

Prairies et qualité de l'eau.

Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques

F. Vertès¹, J.C. Simon ², F. Laurent³, A. Besnard⁴

1 : INRA UMR SAS ; 4, rue Stang Vihan, F-29000 Quimper ; Françoise.Vertes@rennes.inra.fr

2 : INRA, UMR EVA 950, Université de Caen, Esplanade de la Paix, F-14032 Caen cedex

3 : ARVALIS - Institut du Végétal, F-91720 Boigneville

4 :ARVALIS - Institut du Végétal, La Jaillièrre, F-44370 La-Chapelle-Saint-Sauveur

Résumé

L'augmentation des teneurs en nitrate de l'eau dans la plupart des territoires d'élevage intensif et les réglementations européennes mises en place depuis 5 ans dans le cadre de la directive Nitrate puis de la directive cadre sur l'eau ont suscité de nombreux travaux, en particulier sur prairies, pour évaluer et prédire les risques de pertes d'azote sous les principaux systèmes de culture. Rappelons que les prairies occupent une place prépondérante dans les systèmes fourragers liés à la production laitière intensive d'Europe du Nord et de l'Ouest..

Le cycle de l'azote est particulièrement complexe dans les exploitations laitières, à cause de la multiplicité des compartiments, de la diversité et de l'importance des flux mis en jeu, des phénomènes de recyclage, et des interactions entre facteurs eux aussi très divers et variables : pratiques de fertilisation et d'utilisation, type de couvert végétal, caractéristiques des sols et des climats, impacts des animaux au pâturage, etc.

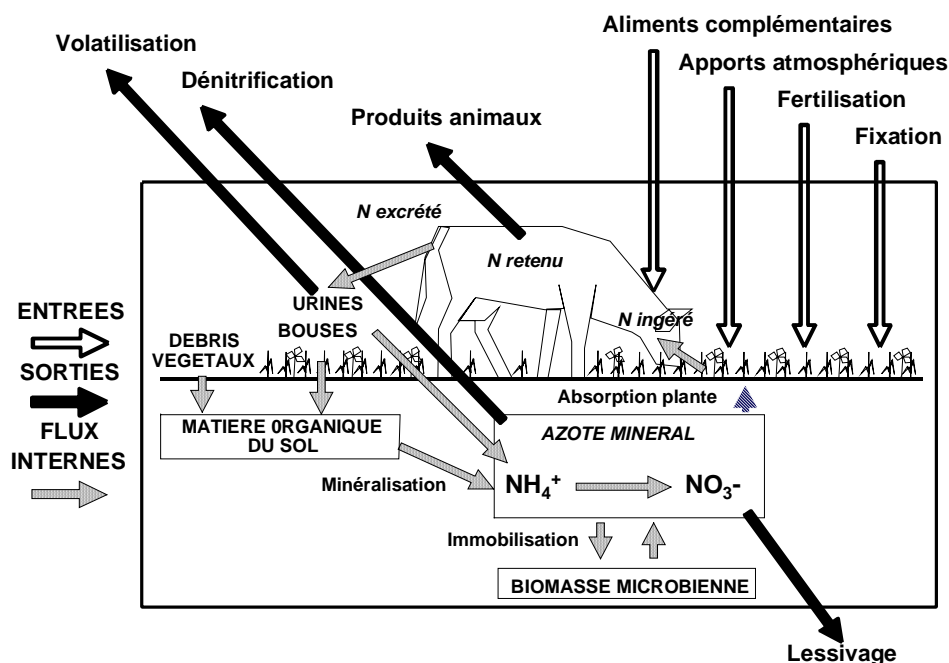
Les travaux menés en stations expérimentales en France et en Europe ont permis d'évaluer les pertes de nitrate par lixiviation ainsi que leur variabilité, de dégager les facteurs clés explicatifs et de proposer des indicateurs et des outils d'aide à la décision pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et minimiser les pertes par lixiviation. Ils ont également permis de progresser dans la modélisation des processus impliqués dans le cycle de l'azote en prairie. Les études menées à l'échelle parcellaire intègrent peu à peu une approche pluri-annuelle, permettant à la fois d'intégrer la pérennité du couvert herbacé et l'effet des rotations prairies-cultures sur ces risques de pertes.

Introduction

Les systèmes intensifs de production laitière sont généralement basés sur la complémentarité entre prairies et cultures, fourragères ou non. Les prairies représentent 45% de la SAU en France, et de 30 à plus de 90% de la SAU des fermes laitières. Elles peuvent être permanentes (prairies semi-naturelles) ou temporaires (de quelques mois à plus de 10 ans) semées en couverts mono-spécifiques de graminées ou en mélanges graminées-légumineuses plus ou moins complexes. On les rencontre dans une très large gamme de situations pédoclimatiques, en particulier pour les prairies permanentes qui restent la principale occupation des sols en terres non labourées. Leur potentiel de productivité est également très variable, et la fertilisation azotée est une composante essentielle de la gestion de ce potentiel : les éleveurs laitiers recourent en effet plus ou moins largement aux apports d'azote qui permettent à la fois d'augmenter la production et la qualité de l'herbe et d'améliorer la souplesse d'exploitation des surfaces fourragères. Les engrais azotés constituent souvent le premier poste d'entrée d'azote dans les fermes comme le montrent les bilans apparents réalisés par SIMON *et al.* (2000), sauf lorsque la présence des légumineuses (dont le trèfle blanc) permet d'en limiter les achats. Malgré des apports moyens relativement modérés de l'ordre de 150 kg N/ha/an dans les prairies du grand Ouest, la gamme de variation est très large : de 0 à plus de 400 kg N/ha/an. Cette caractéristique est commune à tous les systèmes laitiers intensifs d'Europe du Nord (PFLIMLIN *et al.*, 2004).

Les risques de pertes de nitrate sous prairies ont longtemps été considérés comme négligeables, les mesures étant réalisées sous des couverts fauchés (HÉNIN, 1980). La remise en cause de cette conclusion par RYDEN *et al.* en 1984, avec les premières mesures de pertes sous prairies pâturées, a engendré de nombreux travaux autour de la détermination puis de la modélisation des flux d'azote en prairies. La faible valorisation de l'azote ingéré par les animaux se traduit par un très haut niveau de recyclage à l'échelle de la parcelle (restitution par les déjections de 75 à 90% de l'azote ingéré pour des prairies pâturées) et de l'exploitation. La diversité et l'importance des flux d'azote mis en jeu dans une exploitation multiplient les risques de pertes, sous diverses formes : nitrique par lixiviation, ammoniacale par volatilisation à partir des déjections au pâturage ou en stabulation, ou d'azote gazeux (N_2 , NO_x) par dénitrification (figure 1). L'augmentation des teneurs en nitrate des eaux est particulièrement sensible en Bretagne où la forte pression d'azote organique liée aux élevages intensifs, les rotations prairies-cultures, la sensibilité des sols au drainage associé à l'excès pluviométrique et le transfert rapide du nitrate vers les rivières, concourent à une dégradation rapide de la qualité des eaux de surface, essentielles pour la ressource d'approvisionnement en eau potable.

FIGURE 1 – Cycle de l'azote simplifié en prairie.



Cette revue bibliographique a pour objectif de faire le point sur les connaissances acquises, sur leur utilisation possible pour réduire les pertes et participer à l'amélioration de la qualité de l'eau, et sur les questions de recherche non résolues. Cet article se focalise essentiellement sur les pertes d'azote nitrique sous prairies, en considérant trois aspects :

- les méthodes de mesures et les résultats disponibles ;
- les effets des facteurs et la prévision des pertes ;
- les effets cumulatifs des rotations sur les risques de pertes en incluant l'évolution du statut organique du sol et les pertes gazeuses.

