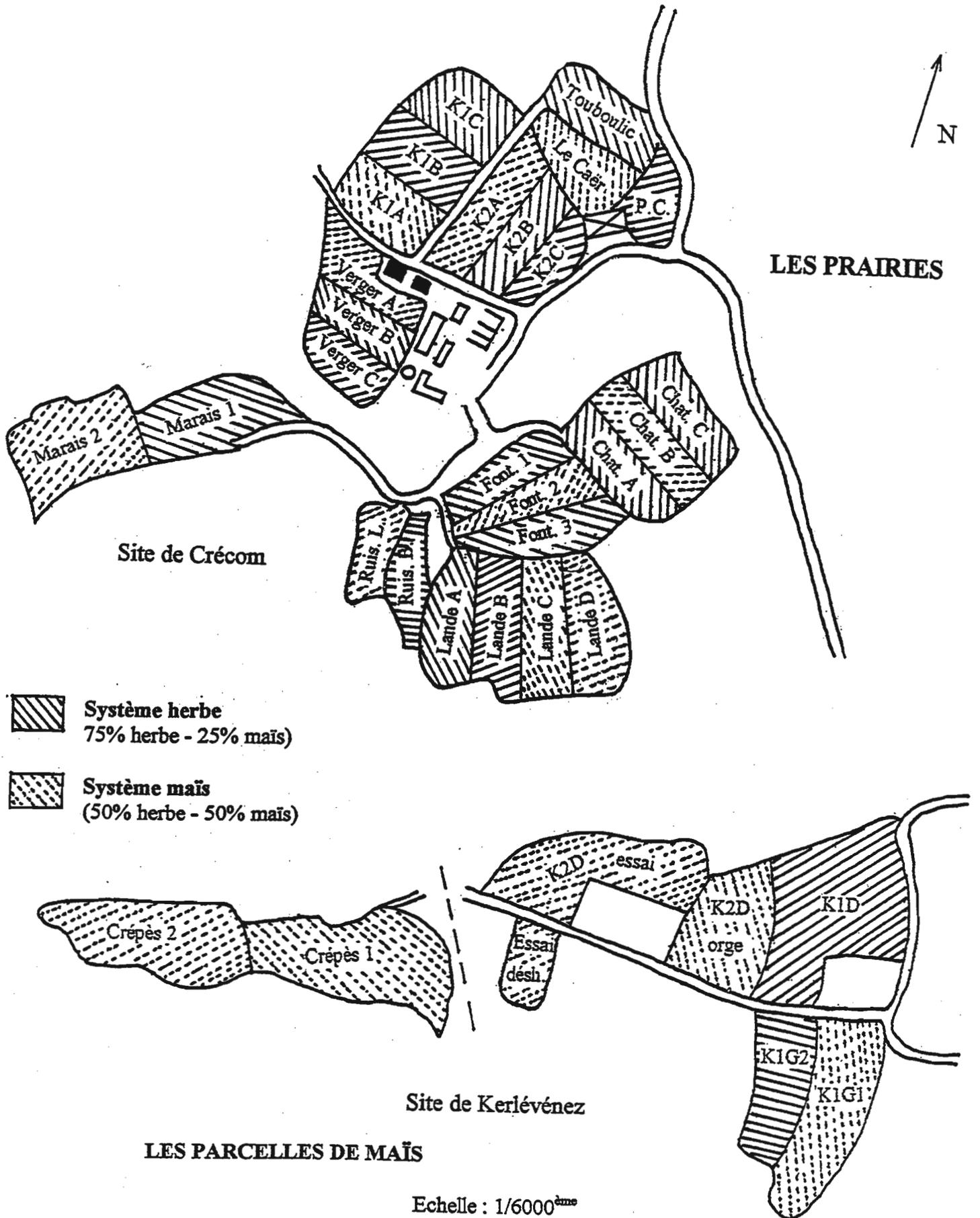
Annexe 1(suite) : Bilans de l'azote observés dans des études conduites en France et en Europe sur des exploitations laitières

Pays	France	France	France	France	France	France	France	France	France	France	Belgique	Pays-Bas	
Région	Pays de Loire	Pays de Loire	Pays de Loire	Pays de Loire	Pays de Loire	Pays de Loire	Pays de Loire	Sud Aquitain	Nord Aquitain	Lorraine	Rhone Alpes	Nord belg.	
Auteur	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Le Gall, Véron	Fortin	Fortin	Pichot	Bonnet	Verbruggen	Verstraten
Année	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1991	1991	1995	1996	1994	1995
Intitulé	Herbager extensif	Econome	Intensif	Très Intensif	Lait+cultures	Réseau EBD	EBD	EBD	EBD	Lait Herbager	Lait spécialisé	Lait spécialisé	Lait spécialisé
Description	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD	EBD		91 et 92	Réseau LEI 92/93
Nbre élevages	12	7	9	6	8	70	19	12	13	12	48	227	
Product.lait (kg/vl/an)	5976	6288	6724	7211	7200	6461	6620	6852	-	-	6362	6786	
Concentrés (kg/vl/an)	595	894	1395	1840	1602	1190	-	-	-	-	1308	2193	
Chargement (UGB/ha SFP)	1,3	1,8	1,8	2,2	1,7	1,7	2,6	1,78	1,02	-	2,65	2,3	
Lait/ha SFP (litres)	5370	6363	7573	8817	6295	6255	11028	7145	-	-	10566	13572	
Lait/ha SAU (litres)	5155	5663	5301	5446	2832	4754	6396	5502		0	10566	13572	
% mais ensilage/SFP	5	30	42	49	48	32	56	46	0	-	-	10	
% prairies permanentes/SAU	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	
% SFP/SAU	96	89	70	62	45	76	58	77	94	-	64,9	100	
Entrées (kg N/ha/an)													
Engrais	15	80	101	120	119	82	196	130	35	86	206	267	
Concentrés	23	67	76	99	69	60	77	70	31	36	106	126	
Fixation	67	18	2	6	2	18	0	0	0	34	2	0	
Déjections	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	15	
Déposition	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40	
Autres	6	12	10	9	4	7	9	5	0	0	13	19	
Total	111	177	189	234	194	167	282	205	66	156	400	467	
Sorties (kg N/ha/an)													
Lait	25	29	30	29	18	23	31	32	20	36	55	61	
Viande	5	7	7	8	12	9	8	8	3	4	14	15	
Cultures	11	11	26	37	34	21	45	17	0	0	12	5	
Autres	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	4	
Total	41	47	63	74	64	53	84	61	23	40	85	85	
Excédent avant fixation	3	112	124	154	128	96	198	144	43	82	313	382	
Excédent après fixation	70	130	126	160	130	114	198	144	43	116	315	382	
Taux de conversion	36,9	26,6	33,3	31,6	33,0	31,7	29,8	29,8	34,8	25,6	21,3	18,2	
Excédent P2O5 (kg/ha/an)	9	64	46	42	37	36	70	70	20	-	71	53	
Excédent K2O (kg/ha/an)	22	66	111	89	122	79	77	77	34	-	140	83	

Annexe 2 : Exemples de lessivage d'azote nitrique sous maïs et de reliquats azotés à la récolte dans quelques situations d'élevage

Situation	Traitement	Niveau de fertilisation azotée organique et minérale			
		Témoin ON	120 kg N minéral	180 kg N minéral	
Bretagne (Simon, 1988) INRA Quimper Monoculture de maïs Sol granitique 5-6 % MO 1983-1988 Cases lysimétriques					
	Rendement (t MS/ha) N-N03 lessivé (kg/ha/an)	(50)	11,3 96	11,9 167	
Lorraine (Benoit, 1994) INRA Mirecourt Apport fumier en décembre Sol argilo-limoneux 2,0 à 2,7 % MO 1991-1992 Bougies poreuses		Fumier ON	Fumier seul	Fumier + N minéral	N minéral
	Fumier (t/ha) Azote minéral (kg N/ha) N-N03 lessivé (kg/ha/an)	0 0 48	40 0 171	40 100 157	0 100 67
Bretagne AGPM 1995 Bassin de Rennes Apport de lisier de porc au printemps Sol limoneux 2,5 % MO 1992-1994 - 3 ans Tarière		Témoin ON	Lisier = 100 kg NNH4	Lisier = 200 kg NNH4	
	Azote minéral (N/ha) Rendement (t MS/ha) Reliquat post récolte (NN03/ha) 0-100 cm	0 15,3 44	0 16,0 139	0 16,4 192	
Aquitaine (Legarto, 1996) Institut de l'Elevage - Ognos Sol sablo-limoneux Irrigation 1,6 % MO Apports annuels de 40 à 89 t/ha de fumier de bovin depuis 1991 (x = 55 t/ha) Résultats de 1995 Bougies poreuses		Témoin ON	Fumier seul	Fumier + 70 N minéral	Fumier + 180 N minéral
	Azote minéral (N/ha) Rendement (t MS/ha) N-N03 lessivé (kg/ha/an)	0 11,7 10	0 17,5 25	70 19,7 43	180 23,6 126
Bretagne (Fauvel et Morvan, 1998) INRA Bassin de Rennes Sol limoneux 1,8 % MO Apport de lisier de porc au printemps Lane drainante : 204 mm/an 1994-1997 - 4 ans Cases lysimétriques		Témoin ON	N minéral raisonné	Lisier de porc : 100 kg N total/ha	Lisier de porc (100 kg N total/ha + N minéral)
	Azote minéral (N/ha) Rendement (t MS/ha) N-NO ₃ lessivé (kg/ha/an)	0 10,6 22	55 12,9 31	0 13,3 20	75 15,4 53

Annexe 3 : Parcellaire du dispositif expérimental



FERME EXPERIMENTALE DE CRECOM (Vaches laitières)



siège d'exploitation

Blavet



Occupation du sol

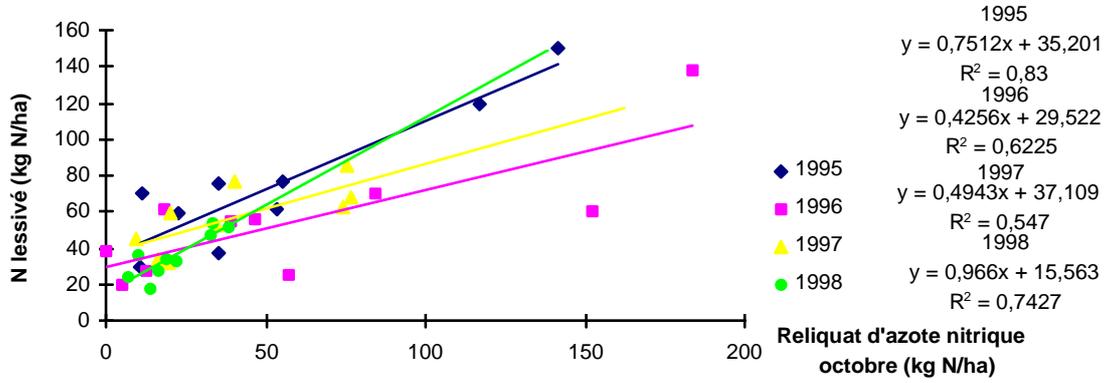
- Maïs
- Prairie

Annexe 4 : Analyse de terre et humidités à la capacité au champ des parcelles suivies pendant l'hiver

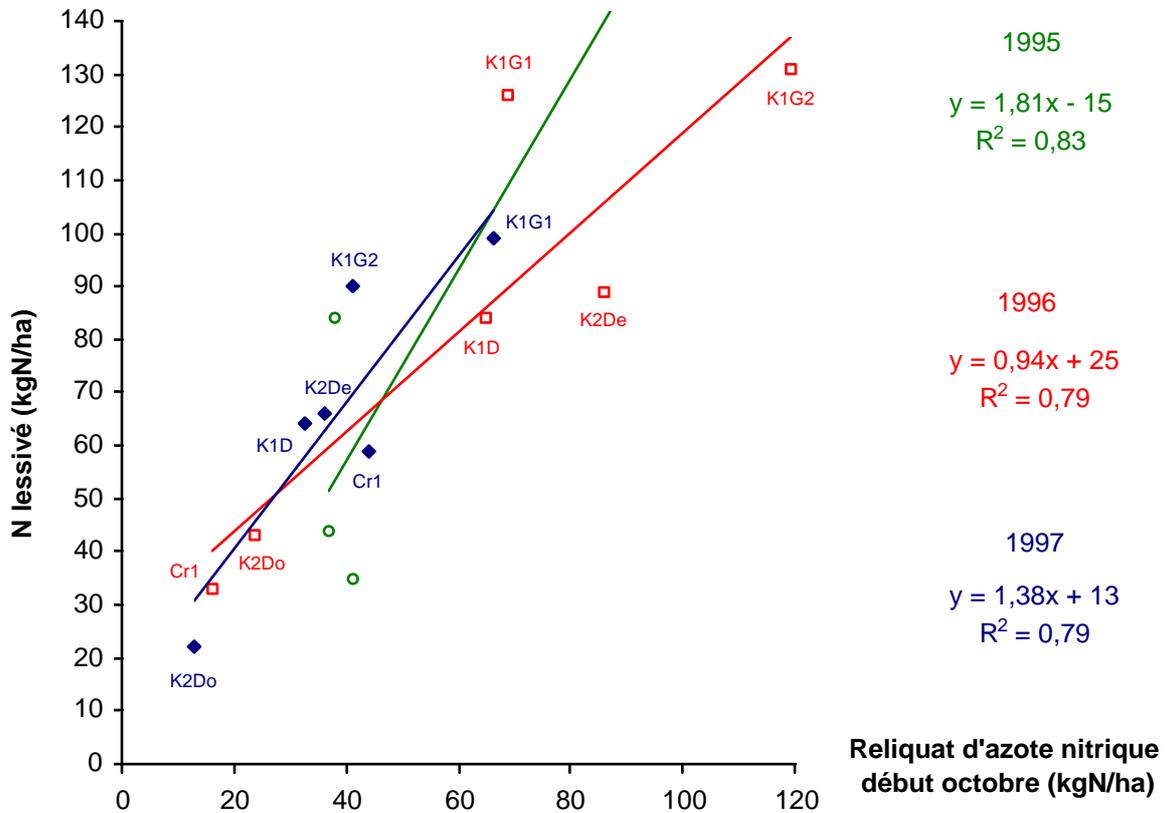
		Font.1	K1B	K2B	K2C	Marais1	PC	Verger B	Font.2	K2A	Verger A	MOYENNE	K1D	K1G1	Crépès 1	K2Do	K2De	K1G2	MOYENNE
0 à 30 cm	% L fins	19,4	21	21	21	19,4	18,2	17	19,4	21	17	19,4	25	25	21,4	23,8	23,8	25	24,0
	% L grossiers	20,6	24,8	24,8	24,8	20,8	22,2	17,7	20,6	24,8	17,7	21,9	27	27	33,2	25,1	25,1	27	27,4
	% Sable	40,4	41	41	41	41,3	49	53,3	40,4	41	53,3	44,2	33,5	33,5	33,8	36,4	36,4	33,5	34,5
	% Argile	13	13,2	13,2	13,2	13,2	10,6	12	13	13,2	12	12,7	14,5	14,5	11,6	14,7	14,7	14,5	14,1
		93,4	100	100	100	94,7	100	100	93,4	100	100	98,15	100	100	100	100	100	100	100
	% MO	6,2	6,3	5,2	5,3	5,2	5,4	7,6	6,2	5,9	7,8	6,1	4,5	3,5	3,6	3,4	3,4	3,5	3,7
	% El. grossier	14,5	5,5	9	5	12	12	19	14,5	13	19	12,4	10	10	7	10	10	10	9,5
	Densité app.	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
	HCC Gras	21,5	21,9	21,1	21,2	20,9	19,5	21,7	21,5	21,6	21,9	21,3	21,8	21,1	19,1	20,9	20,9	21,1	20,8
	HP novembre	24,8	24	23,2	23,9	25	21,8	23,2	24,8	24,4	20,9	23,6	21,6	21,6	21,7	20,1	19,1	21,6	21,0
HpF4.2	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
RU Rivière	55	60	60	60	54	53	49	55	60	49	55	68	67	65	64	64	67	66	
30 à 60 cm	% L fins	17,7	16	16	16	15,8	15,3	12,8	17,7	16	12,8	15,6	20,3	20,3	21,7	23	23	20,3	21,4
	% L grossiers	23,4	23,5	23,5	23,5	18	30,5	16,5	23,4	23,5	16,5	22,2	25,2	25,2	34,7	19,7	19,7	25,2	25,0
	% Sable	46,8	45,7	45,7	45,7	53	42,9	61	46,8	45,7	60,8	49,4	40,3	40,3	33,2	44,2	44,2	40,3	40,4
	% Argile	12,1	14,8	14,8	14,8	13,2	11,3	9,7	12,1	14,8	9,7	12,7	14,2	14,2	10,4	13,1	13,1	14,2	13,2
	Densité app.	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
	HCC Gras	18,0	19,1	19,1	19,1	18,3	17,2	16,1	18,0	19,1	16,1	18,0	19,4	19,4	17,7	19,2	19,2	19,4	19,0
	HP novembre	19,1	23	21,9	23,1	23,5	23,3	19,8	19,1	20,7	16,7	21,0	19	19	22	18,8	18,1	19	19,3
	HpF4.2	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	RU Rivière	48	47	47	47	42	49	35	48	47	12	42	54	54	61	53	53	54	55
60 à 90 cm	% L fins	-	11,1	11,1	11,1	14	17,4	17,4	15,9	-	-	14,0	19,6	19,6	16,6	21,4	21,4	19,6	19,7
	% L grossiers	-	13,1	13,1	13,1	15	25,6	17,4	22,3	-	-	17,1	25,3	25,3	38,7	19,2	19,2	25,3	25,5
	% Sable	-	63,8	63,8	63,8	60	46,2	57,8	49,9	-	-	57,9	41,5	41,5	32,1	17	17	41,5	31,8
	% Argile	-	11,9	11,9	11,9	11	10,8	7,1	11,9	-	-	10,9	13,6	13,6	12,6	12,4	12,4	13,6	13,0
	Densité app.	-	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	-	-	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
	HCC Gras	-	15,0	15,0	15,0	14,9	15,3	13,4	15,6	-	-	14,9	17,0	17,0	16,1	16,7	16,7	17,0	16,8
	HP novembre	-	17,5	12,8	15,9	16,6	19	13,3	14,2	-	-	15,6	18	18	21,4	17,3	16,6	18	18,2
	HpF4.2	-	6	6	6	6	6	6	6	-	-	6	6	6	6	6	6	6	6
	RU Rivière	-	30	30	30	47	47	40	43	-	-	38	69	52	75	49	49	52	58
Surface	0,79	1,33	0,84	0,56	1,17	0,67	0,8	0,8	0,9	1,01	0,89	3,3	1,9	2,4	1,1	1,4	1,3	1,9	
Profondeur	60	90	90	90	100	90	90	90	60	40	80	100	90	100	90	90	90	93	
RU Rivière	103	137	137	137	143	149	124	146	107	61	124	191	173	202	167	167	173	179	

