

Centre d'Etude et de Valorisation des  
Algues  
Presqu'île de Pen Lan, BP3  
22610 Pleubian

Agrocampus Rennes  
65 rue de Saint-brieuc – CS 84215  
35042 Rennes cedex



**Pratiques agricoles, fuites de nitrates et  
qualité de l'eau dans les bassins versants :**

***Synthèse des références applicables au  
contexte breton***

Mai 2006

## **Préambule**

Ce rapport est le fruit d'une étude menée par Agrocampus, en partenariat avec le CEVA (Centre d'Etude et de Valorisation des Algues), dans le cadre du programme PROLITTORAL.

### **Objectifs de l'étude :**

Le CEVA est, depuis 2002, le centre de ressource du programme PROLITTORAL, programme régional et interdépartemental de lutte contre les marées vertes en Bretagne. Dans ce cadre, le CEVA assure les suivis du phénomène et la mise en place d'expérimentations. Il est également chargé de la coordination générale du programme. Cette coordination comprend une assistance aux porteurs de programmes de bassins versants PROLITTORAL, ainsi que l'animation du comité de pilotage du programme régional et interdépartemental.

L'azote a été défini comme le levier opérationnel de lutte contre les marées vertes, et provient très majoritairement de l'activité agricole sur les bassins versants concernés. Les partenaires de PROLITTORAL recherchent donc un référentiel actualisé, concernant les fuites de nitrates qui se produisent sous les différentes cultures et l'impact de la mise en œuvre d'actions concrètes sur la diminution de ces fuites.

Le CEVA et Agrocampus ont donc convenu d'élaborer en partenariat un guide de références, destiné aux techniciens de terrain en charge de promouvoir des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

L'annexe 1 précise les questions qui devaient être traitées dans ce guide.

### **Méthode :**

Un comité de pilotage CEVA – Agrocampus a été constitué par les deux responsables (pour le CEVA, M. Sylvain BALLU et pour Agrocampus, M. Philippe LETERME) et le chargé d'étude (M. Fabien FERCHAUD).

Le travail a consisté à collationner et synthétiser les informations bibliographiques disponibles sur le sujet, ce qui a été permis par les rencontres et contacts avec les personnes suivantes :

Nom	Organisme
Philippe AUGÉARD Pierre AUROUSSEAU Nicolas BEAUDOIN Robert BLONDEL Hubert BOIZARD Benoît CARROUEE	Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne Agrocampus Rennes, UMR SAS Rennes INRA, Unité d'Agronomie Laon – Reims – Mons Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne INRA, Unité d'Agronomie Laon – Reims – Mons UNIP (Union Nationale Interprofessionnelle des Plantes Riches en Protéines)
Luc DELABY Patrick DURAND Sandrine ESPAGNOL Eric JUSTES André LE GALL Jean-Marie MACHET Florence MASSA Eric MASSON Sébastien MINETTE Alain MOREL Thierry MORVAN Bernard NICOLARDOT Virginie PARNAUDEAU Raymond REAU	INRA, UMR Production du lait, Rennes INRA, UMR SAS Quimper ITP (Institut Technique du Porc) INRA, UMR ARCHE, Toulouse Institut de l'élevage, Rennes INRA, Unité d'Agronomie Laon – Reims – Mons GIS Agrotransfert Bretagne Arvalis Institut du végétal, Vannes Agrotransfert Poitou-Charentes Arvalis Institut du végétal, Rennes INRA, UMR SAS Quimper INRA, Unité d'Agronomie Laon – Reims – Mons INRA, Unité d'Agronomie Laon – Reims – Mons CETIOM (Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains)
Aurélié RIO Jean ROGER-ESTRADE Jean-Claude SIMON Joël THIERRY Françoise VERTES	Station expérimentale de Kerlavic INAPG (Institut National Agronomique Paris Grignon) INRA, UMR EVA, Caen AGPM - Arvalis Institut du végétal, Rennes INRA, UMR SAS Quimper