1. Matériels et méthodes

1.1. Des objets d'étude et des méthodes de mesure très diverses

Des développements méthodologiques importants ont été nécessaires pour évaluer les pertes d'azote en prairies. ADDISCOTT (1990) avait proposé un comparatif précision/fiabilité/coût, montrant que les résultats de mesures directes de la qualité de l'eau recueillie sous les racines (parcelles drainées, lysimètres) étaient particulièrement pertinents sur des sites expérimentaux lourds, tandis que la fiabilité des méthodes plus légères (bougies poreuses, profils d'azote minéral du sol) dépendait largement de la qualité de l'échantillonnage dans l'espace et le temps, en particulier pour les mesures de stock d'azote minéral. Des méthodes plus sophistiquées utilisant le traçage isotopique ont été utilisées pour quantifier la répartition de flux d'entrée - notamment liés aux pissats (LOISEAU *et al.*, 2001 ; DECAU *et al.*, 2003 ; LETERME *et al.*, 2003 ; AMBUS *et al.*, 2007) - ou pour mesurer des flux bruts (HATCH *et al.*, 2000), permettant ainsi d'améliorer la connaissance des processus, de tester des hypothèses formulées à partir de résultats plus globaux, et de modéliser le cycle de l'azote en prairies. La méthode la plus simple basée sur un bilan à la parcelle des entrées et sorties (mesurables ou calculées) a été souvent comparée aux méthodes précédentes pour tenter de prédire des risques de lixiviation sur des réseaux de parcelles (WACHENDORF *et al.*, 2004). Cependant, les entrées et sorties prises en compte, et les hypothèses faites pour quantifier les postes non mesurables (par exemple minéralisation et immobilisation d'azote) varient entre les auteurs. Enfin, les suivis à long terme (plusieurs décennies) permettent seuls d'évaluer des changements d'état du système sol-plante, en particulier pour les quantités et qualités des matières organiques du sol par exemple (RICHTER *et al.*, 2007) en complément et validation des autres méthodes d'investigation (RÉMY, 1995).

Si les premières références ont été acquises majoritairement en parcelles ou lysimètres fauchés, plusieurs dispositifs ont été élaborés pour quantifier les pertes sous pâture réelle (SCHOLEFIELD *et al.*, 1993 ; SIMON et LE CORRE, 1996 ; VERTÈS *et al.*, 1997) ou en simulant les apports de déjections (LOISEAU *et al.*, 2001 ; DECAU *et al.*, 2003 ; LETERME *et al.*, 2003).

Les pratiques agricoles en prairies variant entre bassins de production, de nombreux auteurs ont exploré les effets :

- de la fertilisation (0 à 800 kg N/ha/an, avec différentes répartitions dans l'année) ;
- du mode et du rythme d'exploitation (fauche vs. pâture, nombre de cycles, chargement animal) tandis que des travaux menés en parallèle s'attachaient à modéliser les quantités ingérées par les animaux et celles des déjections tombant au pâturage ;
- du type de couvert (prairie permanente, prairies temporaires de graminées pures ou associées au trèfle blanc).

Ces expérimentations, qui ont été menées dans des contextes pédoclimatiques différents, ont impliqué des adaptations méthodologiques spécifiques et ont permis d'analyser certaines interactions entre pratiques et milieu.

1.2. Sites expérimentaux et travaux disponibles

Les principaux sites expérimentaux en France se situent dans le grand Ouest, en zone de prairies permanentes (Le Pin-au-Haras) ou temporaires (Bretagne, Pays-de-la-Loire), mais aussi en Auvergne (Clermont-Theix) et en Lorraine (Vittel). De nombreuses études ont été menées dans les

bassins versants laitiers intensifs d'Europe du Nord (Grande-Bretagne, Irlande, Pays-Bas, Flandres belges, Danemark, Allemagne), comme l'indique le tableau 1 (non exhaustif).

TABLEAU 1 – Exemples de travaux sur les pertes d'azote par lixiviation.

(N less = lessivage, N dénit = dénitrification, Rga = ray-grass anglais, tb = trèfle blanc...).

Prairies	Traitements	Méthodologie	Flux mesurés	Sites	Référence biblio
Rga	Prof. sol, ferti-	Lysimètres	N lessivé	Clermont-	LOISEAU <i>et al.</i> , 2001
Rga-tb	lisation, pissats			Theix (F)	
Pp, rga	Parcelles agricoles	Bougies	N lessivé	Vittel (F)	BENOIT <i>et al.</i> , 1995
Rga	Pâturage,	Lysimètres	N lessivé	Quimper (F)	VERTÈS <i>et al.</i> , 1997
Rga tb	pissats	(dont pâturés), ¹⁵ N			
Rga	Fertilisation	Bougies	N lessivé	Kerlavic,	LAURENT <i>et al.</i> , 2000
Rga-tb	Fauche/pâture			La Jaillère (F)	
Rga	Pissats,	Lysimètres, ¹⁵ N	N lessivé	Robillard (F)	DECAU <i>et al.</i> , 2003
	types de sols				
Rga	Pissats	Bougies, ¹⁵ N	Nless et dénit	Rennes (F)	LETERME <i>et al.</i> , 2003
p.complexe	Fertilisation	Lysimètres dont	Nless et dénit	North Wyke	SCHOLEFIELD <i>et al.</i> , 1993 ;
	Fauche/pâture	pâturés, flux bruts		(UK)	HATCH <i>et al.</i> , 2000
Rga	Fertilisation	Bilans,	Nless et dénit	(NL)	SCHRÖDER <i>et al.</i> , 2005
	Fauche/pâture	prél. nappes			
Rga-tb	Fauche/pâture,	Bougies,	N lessivé	Karkendam	WACHENDORF <i>et al.</i> , 2004
	fert org./minéral	profils N		(D)	
p.complexe	Fertilisation	Profils N min +	N lessivé	Gent (B)	NEVENS et REHEUL, 2003
	Fauche/pâture	bougies			

1.3. Principaux attendus

Ces nombreux travaux ont permis d'acquérir des références sur la lixiviation mais aussi sur l'ensemble des flux d'azote mis en jeu en prairie, de les relier aux pratiques et d'étudier l'interaction de celles-ci avec les facteurs non maîtrisables tels que le type de sol et le régime hydrique. Ils ont enfin permis de développer et de tester des modèles intégrant divers processus clés pour prédire les risques de pertes (*cf.* revue dans JARVIS, 2000). Les mesures ont en général porté à la fois sur les quantités lixiviées et sur l'évolution des concentrations en nitrate des eaux drainées ou de la solution du sol. Dans cette synthèse, nous présenterons essentiellement des résultats exprimés en termes de quantités.

2. Résultats

2.1. Quantification du lessivage et relations entre pratiques et pertes

Les pertes sous prairies varient de 0 (prairies de fauche correctement fertilisées) à plus de 100 kg d'azote nitrique par hectare et par an lorsque les prairies sont fortement fertilisées et pâturées de façon intensive. Les risques de pertes peuvent atteindre plusieurs centaines de kg sous les aires d'exercice ou lorsque le couvert est fortement endommagé, la mortalité du couvert végétal pouvant être due à des dégâts de piétinement importants, à un prélèvement de biomasse excessif par pâturage ou à une sécheresse intense. Le cas extrême est évidemment la destruction volontaire de la prairie pour sa rénovation ou sa mise en culture, qui aboutit à des niveaux de minéralisation généralement compris entre 50 et 250 kg (VERTÈS *et al.*, 2007). Ces quantités correspondent à l'effet additif de la destruction de prairie, qu'il faut ajouter à la minéralisation basale du sol.