Annexe 5 : Relation entre le reliquat d'azote en octobre et l'azote lessivé sous les prairies et les cultures de maïs

Graphique 1 : Relation entre le reliquat d'azote nitrique mesuré en octobre et l'azote lessivé sous prairie

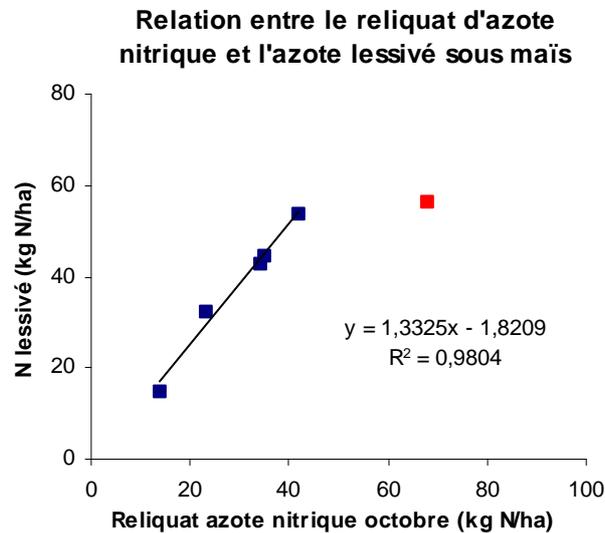
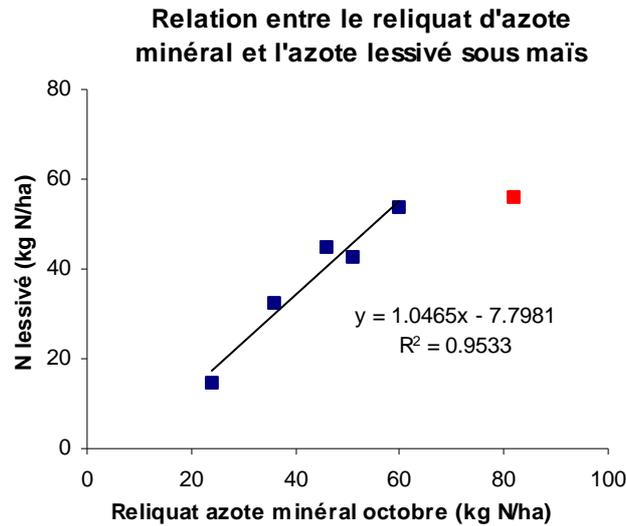


Graphique 2 : Relation entre le reliquat d'azote nitrique mesuré en octobre et l'azote lessivé sous les parcelles de maïs

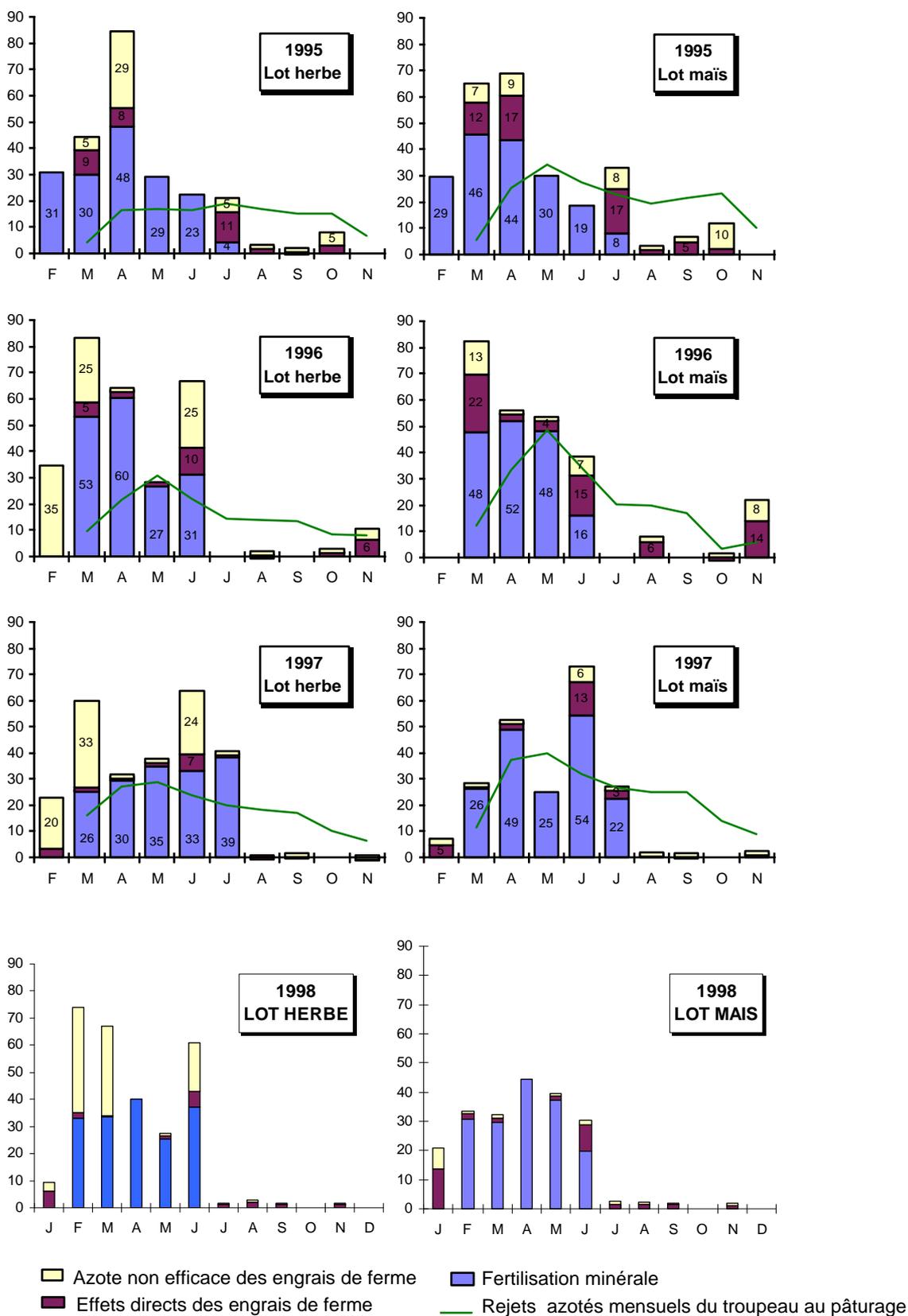


Annexe 5 (suite) : Relation entre le reliquat d'azote en octobre et l'azote lessivé sous les prairies et les cultures de maïs

Graphique 3 : Relation entre le reliquat d'azote minéral (N-NO₃ + N-NH₄) nitrique mesuré en octobre et l'azote lessivé sous maïs ensilage (année 1998)

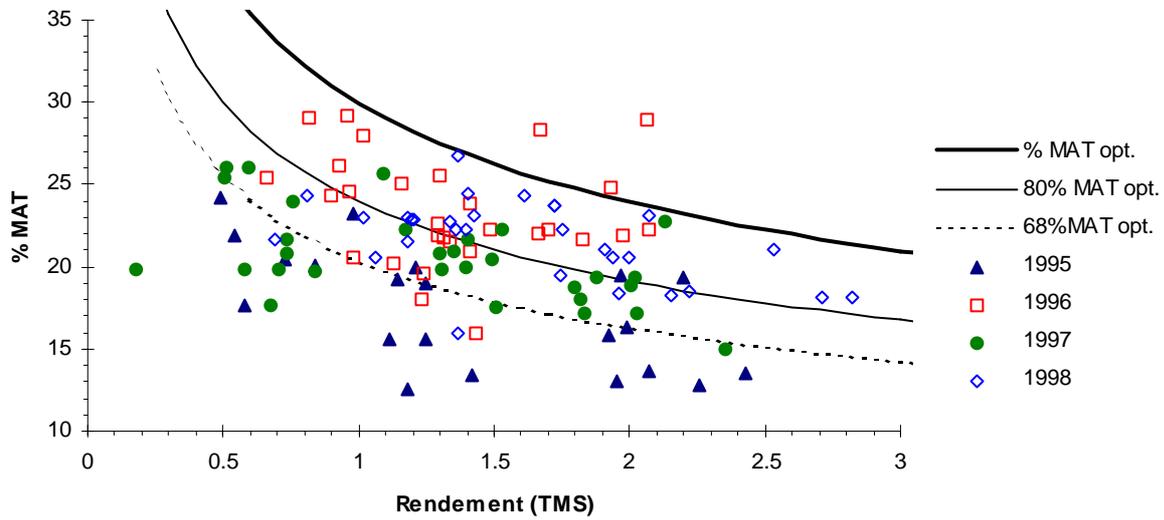


Annexe 6 : Répartition de la fertilisation sur prairies

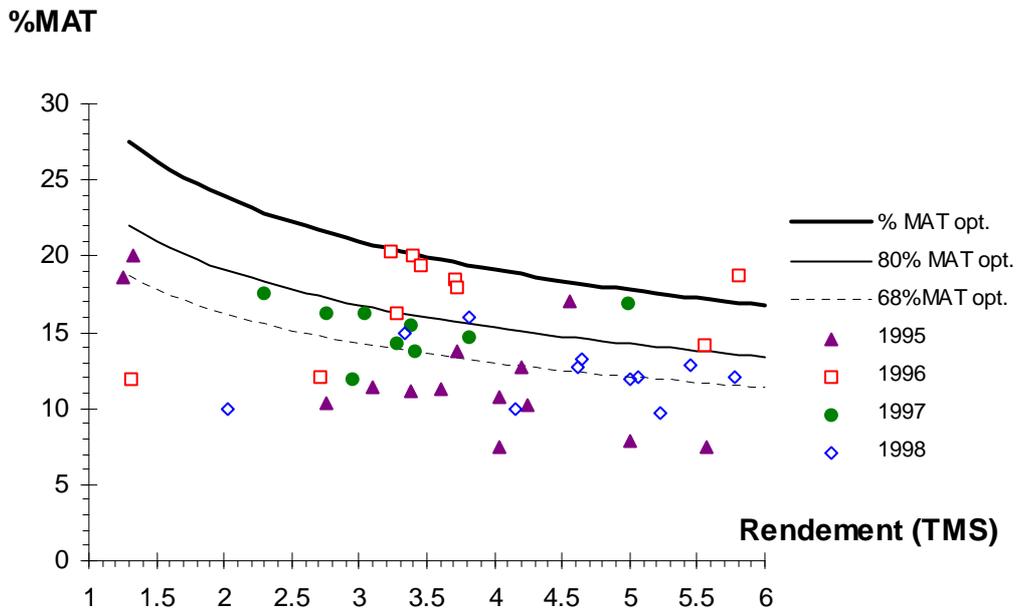


Annexe 7 : Dilution de la teneur en MAT de la prairie

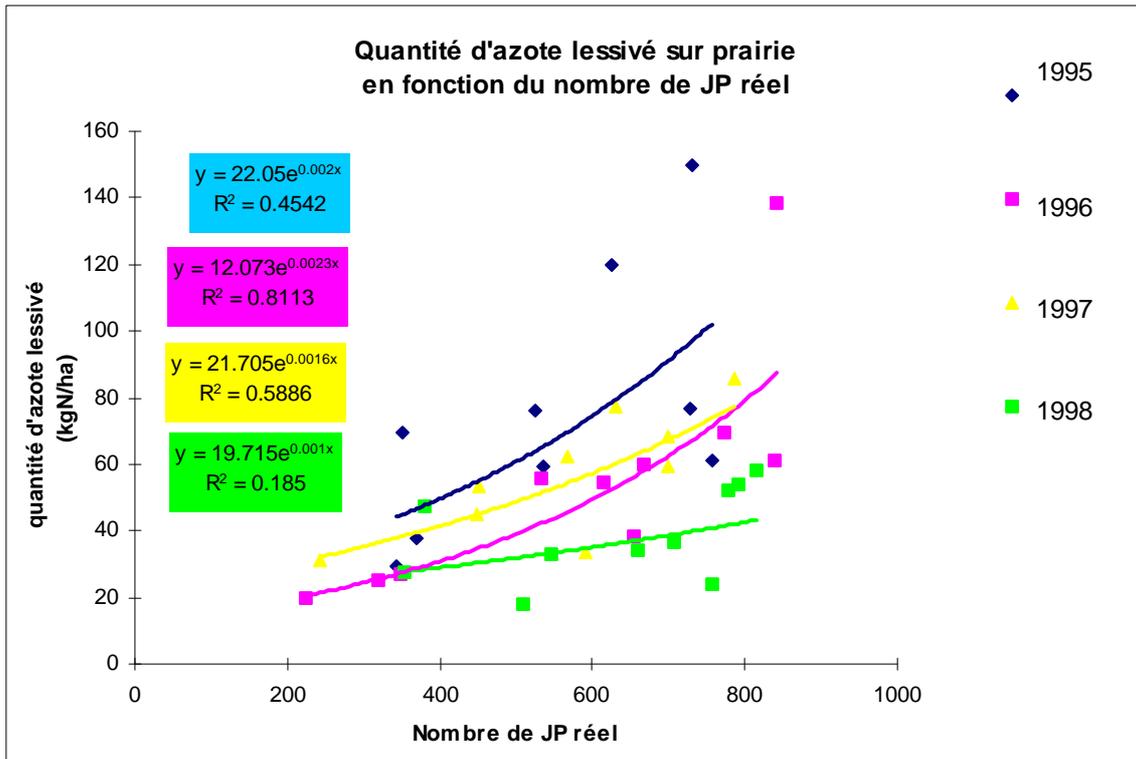
Graphique 1 : Dilution de la teneur en MAT de l'herbe pâturée au printemps (du 1^{er} mai au 15 juin)



Graphique 2 : Dilution de la teneur en MAT de l'herbe fauchée



Annexe 8 : Relation entre le nombre de journées de présence au pâturage (journées de 24 heures) et la quantité d'azote lessivé



**Annexe 9 : Quantité d'azote lessivé par parcelle en (kg N-NO3/ha)
et concentration en nitrates de l'eau (mg/litre)**

	Parcelle	Surf.	1995				1996				1997				1998				Moyenne 96-98			
			Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur
			N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)
75%	Chataigner A	1,15	17	302	35	51	36	279	36	56	21	529	43	36	22	465	24	23	26	424	34	35
	Chataigner C	1,02	25	302	41	60	18	279	28	44	47	529	54	45	74	465	54	51	46	424	45	47
	Fontaine 1	0,79	96	350	95	120	35	299	20	29	84	487	63	57	38	454	34	34	52	413	39	42
	Fontaine 3	1,17	70	350	75	95	44	299	39	58	68	487	63	57	21	454	28	27	44	413	43	46
	P K1B	1,33	52	259	59	101	70	230	56	107	51	476	53	49	34	433	28	28	52	380	45	53
	R K1C	1,08	62	259	69	118	117	230	70	135	71	476	65	60	23	433	32	32	70	380	56	65
	A K2B	0,84	133	290	120	183	81	261	55	93	52	515	143	123	45	517	33	28	60	431	77	79
	I K2C	0,56	54	286	76	118	34	248	61	110	51	518	77	66	50	468	54	51	45	411	64	69
	H R Lande A	0,95	32	302	46	68	29	272	32	53	23	504	44	38	46	465	48	45	32	414	41	44
	E I Lande B	1,04	54	302	63	92	34	272	34	56	16	504	41	36	65	465	79	75	38	414	51	55
	R E Marais 1	1,17	26	271	70	114	65	294	25	38	34	495	31	28	27	451	18	18	42	413	25	27
	B S Petit champ	0,67	31	289	29	45	12	242	38	70	22	482	45	41	43	452	47	46	26	392	43	49
	E Ruisseau B	0,56	223	302	192	281	203	272	107	175	42	504	52	46	44	465	46	44	96	414	68	73
	Touboulic	0,70	118	289	111	170	43	242	39	70	51	482	56	51	125	452	139	136	73	392	78	88
Verger B	0,80	66	304	61	89	161	276	60	96	23	487	34	31	42	427	52	54	75	397	49	54	
Verger C	0,55	66	304	72	105	96	276	61	98	81	487	69	62	35	427	36	38	70	397	55	62	
	Moyenne	14,4	63,5	296	71	107	63,8	267	45	77	45,1	498	57	50	43,6	455	44	43	51	407	49	53
M	K1D	3,30	110	307	113	163	78	224	68	135	44	397	47	53	46	327	45	61	56	316	53	75
	K1G1 (court)	1,60					83	299	98	145	80	428	78	81	36	377	32	38	66	368	69	84
	Moyenne	4,90	110	307	113	163	79,8	248	78	138	55,6	407	57	62	43,0	343	41	53	59	333	59	78
Moyenne syst.		19,28	75,4	299	82	121	67,8	263	54	92	47,8	475	57	53	43,5	427	43	45	53	388	51	59