## Sommaire

Introduction.....	6
1. Impact du raisonnement de la fertilisation sur les fuites de nitrates .....	7
1.1. Quelle réduction des fuites de nitrates peut permettre une fertilisation équilibrée par rapport à une fertilisation excédentaire ? .....	8
1.1.1. Les facteurs de risque des pertes d'azote nitrique par lixiviation : .....	8
1.1.2. Fertilisation équilibrée et fertilisation excédentaire : .....	11
1.1.3. Fertilisation des cultures annuelles et fuites de nitrates : .....	12
1.1.4. Fertilisation des prairies et fuites de nitrates : .....	20
1.2. Comparaison des grilles de calcul de la dose d'azote prévisionnelle : grilles « complètes » et grilles « simplifiées » .....	27
1.2.1. Comparaison des grilles poste par poste et calcul pour quelques situations classiques : .....	27
1.2.2. Synthèse sur la comparaison entre grilles complètes et grilles simplifiées : .....	35
2. Impact de la gestion de l'interculture sur les fuites de nitrate.....	38
2.1. Impact de l'introduction de cultures intermédiaires sur les fuites de nitrates : .....	39
2.1.1. Quelles sont les capacités de fixation d'azote des CIPAN ? .....	39
2.1.2. Impact d'une CIPAN sur le drainage d'eau et les pertes d'azote par lixiviation pendant l'interculture .....	46
2.1.3. Devenir de l'azote des CIPAN : impacts sur la culture suivante et à long terme ..	53
2.2. Impact des repousses sur les fuites de nitrates : .....	61
2.2.1. Quelles sont les capacités de fixation d'azote des repousses ? .....	61
2.2.2. Impact des repousses sur le drainage d'eau et les pertes d'azote par lixiviation pendant l'interculture .....	63
2.3. Impact de la gestion des résidus de récolte sur les fuites de nitrates : .....	64
2.3.1. Capacités d'organisation d'azote des différents résidus de récolte : .....	64
2.3.2. Impact de la restitution des résidus de cultures sur les pertes d'azote par lixiviation : .....	70
2.4. Impact du non labour sur les fuites de nitrates : .....	71
2.4.1. Effets du non labour sur le cycle de l'azote dans le sol : .....	71
2.4.2. Effets du non labour sur le rendement des cultures et leur nutrition azotée : .....	73
2.4.3. Effets du non labour sur les transferts hydriques et les fuites de nitrates : .....	74
3. Fuites de nitrates dans les systèmes de cultures annuelles en Bretagne.....	77
3.1. Fuites de nitrates observées pour des systèmes maïs - céréales avec une fertilisation équilibrée et avec ou sans CIPAN : .....	78
3.1.1. Monocultures de maïs : .....	78
3.1.2. Successions maïs – blé : .....	81
3.2. Evaluation de différentes pratiques de fertilisation du point de vue des fuites de nitrates : .....	84
3.2.1. Réduction de la fertilisation en dessous de la dose optimale prévisionnelle : .....	84
3.2.2. Fertilisation minérale et fertilisation organique : .....	86
3.3. Evaluation de différents changements de cultures : .....	88
3.3.1. Remplacement du maïs grain par du tournesol ou du maïs grain hâtif : .....	88
3.3.2. Remplacement des céréales d'hiver par du colza : .....	89
3.3.3. Remplacement des céréales d'hiver par des céréales de printemps : .....	90
3.3.4. Introduction d'autres cultures : .....	90

4. Fuites de nitrates dans les systèmes bovins laitiers.....	92
4.1. Les systèmes laitiers bretons et leurs flux d'azote .....	93
4.1.1. Caractéristiques des systèmes laitiers bretons :.....	93
4.1.2. Le bilan apparent pour évaluer les excédents d'azote :.....	93
4.2. L'optimisation de la gestion de l'azote dans les exploitations laitières :.....	95
4.2.1. La fertilisation équilibrée : .....	95
4.2.2. L'optimisation de la gestion des engrais de ferme :.....	96
4.2.3. L'optimisation du système de culture : .....	96
4.2.4. La gestion de l'alimentation pour limiter les rejets azotés des animaux :.....	96
4.3. Gestion de l'azote et fuites de nitrates dans des systèmes optimisés, impact du type de système fourrager et du chargement (UGB/ha de SFP) :.....	99
4.3.1. Résultats des expérimentations en systèmes complets :.....	99
4.3.2. Impact du chargement et du système fourrager : .....	101
4.4. Evaluation de l'impact de l'introduction d'autres cultures fourragères :.....	104
4.4.1. Introduction de la betterave fourragère :.....	104
4.4.2. Introduction de choux fourragers :.....	105
5. Eléments du paysage et régulation des flux d'azote dans les bassins versants.....	106
5.1. Zones humides et régulation des flux d'azote :.....	107
5.1.1. Définition des zones humides et des processus associés de régulation des flux d'azote :.....	107
5.1.2. L'assimilation d'azote par la végétation : .....	108
5.1.3. La dénitrification : .....	109
5.1.4. Critères d'évaluation des zones humides vis-à-vis de la régulation des flux d'azote :.....	111
5.2. Bocage et régulation des flux d'azote : .....	113
5.3. Evaluation de l'abattement global d'azote à l'échelle du bassin versant :.....	114
5.3.1. Définition de l'abattement et niveaux d'abattement observés dans les bassins versants bretons :.....	114
5.3.2. Quels sont les processus qui expliquent cet abattement ?.....	115
5.3.3. Evolution de l'abattement en fonction de l'excédent d'azote :.....	117
Références bibliographiques.....	119
Annexes.....	127