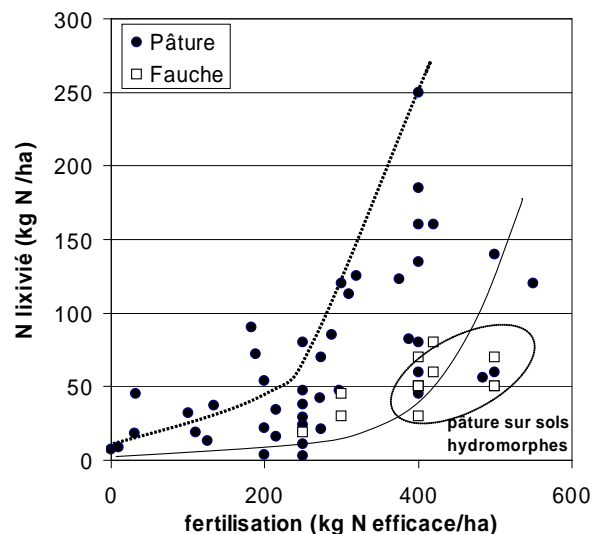
Les effets des principaux facteurs (pratiques et milieu) ont pu être mis en évidence.

– Effets de la fertilisation et de sa répartition, effets du mode d'utilisation

La réponse des prairies à la fertilisation azotée est connue depuis longtemps (WALTHER, 1989) et SIMON (1995) a montré comment le risque de lessivage, faible et stable tant que la végétation peut valoriser l'azote disponible du sol, augmentait dès lors qu'elle ne le pouvait plus. Ce seuil est plus

élevé en fauche (peu de pertes jusqu'à 400 kg /ha en apports raisonnés et dans les meilleurs sols) que lorsque les animaux au pâturage émettent des déjections correspondant localement sous les impacts à des apports de 50 à plus de 800 kg N/ha. La figure 2 illustre la relation entre lessivage et apports sur une compilation d'essais expérimentaux en fauche et au pâturage.

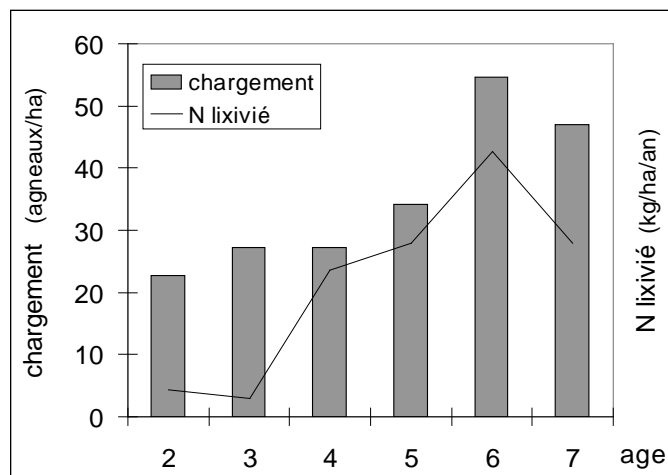
FIGURE 2 – Relations entre la fertilisation annuelle et la lixiviation du nitrate : synthèse de sites expérimentaux (d'après WALTHER, 1989, SIMON *et al.*, 1997 et LAURENT *et al.*, 2000).



L'effet de la répartition des apports dans l'année a été illustré par exemple par LAURENT *et al.* (2000) montrant qu'à dose équivalente (200 N et 400 N) la pratique d'apports en été-automne pour 50% des apports augmente le lessivage de respectivement 30 et 55% par rapport à des apports exclusivement ou majoritairement printaniers. Le nombre de cycles de pâturage annuels interagit par ailleurs avec la fertilisation au travers des teneurs en N élevées des plantes (déjections plus riches en azote ; PEYRAUD *et al.*, 1995). Les effets du charge-ment animal sur les pertes et les processus en jeu seront évoqués plus en détail ci-dessous (2.2 et 2.3).

- Effets de l'âge de la prairie et du type de couvert (abondance des légumineuses)

FIGURE 3 – Effets de l'âge d'un ray-grass semé sur la production (estimée ici par le chargement animal) et sur les pertes par lessivage (d'après CUTTLE et SCHOLEFIELD, 1995).



La figure 3 montre que, pour des niveaux de chargement (et donc de production) très proches entre années 2 à 5, les quantités d'azote lixivié augmentent à partir de la 3^{ème} année (CUTTLE et SCHOLEFIELD, 1995). Ce constat est également valable sur 2 des 4 dispositifs expérimentaux de l'Ouest, pour des niveaux de fertilisation variés, sans observer d'augmentation systématique du lessivage avec l'âge de la prairie au-delà de l'année 3 : le lessivage est alors essentiellement lié au chargement animal. LOISEAU (2001) a quantifié la diminution de réponse de la prairie à la fertilisation azotée avec l'âge, et l'explique en partie par une accumulation de litière plus ou moins décomposée dans les sols dont la teneur en matière organique augmente, ce qui induit une immobilisation croissante d'azote. SCHOLEFIELD *et al.* (1993) observent, pour un même niveau d'apport élevé (400N) sur prairie permanente, une lixiviation supérieure de 50% à celle mesurée sous un ray-grass pur de 2 ans.

L'effet de la composition botanique de la prairie concerne essentiellement la comparaison des pertes par lixiviation entre graminées pures et associations graminées - trèfle blanc. LE GALL (in LAURENT *et al.*, 2000) montre des pertes généralement inférieures ou égales sous association comparées aux graminées pures fertilisées. Néanmoins, à chargement équivalent, il est logique d'observer des niveaux de fuites proches : la régulation de la fixation symbiotique par l'azote des déjections peut expliquer une diminution d'environ 10% du lessivage de nitrate (VERTÈS *et al.*, 1997). Lorsque le trèfle représente plus de 35-40% du couvert, le gain en production est faible comparé à l'augmentation du risque de lixiviation (LAURENT *et al.*, 2000)

– Effets du type de sol (profondeur, perméabilité)

Le régime hydrique du sol influe fortement les pertes d'azote, comme l'ont montré par exemple DECAU *et al.* (2003) et SCHOLEFIELD *et al.* (1993). En appliquant le modèle de calcul des pertes NCycle (PRADO *et al.*, 2006 ; SCHOLEFIELD *et al.*, 1991) calé sur de nombreux essais expérimentaux, à des prairies de ray-grass pur âgées de respectivement 4-6 et 11-20 ans, pâturées par des vaches laitières et fertilisées à hauteur de 250 kg N/ha/an, les pertes d'azote par volatilisation sont très peu sensibles au type de sol tandis que production de biomasse et niveau global des pertes cumulées augmentent légèrement avec la perméabilité du sol (texture, conductivité et régime hydrique) et l'âge de la prairie (respectivement +3,7% et +13%). La répartition entre dénitrification et lixiviation est en revanche très sensible au fonctionnement hydrique du sol, comme l'indique le tableau 2, avec une diminution de 46% du lessivage et une augmentation de 65% de la dénitrification en passant de sols drainants à peu drainants.

TABLEAU 2 – Effets du type de sol et de sa perméabilité sur les pertes d'azote par volatilisation, lixiviation et dénitrification prédites par le modèle NCycle (PRADO *et al.*, 2006) appliqué à une prairie de ray-grass pur jeune (4-6 ans) ou âgée (11-20 ans) pâturée par des vaches laitières et recevant 250 kg N/ha/an.