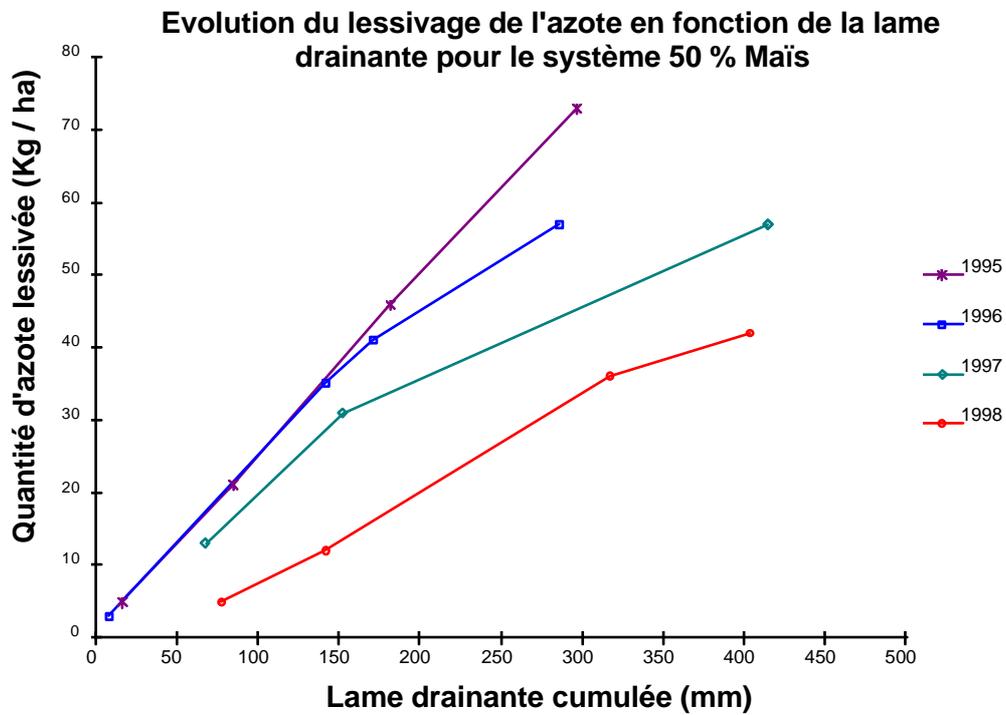
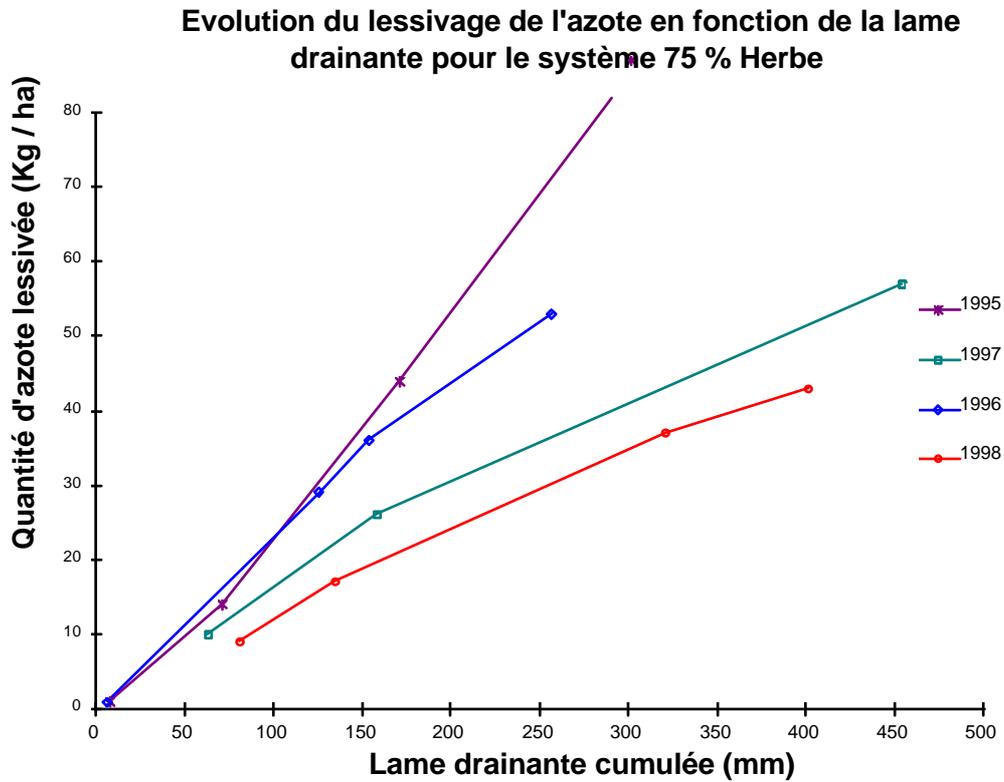
Gras : parcelles contrôlées pendant l'hiver
La lame drainante est estimée à partir de LIXIM

**Annexe 9 (suite) : Quantité d'azote lessivé par parcelle en (kg N-NO3/ha)
et concentration en nitrates de l'eau (mg/litre)**

	Parcelle	Surf.	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur	Reliq.	Lame	N less.	Teneur
			N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)	N tot.	drain.	(kg/ha)	(mg/l)
50%	Chataigner B	0,95	53	302	63	92	21	279	29	46	44	529	53	44	23	465	25	23	30	424	36	37
	P Fontaine 2	0,8	49	350	38	48	42	279	27	43	103	571	68	53	25	476	24	22	57	442	40	40
	R K1A	1,24	124	287	116	179	32	281	34	53	15	489	40	36	23	431	27	28	23	400	34	37
	A K2A	0,9	160	287	150	231	230	281	138	218	89	489	86	77	14	431	58	60	111	400	94	104
	I Lande C	0,87	66	302	72	106	78	272	53	87	101	504	78	68	90	465	54	51	90	414	62	66
	R Lande D	1,17	84	302	86	126	83	272	56	91	9	504	38	33	24	465	57	54	39	414	50	54
	I Le Caër	0,81	41	289	53	81	30	242	33	60	62	482	60	56	53	452	55	54	48	392	50	56
	E Marais 2	1,39	101	326	99	134	98	294	62	94	23	495	44	39	26	451	23	23	49	413	43	46
	M S Ruisseau L	0,68	116	302	110	161	307	272	152	248	241	504	137	121	62	465	62	59	203	414	117	125
	Verger A	1,01	65	329	77	103	96	308	70	100	30	515	59	51	14	464	37	35	47	429	55	57
ï	Moyenne	9,82	87,6	308	88	128	94,8	280	63	99	60,9	507	62	54	33,1	455	41	39	63	414	55	59
S	Crépès 1	2,40	62	282	30	47	34	290	24	37	58	474	45	42	60	412	54	58	51	392	41	46
	Crépès 2	1,90	70	322	80	110	36	330	41	55	42	514	54	47	36	412	29	31	38	419	41	44
	M K2D orge	1,10	53	228	37	72	35	273	32	52	23	430	15	15	24	330	15	20	27	344	21	26
	ï K2D essais	1,40	54	327	62	84	96	283	71	111	45	412	53	57	82	349	56	71	74	348	60	76
	S K1G2 (long)	1,30					138	290	97	148	53	446	70	69	51	400	43	47	81	379	70	82
	Essais	0,40					61,4	347	66	84	69	501	97	86	24	373	16	19	51	407	60	65
	St nic 4D	0,50					66	347	75	95	54	501	75	66	82	373	88	105	67	407	79	86
	Moyenne	9,00	61,2	294	52	76	62,1	301	51	76	47,9	466	52	49	52,1	387	43	49	54	385	49	56
Moyenne syst.	18,82	76,8	302	73	107	79,2	290	57	88	54,7	487	57	52	42,2	422	42	44	59	400	52	58	
Moyenne prairies	24,20	73,3	301	78	116	76,4	272	52	86	51,5	501	59	52	39,4	455	43	41	56	410	51	56	
Moyenne maïs	13,90	81,8	299	77	112	68,3	282	61	97	50,6	445	54	54	48,9	371	42	50	56	366	52	64	

Gras : parcelles contrôlées pendant l'hiver
La lame drainante est estimée à partir de LIXIM

Annexe 10 : Evolution du lessivage de l'azote en fonction de la lame drainante



Annexe 12 : Bilans de l'azote dans les dispositifs expérimentaux français et européens

Site	Crécom Lait		Ognoas		Crécom VA		De Marque	Bridgets			Coates Farm	Traw-goed	Lelystad	Derval	Acrehead		La Frétaz
	50 % maïs	75 % herbe	Maïs	Prairie + maïs	Trèfle blanc	Lisier de porc	Lait intensif	Conventionnel	Optimisé	Réduct. Charge	Lait+viande+ cultures	Lait bio.	Lait intensif	Lait semi-intensif	Low input	Moderate input	Lait de montagne
Auteur, année	Le Gall, 2000		Legarto, 1999		Le Gall, non publié		Aarts, 1999	Peel, 1997			Donaghy, 1997	Cuttle, 1997	Schils, 2000	Fougère, 2000	Leach, 1999		Troxler, 2000
Années d'étude	3 (96-98)		4 (93-96)		2 (95-96)		4 (94-97)	3 (94-97)			1 (96-97)	3 (92-95)	3 (94-97)	3 (97-99)	3		5 (94-98)
% de cultures/SAU	0	0	51	33	0	0	0	0	0	0	49	10	0	16	0	0	0
% de maïs/SFP	50	25	100	35	0	0	45	0	32	26	0	0	11	41	0	0	0
Chargement (UGB/ha SFP)	1,85	1,88	2	1,85	1,7	1,3	1,95	1,9	1,9	1,56	2	1,55	2	1,62	2	2	0,8
Prod. laitière (kg/ha SAU)	14395	13809	8708	8821	-	-	11890	13337	12909	11007	4200	5800	13472	7119	9022	12725	2982
Prod. laitière (kg/VL)	7801	7341	8484	7693	-	-	8200	6787	6569	6781	-	5200	8682	8665	5727	7886	5964
Concentrés (kg/ VL)	1170	1252	1322	938	-	-	1200	1570	1670	1630	-	-	1997	1641	566	2001	319
Concentrés (g/kg)	150	171	156	122	-	-	146	231	254	240	-	-	230	189	99	254	53
Lait permis par la ration de base (kg/VL)	5583	4967	5978	5915	-	-	5925	3810	3403	3691	-	-	4896	5554	4654	4092	5359
% MAT du concentré	26,3	22,3	35,0	30,2	-	-	21	17	17	17	-	-	-	-	-	-	10,6
Fertilisation des prairies (kg N min/ha)	165	162	-	106	25	0	124	321	255	167	-	-	78 + 23 % TB	-	0	211	0
Fertilisation du maïs (kg N min/ha)	15	0	149	146	-	-	0	-	46	45	-	-	71	-	-	-	-
Entrées																	
Engrais	93	121	149	135	25	0	69	321	189	135	142	0	62	50	8	176	4
Dejections extérieures	0	0	0	0	0	128	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fixation symbiotique	-	-	-	-	144	0	9	-	-	-	15	71	131	17	112	0	14
Concentré	91	84	78	62	5	5	78	84	89	74	50	42	66	46	55	133	4
Paille	16	14	11	5	10	6	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Fourrages	12	11	-	-	4	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Autres	18	13	-	-	-	-	3	22	14	8	2	-	-	-	-	-	-
Dépôts d'azote atmosph.	10	10	5	5	10	10	49	30	30	30	33	7	-	10	12	12	10
<i>Total</i>	<i>240</i>	<i>253</i>	<i>243</i>	<i>207</i>	<i>198</i>	<i>149</i>	<i>226</i>	<i>457</i>	<i>322</i>	<i>247</i>	<i>242</i>	<i>122</i>	<i>259</i>	<i>123</i>	<i>187</i>	<i>321</i>	<i>32</i>
Sorties																	
Lait	74	71	43	43	-	-	64	64	63	55	22	29	69	37	48	68	16
Viande	12	12	3	3	12	9	9	4	5	3	5	2	8	9	6	6	3
Végétaux	4	10	57	41	0	12	0	0	0	0	58	0	-	5	-	-	1
Autres	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Total</i>	<i>90</i>	<i>93</i>	<i>103</i>	<i>87</i>	<i>12</i>	<i>21</i>	<i>73</i>	<i>68</i>	<i>68</i>	<i>58</i>	<i>85</i>	<i>31</i>	<i>77</i>	<i>51</i>	<i>54</i>	<i>74</i>	<i>20</i>
Solde d'azote	150	160	140	120	186	128	153	389	254	189	157	91	182	72	133	247	12
Taux de conversion (N sorti/N entré)	37,5	36,8	42,4	42,0	6,1	14,1	32,3	14,9	21,1	23,5	35,1	25,4	29,7	41,5	28,9	23,1	62,5
Litres de lait/ Kg N entré	60	55	36	43	-	-	53	29	40	45	17	48	52	58	48	40	93

Annexe 13 : Bilans de l'azote et pertes d'azote dans des études par simulation sur des systèmes laitiers aux Pays Bas

Auteur	AARTS et al (1992)			VAN DE VEN (1996)		VAN DER MEER et al. (1995)					
Type de sol	Sableux			Sableux		Sableux					
Libellé	Système classique	Système amélioré	Système optimisé	Système optim. sans contr. envir.	Système optimisé avec contr. env.	1	2	3	4	5	6
		- Maïs au pât. - Pâturage jour - Injection lisier - Cult. interm.	- Maïs au pâturage - Pâturage jour - Réduct. durée pât. - Injection lisier - Cult. interm. - Betterave		- Réduction - Chargement - Introduction de maïs	Système de base - Pât jour/nuit - 400 kg N/ha prairie - Epandage lisier en surface	idem 1 maïs injection lisier	idem 2 maïs réduction fertilisation azotée sur prairie	idem 3 maïs seulement pâturage de jour	idem 3 maïs zéro pâturage	idem 5 maïs adaptation de bâtiment pour réduire les émissions NH3
Lait/ha SAU (kg)	13 195	13 195	13 195	26 300	16 350	14 000	14 000	14 000	14 000	14 000	14 000
Lait/ha SFP (kg)	13 195	13 195	13 195	26 300	16 350	14 000	14 000	14 000	14 000	14 000	14 000
Chargement (UGB/ha SFP)	2,6	2,6	1,92	3,3	2,05	2,35	2,35	2,35	2,35	2,35	2,35
% SFP/SAU	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
% maïs	12	36	24	0	15	0	0	0	0	0	0
Lait/vache (kg/an)	5 736	7 000	8 500	7 993	7 976	7 000	7 000	7 000	7 000	7 000	7 000
Concentré (kg/VL)	2 171	1 235	1 185	-	-	-	-	-	-	-	-
N fertilisation (kg N/ha SAU)	330	159	91	240	75	326	271	7	69	33	129
N concentrés (kg N/ha SAU)	136	63	58	-	-	-	-	-	-	-	-
N entrées (kg N/ha SAU)	561*	271*	198*	-	-	-	-	-	-	-	-
N sorties (kg N/ha SAU)	84	80	76	-	-	-	-	-	-	-	-
Excédent (kg N/ha SAU)	+ 477	+ 191	+ 122	+ 395	+ 140	+ 427	+ 372	+ 166	+ 168	+ 123	+ 184
Taux de conversion (%)	15	30	39	-	-	-	-	-	-	-	-
Pertes (kg N/ha SAU et %)											
N ammoniacal	105 22	50 26	21 17	178 45	30 21	125 29	125 34	34 20	34 20	22 18	34 18
N dénitrifié											
N lessivé	286 60	117 61	82 67	56 14	34 24	118 28	64 17	46 28	48 29	50 41	36 20
N organisé	30 6										