## Introduction

L'objectif de ce rapport est de proposer une synthèse des connaissances sur les fuites de nitrates, dans les systèmes agricoles bretons, et sur l'impact d'actions concrètes permettant de limiter ces pertes. Une évaluation des processus de régulation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant est également présentée. En effet, la qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant peut être vue comme le résultat des pertes qui ont lieu au niveau de chaque parcelle du bassin et des processus de régulation à l'échelle du paysage.

Dans le cadre de programmes comme PROLITTORAL, de nombreuses actions sont menées dans l'objectif d'améliorer les pratiques agricoles pour limiter les fuites de nitrates. Les résultats concrets de ces actions sont souvent difficiles à évaluer. En effet, les processus de transformation de l'azote sont complexes<sup>1</sup> et les pertes d'azote par lixiviation (entraînement des nitrates en profondeur par écoulement de l'eau à travers le sol), difficiles à mesurer. Il est donc nécessaire de faire appel à des références scientifiques pour orienter ces actions.

Les données présentées dans ce rapport ont été obtenues par des moyens variés (parcelles expérimentales équipées de cases lysimétriques ou de bougies poreuses, mesures de profils d'azote dans le sol, modélisation...), à des échelles diverses (parcelle, exploitation, bassin versant) et pour des contextes agricoles et pédoclimatiques particuliers. Dans la mesure du possible, ces données de contexte sont rappelées avant la présentation des résultats. Il est important de les prendre en compte pour l'interprétation des données.

Ce rapport est organisé en cinq parties.

La première partie traite des conséquences du raisonnement de la fertilisation azotée sur les fuites de nitrates, en cultures annuelles et prairies.

Dans la deuxième partie, les pratiques de gestion de l'interculture, permettant de limiter les fuites de nitrates, sont évaluées.

La partie trois présente une synthèse sur les fuites de nitrates, en grandes cultures annuelles et à l'échelle de la succession, dans le cadre de systèmes « optimisés ». Certaines pratiques, allant au-delà des « bonnes pratiques agricoles » et pouvant permettre de réduire les fuites de nitrates sont également évaluées.

La quatrième partie aborde le cas des systèmes bovins laitiers et des moyens pour réduire les fuites de nitrates dans ces systèmes.

Enfin, dans la cinquième partie, une synthèse des connaissances actuelles sur la régulation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant est proposée.

---

<sup>1</sup> Concernant le cycle de l'azote dans le sol, on pourra consulter la fiche B - 1 du recueil de fiches réalisé par le Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne (2005).

# 1. Impact du raisonnement de la fertilisation sur les fuites de nitrates

Dans cette première partie, pour les grandes cultures annuelles (blé, maïs, colza) et la prairie, nous aborderont les questions suivantes :

- Quelle réduction des fuites permet une fertilisation équilibrée par rapport à une fertilisation excédentaire ?
- Quelles sont les différences entre les grilles « simplifiées » et grilles « complètes » pour le calcul de la dose à apporter ?

## *1.1. Quelle réduction des fuites de nitrates peut permettre une fertilisation équilibrée par rapport à une fertilisation excédentaire ?*

### **1.1.1. Les facteurs de risque des pertes d'azote nitrique par lixiviation :**

Pour que des pertes d'azote par lixiviation soient possibles, il faut réunir deux conditions (Simon, 1999) :

- la présence de nitrates dans le sol
- une situation d'excès d'eau qui conduit au développement d'un flux d'eau dans le sol (drainage).

Nous allons analyser ces deux conditions.