Texture du sol	"Perméabilité"	Production		Volatilisation		Lixiviation		Dénitrification		Total pertes	
		(t MS/ha/an)				(kg N/ha/an)					
Age (ans)		4-6	11-20	4-6	11-20	4-6	11-20	4-6	11-20	4-6	11-20
Sablo-limoneux	Drainant	8.2	8.5	28	30	62	72	11	13	101	115
	Moy drainant	8.0	8.2	25	28	45	51	19	22	89	101
Limoneux	Drainant	8.3	8.7	29	30	57	68	19	23	105	121
	Moy drainant	8.1	8.4	27	29	38	43	31	35	96	107
Argilo limoneux	Drainant	8.4	8.8	29	31	56	66	24	29	109	126
	Peu drainant	7.7	7.9	25	26	14	15	42	46	81	87
Effet de l'aptitude du sol au drainage		- 5%		- 10%		- 46%		+ 65%		- 17%	

L'effet des facteurs évoqués concerne d'abord le risque de lessivage de nitrate. Pour que ce risque se solde par une perte, il faut que l'azote soit présent sous forme nitrique au moment où le drainage se produit, et que la lame drainante soit importante. Une partie de l'hétérogénéité des résultats bibliographiques est due à la variabilité de ces deux facteurs. De fortes quantités d'azote ont par exemple pu être mesurées durant l'hiver dans des profils de sols sous forme d'ions ammonium, peu lixiviables car adsorbés sur le complexe argilo-humique, et de ce fait non trouvées dans l'eau captée par les bougies poreuses (RUBIN, 2001 ; TURPIN, comm pers.). Pour des pratiques équivalentes, les reliquats d'azote présents sous forme minérale dans le sol en fin d'automne dépendent en partie de la minéralisation basale (qui peut varier du simple au double entre sites), et leur devenir dépendra à la fois des possibilités d'utilisation par les plantes (croissance hivernale) et la biomasse microbienne, et de l'importance de la lame drainante (entre 6 mm et 1 062 mm dans les essais du grand Ouest).

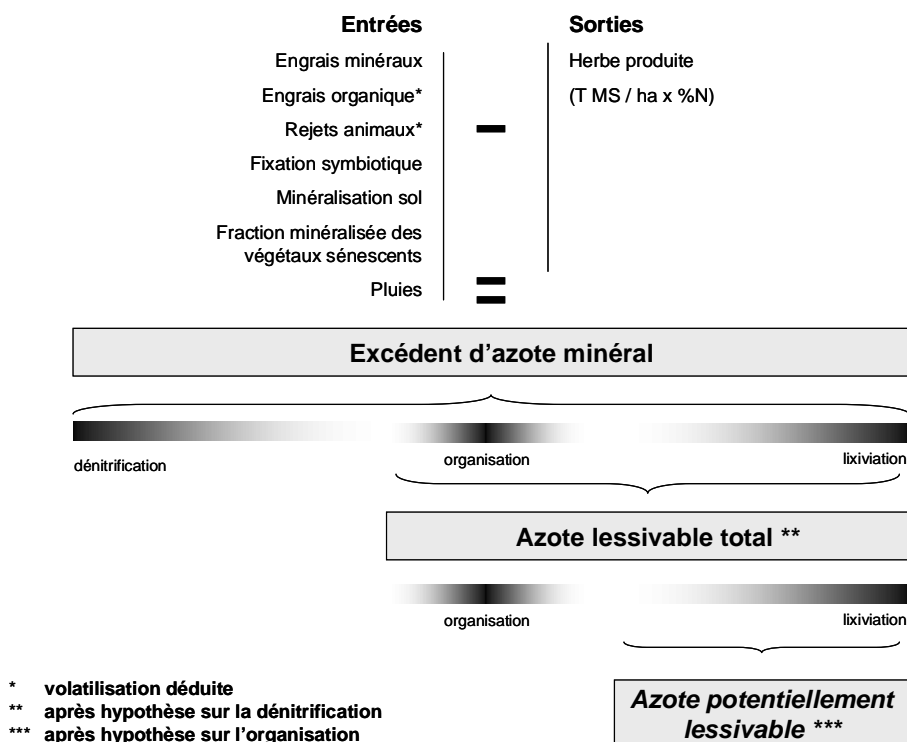
La pertinence de la mesure de reliquats au début du drainage pour évaluer les pratiques d'utilisation des prairies dans le cadre de la mise en œuvre de la directive Nitrate (Flandres, bassins versants en contentieux) est donc difficile à évaluer, contrairement à ce qui se passe pour des parcelles cultivées.

2.2. Indicateurs de pertes

L'évaluation des risques sous prairies en lien avec les pratiques étant un enjeu très important dans les zones d'élevage intensif, la question est de trouver ou d'élaborer des indicateurs à la fois fiables et faciles à acquérir. On peut se poser par exemple les questions suivantes : le solde de bilan (facile à calculer) est-il un bon indicateur de la quantité d'azote minéral dans le sol en début de drainage (plus ou moins facile à mesurer en automne), et ce "reliquat" combiné à un modèle de drainage de l'eau (modèle de BURNS) est-il lui-même un bon indicateur de lixiviation d'azote ?

Si les facteurs précédents expliquent assez bien des hiérarchies par site, leurs interactions sont beaucoup plus difficiles à prendre en compte et la compilation de résultats publiés montre une forte variabilité des effets "intrinsèques" des facteurs. SILVA *et al.* (2005) ont recherché les corrélations entre divers indicateurs classiques des sols (teneurs en carbone et azote total, en azote minéral, quantité de biomasse microbienne, pH du sol) et la lixiviation d'azote sous différentes occupations des sols (forêts, prairies, culture), et concluent i) que l'occupation des sols est déterminante, ii) que le pouvoir explicatif de certains critères varie d'un mois à l'autre et iii) qu'aucune caractéristique simple du sol ne peut prédire de façon robuste le lessivage d'azote.

FIGURE 4 – Flux d'azote et soldes de bilans pris en compte par AZOPAT (d'après DECAU *et al.*, 1997).

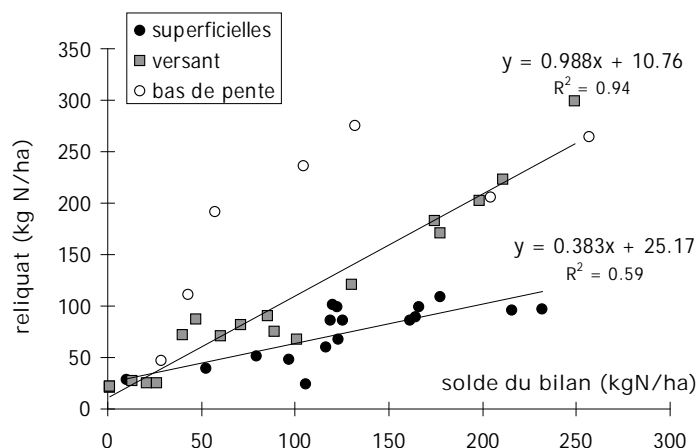


De nombreux bilans de masse ont été réalisés sous prairies, comme celui proposé dans AZOPAT par DECAU *et al.* (1997) (figure 4). Ces bilans assez faciles à effectuer sur des réseaux de parcelles en fermes peuvent être reliés à des mesures directes de lessivage (parcelles drainées DECAU *op. cit.*, mesures avec des bougies poreuses BENOIT *et al.*, 1995) ou plus souvent à des reliquats (VERTES *et al.*, 2002 ; BOSSUET *et al.*, 2006).

Une importante campagne de mesures réalisée dans le cadre du programme Rade de Brest (1995) permet d'étudier la relation entre bilans et reliquats (TURPIN, résultats non publiés, figure 5).

De façon générale, une relation significative est trouvée entre excédents de bilans et pertes par lixiviation en considérant des pertes moyennes sur plusieurs années, avec une lixiviation correspondant à 40-50% de l'azote en excédent (FARRUGGIA *et al.*, 1997), tandis que les interactions multiples entre N excédentaire, minéralisation basale et séquences climatiques d'automne se traduisent par une absence de relation significative entre soldes de bilan, reliquats et lessivage (BARRACLOUGH *et al.*, 1992)

FIGURE 5 – Relation entre les soldes de bilan à la parcelle et les reliquats au début du drainage (TURPIN, comm pers.)