* : + azote atmosphérique : 46 kg N/ha SAU

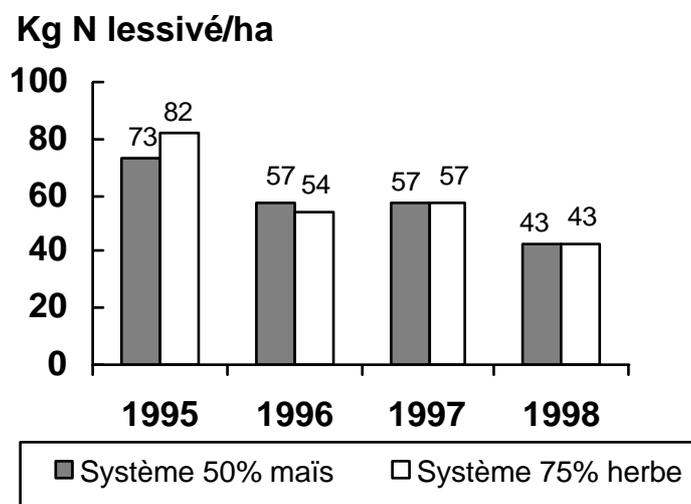
Annexe 13 (suite) : Bilans de l'azote et pertes d'azote dans des études par simulation sur des systèmes laitiers en Grande Bretagne

Auteur	JARVIS et al, 1996													
Type de sol	Argilo-limoneux et limoneux plus ou moins drainé													
Libellé	Système de base : Prairie fertilisée		Injection de lisier et fertilisation azotée		50 % ens. maïs 50 % ens. herbe		Prairies riches en trèfle blanc		Prairies pauvres en trèfle blanc		Fertilisation raisonnée et introduction maïs (50 % stocks)		Introduction maïs (50 % stocks) et prairies riches en TB	
Lait/ha SAU (kg)	7 700		7 700		7 700		6 174		6 174		7 700		7 700	
Lait/ha SFP (kg)	7 700		7 700		7 700		6 174		6 174		7 700		7 700	
Chargement (UGB/ha SFP)	2,17		2,17		2,17		1,74		1,74		2,17		2,17	
% SFP/SAU	100		100		100		100		100		100		100	
% maïs	100		100		16		100		100		16		16	
Lait/vache (kg/an)	5737		5737		5737		5737		5737		5737		5 737	
Concentré (kg/VL)	1390		1390		1390		1390		1390		1390		1 390	
N fertilisation (kg N/ha SAU)	250		155		185		0		0		115		0	
N fixation (kg N/ha SAU)	10		10		10		144		72		10		107	
N concentrés (kg N/ha SAU)	52		52		52		41		41		52		41	
N entrées (kg N/ha SAU)	337		242		272		210		138		202		173	
N sorties (kg N/ha SAU)	66		66		66		53		53		66		55	
Excédent (kg N/ha SAU)	+ 271		+ 176		+ 206		+ 157		+ 85		+ 136		+ 118	
Taux de conversion (%)	19,6		27,3		24,3		25,2		38,4		32,7		31,8	
Pertes (kg N/ha SAU et %)														
N ammoniacal	48	18	22	12	30	15	34	22	31	36	25	18	16	14
N dénitrifié	55	20	32	18	34	16	28	18	15	18	25	18	23	19
N lessivé	56	21	32	18	35	17	28	18	16	19	19	14	16	14

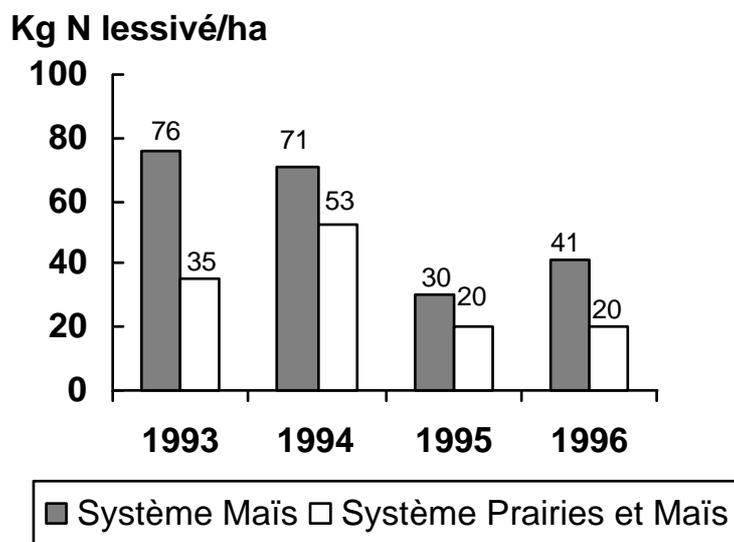
* : + azote atmosphérique 25 kg N/ha

Annexe 14 : Evolution des pertes d'azote nitrique à Crécom et Oгноas

a. Crécom



b. Oгноas



Annexe 15 : Pertes d'azote nitrique sous maïs et prairies dans les dispositifs européens

Site	Crécom Lait		Ognoas		Crécom VA		De Marke	Bridgets		
Type de système	50 % maïs	75 % herbe	Maïs	Prairie + maïs	Trèfle blanc	Lisier de porc	Lait intensif	Conven-tionnel	Optimisé	Réduction Chargement
Maïs										
Type de rotation	Monoculture	Après prairie	Monoculture	Après prairie	/	/	Ap. Prairies 3 ans Lisier	/	Monoculture	Monoculture
Engrais de ferme	Fumier et lisier	Lisier	Fumier et lisier	Lisier					Lisier	Lisier
N minéral (kg/ha)	15	0	149	146			0		46	45
Culture intermédiaire	RGI	RGI	RGI sur une partie				RGI		RGI	RGI
Azote lessivé (kg/ha)	49	59	54	50			45		46	45
Prairie										
Type de prairie	RGA	RGA	/	Fet et dactyle	RGA - TB	RGA	RGA	RGA	RGA	RGA
Engrais de ferme	Lisier	Lisier et compost	/	Lisier	Compost	Lisier de porc	Lisier	Lisier	Lisier	Lisier
% de trèfle blanc	-	-	/	-	50	-	-	-	-	-
N "efficace" (kg/ha)	209	198	/	126	19	107	235	-	-	-
N minéral (kg/ha)	165	162	/	106	14	0	124	291	245	145
Journées de pât/ha	623	485	/	520	449	342	89	280	280	328
Azote lessivé (kg/ha)	55	49	/	25	53	39	62	51	19	13
Système										
Azote lessivé (kg/ha)	52	51	54	36	53	39	52	44	25	22

Annexe 15 : Pertes d'azote nitrique sous maïs et prairies dans les dispositifs européens

Site	Crécom Lait		Ognoas		Crécom VA		De Marke	Bridgets		
Type de système	50 % maïs	75 % herbe	Maïs	Prairie + maïs	Trèfle blanc	Lisier de porc	Lait intensif	Conven-tionnel	Optimisé	Réduction Chargement
Maïs										
Type de rotation	Monoculture	Après prairie	Monoculture	Après prairie	/	/	Ap. Prairies 3 ans Lisier	/	Monoculture	Monoculture
Engrais de ferme	Fumier et lisier	Lisier	Fumier et lisier	Lisier					Lisier	Lisier
N minéral (kg/ha)	15	0	149	146			0		46	45
Culture intermédiaire	RGI	RGI	RGI sur une partie				RGI		RGI	RGI
Azote lessivé (kg/ha)	49	59	54	50			45		46	45
Prairie										
Type de prairie	RGA	RGA	/	Fet et dactyle	RGA - TB	RGA	RGA	RGA	RGA	RGA
Engrais de ferme	Lisier	Lisier et compost	/	Lisier	Compost	Lisier de porc	Lisier	Lisier	Lisier	Lisier
% de trèfle blanc	-	-	/	-	50	-	-	-	-	-
N "efficace" (kg/ha)	209	198	/	126	19	107	235	-	-	-
N minéral (kg/ha)	165	162	/	106	14	0	124	291	245	145
Journées de pât/ha	623	485	/	520	449	342	89	280	280	328
Azote lessivé (kg/ha)	55	49	/	25	53	39	62	51	19	13
Système										
Azote lessivé (kg/ha)	52	51	54	36	53	39	52	44	25	22

Annexe 16 : Description du simulateur

Le schéma 1 présente les cheminements des calculs effectués par le modèle. Il utilise des relations empiriques issues de l'expérimentation de Crécom et de la bibliographie. Le modèle est dynamique puisque les flux se calculent proportionnellement les uns par rapport aux autres. Quelques contraintes ont été fixées afin de simplifier la programmation. Les flux d'azote zootechniques, liés à l'animal (l'ingestion, la production laitière et les rejets azotés), sont calculés à l'échelle mensuelle et les flux concernant l'agronomie à l'échelle annuelle.

Le modèle a été développé sous EXCEL. Il est composé d'un fichier de saisie, d'un fichier paramètres et de plusieurs fichiers de calcul. Dans le **fichier de saisie**, l'utilisateur saisit les grandes caractéristiques de l'exploitation : la production laitière individuelle, le quota, le nombre de vaches, la SAU, le système fourrager, la répartition des vêlages, le taux de renouvellement, les rendements des différentes cultures et l'implantation ou non de cultures intermédiaires.

Les différents paramètres du modèle sont situés dans un **fichier paramètres**. Ils concernent le calcul de la courbe de lactation, l'alimentation des vaches et des génisses, la teneur en MAT des différents aliments, le temps de stabulation des vaches et des génisses et les pertes d'azote par lessivage et volatilisation. Il est possible de les modifier.

Les fichiers de calcul servent à calculer les flux d'azote sur l'exploitation. Un fichier calcule les flux d'azote associés à l'animal ainsi que les surfaces requises en fourrages et cultures. Ensuite, pour les flux concernant l'agronomie, l'utilisateur a le choix entre plusieurs fichiers suivant le type de rotation qu'il veut tester.

I. PARTIE ZOOTECHNIQUE

1. Calcul des quantités ingérées par les vaches laitières

L'objectif est de quantifier les rejets azotés des vaches en fonction de leur production laitière et de leur ration. Le fichier « calcul » comporte une fiche par mois de vêlage, qui calcule d'abord la production laitière, puis l'ingestion et enfin les rejets azotés pour une vache qui vèle ce mois. Le simulateur calcule ensuite la production laitière, l'ingestion de fourrages et des concentrés ainsi que les rejets azotés pour l'ensemble du troupeau et cela mois par mois.

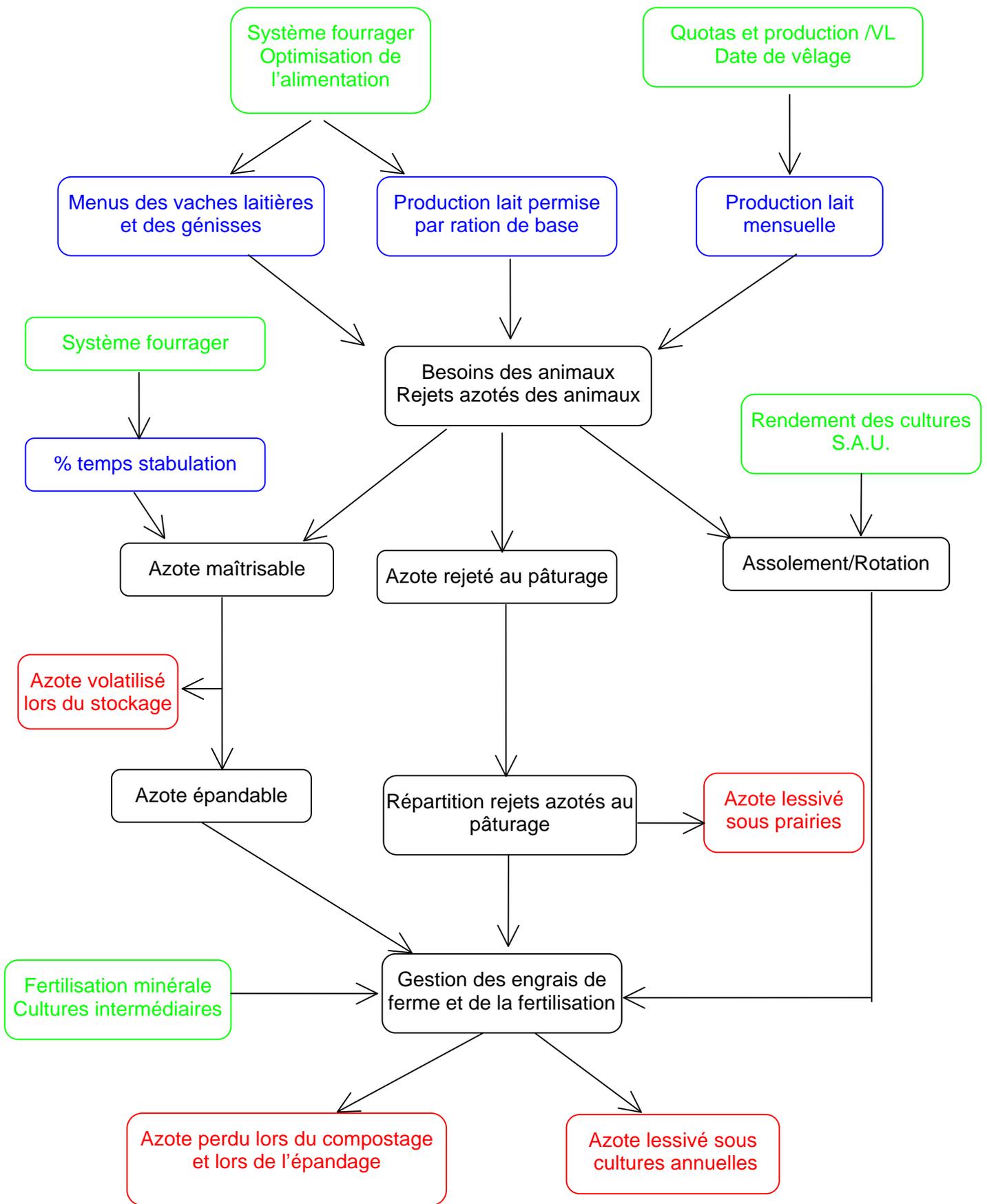
11. Calcul du nombre de vaches et de la production laitière mensuelle

Le nombre de vaches est déterminé à partir du quota laitier et de la production laitière individuelle selon la formule suivante :

$$\text{Nombre de vaches} = \text{quotas (en litres)} / (\text{production de lait/VL/an (en kg)} * 0,92)$$

Le coefficient de 0,92 intègre l'autoconsommation et la conversion entre les unités. Les modèles de courbes de lactation établies par l'Institut de l'Élevage et le contrôle laitier (Guide d'utilisation du référentiel courbe de lactation) permet de calculer la production laitière mensuelle en fonction du niveau de production annuelle et du mois de vêlage

Schéma 1 : Architecture générale du modèle/enchaînement des calculs effectués par le modèle



Vert : données saisies
Noir : données calculées

Bleu : données en paramètres
Rouge : pertes du système

12. Calcul de l'ingestion des vaches laitières

L'utilisateur choisit le système fourrager du troupeau à partir de cinq propositions tout comme l'optimisation de la distribution des concentrés parmi quatre choix possibles. Les cinq systèmes fourragers sont :

- Silo de maïs ouvert toute l'année (système 1)
- Silo de maïs fermé au printemps (système 2)
- 100 jours de pâturage seul (système 3)
- 150 jours de pâturage seul (système 4)
- Tout herbe (système 5)

Les systèmes fourragers proposés proviennent du document « 5 menus pour vaches laitières au pâturage » édité par les Chambres d'Agriculture de Bretagne. Des rations mensuelles sont établies pour chacun des menus. Le simulateur utilise vingt rations suivant la part de chaque fourrage (herbe pâturée, ensilage d'herbe et ensilage de maïs) et l'optimisation de la distribution des concentrés (pas d'optimisation, économe en concentré, distribution de betterave, distribution de betterave et économe en concentré).

Le simulateur calcule d'abord l'ingestion théorique journalière totale (fourrages et concentrés). Pour une vache en lactation, elle est quantifiée de la manière suivante :

$$\text{Ingestion théorique (kg MS/vache/jour)} = 0.33 * \text{production mensuelle de lait (kg)} + 10,1$$

Cette équation est tirée des tables d'alimentation de l'INRA (1988) pour une vache de 600 kg de poids vif produisant du lait 4 %. Si la vache est tarie, son ingestion théorique est de **11 kg MS/jour**.

Pour chaque ration, un plan de complémentation a été préétabli pour une ingestion de 14 kg MS de fourrage par jour. La quantité de tourteau de soja pour équilibrer la ration est de 150 g/kg MS de maïs ingéré. Si la production laitière journalière est inférieure à la production de lait permise par la ration équilibrée (fourrages + tourteau de soja), la quantité de tourteau de soja est ajustée aux besoins en PDI de l'animal. Si la production laitière journalière est supérieure à la production de lait permise par la ration équilibrée, le modèle calcule la quantité de concentré de production (VL 10 ou VL 18) ingérée à raison de 1 kg de concentré par tranche de 2,5 à 3,5 kg de lait produit suivant la ration. Si l'optimisation économe est saisie, la production de lait permise par la ration équilibrée (fourrages + tourteau de soja) est augmentée de 3 kg de lait par rapport à l'optimisation non économe. Quand les vaches ingèrent exclusivement de l'herbe pâturée, le concentré de production a une teneur en MAT de 10 % (VL 10), pour les autres rations, la teneur en MAT du concentré est de 18 % (VL 18).