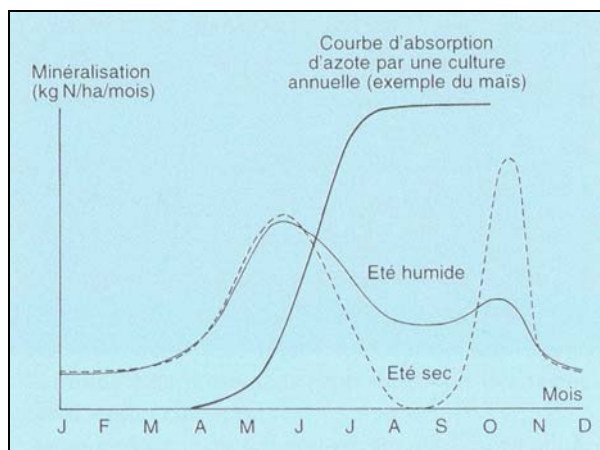
#### **1.1.1.1. La présence de nitrates dans le sol :**

L'origine du nitrate présent dans le sol est diverse. Il peut provenir (Simon, 1999) :

- de la minéralisation de l'azote organique du sol
- des restitutions directes par les animaux au pâturage (prairie)
- des apports d'engrais minéraux
- des apports d'engrais de ferme.

La minéralisation nette d'azote par le sol représente un poste d'azote important et très variable selon les situations (antécédents d'apports organiques, PH...). Sur l'année, les quantités d'azote minéralisées varient avec la température et l'humidité. On observe donc généralement un pic au printemps et un à l'automne (figure 1). Ces pics ne correspondent pas forcément avec la période d'absorption des cultures. La fraction de l'azote fourni par le sol pouvant être récupérée par le couvert végétal dépendra du type de culture (coefficients temps utilisés pour la méthode du bilan).



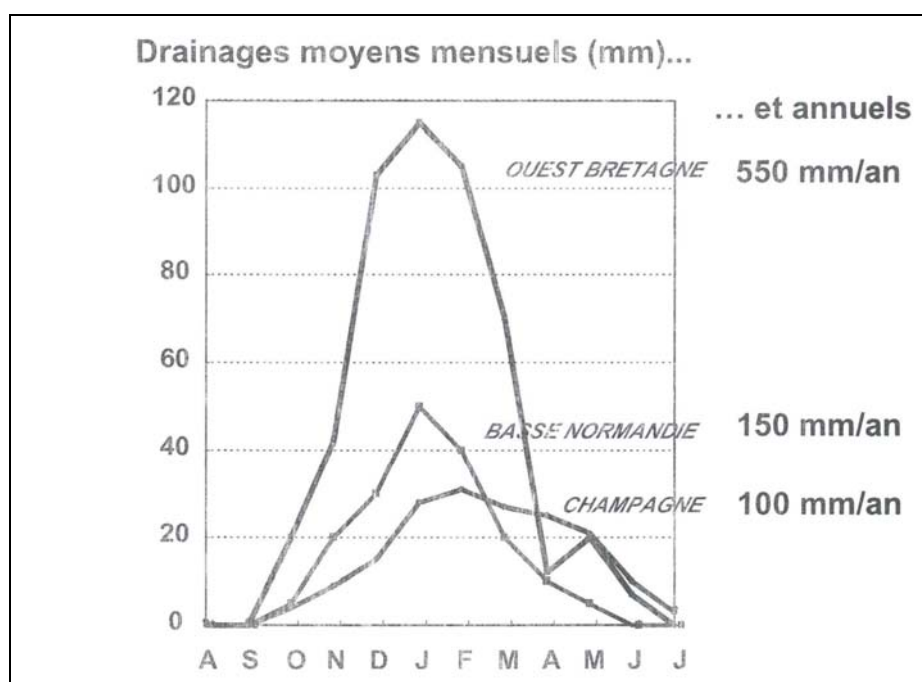


**Figure 1 : Variations mensuelles théoriques de la minéralisation de l'azote du sol et valorisation possible par une culture annuelle (Simon, 1999)**

### 1.1.1.2. Le drainage :

Les quantités moyennes d'eau drainée varient au cours de l'année : l'essentiel du drainage a lieu généralement entre novembre et février. Cette phase de drainage hivernale est donc la période pendant laquelle s'opèrent la plus grande partie des pertes par lixiviation.

Les quantités moyennes annuelles varient selon les sites, en lien avec la pluviométrie (tableau 1, figure 2).