Les résultats présentés en figure 5 montrent une très bonne prédiction des reliquats par le solde de bilan pour les parcelles de versant, tandis que les reliquats mesurés en parcelles superficielles représentent environ 40% de l'excédent calculé. WACHENDORF *et al.* (2004) ont également constaté une relation de ce type. En revanche, BOSSUET *et al.* (2006) et d'autres résultats de la bibliographie ne trouvent pas de relation entre bilan N et reliquat, ce qui est également le cas pour un petit nombre de parcelles de TURPIN (non illustrées). Plusieurs causes expliquent l'hétérogénéité des résultats :

- les postes pris en compte dans la réalisation des bilans et les hypothèses permettant de quantifier ces postes varient entre auteurs ;

- la quantification de l'azote minéral du sol en début drainage est difficile : forte variabilité dans le temps et dans l'espace, évolution rapide du solde minéralisation / immobilisation très dépendant des conditions climatiques, etc. ;

- et l'occurrence du drainage varie avec la profondeur du sol. Par exemple, sur la figure 5, une partie de la différence entre reliquat et bilan en sols superficiels en haut de versant s'expliquerait par un décalage inverse pour les parcelles de bas de pente (recevant des flux d'azote par ruissellement de sub-surface ou remontée de nappe).

Ces résultats hétérogènes aboutissent à la proposition d'indicateurs de "risque nitrate" complexes par PERVANÇON *et al.* (2005) tandis que d'autres auteurs (HUMPHREYS *et al.*, 2006) montrent l'importance cruciale des conditions pédoclimatiques et de flux non mesurés (dénitrification, stockage dans le sol) pour interpréter des soldes de bilans en termes de risques.

Le chargement animal est en principe bien corrélé à la production des prairies, dans la mesure où la parcelle est correctement exploitée. SIMON *et al.* (1997) ont testé avec succès sa valeur indicatrice en compilant divers sites expérimentaux, comme indiqué sur la figure 6.

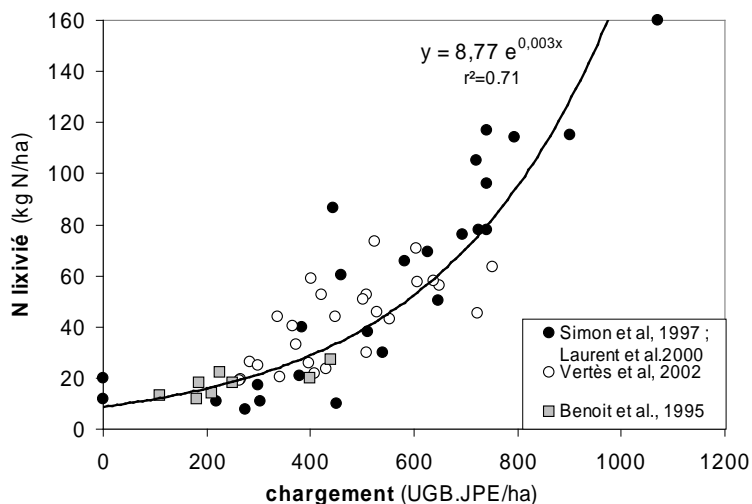


FIGURE 6 – Relation entre nombre de jours de pâturage (JPE, jours de pâturage équivalent) et azote lixivié (synthèse des travaux cités en légende).

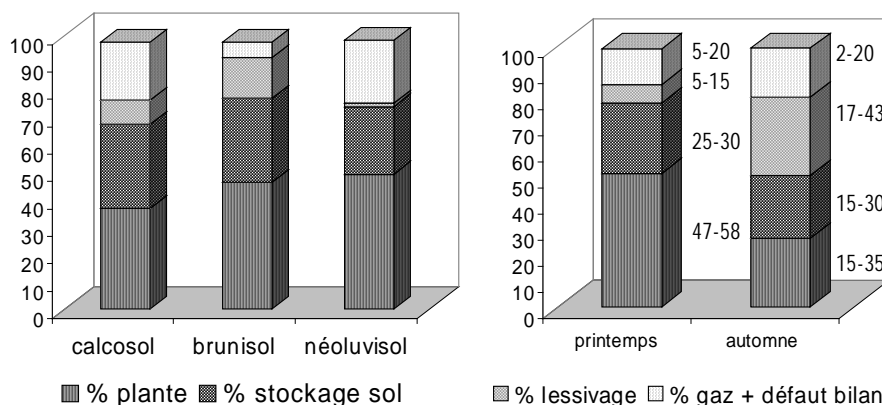
Cette figure permet de déduire un niveau de risque faible jusqu'à des chargements de 550 UGB jours/ha, soit environ 1,5 UGB/ha, valeur au-delà de laquelle les risques augmentent rapidement, la variabilité observée étant liée aux facteurs évoqués précédemment.

Le devenir de l'azote des déjections au pâturage est l'un des éléments clés expliquant les pertes observées.

2.3. Devenir des déjections au pâturage et facteurs de risques

L'étude du devenir de l'azote apporté au sol par les déjections animales émises au pâturage a fait l'objet de nombreux travaux sur les processus (AMBUS *et al.*, 2007 ; DECAU *et al.*, 2003, 2004 ; LETERME *et al.*, 2003 ; VERTÈS *et al.*, 1997) et leur modélisation à l'échelle de la parcelle et de l'année (HUTCHINGS *et al.*, 2007).

FIGURE 7 – Devenir de l'azote de pissats dans les compartiments plante, sol et lixiviation en fonction a) du type de sol (d'après DECAU *et al.*, 2003), b) de la date d'apport (gamme de variations ; d'après VERTÈS *et al.*, 1997 ; DECAU *et al.*, 2003 ; LETERME *et al.*, 2003).



La synthèse des travaux

cités (tableau 1) utilisant des traçages ¹⁵N montre un effet prépondérant de la date d'apport du pissat sur son devenir (figure 7b) et de la quantité d'N apportée (à la fois par le pissat et par la fertilisation azotée de la prairie (non illustré), puis l'effet du type de sol (figure 7a) et de la lame drainante. De façon générale, la quantité d'azote nitrique lixiviée sera d'autant plus grande que les apports sont supérieurs aux capacités d'absorption des plantes et que la circulation dans les sols sera rapide. CUTTLE et BOURNE (1993) ont montré que le coefficient apparent d'utilisation de l'azote urinaire diminuait de 40 à 0% entre le début de l'été et la fin de l'automne. Les sols moyennement profonds et bien drainants (type brunisols) présentent un plus fort risque de lixiviation mais aussi une bonne capacité de stockage et une faible incertitude sur le devenir de l'azote des pissats (figure 7a). Les pertes gazeuses sont plus rarement mesurées (synthèse biblio in DECAU *et al.*, 1997 ; LETERME *et al.*, 2003 ; AMBUS *et al.*, 2007) et s'élèveraient à 1-5 kg N/ha pour la volatilisation et 0,5-3 kg N/ha pour la dénitrification sous forme d'oxydes d'azote.

Les simulations obtenues avec le modèle NCycle (tableau 2) montrent une large variation des pertes par dénitrification selon le type de sol tandis que les normes actuellement proposées par l'IPCC (2006) indiquent des pertes par volatilisation de 8% de l'azote excrété au pâturage sous forme de N-NH₃ et autant pour la dénitrification (dont un quart en oxydes d'azote et trois quarts sous forme de N₂). Une forte incertitude pèse donc sur ce poste dont la mesure directe est difficile, et qui contribue probablement aux défauts de bilans illustré en figure 6.