La quantité de fourrage ingérée est déduite de l'ingestion théorique et de la quantité de concentrés apportée de la façon suivante :

$$\text{Quantité de fourrage ingérée (kg MS/j)} = \text{ingestion théorique totale (kg MS/j)} - \text{quantité de concentré ingéré n(kg MS/j)}$$

Si la ration est constituée de pâture et d'ensilage de maïs et que l'on se situe avant le mois de juin, le simulateur tient compte de l'interaction entre les deux fourrages. La quantité de fourrage ingéré est alors calculée selon la formule suivante :

$$\text{Quantité de fourrage ingérée (kg MS/j)} = \text{ingestion théorique totale (kg MS/j)} - \text{quantité de concentré ingéré (kg MS/j)} + 1,5$$

A partir de la quantité totale de fourrage ingéré, le simulateur calcule la quantité de chaque fourrage (ensilage d'herbe ou de maïs, herbe pâturée, betterave) selon les proportions indiquées pour chaque menu). Pour connaître la quantité d'azote ingéré, le simulateur multiplie la quantité de chaque aliment par sa teneur en azote (tableau 1).

Tableau 1 : Teneur en MAT des fourrages conservés et concentrés (% MS)

	E. Maïs	E. Herbe	Betterave	Culture intermédiaire	T. soja	VL 10	VL 18
Vaches	8	14	10		45	10	18
Génisses	8	14		19	45	10	

Suite annexe 16

Les teneurs en MAT de l'herbe pâturée récapitulées dans le tableau 2 sont valides pour des rendements supérieurs à 9 t MSU/ha. Quand le rendement saisi est compris entre 7 et 9 t MSU/ha, la teneur en MAT de l'herbe est de 95 % de celle donnée dans le tableau, si le rendement est inférieur à 7 t MSU/ha, la teneur en MAT est de 90 % (Reid cité par Hnatyszyn et Guais, 1988).

Tableau 2 : Teneur en MAT de l'herbe (%MS)

	jan	fév	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc
% MAT			22	22,5	20	19,5	17,5	17	20	22,5	23	

2. Calcul du rejet azoté des vaches laitières

Les rejets azotés correspondent à la différence entre l'azote ingéré et l'azote exporté par le lait et la viande et le veau. Les quantités d'azote ingéré sont le produit des quantités ingérées de chaque aliment par leurs teneurs respectives en azote (tableau 1 et 2).

L'exportation d'azote par le lait est de 5,3 kg N/t de lait et correspond à un taux protéique de 32 g/kg lait. L'exportation par la viande et le veau est de 1 kg N/VL/an.

3. Calcul des quantités ingérées par les génisses et de leurs rejets azotés

Pour établir l'alimentation des génisses, le modèle utilise les fiches d'alimentation éditées par les Chambres d'Agriculture de Bretagne qui donnent la croissance et les quantités de fourrages et de concentrés ingérés par les génisses. L'alimentation des génisses est fonction du système fourrager des vaches laitières (tableau 3).

Tableau 3 : Alimentation des génisses en fonction du système fourrager des vaches laitières

Alimentation génisses	Maïs toute l'année	Silo fermé au printemps	100 jours pâturage	150 jours pâturage	Tout herbe
EM+EH+P	+	+			
EH+EM+P			+	+	
EH+P					+

EM : Ensilage Maïs

EH : Ensilage d'Herbe

P : Pâturage

Chaque menu génisse peut être affecté aux deux périodes de naissance des génisses : naissance en octobre et naissance en février. Le nombre de génisses naissant en octobre et en février dépend de la répartition des vêlages. Si plus de 70 % des vêlages ont lieu entre juillet et décembre, toutes les génisses de renouvellement naissent en octobre. Si plus de 70 % des génisses naissent, entre janvier et juin, toutes les génisses de renouvellement naissent en février. Dans les autres cas, la répartition est au prorata des vêlages. Dans l'hypothèse de vêlages d'automne, les génisses nées en octobre vêlent à 25 mois et celles nées en février à 31 mois. Par conséquent, toutes les génisses vêlent en septembre. Ces situations sont représentatives des pratiques bretonnes

Si l'option "culture intermédiaire" est choisie, les génisses de 16 à 24 mois (selon le mois de naissance) pâturent les cultures intermédiaires à la place des fourrages stockés du 15 janvier au 28 février suivant la formule suivante (Chenais, comm. personnelle) :

$$\text{Ingestion (kg MS) des génisses sur la période} = \text{Poids vif début période} * 2 \text{ kg MS/jour/100 kg poids vif} * \text{nombre de jours}$$

Pour calculer l'ingestion d'azote, le modèle multiplie la quantité de chaque aliment par sa teneur en azote. L'exportation d'azote par les génisses correspond à la formule suivante :

$$\text{Exportation azote (kg)} = \text{Gain de Poids Vif (kg)} * 0,024$$

Les rejets azotés correspondent à la différence entre les apports et les exportations d'azote.

Le nombre de génisses élevées dépend du taux de renouvellement et d'une marge de sécurité de 10 % en cas de mort d'une génisse. Le taux de renouvellement est fonction de la production par vache, il est de 25 % pour une production de 5000 l/VL et de 40 % pour une production de 9000 l/VL (Brocard, comm. personnelle). Le taux de renouvellement est donc calculé selon l'équation suivante.

$$\text{Taux de renouvellement (\%)} = 0,0038 * \text{Production lait/VL/an (litres)} + 6,25$$

4. Récapitulatif des rejets azotés du troupeau

Les rejets azotés des vaches laitières sont calculés en moyenne par vache et pour tout le troupeau en multipliant par le nombre de vaches.

Pour les génisses, les rejets sont calculés par génisse suivant leur mois de naissance (octobre ou février) et leur âge (0-1 an, 1-2 ans, plus de 2 ans). Les rejets sont ensuite multipliés par le nombre de génisses de chaque catégorie pour obtenir les rejets totaux mensuels de toutes les génisses. Les rejets sont ensuite divisés par un UGB moyen sur l'année pour obtenir les rejets par UGB génisses. Les coefficients UGB génisses sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Coefficients UGB des génisses

Age des génisses	0-6 mois	7-12 mois	13-18 mois	19-24 mois	25-30 mois	> 30 mois
UGB	0,1	0,34	0,49	0,63	0,75	0,8

source : Groupe Fourrages Bretagne

Le modèle calcule la répartition des rejets azotés entre les fèces et l'urine mais aussi entre l'azote rejeté à l'étable et l'azote rejeté au pâturage. L'azote rejeté par les fèces est égal à la formule suivante (Delaby et al.,1997) :

$$\text{Azote rejeté par les fèces (kg)} = \text{quantité de MS ingéré (kg)} * 0,0072$$

L'azote rejeté par les urines est égal à la différence entre les rejets azotés totaux et les rejets azotés émis par les fèces.

La répartition des rejets azotés entre les bâtiments et les prairies est fonction du temps de présence des vaches en stabulation qui est elle même fonction de la part de fourrages stockés ingéré et du temps de traite (tableau 5). Le temps de présence mensuel à l'étable dans les différents menus est récapitulé dans le tableau 6.

Tableau 5 : Temps de présence des vaches à l'étable

Pratiques	Pâturage et traite	Distribution de fourrage lors du pâturage	Pâturage diurne	Période hivernale
% temps de présence en stabulation	18 %	25 %	65 %	100 %
Temps en heure	4h20	6 h	15h30	24h

Tableau 6 : Temps de présence des vaches à l'étable suivant les menus (en %)

	jan	fév	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc
Maïs toute l'année	100	100	65	65	18	18	25	25	25	65	100	100
Silo fermé printemps	100	100	65	25	18	18	25	25	25	65	100	100
100 jours pâturage seul	100	100	65	18	18	18	18	25	25	65	100	100
150 jours pâturage seul	100	65	65	18	18	18	18	18	25	25	65	100
Tout herbe	100	65	18	18	18	18	18	18	18	25	25	100

Pour les génisses, le temps de présence en stabulation des génisses est de 0% quand elles sont au pâturage et de 100% pendant les premiers mois de leur vie ou pendant l'hiver. Quand elles pâturent les cultures intermédiaires, le temps de présence en stabulation est de 50% en janvier et 100% en février.

La quantité d'azote rejetée à l'étable est donc calculée comme suit :

$$\text{Quantité d'azote rejeté à l'étable} = \text{quantité rejets azotés totaux} * \% \text{ temps stabulation}$$

5. Calcul de la quantité d'engrais de ferme

Plusieurs contraintes ont été définies pour le logement et la production des engrais de ferme. Le mode de logement des vaches et des génisses est une stabulation libre sur litière accumulée avec aire d'exercice couverte. Les eaux vertes issues de la salle de traite sont mélangées au lisier. Les eaux blanches ne sont pas épandues et sont traitées par lagunage. Dans ce système, on considère que l'azote produit est réparti à 50 % sous forme de lisier et 50 % sous forme de fumier.

Le modèle calcule la quantité d'engrais de ferme produite comme suit :

$$\text{Quantité de lisier (m}^3\text{)} = \text{temps de présence réel en stabulation des VL (en mois)} * \text{nombre VL} * 1,2 \text{ m}^3\text{/mois/VL}$$

$$\text{Quantité fumier (t)} = \text{temps de présence réel en stabulation des VL (en mois)} * \text{nombre VL} * 0,65 \text{ t/mois/VL}$$

Pour les génisses, le logiciel utilise le nombre moyen d'UGB sur l'année. Les normes de production de fumier et de lisier sont issues des références de l'Institut de l'Élevage.

La quantité de compost est calculée à partir de la quantité de fumier en tenant compte des pertes de poids brut de 40% et des pertes d'azote sous forme gazeuse de 20%. Ces valeurs proviennent de l'expérimentation conduite à Crécom.

La quantité d'eaux vertes produite est égale à 12 m³/mois. Cette valeur est la norme DEXEL pour une salle de traite en épi 2*4 postes.

L'utilisateur peut choisir la teneur en azote du fumier pour obtenir une répartition à peu près égale entre l'azote contenu dans le fumier et l'azote contenu dans le lisier. La teneur en azote du fumier peut varier de 4,5 à 6 kg N/t de fumier (teneurs issues de l'expérimentation de Crécom). Le modèle calcule par différence la quantité totale d'azote sous forme de lisier et la teneur en azote du lisier.

II. PARTIE AGRONOMIQUE

1. Calcul des surfaces fourragères

Les surfaces nécessaires en herbe, en maïs et en betterave, sont calculées comme suit :

$$\text{Surface (en ha)} = \text{besoins totaux du troupeau (VL et génisses) en t MS} / \text{rendement utile de la culture (t MS/ha)}$$

Pour les prairies, le simulateur calcule d'abord la surface totale en prairie à partir des besoins en herbe pâturée et ensilée, puis il calcule la surface fauchée à partir des besoins en ensilage d'herbe et du rendement utile d'une coupe d'ensilage. Celle-ci correspond à 40 % du rendement utile annuel de la prairie.

Selon les systèmes fourragers, la part de prairie fauchée au printemps et en été diffère. Pour les systèmes d'alimentation 1 et 2, toute la surface récoltée est fauchée au printemps, pour les systèmes 3 et 4, 80 % de la surface fauchée l'est au printemps et pour le système 5, 60 % l'est au printemps, le reste étant fauché en été. Cette répartition permet d'éviter de pâturer une surface trop faible au printemps.

Le simulateur calcule le nombre de journées de pâturage de 24 heures (JP) pour chaque mode d'exploitation de la manière suivante :

$$\text{JP annuels (JP/ha)} = \sum [(\text{nombre de VL} * 30,5 * \% \text{ temps pâturage}) / \text{surface pâturée durant le mois}]$$

Pour simplifier le calcul, les parcelles des vaches laitières et des génisses ont le même niveau de rendement.

2 . Choix des rotations et établissement des différents états culturaux

Il est nécessaire de tenir compte de la rotation car le retournement des prairies a une incidence sur la gestion de la fertilisation et sur les fuites de nitrates par lessivage.

A ce stade du modèle, l'utilisateur se trouve à un « carrefour » puisqu'il a le choix entre plusieurs types de rotations. Cinq grands types de rotations, énumérés ci-après, ont été déterminés avec pour chacun différentes successions :

- Séparation des prairies et des cultures annuelles
- Prairies de 4 ans en rotation avec les cultures annuelles pour les systèmes avec maïs
- Prairies de 4 ans en rotation avec les cultures annuelles pour les systèmes tout herbe
- Prairies de 6 ans en rotation avec des cultures annuelles
- Prairies de 4 et 6 ans en rotation avec des cultures annuelles

Les successions sont constituées de prairies, de maïs, de blé et d'orge lorsque des céréales sont cultivées deux années de suite. La surface de toutes les cultures dans une même succession est identique.

La répartition des surfaces dans des rotations est réalisée avec l'appui du solveur d'Excel. En général, le solveur trouve une solution exacte, mais il est parfois nécessaire d'ajuster manuellement les surfaces.

3. Calcul de la fertilisation azotée complémentaire

Le simulateur laisse l'utilisateur gérer la fertilisation des cultures et déterminer les règles d'allocation des engrais de ferme. Pour les cultures annuelles, la fertilisation est raisonnée en utilisant la méthode du bilan de masse, proposée par le COMIFER. Pour les prairies, le modèle utilise l'équation d'efficacité proposée par Farrugia et al, (1999) qui tient compte du Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote.

Suite annexe 16

31. Raisonement de la fertilisation azotée des cultures annuelles

La formule de la méthode du bilan de masse est la suivante :

$$\text{Rdt} * \text{B} + \text{Nnv} = \text{RSH} + \text{Mhb} + \text{Mhp} + \text{Mha} + \text{Xa} + \text{X}$$

Rdt = rendement

B = besoin de la plante en azote

Nnv = azote non valorisable

RSH = reliquat sortie hiver

Mhb = minéralisation de l'humus basal

Mhp = minéralisation dû au retournement de la prairie

Mha = minéralisation de l'azote organique apporté les années précédentes

Xa = minéralisation de l'azote organique apporté l'année de culture

X = fertilisation minérale

Les besoins en azote des cultures sont récapitulées dans le tableau 7. Il faut y rajouter l'azote non valorisable, fixé à 30 kg N/ha.

Tableau 7: Besoins en azote des cultures annuelles (Carlotti, 1991)

Culture	Maïs	Blé	Betterave
Besoin	13 kg N/t MS	3 kg N/ql	200 kg N/ha

Les fournitures d'azote par le sol correspondent au reliquat "sortie hiver", à la minéralisation de l'humus basal, à l'effet du retournement des prairies et des cultures intermédiaires, aux arrières - effets des engrais organiques

Le reliquat "sortie hiver" est le même pour toutes les cultures et correspond à la moyenne des reliquats mesurés à Crécom lors de l'expérimentation, à savoir 35 kg N/ha.

La minéralisation de l'humus basal est fixée à 70 kg N/ha/an pour le maïs et à 50 kg N/ha/an pour le blé, valeurs extraites du référentiel édité par la Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne (1998).

La minéralisation liée au retournement des prairies est récapitulée dans le tableau 8 et reprend les références proposées par la Chambre Régionale de Bretagne. Il semble que l'effet du retournement de prairie soit minimisée au cours des deux premières années et majoré ensuite.

Tableau 8 : Apport d'azote par la minéralisation des prairies retournées (en kg N/ha)
(CA Bretagne)

Cultures suivante	Maïs et betterave		Blé	
	> 6ans	3 à 6 ans	> 6ans	3 à 6 ans
Année 0	140	105	100	80
Année 1 et 2	140	80	100	60
Année 3	80	55	60	40
Année 4	55	30	40	20
Année 5 et plus	30	0	20	0

La minéralisation de l'azote de la culture intermédiaire est de 10 kg N/ha et celle de la jachère de 20 kg N/ha (Machet et al, 1996). Elle est identique pour toutes les cultures car l'azote disponible pour la plante se minéralise rapidement, avant la fin du printemps. L'azote capté par la culture intermédiaire, non minéralisé se retrouve organisé et rejoint le pool d'azote humique. Cette fraction sera lentement minéralisée au cours des années suivantes (Machet et al., 1996).

Les arrières effets des engrais de ferme sont calculés à partir des apports d'engrais de ferme apportés au cours des années précédentes et des coefficients d'arrière effet provenant de différentes sources (tableau 9).

Tableau 9 : Effet direct et arrière effet des engrais de ferme (en % de l'azote apporté l'année n)
(Ziegler, Cabaret, Morvan)

Cultures	Maïs, betterave et prairie			Blé		
	Compost	Fumier de bovin	Lisier de bovin	Compost	Fumier de bovin	Lisier de bovin
Année n	0	0,30	0,65	0	0,21	0,46
Année n+1	0,25	0,20	0,15	0,18	0,21	0,11
Année n+2	0,05	0,15	0,08	0,03	0,07	0,06
Année n+3	0,05	0,10	0,05	0,03	0,03	0,03
Année n+4		0,05			0,03	

L'effet direct des engrais de ferme est le produit des quantités épandues et des coefficients d'effet direct (tableau 9).

Les différentes valeurs citées pour les différents postes sont inférieures pour le blé car la durée d'absorption de l'azote est plus courte que pour les autres cultures. Il n'y a pas de valeur pour le lisier de porc car l'exploitation est supposée autonome en ce qui concerne les engrais de ferme.