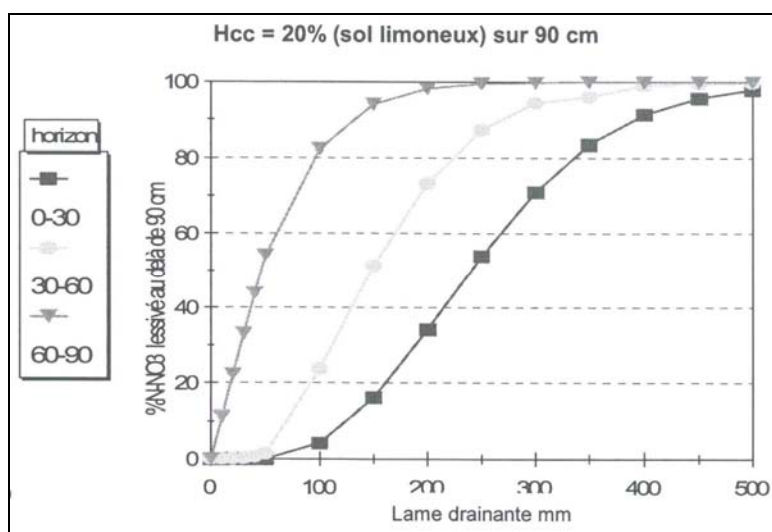


**Figure 2 : Variations mensuelles du drainage moyen pour 3 régions (Simon, communication personnelle)**

**Tableau 1 : Précipitations moyennes annuelles et drainage annuel pour 3 sites français (d'après Simon et Le Corre, 1992)**

Sites	Précipitations (mm)	Drainage (mm)
Quimper	1040	550
St Paul de Léon	900	450
Rennes	700	200

Plus le drainage est important, plus la proportion d'azote nitrique (présent dans le sol au début du drainage) qui est lixiviée est grande. De même, moins le sol est profond, plus le risque de lixiviation pour une même lame drainante est important (figure 3 : pour un sol de 60 cm, l'horizon 30-60 cm devient l'horizon 0-30 cm et l'horizon 60-90 cm devient l'horizon 30-60 cm).



**Figure 3 : Abaques d'estimation du lessivage de nitrates en fonction de la lame drainante au-delà d'une profondeur de 90 cm pour un sol limoneux, en pourcentage des nitrates initialement présents dans l'horizon de sol (COMIFER, 2002)**

Par contre, quand la lame drainante augmente, pour une même quantité d'azote lixivié, la concentration en nitrates des eaux de drainage diminue.

Ainsi, d'après les données sur le drainage moyen, les pertes d'azote correspondant à une concentration en nitrate de 50 mg/l dans les eaux de drainage sont :

- pour Quimper, 64 kgN/ha/an
- pour Rennes, 25 kgN/ha/an.

**A retenir :**

Les pertes par lixiviation sont liées à 2 conditions : la présence de nitrates dans le sol et l'existence d'un drainage. Les nitrates dans le sol proviennent soit des apports d'engrais, soit de la fourniture du sol (minéralisation des matières organiques). En Bretagne, on observe deux pics importants de minéralisation, l'un en automne et l'autre au printemps. Le drainage a lieu principalement entre novembre et février. La lame drainante moyenne (quantité d'eau drainée dans l'année), est presque trois fois plus importante à Quimper qu'à Rennes, entraînant un risque de lixiviation très élevé des nitrates présents dans le sol.

### 1.1.2. Fertilisation équilibrée et fertilisation excédentaire :

Lorsque l'on teste l'effet de doses croissantes d'azote sur le rendement d'une culture, on obtient une courbe de réponse à l'azote. Les courbes de réponses des cultures aux engrais azotés sont généralement de la forme suivante (Simon et Le Corre, 1992) :

- pour une fertilisation azotée nulle, on obtient un rendement  $P_0$  : la plante utilise l'azote fourni par le sol (et l'atmosphère)
- pour des doses croissantes d'azote, la production augmente jusqu'à une valeur maximale  $P_m$
- au-delà, la production reste stable ou diminue (cas de verse des céréales par exemple).

La dose optimale d'azote est définie comme la plus petite quantité d'azote permettant d'obtenir le rendement maximal. Lorsque l'on dépasse cette dose optimale, l'azote supplémentaire n'est pas utilisé par la plante car la production est limitée par un autre facteur : la fertilisation est donc excédentaire.