2.4. Développement de modèles

SCHOLEFIELD *et al.* (1991) ont proposé l'un des premiers modèles opérationnels, NCycle, pour décrire et prédire les flux annuels d'azote mis en jeu dans des prairies, en fonction de leur localisation géographique, du niveau de fertilisation, du mode d'utilisation (fauche/pâturage, type d'animaux), du type de sol et de l'âge de la prairie (incluant les rotations). Ce modèle associe références locales et processus mécanistes et a intégré ensuite la présence de trèfle blanc et la possibilité de faire varier l'intensité du pâturage. DELABY *et al.* (1997) ont amélioré le calcul des restitutions animales et proposé un module sol-plante permettant de quantifier un risque potentiel de lixiviation sur des bases analogues à celles de NCycle. La mise en œuvre de ce module a été testée en considérant le reliquat d'azote nitrique présent dans le sol à l'automne comme un indicateur du risque potentiel de lixiviation (VERTÈS *et al.*, 2002).

Des modèles mécanistes élaborés pour simuler les flux et transferts d'azote en cultures ont été appliqués aux prairies, avec des résultats modérément concluants jusqu'à présent. En particulier, le modèle SOILN a été appliqué aux associations par WU et MCGECHAN (1999) tandis que KORSAETH *et al.* (2003) l'ont paramétré et testé sur des données lysimétriques en Norvège. L'importance des flux d'azote minéralisé et immobilisé (par la biomasse microbienne du sol et par les prélèvements des plantes) dans les sols prairiaux, et la forte variabilité interannuelle de ces flux rendent la prédiction du lessivage par des modèles mécanistes assez hasardeuse jusqu'à présent.

Les deux types de modèles à la parcelle ont été intégrés à des échelles supérieures : à l'exploitation avec par exemple NGAUGE (BROWN *et al.*, 2005) et MÉLODIE (CHARDON *et al.*, 2007), ou à l'échelle d'un territoire type bassin versant (CHAMBAUT *et al.*, ce colloque) pour quantifier des risques moyens "systèmes" (RAISON *et al.*, ce colloque).

3. Intégration au niveau de la rotation prairies - cultures

Les performances environnementales demandées aux systèmes d'élevage augmentent. La forte capacité d'absorption d'azote par des peuplements herbacés pérennes, leur contribution au maintien ou à la restauration de la qualité des sols jointe à l'absence d'utilisation de pesticides et à leur intérêt écologique pour la biodiversité végétale et animale constituent des atouts importants pour leur développement. Néanmoins, dans les zones d'élevage laitier intensif, les objectifs de production (de 6 000 à plus de 15 000 l lait/ha) entraînent souvent un recours aux prairies temporaires ressemées tous les 3-4 ans (Danemark), ou au bout de 5-10 ans pour mise en culture, bénéficiant d'une forte minéralisation d'azote. VERTÈS *et al.* (2007) ont rappelé les effets à court et long terme des destructions de prairies sur les flux de carbone et d'azote en rotations prairies - cultures (*cf.* CHABBI, ce colloque). Il est en effet nécessaire, tout en restant à l'échelle de la parcelle, d'intégrer les flux de minéralisation d'azote consécutifs à la destruction et les risques de lessivage associés pour réaliser l'évaluation environnementale pour l'azote sur l'ensemble de la rotation.

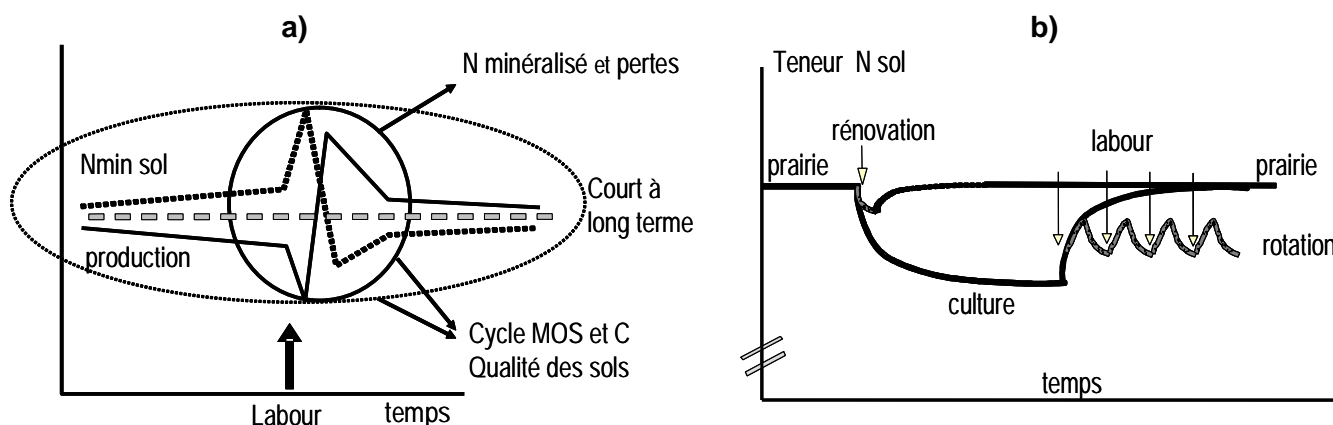
3.1. Les hypothèses pour les cycles de C et N dans les rotations

La figure 8 (a et b) illustre les hypothèses formulées par le groupe de travail de la fédération européenne des Herbages (EGF) "Grassland renovation". (TAUBE *et al.*, 2005). La destruction d'une prairie dont la production n'est plus satisfaisante va provoquer à court terme une forte minéralisation d'azote, due en particulier aux grandes quantités de matières organiques accumulées dans le sol (MOS), aux résidus végétaux frais et à une biomasse microbienne très importante par rapport aux sols cultivés. On peut ainsi trouver sous les sols de prairies de 5 à 10 tonnes N/ha sous forme d'humus et de 100 à 800 kg N sous forme microbienne. Lors d'un retournement et en raison du phénomène de minéralisation qui s'ensuit, les risques de perte par lessivage sont importants. A long terme, la remise en prairie va permettre un retour plus ou moins lent à l'état organique initial. En revanche, la

FIGURE 8 – Hypothèses de travail concernant les effets de la mise en culture des prairies sur la matière organique des sols et les cycles du carbone et de l'azote (d'après TAUBE *et al.*, 2005).

a : effets à court terme sur la production végétale et la minéralisation d'azote ;

b : effets à long terme d'une rénovation et effets cumulés des rotations prairies-cultures.



mise en rotation de prairies de plus courte durée avec des cultures annuelles aboutit à un nouvel équilibre de la MOS où les teneurs en matière organique des sols sont plus faibles. Dans un essai de longue durée (SIMON, 1992 ; VERTES *et al.*, 2007), le taux de matière organique des sols a évolué de la même manière en rotation maïs - céréale qu'en rotation maïs - prairie de 12 à 18 mois.

3.2. Exemples de pertes sous différentes rotations

La figure 9 illustre les pertes par lessivage cumulées pendant 2 à 3 hivers après destruction d'automne 2002 (pour semer du colza, du ray-grass ou du blé) ou de fin d'hiver 2003 (avant maïs suivi d'un ray-grass d'Italie semé après récolte en septembre).