32. Raisonement de la fertilisation azotée des prairies

La formule est l'équation d'efficience de l'azote :

$$\text{Rdt} * \text{B} = (\text{FS} + \text{Nrest}) + \text{CAU} * (\text{X} + \text{Xa}) \text{ avec } \text{Xa} = \text{Nef} * \text{Keq}$$

Rdt = rendement

B = besoin de la plante

FS = fourniture d'azote par le sol

Nrest = minéralisation de l'azote des restitutions au pâturage de l'année

Xa = minéralisation de l'azote organique apporté l'année considérée en équivalence engrais minéral

Nef = Azote totale contenu dans l'engrais de ferme

Keq = Coefficient d'équivalence engrais d'effet direct

X = fertilisation minérale

CAU = Coefficient Apparent d'Utilisation

Les besoins en azote des prairies sont de 30 kg N/t MS pour les prairies et de 25 kg N/t MS pour les prairies fauchées.

La fourniture d'azote par le sol regroupe la minéralisation de l'humus basal et les arrières effets des engrais de ferme et des restitutions au pâturage. Elle est mesurée à partir d'un témoin conduit sans azote. A Crécom, la fourniture d'azote mesurée pendant 4 ans est de 125 kg/ha/an.

L'effet direct des restitutions au pâturage est établi à partir des quantités rejetées et des coefficients d'effet direct (29 % pour l'azote urinaire total et 9 % pour l'azote fécal total selon Decau et al., 1997).

L'effet direct des engrais de ferme est de 0,10 pour le fumier de bovin, de 0,05 pour le compost est de 0,5 pour le lisier de bovin. Ces coefficients sont valides pour des épandages de printemps, en surface et pour des régions régulièrement arrosées.

Le coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote de l'engrais pour les prairies est égal à 0,7 (Farruggia et al, 1999).

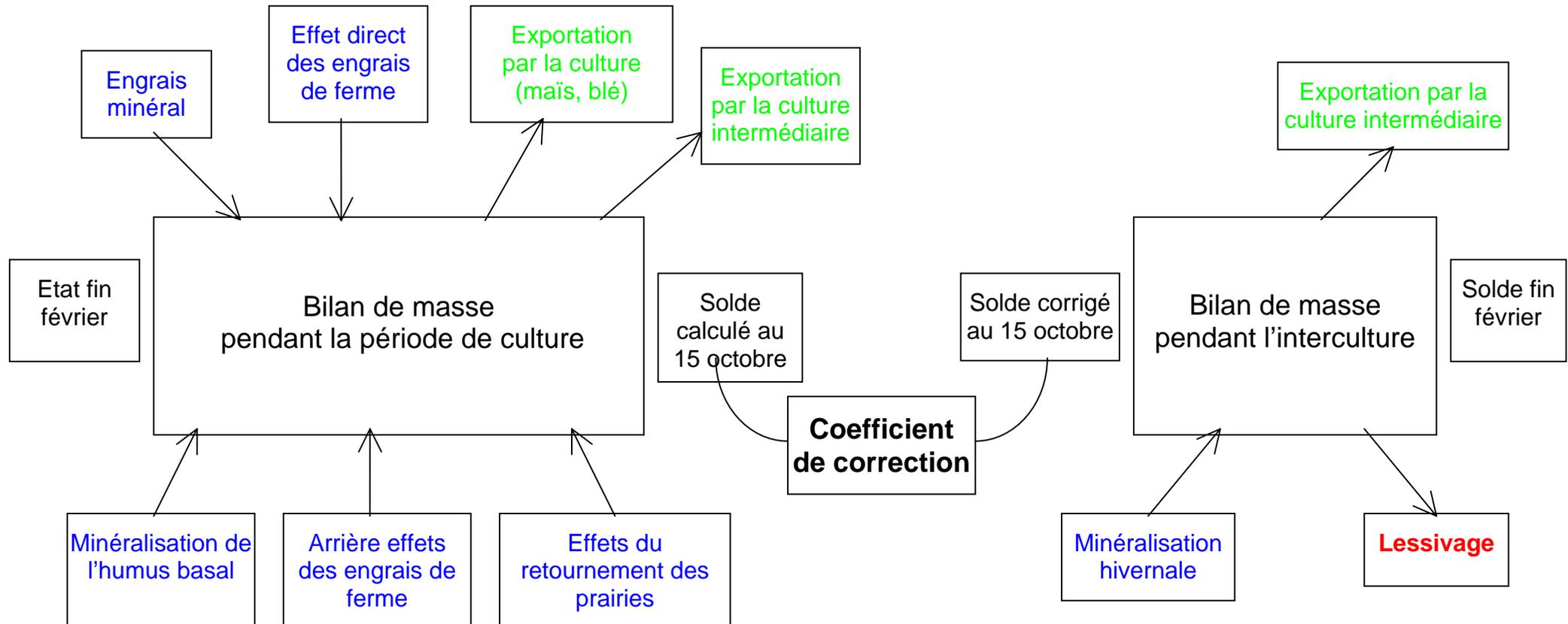
4. Calcul des pertes d'azote nitrique par lessivage

41. Pertes d'azote nitrique sous les cultures annuelles

Le calcul du lessivage sous les cultures annuelles comprend plusieurs étapes récapitulée dans le schéma 2 :

- calcul d'un solde du bilan de masse calculé au début de l'hiver
- calcul d'un solde corrigé
- calcul du lessivage

Schéma 2 : Calcul du lessivage sous cultures annuelles



bleu : entrées
vert : sorties

coefficient de correction = moyenne des rapports reliquat mesuré/solde calculé = 0,6
lessivage = 0,8 * (solde corrigé + minéralisation hivernale - exportation par cultures intermédiaire)

- Etape 1 : le bilan de masse

Le bilan s'ouvre à la sortie de l'hiver, le 1^{er} mars, pour se terminer le 15 octobre. La formule est celle présentée précédemment.

La minéralisation de l'humus basal, celle liée au retournement de la prairie et à l'apport des engrais de ferme sont les valeurs définies pour le maïs, que la culture soit du blé ou du maïs. En effet, il est nécessaire de prendre en compte la période d'absorption de l'azote par le blé, centrée sur le printemps, ainsi que la minéralisation d'automne.

La quantité d'azote exportée par les cultures intermédiaires avant la fermeture du bilan est difficile à déterminer car peu de références sont disponibles. Pour le maïs, l'exportation d'azote par les cultures intermédiaires est considérée comme nulle. Pour le blé et l'orge, on considère que la culture intermédiaire exporte avant le 15 octobre 40 kg N/ha, correspondant à un rendement de 1 t MS/ha (Machet et al, 1996).

- Etape 2 : calcul du solde corrigé

Pour calculer le solde corrigé, le logiciel multiplie le solde calculé par un coefficient égale à 0,6 pour l'ensemble des cultures. Pour le maïs, ce coefficient est le rapport entre la moyenne des reliquats d'azote mesuré à Crécom en octobre et la moyenne des soldes calculés à l'aide du bilan de masse sur les mêmes parcelles. Pour le blé, les données proviennent d'essais effectués par la Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor (Cabaret, comm. Personnelle). Cette correction intègre en fait toutes les erreurs réalisées sur la formulation des différentes hypothèses.

- Etape 3 : calcul du lessivage

Le modèle calcule un deuxième bilan de masse pendant la période hivernale du 15 octobre au 28 février. Les entrées sont le solde corrigé au 15 octobre et la minéralisation brute hivernale qui est évaluée à 50 kg N/ha. Cette valeur est tirée d'une part de travaux de Morvan (1996) sur un dispositif de colonnes de sol, qui s'apparentent à des cases lysimétriques, et d'autre part d'évaluation à partir de résultats de l'expérimentation. Sur les parcelles étudiées à Crécom, LIXIM a calculé sur la phase hivernale une minéralisation nette d'environ 15 kg N/ha à laquelle il faut rajouter l'azote minéralisé durant l'hiver puis absorbé par la culture intermédiaire, environ 15 kg N/ha, et réorganisé dans la rhizosphère, de l'ordre de 20 kg N/ha (Laurent et al.,1995), soit environ 50 kg N/ha.

Les sorties du bilan correspondent à l'absorption et l'organisation d'azote par les cultures intermédiaires et le lessivage. L'absorption et l'organisation sont estimées à 40 kg N/ha, ce qui équivaut à une production de 1 t MS/ha. Le lessivage est évalué de la façon suivante :

$$\mathbf{N \text{ lessivé (kg N/ha) = (solde corrigé + minéralisation nette hivernale - exportation par la culture intermédiaire) * 0,8}}$$

Le coefficient de 0,8 a été estimé de deux manières différentes mais cohérentes : à l'aide du modèle de Burns (1976) et des coefficients calculés par Belan (1980). Pour les conditions de la Bretagne humide, avec une lame drainante de 450 mm et une réserve utile de 150 mm, le modèle de Burns calcule un coefficient de lessivage de 0,82 et Belan, un coefficient variant de 0,7 à 0,85.

Pour la jachère, le logiciel considère qu'elle est couverte et non fertilisée, elle peut donc s'apparenter à une prairie non exploitée. Dans ces conditions, la valeur observée à Crécom et avancée par Simon (1997) est de 15 kg N/ha.

Si le lessivage calculé sur les cultures annuelles est inférieur à 15 kg N/ha, le logiciel met un lessivage par défaut de 15 kg N/ha.

42. Pertes d'azote nitrique sous prairies

Pour quantifier les pertes d'azote par lessivage sous prairie, le modèle utilise la relation entre les rejets azotés et le lessivage mise en évidence lors de l'expérimentation conduite à Crécom :

$$\mathbf{Azote \text{ lessivé (kg N/ha) = 0,2168* rejets azotés au pâturage (kg/ha) + 2,9931 (r^2 = 0, 59)}}$$

Le modèle calcule le lessivage pour chacun des modes d'exploitation de la prairie puis le lessivage moyen pour l'ensemble des prairies.

5. Pertes d'azote par voie gazeuse

Pour estimer les pertes par volatilisation, le modèle utilise des données issues de la bibliographie.

Les pertes en bâtiment et au stockage représentent 30 % de l'azote total excrété à l'étable par les animaux (CORPEN, 1999).

Au pâturage, les taux de pertes sont ceux publiés par Decau et al, 1997 soit 3% de l'azote total des bouses et 15% de l'azote total de l'urine.

Lors de l'épandage du fumier, les pertes sont de 60% de l'azote ammoniacal du fumier ou du compost (Menzi et al, 1997 et Chambers et al., 1997), le fumier ayant une teneur moyenne de 20 % de N-NH₄ (bibliographie) et le compost de 5 % (proche de la teneur moyenne obtenue à Crécom).

Lors de l'épandage du lisier, le modèle utilise la formule de Morvan (1998), déjà utilisée dans l'expérimentation de Crécom. Cette formule calcule les pertes par volatilisation en fonction de la matière sèche et de la teneur en azote ammoniacal du lisier et de la température lors de l'épandage. Le logiciel calcule la teneur matière sèche du lisier (qui est en fait un mélange de lisier et d'eaux vertes) en faisant une moyenne de la teneur du lisier (5%) et des eaux vertes (1%) et considère que 50 % de l'azote du lisier est sous forme ammoniacale. L'utilisateur saisit suivant le mois d'épandage la température moyenne du mois.

6. Bilan apparent de l'azote

Pour établir le bilan apparent qui comptabilise les entrées et les sorties d'azote à l'échelle de l'exploitation, le modèle tient compte de plusieurs hypothèses :

- Le blé produit sur l'exploitation est utilisé comme concentré énergétique, ce qui induit des entrées d'azote par les concentrés et des sorties d'azote par le blé assez faibles.
- L'exploitation est en régime de croisière ; elle est autonome sur le plan fourrager et elle n'importe pas d'effluents d'élevage. Les postes animaux, déjections et fourrages sont donc nuls.
- La sortie par la viande est évaluée à partir du nombre d'animaux vendus, de leur poids et de la quantité d'azote par kg de poids vif. Les veaux femelles non gardés pour le renouvellement et tous les veaux mâles sont vendus à un poids de 50 kg vif et le poids de vente des vaches de réformes est de 600 kg vif.
- La paille produite par le blé et l'orge est utilisée sur l'exploitation. En fonction du bilan production/autoconsommation de la paille, le solde est placé en entrée (achat) ou en sortie (vente) du bilan. La production de paille est évaluée à 4,5 tonnes/ha à une teneur de 5,6 kg N/tonne. Les besoins sont égaux aux nombre de nuits passées à l'étable (VL et génisse) multiplié par 7 kg de paille par UGB pour chaque nuit passée à l'étable.

Annexe 17 : Bilans de l'azote dans les différentes études menées en Bretagne

	Systèmes étudiés à Crécom		Etude Simon 1980 à 1990	Etude EBD 1994 à 1997	
	50 % Maïs	75 % Herbe		100 élevages	25 % meilleurs
% cultures/SAU	24	22	11	16	15
% maïs SFP	38	18	43	32	21
% assoc./SH	0	0	-	57	93
Chargement (UGB/ha SFP)	1,75	1,78	1,91	1,77	1,63
Lait/ha SAU (kg)	7740	7606	7263	6106	5677
Lait/ha SFP (kg)	10184	9716	8162	7295	6899
Production laitière (kg/VL)	7801	7341	6001	6762	6408
Concentré (kg brut/VL)	1170	1252	-	1079	839
Concentré (g/kg)	150	171	-	160	131
Entrées :					
Engrais	90	121	200	94	36
Dejections	0	0	0	16	3
Fixation	0	0	0	30	45
Concentrés	40	34	64	52	26
Autres	10	4	3	6	9
Total entrées (kg N/ha SAU)	140	159	267	198	119
Sorties :					
Lait	40	39	47	32	29
Viande	6	6	8	9	6
Cultures	9	8	6	11	12
Autres	0	0	0	1	0
Total sorties (kg N/ha SAU)	55	53	61	53	47
Excédent d'azote (kg N/ha SAU)	85	106	206	145	72
Excédent d'azote (kg N/t de lait)	11,0	13,9	28,4	23,7	12,7
Litres de lait/ kg N entré	53,5	46,3	26,3	29,9	46,2
Tx de conversion (N sorti/N entré)	39	33	23	27	39

* A Crécom, combinaison d'expérimentation et de simulation pour la partie génisses et céréales

Annexe 18 : Simulation sur l'incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager

Graphique 1 : Evolution du nombre de journées de pâturage (24 heures) en fonction du système fourrager

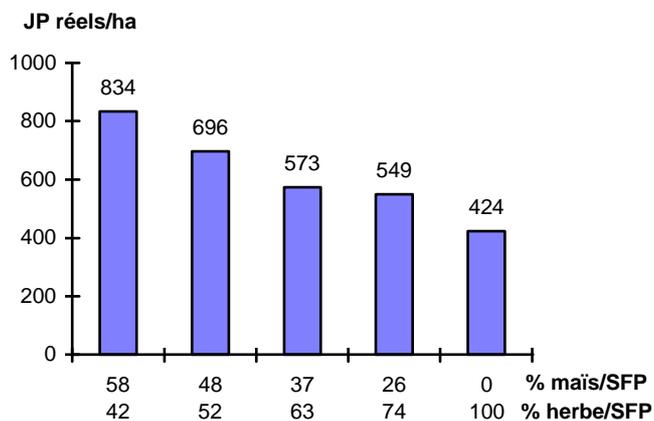


Tableau 1 : Bilan apparent en fonction du système fourrager (kg N/ha SAU)

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
% herbe	42	52	63	74	100
% maïs	58	48	37	26	0
Engrais	72	86	94	108	154
Concentrés	46	41	35	32	20
Paille	4	4	2	1	0
Blé	0	0	0	0	0
Entrées	121	131	131	142	174
Lait	35	35	35	35	35
Viande	7	7	7	7	7
Paille	0	0	0	0	1
blé	18	17	17	16	13
Sorties	60	59	59	58	56
Excédent	61	72	72	84	118
Tx conversion	49%	45%	45%	41%	32%

Annexe 18 (suite) : Simulation sur l'incidence de la part de maïs ensilage dans le système fourrager

Tableau 2 : Indicateurs de risques en fonction du système fourrager

		Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe (2)
Maïs	% maïs après ret prairie	24%	26%	43%	71%	50%
	Effet ret. Prairie (3) (kg N/ha)	38	29	49	80	50
	% sols nu ou peu couverts	56%	64%	55%	90%	50%
SAU	% maïs après ret prairie (1)	10%	9%	11%	13%	12%
	Effet ret. Prairie (3) (kg N/ha)	23	18	24	28	13
	% sols nu ou peu couverts	23%	22%	24%	24%	12%

(1) égale % prairies retournées

(2) le maïs est remplacé par des céréales

(3) ret. prairie : retournement de prairie

Tableau 3 : Pertes d'azote par voie gazeuse (kg/ha SAU)

	Silo ouvert toute l'année	Silo fermé printemps	100 jours pât seul	150 jours pât seul	Tout herbe
% maïs	58	48	37	26	0
Volatilisation totale	27	29	28	27	28
au stockage	13	13	13	12	11
au pâturage	9	10	11	12	14
à l'épandage	5	6	4	3	3
Pertes lors du compostage	1	1	3	4	4

Annexe 19 : Simulation sur l'incidence du niveau de chargement

Tableau 1 : Ingestions et rejets azotés des animaux

Rdt prairies (t MSU/ha)	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,75	1,98
Ingestion fourrage (kg MS/VL)	5500	5500	5500
Fourrage stocké (%)	54	54	54
Ingestion concentré (kg brut/VL)	970	970	970
MAT ration (% MS)	15,0	15,5	15,9
Rejets N (kg N/VL/an)	114	119	123
Rejets N (Kg N/t lait)	15,3	15,8	16,4
N rejeté à l'étable (%)	42	42	41
Pression N organique (Kg N/ha SAU)	153	157	161
Rejets N sur prairies (kg N/ha)	128	176	226