Il est important de différencier d'une part, une fertilisation excédentaire définie comme un excédent de fertilisation par rapport à la dose optimale et d'autre part, une balance azotée excédentaire. En effet, la balance azotée représente le bilan entre les entrées d'azote et les sorties d'azote du système sol au pas de temps annuel (Mary *et al.*, 2002). Elle peut être calculée de la façon suivante (d'après Mary *et al.*, 2002) :

$$B = A + S + F - E$$

Où :

- $A$  représente la déposition d'azote atmosphérique (forme  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ )
- $S$  représente la fixation symbiotique d'azote par les cultures fixatrices
- $F$  est la quantité d'azote apportée par les engrais minéraux et organiques (et restitutions au pâturage)
- $E$  est la quantité d'azote exportée par les produits végétaux.

Une balance azotée peut être déficitaire alors que la fertilisation est excédentaire (cas d'une culture après retournement de prairie) ou inversement. Elle est donc un indicateur de la gestion de l'azote et doit être analysée à l'échelle de l'assolement ou à l'échelle pluriannuelle pour une parcelle donnée.

A long terme, on considère généralement que la balance azotée représente la somme des pertes gazeuses d'azote (dénitrification, volatilisation), des pertes d'azote par lixiviation et de l'organisation d'azote minéral dans la matière organique du sol (Beaudoin *et al.*, 2005b).

A l'échelle de la parcelle, la maîtrise de la fertilisation demande de pouvoir prévoir la dose à apporter pour une fertilisation équilibrée. Deux méthodes sont disponibles pour cela (Meynard *et al.*, 1997) :

- la méthode du bilan de masse prévisionnel
- la méthode du Coefficient Apparent d'Utilisation.

Ces méthodes permettent d'équilibrer les apports d'azote par rapport aux besoins en azote de la culture.

Ces méthodes prévisionnelles s'appuient sur la définition du rendement maximal ; il est donc nécessaire de fixer un objectif de rendement. Ainsi, la fertilisation excédentaire peut en fait résulter de deux situations :

- l'objectif de rendement a été atteint mais on a apporté trop d'azote étant donné ce rendement et les fournitures du sol
- l'objectif de rendement n'a pas été atteint et donc les besoins de la culture étaient plus faibles que prévus.

*A retenir :*

La fertilisation est dite équilibrée ou ajustée lorsque la dose d'azote apportée correspond à la dose minimale permettant d'atteindre un rendement donné. Pour une situation donnée, une fertilisation équilibrée ne correspond pas forcément à une balance azotée nulle.

### **1.1.3. Fertilisation des cultures annuelles et fuites de nitrates :**

En cas de fertilisation excédentaire, le devenir de l'azote excédentaire peut être multiple (Simon, 1999) :

- il peut rester sous forme minérale dans le sol
- il peut être organisé dans la matière organique du sol
- il peut être transféré vers l'atmosphère (dénitrification, volatilisation)
- il peut être transféré vers les eaux souterraines (lixiviation).

#### **1.1.3.1. Le devenir de l'azote excédentaire dans le cas des cultures annuelles :**

##### ***1.1.3.1.1. Pertes par lixiviation pendant la culture :***

La phase de consommation intense d'azote des cultures annuelles pour laquelle une fertilisation azotée est souvent nécessaire se situe au printemps et en été. La présence de nitrates dans le sol pendant cette période n'engendre pas un risque important étant donné que le drainage est faible voire inexistant.

Ainsi, l'utilisation d'engrais azotés marqués avec l'isotope stable N15 permet de montrer que, pendant la culture, les pertes d'azote provenant de l'engrais par lixiviation sont très faibles. Pour le blé d'hiver, elles seraient en moyenne de 5 % en situation de fertilisation équilibrée (Adiscott, 2005). Les mêmes suivis permettent de montrer que 65 % de l'azote de l'engrais seraient en moyenne retrouvés dans le blé à la récolte. Le reste étant soit organisé dans la matière organique du sol (18 %), soit perdu vers l'atmosphère (11 %) ou encore retrouvé sous forme minérale dans le sol à la récolte (1 %).

Les pertes par lixiviation pour des apports à l'automne sur sol nu ou sur céréales sont bien plus importantes (Simon, 1999). De tels apports sont d'ailleurs généralement interdits par la réglementation.

Les apports précoces (fin d'hiver) notamment sur céréales d'hiver peuvent présenter des risques car le drainage peut encore être important à ce moment.

Pour les cultures annuelles, le risque de pertes par lixiviation se situe donc soit après la culture au moment de l'interculture (sol nu, minéralisation automnale et reprise du drainage), soit pendant la culture en période hivernale pour les cultures d'hiver. La gestion de l'interculture est donc essentielle pour limiter les pertes par lixiviation.