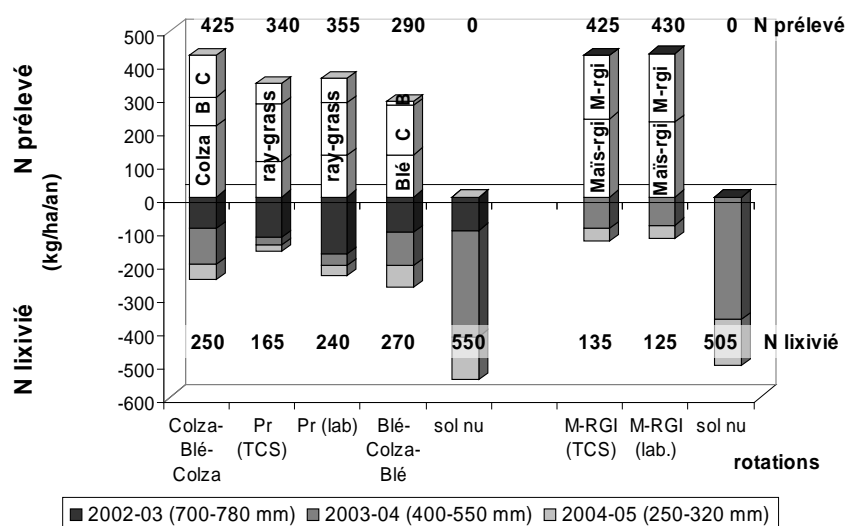


FIGURE 9 – Exemple de lixiviation d'azote cumulée sous plusieurs rotations types après prairies (d'après BESNARD et RIO, 2006).

La destruction au glyphosate (suivie ou non de labour) et le re-semis de ray-grass dont l'implantation est lente engendrent le premier hiver une lixiviation accrue d'azote, tandis que les pertes des hivers suivants sont très limitées, malgré la sécheresse de 2003. Cette expérimentation confirme les risques modérés liés à la rotation prairies - prairies comparée aux rotations prairies - cultures après une destruction d'automne. Les résultats obtenus sur ce dispositif ne sont pas généralisables mais, néanmoins, l'ensemble des travaux menés sur l'évaluation agro-environnementale des rotations s'accorde sur les bénéfices de destructions de fin d'hiver suivies d'une culture de printemps (maïs, betterave fourragères, herbe) (groupe de travail EGF). Il reste très difficile de gérer le risque de lixiviation si le sol reste nu (ou presque, dans le cas du blé) dans les mois qui suivent une destruction de prairie.

A partir de ce type de références, il est possible de proposer, pour chaque rotation type conduite de façon optimale, des niveaux de pertes moyennées sur l'ensemble des années de la rotation étudiée, valeurs planchers utilisables pour des simulations de risques à l'échelle de territoires (ferme, bassin versant...). Ce travail est actuellement en cours dans le cadre de l'Agrotransfert Bretagne. Le niveau optimal (pertes minimales) devra être ensuite modulé en tenant compte des pratiques réelles et des interactions de celles-ci avec les types de sols et les séquences climatiques.

Conclusion

Beaucoup de connaissances sont maintenant disponibles pour optimiser les pratiques de gestion des parcelles en prairies. Néanmoins, le contexte de production évolue rapidement et certaines caractéristiques contribuent à augmenter les contraintes. L'agrandissement des fermes favorise la spécialisation des parcelles, avec par exemple des prairies de longue durée proches des bâtiments utilisées en parcelles de stationnement qui reçoivent des quantités de déjections disproportionnées par rapport aux capacités de croissance des plantes (ou mal synchronisées avec celles-ci). Les "accidents" climatiques tels que la canicule et la sécheresse peuvent provoquer des flux de minéralisation proches de ceux observés en prairies détruites (BOSSUET *et al.*, 2006), ou entraîner des affouragements à la parcelle avec dépôt de déjections sans croissance de l'herbe en saison sèche, etc.

Il est donc nécessaire de concevoir la place et l'utilisation des prairies à la fois en fonction des systèmes de production à l'échelle de l'exploitation (JARVIS, 2000 ; RAISON *et al.*, ce colloque) et en intégrant les flux d'azote circulant dans les territoires car ils conditionnent pour partie la qualité des eaux. La réflexion sur la complémentarité entre prairies et cultures et leur distribution à l'échelle des territoires (LEMAIRE *et al.*, 2003 ; GASCUEL *et al.*, ce colloque) est toujours d'une grande actualité.

Plusieurs perspectives de recherche se dégagent :

- Améliorer la compréhension des interactions entre animal, plante et sol, pour modéliser les flux d'azote entre ces compartiments. Il n'existe toujours pas de modèles simples et opérationnels simulant les flux N en prairies à l'échelle du système sol-plante. En particulier, la modélisation de la croissance reste insuffisamment précise en été et automne.

- Poursuivre la modélisation des flux d'azote à plusieurs échelles : à celle de l'exploitation laitière, en considérant les différents compartiments comme le troupeau, les parcelles, les bâtiments (recherches en cours, CHARDON *et al.*, 2007), ou en réalisant une analyse globale type analyse du cycle de vie (agro-transfert EDEN, PAYRAUDEAU *et al.*, 2005). Ces outils devraient à terme permettre d'évaluer comparativement les performances environnementales de différents systèmes de cultures et de production (par exemple, pour un même objectif de lait produit).

Ces outils, ainsi que ceux qui sont élaborés pour modéliser les flux aux échelles du paysage et du bassin versant, devraient permettre de réaliser une évaluation globale, au sein de laquelle seraient réinsérés les améliorations de pratiques envisagées à la parcelle et à l'exploitation. Un élément clé de cette perspective est que ces outils soient appropriables par les agriculteurs et éleveurs, leur permettant de connaître les processus, d'innover et de mesurer l'impact effectif des changements de pratiques.

Références bibliographiques

- ADDISCOTT T. M. (1990). Measurement of nitrate leaching: a review of methods. *Nitrates-Agriculture-Water, International Symposium* (R. Calvet, ed.), Paris-La Defense 7-8 November 1990.157-168,
- AMBUS P., PETERSEN S. O., SOUSSANA J. F. (2007). Short-term carbon and nitrogen cycling in urine patches assessed by combined carbon-13 and nitrogen-15 labelling. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 84-92.
- BARRACLOUGH D., JARVIS S. C., DAVIES G. P., WILLIAMS J. (1992). The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil Use and Management* 8, 51-56
- BENOIT M., SAINTOT D., GAURY F., (1995) Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrate. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin-versant. *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 81(4), 175-188
- BESNARD A., RIO A., (2006) Gestion de l'azote après retournement de prairies. Dispositif Kerlavic MP3. *Rapport d'étude 2002-2005*, Arvalis – CRAB, 70 p.
- BOSSUET I., CHAMBAUT H., LE GALL A., RAISON C. (2006) Etude de la répartition de l'excédent d'azote dans les fermes expérimentales laitières de l'Arc Atlantique. *Systèmes laitiers et environnement dans l'espace atlantique. Projet Green Dairy*, rapport de synthèse, 69-95,
- BROWN L., SCHOLEFIELD D., JEWKES E. C., LOCKYER D.R., DEL PRADO A. (2005). NGAUGE: A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109, 20-39.
- CHARDON X., C. RIGOLOT; C. BARATTE; A. LE GALL; S. ESPAGNOL; R. MARTIN-CLOUAIRE; J.P. RELIER; C. RAISON; J.C. POUPA AND P. FAVERDIN (2007). MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. *MODSIM 07 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, December 2007.
- CUTTLE S. P., BOURNE P. C. (1993). Uptake and leaching of nitrogen from artificial urine applied to grassland on different dates during the growing season. *Plant and Soil* 150, 77-86.
- CUTTLE S. P., SCHOLEFIELD D. (1995). Management options to limit nitrate leaching from grasslands. *Journal of Contaminant Hydrology*, 20(3-4), 299-312
- DECAU M.L., DELABY L., ROCHE B. (1997). AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages* 151, 313-330
- DECAU M.L., SIMON J.C., JACQUET A. (2003). Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality* 32, 1405-1413