Tableau 2 : Le bilan apparent de l'azote en fonction du niveau de chargement (kg N/ha SAU)

Rdt prairies (t MSU/ha)	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,72	1,98
Engrais	39	83	111
Concentrés	35	35	35
Paille	6	3	1
Blé	1	0	0
Entrées	81	122	147
Lait	35	35	35
Viande	7	7	7
Paille	0	0	0
blé	0	13	22
Sorties	42	55	64
Excédent	39	67	84
Tx conversion	52%	45%	43%

Tableau 3 : Les pertes d'azote par voie gazeuse selon le niveau de chargement (kg N/ha SAU)

	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
UGB/ha SFP	1,41	1,72	1,98
Volatilisation totale	26	27	29
au stockage	13	13	13
au pâturage	10	10	11
à l'épandage	3	3	5
Pertes lors du compostage	5	5	2

Tableau 4 : Indicateurs de risque

	Rdt prairies (t MSU/ha)	6 tonnes	8 tonnes	10 tonnes
Maïs	Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,75	1,98
	% maïs après ret prairie	53%	47%	38%
	Effet ret prairie (kg N/ha)	56	50	40
	% sols nu ou peu couvert	30%	77%	86%
SAU	% maïs après ret prairie (1)	13%	12%	10%
	Effet ret prairie (kg N/ha)	28	29	23
	% sols nu ou peu couvert	8%	20%	28%

(1) égale % prairies retournées

Annexe 20 : Performances économiques en fonction du système de production laitière - Résultats d'analyses de groupe

**Tableau 1 : Résultats économiques selon l'orientation du système de production laitière
(Centre de Gestion des Côtes d'Armor)**

Tous types de producteurs de lait	Résultats moyens par SYSTÈME				
	①	②	③	④	Moyenne
	VOIE EXTENSIVE	VOIE PASTORALE FOURRAGÈRE	VOIE PASTORALE ANIMALE	VOIE INTENSIVE	
Clôture : avril 1998 à mars 1999					
% des exploitations	19.0%	25.3%	36.3%	19.4%	100%
UTH familiaux	149	142	184	157	155
SAU (ha)	55.11	48.06	54.59	49.92	52.01
dont % en SFP	79%	74%	71%	67%	73%
Quantité de lait vendue (litres)	206024	201527	260974	262948	236207
" " " /ha SAU	3738	4193	4780	5268	4542
% UGB VL	64.2%	62.1%	64.8%	63.2%	63.7%
Lait/VL (litres)	5969	5571	7540	7082	6639
Chargement (UGB/ha)	1.30	1.30	1.45	1.91	1.58
% maïs fourrage dans SFP	28%	38%	40%	51%	38%
Coût fourrages / ha SFP (F)	1486	2064	1941	2495	1960
Coût alimentaire VL / litre vendu (ct)	43.5	48.1	48.8	47.9	46.7
Prix de vente du lait (F/l)	2.084	2.110	2.095	2.103	2.097
MB par ha de SFP (F)	9128	11603	12379	15103	11941
% MB totale sur produit total	66.5%	68.4%	66.3%	66.0%	66.5%
% Ch. de structure sur produit	42.7%	42.3%	41.5%	40.7%	41.7%
Résultat courant en % du produit total	23.8%	23.1%	23.8%	24.3%	23.8%
par litre vendu	0.78	0.80	0.78	0.81	0.78
par UTH familial	105672	113366	120566	135391	119216
EBE en % du produit total	38.0%	38.0%	37.9%	38.3%	38.1%
par litre vendu	1.22	1.31	1.21	1.28	1.25
annulés en % de FEBE	34.7%	35.3%	33.2%	33.8%	34.1%
Capital d'exploitation / l vendu	5.13	5.84	4.60	5.01	5.03
Taux d'endettement	41%	40%	45%	41%	42%
Coût production du lait / l vendu	1.82	1.71	1.69	1.60	1.62
Coût de revient / l vendu	2.38	2.35	2.24	2.17	2.26

source : CGER22 Service Etudes et Références

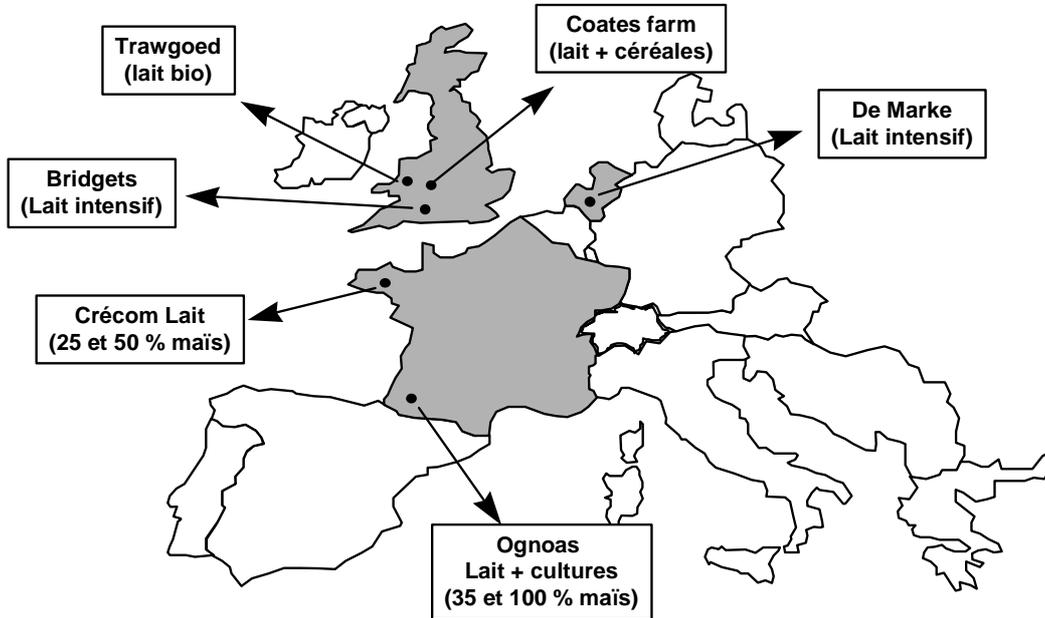
	Résultats quart supérieur par SYSTÈME				
Quantité de lait vendue (litres)	238684	211828	268663	279088	252767
" " " /ha SAU	3924	4284	4802	5492	4831
Coût alimentaire VL / litre vendu (ct)	38.9	41.2	41.8	42.5	20.6
Coût alimentaire VL / litre vendu (ct)	2.097	2.128	2.102	2.109	2.106
% MB totale sur produit total	71.9%	70.8%	69.8%	70.0%	70.5%
% Ch. de structure sur produit	38.8%	38.2%	38.4%	38.0%	38.4%
Résultat courant en % du produit total	33.2%	32.6%	31.4%	32.0%	32.1%
par litre vendu	1.07	1.15	1.01	1.05	1.06
par UTH familial	168049	175005	159658	174759	166859
Capital d'exploitation / l vendu	4.66	5.34	4.31	4.50	4.59
Coût production du lait / l vendu	1.45	1.53	1.46	1.44	1.47
Coût de revient / l vendu	1.99	1.98	2.02	1.95	1.99

Annexe 21 : Performances laitières des deux systèmes

Performances laitières par système

	Système "50 % Maïs"				
	1995	1996	1997	1998	Moyenne 96-98
Lait brut (kg VL)	7121	8107	7593	7704	7801
TB (g/kg)	37,89	37,40	37,83	37,21	37,5
TP (g/kg)	31,65	31,37	31,38	30,51	31,1
	Système "75 % Herbe"				
Lait brut (kg VL)	7051	7649	7102	7272	7341
TB (g/kg)	38,16	38,52	38,23	37,11	37,95
TP (g/kg)	31,25	31,37	31,11	30,46	31,0

Annexe 22 : Localisation des expérimentations menées sur des systèmes complets en Europe



ANNEXE 23

GESTION DE L'ACIDE PHOSPHORIQUE (P_2O_5) ET DE LA POTASSE (K_2O) AU NIVEAU DE L'EXPLOITATION

1. MESURES REALISEES

L'optimisation environnementale a porté essentiellement sur l'utilisation de l'azote et des produits phytosanitaires mais la gestion de l'acide phosphorique (P_2O_5) et de la potasse (K_2O) a fait également l'objet de mesures complémentaires. Plusieurs approches ont été combinées au niveau de l'exploitation et des parcelles.

1.1. Mesures à l'échelle du système fourrager et de l'exploitation

Le bilan des minéraux a été calculé au niveau des deux systèmes testés. Il somme toutes les entrées et sorties de P_2O_5 et K_2O à l'échelle de l'exploitation. Il permet donc d'apprécier l'efficacité d'utilisation du phosphore et du potassium en calculant le taux de conversion (sorties/entrées).

1.2. Mesures au niveau des parcelles

1.2.1. Analyses de sol

Les dosages de phosphore (P Olsen) et de potassium ont été réalisés sur l'ensemble des parcelles du dispositif en début d'essai (automne 1995) et en fin d'essai (automne 1999).

1.2.2. Balances phosphatées et potassiques

Ces balances sont calculées sur les prairies. Comme pour l'azote, elles correspondent à la différence entre les entrées de P_2O_5 ou de K_2O (engrais minéral et organique, concentrés et fourrages complémentaires distribués) et les sorties (lait, viande, récoltes de fourrages, P_2O_5 et K_2O restitués dans les bâtiments). Elles traduisent donc l'excédent de ces deux minéraux au niveau de la prairie.

1.2.3. Analyses d'herbe

L'analyse d'herbe a été testée sur quelques parcelles à Crécom en 1995. Elle a ensuite été très largement utilisée au cours des années 1996 à 1998. Cette méthode, mise au point et diffusée par l'INRA depuis 1984 pour l'azote et 1991 pour le phosphore et le potassium a été testée et validée sur une large gamme de prairies françaises au cours des années 1994-1998 (Farruggia et al, 1999). Les mesures réalisées à la station expérimentale ont donc contribué à la validation de la méthode. On peut détailler les principes de cette méthode :

- *Intérêt* (d'après L. Thelier-Huché et A. Farruggia)

Jusqu'à présent, le pilotage de la fertilisation phosphatée et potassique des prairies s'appuyait comme pour les cultures annuelles sur des résultats d'analyse de sol permettant d'évaluer la disponibilité des éléments minéraux pour les plantes. Pour les prairies, plusieurs raisons rendent son emploi actuellement difficile : peu de références disponibles en particulier pour la prairie pâturée, problèmes d'échantillonnage liés au très fort gradient de concentration du phosphore et du potassium en surface, différences dans la dynamique de prélèvement. C'est le cas en particulier pour le potassium, où l'on observe des différences entre les espèces prairiales et les espèces cultivées pour lesquelles ont été établies les normes usuelles d'interprétation.

Par contre, l'analyse minérale d'un échantillon d'herbe, représentatif de la biomasse aérienne récoltable reflète toute absorption insuffisante ou excessive d'un élément donné ou tout déséquilibre entre éléments. Elle rend compte ainsi de la disponibilité en phosphore et potassium du sol et de l'aptitude de la prairie à les prélever.

- Bases physiologiques du diagnostic végétal

En conditions de croissance normale et de nutrition minérale satisfaisante, l'absorption des éléments minéraux par les végétaux doit s'ajuster à la vitesse d'élaboration des nouveaux tissus végétaux, c'est-à-dire à la dynamique d'absorption et au métabolisme de l'azote et du carbone (Salette et al., 1973 ; Salette et Huche, 1991). Pour une offre donnée du sol en P et K, les teneurs de l'herbe en ces 2 éléments sont fonction de sa teneur en azote. Ces relations peuvent, par simplification, être assimilées à des droites (Salette et Huché, 1991) dont les équations permettent de définir les teneurs en P et en K non limitantes pour la croissance permise par l'azote :

$$P \% = 0,15 + 0,065 N \%$$

$$K \% = 1,6 + 0,525 N \%$$

En conditions de nutrition satisfaisante pour l'élément considéré (P ou K), cette relation ne varie pas avec le niveau de nutrition azotée de la parcelle et peut donc être utilisée comme référence d'un comportement normal. Le diagnostic se fait alors par mesure de l'écart au comportement normal et le résultat peut être exprimé en indice (Duru et Thelier-Huché, 1997) :

$$\text{pour le phosphore, } iP = 100 P \% / (0,15 + 0,065 N \%)$$

$$\text{pour le potassium, } iK = 100 K \% / (1,6 + 0,525 N \%)$$

L'expérience a confirmé la robustesse de tels indices qui conservent toute leur signification quelque soit le niveau d'intensification de la parcelle et le type de prairie (à l'exception des mélanges graminées-trèfle blanc présentant plus de 25% de trèfle au printemps), quel que soit le cycle (à condition qu'il n'existe pas un autre facteur limitant comme un excès ou un déficit d'eau par exemple) et quelle que soit l'année (à condition que le régime de fertilisation soit stable). Un diagnostic basé sur une seule analyse est donc envisageable.

- Méthode de mesure

Le prélèvement a lieu en période de croissance favorable, généralement courant mai lorsque le niveau de production atteint au moins 1,5 t de MS/ha. Le mécanisme de « dilution » des éléments minéraux ne commençant pas en début de repousse mais seulement quand le couvert végétal est "fermé". Il est déconseillé de prélever dans les parcelles en pâturage précoce ou implantées depuis moins d'un an ou en pâturage continu. Une analyse est réalisée tous les 3 à 5 ans : si des apports sont réalisés épisodiquement, le prélèvement aura lieu l'année précédant l'apport. Deux types de diagnostic existent :

- un diagnostic permettant de qualifier la pratique de fertilisation : l'objectif est alors d'évaluer la pertinence d'une pratique de fertilisation. C'est ce type de diagnostic qui a été retenu pour l'expérimentation étudiée. Dans une zone représentative de la parcelle, environ 20 poignées d'herbe sont prélevées avec une coupe à la cisaille à 4-5 cm au-dessus du sol. Après un soigneux mélange, un échantillon de 500 g environ est constitué pour analyse. Le tableau 1 permet d'interpréter les indices observés sur le couvert étudié.

- un diagnostic "pronostic" : cette formule permet en plus de porter un jugement sur les réserves en phosphore et potassium du sol et d'évaluer la possibilité de satisfaire une demande plus élevée pour ces 2 éléments en cas d'apport azoté plus élevé. Dans ce cas, 2 analyses sont réalisées : l'une comme précédemment et une seconde sur une « bande azote » surfertilisée (+ 100 unités/ha par rapport à le fumure de base). Ce type de diagnostic plus coûteux est à réserver uniquement pour les situations avec changement des pratiques de fertilisation

Tableau 1 : Interprétation des indices iP et iK

	Niveau de satisfaction	Conseil de fertilisation
Indice		
120	Excédentaire	Réduire les apports
	Très satisfaisant	
100	Satisfaisant	Maintenir les apports
80	Insuffisant	Augmenter les apports
60	Très insuffisant	

1.3. Cohérence des niveaux d'investigation

En testant ces différents indicateurs à l'échelle de systèmes complets, il est possible aujourd'hui de hiérarchiser ces différents outils et d'en apprécier la pertinence par rapport à l'objectif recherché (le risque de pollution, la fertilisation équilibrée, ou la conservation du potentiel fertilisant du sol, etc...). Cette analyse doit également permettre de poursuivre la réflexion pour faire émerger les besoins d'outils nouveaux à promouvoir dans ce domaine.

2. LES BILANS P₂O₅ ET K₂O

L'excédent de P₂O₅ et K₂O dans les deux systèmes est faible (tableau 2) : 25 à 35 kg/ha de SAU, ceci grâce à la suppression des apports d'engrais du commerce ou de déjections extérieures et à une meilleure répartition des engrais de ferme comme décrit dans ce compte rendu. On peut également signaler que les entrées d'acide phosphorique par les concentrés et les aliments minéraux et de potassium par la paille correspondent largement aux exportations par le lait et la viande en ces éléments. D'autre part, l'excédent d'acide phosphorique mesuré dans l'expérimentation est inférieur de 20 à 30 % à celui observé dans les exploitations laitières de Bretagne (128 élevages de 1994 à 1996 ; Le Gall et al, 2000). L'excédent de potassium est inférieur de 50 à 70 %, ce qui traduit une nette amélioration. Dans ces conditions, il apparaît normal d'aboutir à un niveau satisfaisant de nutrition phosphopotassique des plantes et de stabilité des teneurs en ces éléments au niveau du sol.