### 1.1.3.1.2. Relation entre fertilisation et reliquat d'azote à la récolte :

Ainsi, sous culture annuelle, l'azote excédentaire sera soit organisé, soit perdu vers l'atmosphère, soit retrouvé sous forme minérale à la récolte. Pour minimiser les pertes par lixiviation après la culture, le reliquat d'azote à la récolte devra être réduit.

La relation entre l'écart à la dose optimale et le reliquat azoté à la récolte du blé a été analysée par plusieurs auteurs.

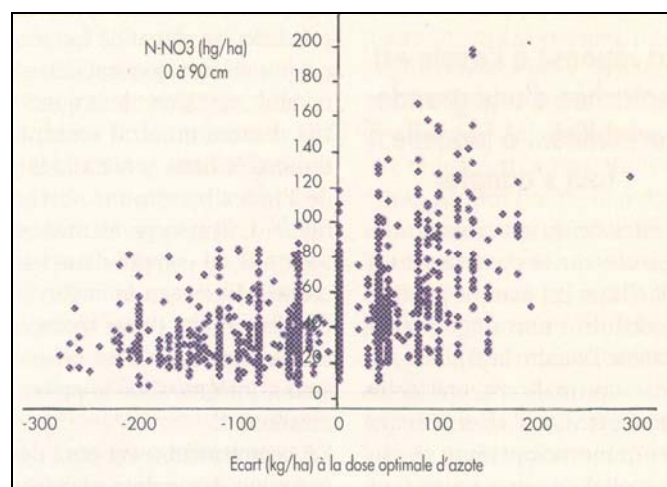
Chaney (1990), dans un réseau d'essais en Angleterre en 1987 et 1988, a mesuré les reliquats d'azote à la récolte du blé d'hiver sur une profondeur de 90 cm.

Pour les doses d'azote inférieures ou égales à l'optimum, le reliquat d'azote minéral est stable (autours de 45 kgN/ha). Lorsque la dose apportée devient excédentaire, le reliquat augmente avec une pente d'environ 40 % : 4 kgN/ha de reliquat supplémentaire pour 10 kgN/ha apportés en plus.

Laurent (1999), d'après 192 essais sur blé d'hiver en France, analyse l'effet de la fertilisation azotée sur le reliquat d'azote minéral à la récolte :

- en dessous de la dose minimale, pas d'effet sur le reliquat : niveau « plancher »
- au-delà, augmentation du reliquat : en moyenne 30 % du solde d'azote.

On peut remarquer qu'au niveau des valeurs brutes de reliquat (figure 4), l'effet parcelle est supérieur à l'effet apport d'azote : pour la dose optimale, le reliquat varie principalement entre 15 et 70 kg N/ha (moyenne à 39).



**Figure 4 : Effet de l'excès ou du défaut d'azote par rapport à la dose optimale sur le reliquat d'azote à la récolte du blé d'hiver, synthèse d'essais français (Laurent, 1999)**

Pour le maïs, on ne dispose que d'une seule référence.

Fauvel et Morvan (1998), ont mesuré le reliquat à la récolte du maïs en comparant plusieurs traitements : 0 N, équilibre N minéral, équilibre lisier, + 75 et + 150 lisier (en équivalent engrais). Cette expérimentation a été effectuée sur cases lysimétriques dans la bassin de Rennes entre 1993 et 1997. Pour les fertilisations excédentaires, on retrouve en moyenne 80 % (pour le traitement + 75) et 76 % (pour le traitement + 150) de l'excédent dans le reliquat à la récolte du maïs (tableau 2).

**Tableau 2 : Excédent de reliquat d'azote mesuré à la récolte pour des maïs surfertilisés par rapport à une fertilisation équilibrée (d'après Fauvel et Morvan, 1998)**

<b>Années</b>	<b>Fertilisation lisier X + 75</b>	<b>Fertilisation lisier X + 150</b>
1993	57	124
1994	55	
1995	62	94
1996	43	211
1997	84	101
<b>Moyenne</b>	<b>60 kgN/ha</b>	<b>133 kgN/ha</b>

Ces valeurs sont bien supérieures à celles obtenues sur blé. Elles semblent cependant cohérentes avec les observations effectuées par Simon et Le Corre (1988) sur les pertes d'azote nitrique sous un maïs surfertilisé (voir la partie 1.1.3.2.2).