- DECAU M.L., SIMON J.C., JACQUET A. (2004). Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *Journal of Environmental Quality* 33, 637-644
- DELABY L., DECAU M.L., PEYRAUD J.L., ACCARIE P. (1997). AzoPat: une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. I- Les flux associés à l'animal. *Fourrages* 151, 297-311
- FARRUGGIA A., DECAU M.L., VERTES F., DELABY L. (1997). En prairie, la balance azotée à l'échelle de la parcelle. *Fourrages* 151, 281-296.
- HATCH D.J., BOGHAL A., LOVELL R.D., SHEPHERD M.A., JARVIS S.C. (2000). Comparison of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions. *Biology and Fertility of Soils* 32, 287-293.
- HÉNIN S. (1980). Rapport du groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux". Ministère de l'Agriculture, Ministère de l'Environnement, Paris, 58 p.
- HUMPHREYS J., LAWLESS A., HEALY M., BOLAND A., MCNAMARA K. (2006) *Aspects of management options for pasture-based dairy production stocked at two cows per hectare. End of project report 5150*, Moorepark Dairy Production Research Centre, Fermoy
- HUTCHINGS N.J., OLESEN J.E., PETERSEN B.M., BERNTSEN J. (2007). Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (eds) Soussana, J. F.; Fuhrer, J.; Jones, M.; Amstel, A. van 121, 153-163
- IPCC (2006) : <http://effet-de-serre.gouv.fr>, www.ipcc.ch
- JARVIS S.C. (2000). Progress in studies of nitrate leaching from grassland soils. *Soil Use and Management* 16 152-156.
- KORSAETH A., BAKKEN L. R.; RILEY H. (2003). Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, 181-199
- LAURENT F.; VERTES F.; FARRUGIA A.; KERVELLANT P. (2000). Effet de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelles. *Fourrages*. 164, 397-419
- LAURENT, F., KERVELLANT, P. BESNARD, A., VERTÈS, F., MARY, B., RECOUS, S., (2004). Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux. *Rapport Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne*, 76 p.
- LEMAIRE G., BENOIT M., VERTES F. (2003) Recherches de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. *Fourrages* 175, 303-318
- LETERME P., BARRE C., VERTÈS F. (2003). The fate of 15N from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie* 23, 609-616.
- LOISEAU P., CARRERE P., LAFARGE M., DELPY R., DUBLANCHET J. (2001). Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. *European Journal of Agronomy* 14, 113-121
- NEVENS F., REHEUL D. (2003) The effects of cutting and grazing grass swards on herbage yields, nitrogen uptake and residual soil nitrate at different levels of fertilization. *Grass and Forage Science*, 58, 431-449
- PAYRAUDEAU, S., VAN DER WERF, H.M.G., VERTÈS, F. (2006). Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 5, (2/3), 224-246
- PERVANÇON F., BOCKSTALLER C., AMIAUD B., PEIGNE J., BERNARD P.Y., VERTÈS F., FIORELLI J.L., PLANTUREUX S. (2005). A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 1-16.
- 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., AARTS H.F.M., VERTÈS F., BOS J.F.F. (2004). Diversity in European dairy farming systems and its environmental consequences. In "Land use systems in grassland dominated regions, XX EGF Congress" Luzern (CH), 21-24 juin 2004, J. B. Lüscher A., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N., Suter D. , ed.), *Grassland Science in Europe*, 9, 816-818
- PRADO A.D., BROWN L., SCHULTE R., RYAN M., SCHOLEFIELD D. (2006). Principles of development of a mass balance N cycle model for temperate grasslands: an Irish case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 115-131.
- RÉMY J.C., (1995) Rôle de la lysimétrie dans la prospective d'évolution des systèmes de production. *Comptes-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 81(4), 189-196
- RICHTER D.D.B., JR., HOFMOCKEL M., CALLAHAM M.A., JR., POWLSON D.S., SMITH P. (2007). Long-term soil experiments: keys to managing earth's rapidly changing ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 71, 266-279

- RUBIN B. (2001). *Délocalisation des apports d'engrais de ferme du maïs vers la prairie. Effet sur la lixiviation des nitrates et le fonctionnement de l'exploitation*. Mémoire ingénieur ITIA, APCA-CNAM-INAPG, 66 p + annexes
- RYDEN J.C., BALL P.R., GARWOOD E.A. (1984). *Nitrate leaching from grassland*. Nature (London) 311, 50-53.
- 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, 165-177.
- SCHOLEFIELD D., TYSON K.C., GARWOOD E.A., ARMSTRONG A.C., HAWKINS J., STONE A.C. (1993). Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science* 44, 601-613.
- SCHRÖDER J.J., AARTS H.F.M., VAN MIDDELKOOP J.C., DE HAAN M.H.A., SCHILS R.L.M., VELTHOF G.L., FRATERD B., WILLEMS W.J., (2005) Limits to the use of manure and mineral fertilizer in grass and silage maize production in the Netherlands, with special reference to the EU Nitrates Directive. Plant Research International Report 93, 46 p
- SILVA R.G., HOLUB S.M., JORGENSEN E.E., ASHANUZZAMAN A.N.M. (2005). Indicators of nitrate leaching loss under different land use of clayey and sandy soils in southeastern Oklahoma. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109, 346-359
- SIMON J.C. (1992). Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature de contraintes, effets cumulatifs. in « *Un point sur ...les systèmes de culture* », INRA éditions, 111-126
- SIMON J.C. (1995). Lessivage de l'azote nitrique et des cations accompagnateurs. Une situation de référence : le climat atlantique très pluvieux. *C. R. Acad. Fr.*, 81, n°4, 55-70.
- SIMON J-C. et LE CORRE L., 1996. Recueil de données du site de Quimper-Kerbernez. In « Trente ans de lysimétrie en France (1960-1990), Collection INRA « Le point sur », 195-203
- 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 d'azote sous prairies. *Fourrages* 151, 249-262.
- SIMON J. C., JACQUET A., LE CORRE L., PAGES J. (2000). Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole: recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie* 20, 175-195
- TAUBE F., CONIJN S., (2005). Grassland renovation in North West Europe. Current practices and main agronomic and environmental questions. In "Land use systems in grassland dominated regions, XX EGF Congress" Luzern (CH), 21-24 juin 2004, J. B. Lüscher A., Kessler W., Huguenin O., Lobsiger M., Millar N., Suter D. , ed.), *Grassland Science in Europe*, 9, 520-522
- VERTES F., SIMON J.C., LE CORRE L., DECAU M.L. (1997). Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages* 151, 263-280.
- VERTES F., JOURNET M., ALARD V., ETESSE A. (2002). Les systèmes de production. Le pâturage et les pertes d'azote, *A la recherche d'une agriculture durable. Etude de systèmes Herbagers économes en Bretagne*, V. Alard, C. Béranger et M. Journet (eds.), INRA Editions, Paris, 115-144
- VERTÈS F., HATCH D., VELTHOF G., TAUBE F., LAURENT F., LOISEAU P., RECOUS S. (2007). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. In *Permanent and temporary grassland: plant, environment and Economy* (A. de Vliegler and L. Carlier, eds.), Vol. Grassland Science in Europe, pp. 227-246, Gent (B).
- VERTÈS, F., MARY, B., (2007). Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. In "Organic Matter Symposium", 17-19 July 2007, Poitiers, France, 549-550.
- WACHENDORF M., BUCHTER M., TROTT H., TAUBE F. (2004). Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* 59, 56-68.
- WALTHER W. (1989) The nitrate leaching out of soils and their significance for groundwater. *Nitrogen in Organic Wastes applied to Soils*, Hansen J.A. and Henriksen (eds), Academic Press, London, 346-356
- WU L., MCGECHAN M.B. (1999). Simulation of nitrogen uptake, fixation and leaching in a grass/white clover mixture. *Grass and Forage Science* 4, 30-41.