Tableau 2 : Bilan des minéraux – Crécom VL
(Données exprimées en kg P₂O₅/ha SAU pour le phosphate et en kg K₂O/ha SAU pour la potasse)

	1995		1996		1997		1998		Moyenne 95-98		Moyenne 96-98	
	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs	Système 75 % herbe	Système 50 % maïs
ENTREES												
Engrais	9	10	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
Concentrés	50	49	55	49	50	53	52	53	51	51	52	52
Fourrages	0	1	11	2	1	6	2	6	4	4	5	5
Paille	6	6	6	7	7	7	6	7	7	7	6	7
Animaux	5	5	7	8	6	5	5	5	6	6	7	6
Déjections	2	2	2	0	6	2	2	2	3	3	2	4
Total	73	72	82	66	72	73	67	73	74	72	72	74
SORTIES												
Lait	31	31	38	32	34	36	34	36	35	34	35	36
Viande	6	6	8	12	9	7	5	7	7	8	8	8
Fourrages	4	10	4	4	3	0	3	0	4	4	4	2
Total	41	47	50	48	46	42	41	42	46	45	47	45
Excédent	31	26	32	18	25	31	26	26	28	27	25	29
Tx de conversion	57%	65%	61%	73%	65%	58%	62%	63%	62%	63%	65%	61%
ENTREES												
Engrais	21	21	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0
Concentrés	23	24	28	22	24	26	24	26	26	24	25	26
Fourrages	0	2	24	6	5	13	4	13	10	9	11	13
Paille	30	31	30	33	36	35	29	35	33	30	30	34
Animaux	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Déjections	6	6	7	1	20	6	6	6	10	5	5	11
Total	81	86	91	65	86	82	65	82	86	75	73	86
SORTIES												
Lait	37	37	45	39	41	43	40	43	42	40	42	43
Viande	2	2	3	4	3	2	1	2	2	2	3	2
Fourrages	13	24	13	11	6	0	10	0	9	12	11	4
Total	52	62	61	53	50	45	52	45	53	54	55	50
Excédent	29	23	30	11	36	37	13	37	33	21	18	36
Tx de conversion	64%	73%	67%	83%	58%	55%	80%	72%	62%	75%	75%	58%
Excédent	153	129	171	138	131	134	142	134	137	151	150	140
Tx de conversion	35%	43%	38%	41%	41%	38%	37%	38%	40%	38%	39%	39%

3. LES BALANCES PHOSPHATEES ET POTASSIQUES SUR LES PRAIRIES

Comme pour l'azote, les balances phosphatées et potassiques permettent d'identifier les principaux flux sur les prairies des 2 systèmes (tableaux 3 et 4). L'excédent de P_2O_5 est de l'ordre de 20 à 30 kg/ha des prairies pour les deux systèmes.

Tableau 3 : Balance phosphatée des prairies en kg de P_2O_5 /ha (1995 à 1998)

	Système "50% maïs"	Système "75% herbe"
P_2O_5 minéral (fumure)	0	0
P_2O_5 organique (fumure)	28	52
P_2O_5 concentrés	45	32
P_2O_5 fourrages complément.	28	18
Total des entrées	101	102
P_2O_5 lait (+ viande)	39	29
P_2O_5 récolte	6	15
P_2O_5 déjections hors parcelles	33	26
Total des sorties	78	70
Excédent de balance	23	32

Pour la potasse, il conviendrait d'ajouter en sorties des pertes par lessivage. Si on les estime à environ 30kg/ha (pour un sol sablo-limoneux et une pluviométrie élevée de l'ordre de 1000 mm/an), nous aurions un déficit de 23 kg de K_2O /ha pour le lot "50 % maïs" et un bilan nul pour le lot "75% herbe", c'est-à-dire un quasi équilibre.

Tableau 4 : Balance potassique des prairies en kg de K_2O /ha (1995 à 1998)

	Système "50% maïs"	Système "75% herbe"
K_2O minéral (fumure)	13	13
K_2O organique (fumure)	82	158
K_2O concentrés	32	24
K_2O fourrages complément.	71	45
Total des entrées	198	240
K_2O lait (+ viande)	54	48
K_2O récolte	35	78
K_2O déjections hors parcelles	102	85
Total des sorties	191	211
Excédent de balance	7	29

4. LES DIAGNOSTICS DE NUTRITION

4.1. Résultats globaux

Tableau 5 : Evolution des indices de nutrition de 1995 à 1999

Année	Système "50 % maïs"		Système "75 % herbe"	
	P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
1995	103	91	108	87
1996	107	106	110	100
1997	105	101	106	92
1998	105	94	113	105
1999	112	100	117	104

Les résultats de 1998 et 1999, obtenus après 3 ou 4 années de fertilisation raisonnée, sans aucun apport d'acide phosphorique ou de potasse d'origine minérale, permettent de juger la fertilisation pratiquée, uniquement basée sur les engrais de ferme et les restitutions d'urine et fèces lors du pâturage (tableaux 3 et 4). Ces résultats sont globalement très satisfaisants, certaines parcelles devenant même excédentaires. En 1998, sur 25 parcelles analysées, seule une parcelle présente un déficit en acide phosphorique et 4 parcelles un déficit en potassium. En 1999, les indices par l'acide phosphorique varient de 93 à 133 et les indices pour le potassium de 86 à 116, ce qui traduit globalement un bon ajustement des fumures phosphopotassiques. Les déficits observés en 1998 correspondent à des parcelles particulières, soit ne recevant pas de déjections autres que les restitutions au pâturage parce qu'étant localisées dans des zones non épandables (bordure de ruisseau, pente etc...), soit correspondant à des parcelles à sol très superficiel (30 cm de profondeur et dominante sableuse) qui retiennent très difficilement des minéraux très lessivables comme la potasse.

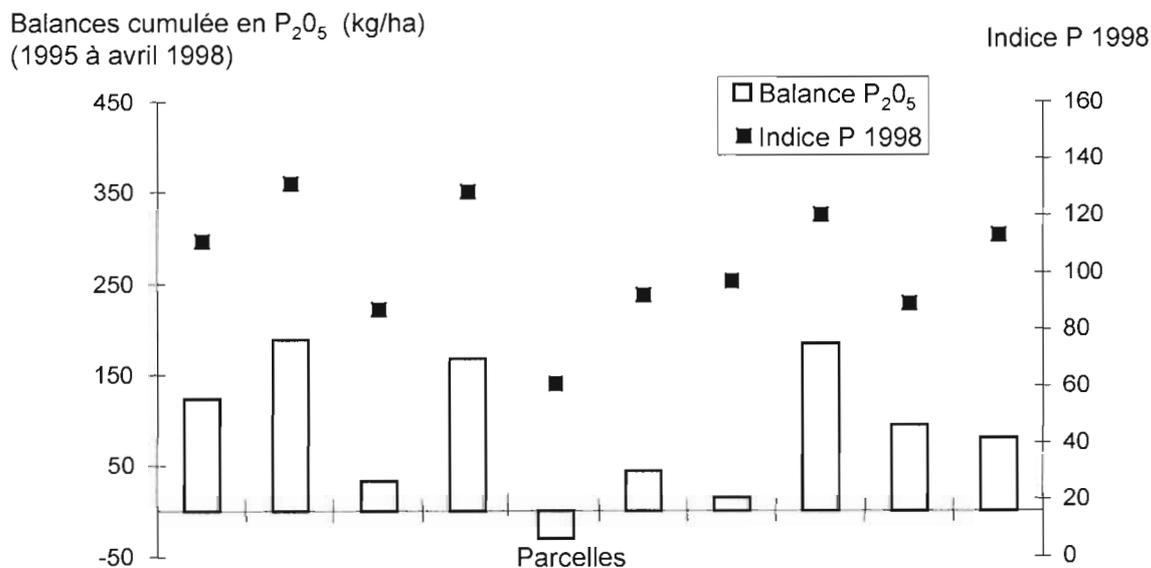
Tableau 6 : Répartition des indices de nutrition P et K observés en 1998 sur les parcelles de RGA

Niveau d'indice	> 120 Excédentaire	100-120 Très satisfaisant	80-100 Satisfaisant	< 80 Insuffisant
P	32 %	40 %	24 %	4%
K	12 %	48 %	24 %	16%

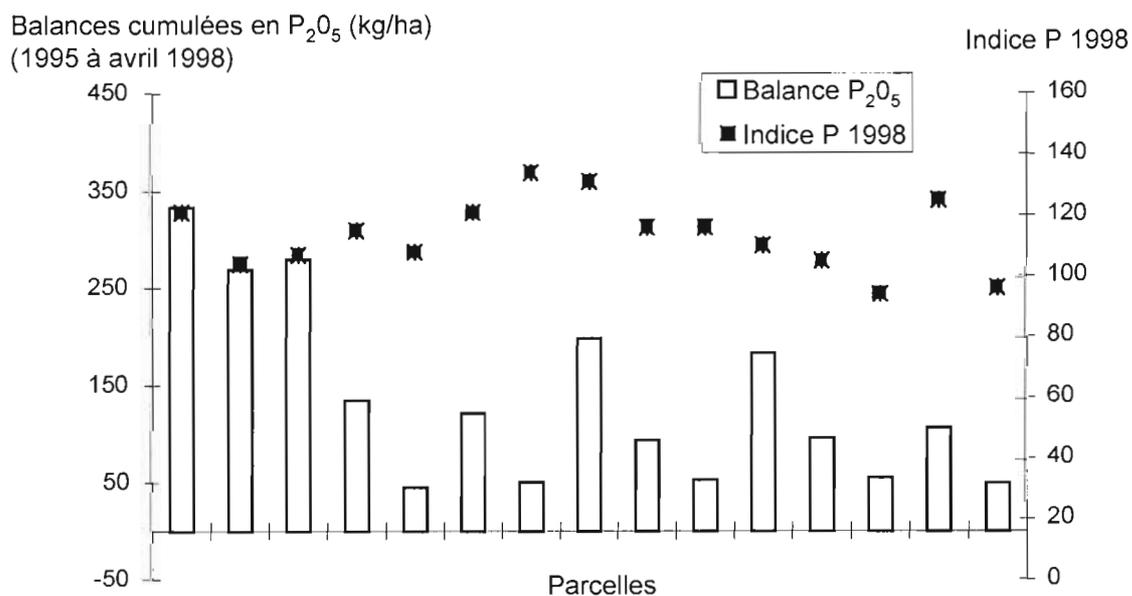
4.2. Relation entre les balances cumulées et les indices P et K

Comme l'indique les graphiques 1 et 2, il n'y a pas de relation évidente entre les balances phosphatées cumulées sur 4 ans et l'indice P, quel que soit le système (graphiques 1 et 2). On peut faire la même observation pour la potasse. Il est donc difficile de prédire une valeur d'indice à partir de balances. Dans cette plage élevée de nutrition phosphatée ou potassique, les effets sur les indices ne sont pas évidents à mettre en valeur.

Graphique 1 : Relation entre les balances cumulées en P_2O_5 (1995 à avril 98) et les indices phosphore réalisés en 1998 dans le système "50 % maïs"

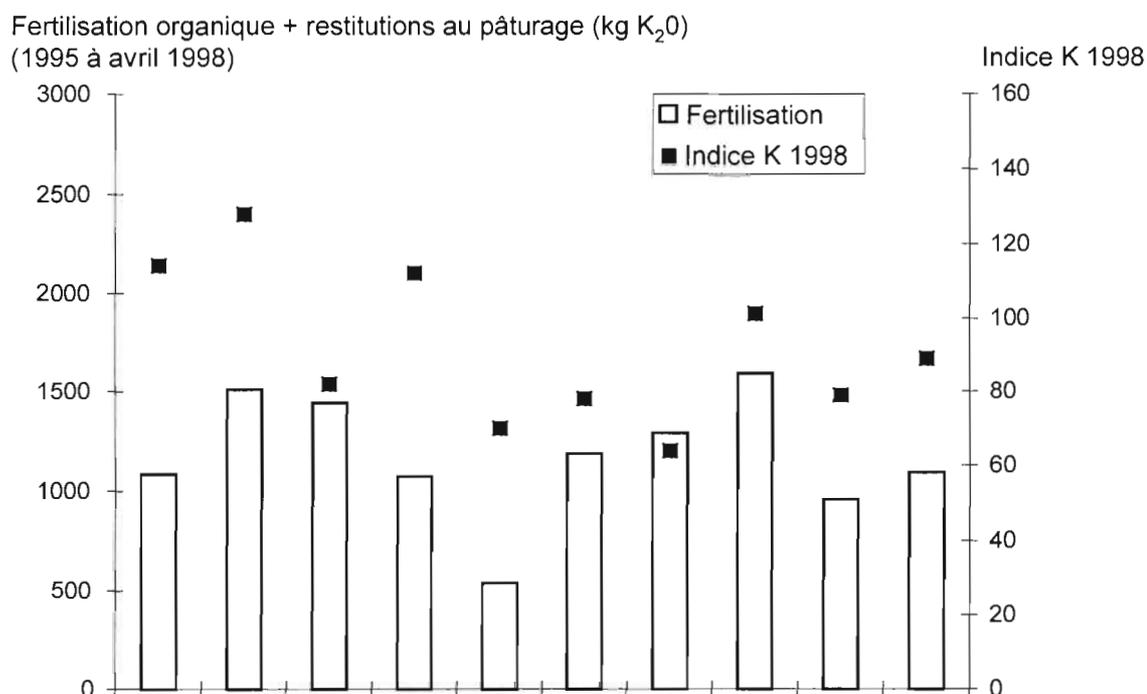


Graphique 2 : Relation entre les balances cumulées en P_2O_5 (1995 à avril 1998) et les indices phosphore réalisés en 1998 dans le système "75 % herbe"



Concernant le potassium, on peut cependant mettre en évidence une certaine relation entre le poste le plus important des entrées de potassium représenté par la fumure et les restitutions au pâturage et les indices de nutrition concernant le potassium, comme l'indique le graphique 3 (système 50 % maïs). Cette relation reste cependant imprécise, surtout dans le cas d'apports irréguliers de déjections animales.

Graphique 3 : Relation entre les indices potassium en 1998 et la fertilisation organique + les restitutions au pâturage cumulées de 1995 à avril 1998 pour le système "50 % maïs"



5. LES ANALYSES DE SOL

Les teneurs de sol au début de l'essai sont relativement élevées, notamment pour les parcelles de maïs (tableau 7). Cette situation s'explique par les apports répétés d'engrais de ferme les années antérieures. Une attribution plus importante des déjections aux prairies pendant l'essai ainsi que la suppression des apports de fertilisants du commerce aux prairies et maïs expliquent assez bien la légère diminution de la teneur en P₂O₅ pour les 2 systèmes. On observe néanmoins une différence de comportement entre l'acide phosphorique P₂O₅ et la potasse K₂O. Ce dernier se maintient bien pour les cultures qui reçoivent préférentiellement le fumier de bovin, à savoir les maïs du système "50% maïs" et les prairies du lot "75% herbe". Le paillage pratiqué dans le bâtiment (8 à 10 kg/vache/jour) permet d'obtenir un fumier dont la valeur est importante en K₂O. Cet élément est ensuite rapidement assimilé (100% dans l'année). En définitive, l'évolution constatée apparaît logique pour le potassium mais un plus surprenante pour l'acide phosphorique

Tableau 7 : Evolution des résultats d'analyses de sol

	Système "50 % maïs"		Système "75 % herbe"	
	1995	1999	1995	1999
Parcelles en maïs				
P ₂ O ₅ Olsen (mg/kg terre)	139	114	169	127
K ₂ O échangeable (mg/kg terre)	351	389	393	372
Parcelles en prairies				
P ₂ O ₅ Olsen (mg/kg terre)	119	93	132	97
K ₂ O échangeable (mg/kg terre)	293	238	246	240

6. SYNTHÈSE DES INDICATEURS

Tableau 8 : Comparaison de 3 indicateurs à l'échelle du système prairial

		Système " 50 % maïs "		Système "75 % herbe "	
P ₂ O ₅	Balance kg/ha/an	+ 23		+ 32	
		1995	1998	1995	1998
	Indice de nutrition	103	112	108	117
	Analyse de sol (mg/kg terre Olsen)	119	93	132	97
K ₂ O	Balance kg/ha/an	- 23		- 1	
		1995	1998	1995	1998
	Indice de nutrition	91	100	87	104
	Analyse de sol (mg/kg terre)	293	238	246	240

* Ces indicateurs obtenus par parcelle d'herbe sont moyennés au niveau du groupe de parcelles

Pour conduire une politique de fertilisation adaptée aux prairies en P₂O₅ et K₂O, l'indice de nutrition obtenu à partir d'un diagnostic foliaire réalisé en période de pousse non limitante apparaît être un indicateur pertinent. Ni l'analyse de sol qui indique ici des baisses de teneur, ni le calcul des balances ne semblent pouvoir prédire correctement l'état de nutrition de la prairie.

L'analyse des différents niveaux d'investigation, de l'exploitation au groupe de parcelles ou à la parcelle, montre qu'il existe une relative cohérence entre les échelles d'approche. De façon surprenante, on peut pointer une baisse des teneurs en acide phosphorique ou en potassium du sol eu égard des excédents de bilan au niveau de l'exploitation ou des parcelles, mais ces variations de terre sont modestes et peuvent s'expliquer par les problèmes d'échantillonnage. Au niveau des prairies, l'indice de nutrition semble être un indicateur pertinent, qui reflète plutôt bien les pratiques de fertilisation récentes.

7. CONCLUSION

La mise en œuvre d'un plan de fertilisation d'une complémentation minérale des animaux plus rigoureuse a permis d'obtenir un excédent faible permettant de garantir une bonne nutrition des plantes et de maintenir le niveau de fertilité chimique des sols d'acide phosphorique et potassium faible. Mis en relation avec le suivi parcellaire, tant au niveau des parcelles de maïs que des parcelles de prairies, ainsi qu'avec le rendement, le bilan des minéraux, pour les exploitations laitières spécialisées, semble au final, un bon indicateur de gestion globale de ces 2 minéraux.