Beaudoin *et al.* (2005a), ont suivi les reliquats d'azote à la récolte pour plusieurs points de mesure sur le bassin de Bruyères, site d'étude en situation agricole de 187 ha (145 ha de SAU) situé dans l'Aisne. Les cultures présentes pour ce site sont le blé, la betterave, le pois de printemps, l'orge d'hiver et le colza. Ce suivi a été effectué entre 1991 et 1999 alors que des pratiques de fertilisation raisonnée voire de sous fertilisation (20 % en dessous de la dose raisonnée) ont été mises en place.

Leurs données permettent d'analyser les relations entre l'excès d'azote minéral dans le sol à la récolte ( $\Delta$  SMN) et l'excédent de fertilisation calculé a posteriori (OF) (figure 5). Cet excédent de fertilisation est calculé par la différence entre la dose prévisionnelle et la dose apportée à laquelle on ajoute la différence entre le besoin prévisionnel de la culture et le besoin observé (à partir du rendement prévisionnel et du rendement observé). De la même façon, l'excédent d'azote minéral à la récolte est calculé par la différence entre le reliquat prévisionnel et le reliquat observé.

Un plateau est atteint pour un bilan a posteriori de moins 13 kgN/ha : pour des bilans inférieurs à cette valeur, le reliquat est stable et minimal. Au-delà, la pente de la droite est de 0,4 donc 40 % du solde d'azote est retrouvé dans le reliquat à la récolte. Cette valeur est en cohérence avec celles (0,4-0,5) de Machet *et al.* et celle (0,47) de Makowski *et al.* cités par Beaudoin *et al.* (2005a).

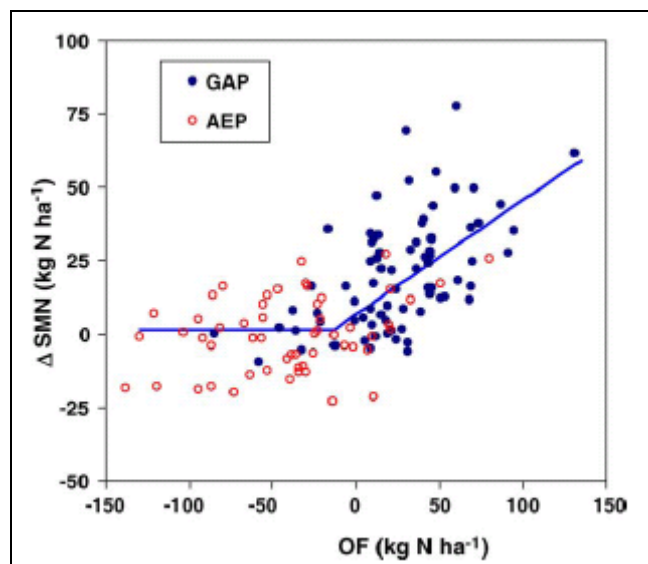


Figure 5 : Relation entre l'excès d'azote minéral dans le sol à la récolte et la surfertilisation calculée a posteriori (GAP : fertilisation raisonnée avec le logiciel Azobil ; AEP : idem moins 20 %) (Beaudoin *et al.*, 2005a)

Beaudoin *et al.* (2005a) montrent également que l'année, la culture et le type de sol expliquent 40 % de la variabilité des reliquat à la récolte. Les reliquats moyens sont plus faibles pour la betterave (35 kgN/ha) et plus élevés pour le pois (51 kgN/ha).

#### 1.1.3.1.3. Devenir à long terme de l'azote excédentaire organisé dans la matière organique du sol :

Recous *et al.* (1997a) rappellent que l'azote récemment organisé est potentiellement plus disponible que l'azote organique incorporé dans des fractions stables de matière organique. L'augmentation de la fertilisation azotée aurait donc pour effet une augmentation du stock d'azote facilement minéralisable, pouvant provoquer une augmentation de la minéralisation.

D'après Recous *et al.* (1997b) et Addiscott (2005), à l'échelle annuelle, une surfertilisation n'entraîne pas une augmentation de la minéralisation.

Par contre, à long terme, le niveau de fertilisation peut avoir un effet sur les quantités d'azote minéralisées.

Recous *et al.* (1997b) rapportent les résultats d'un suivi de l'azote sur 12 ans (cultures annuelles), à Theix, après un apport marqué au N15 l'année 1. La première année, environ 60 % de l'azote apporté a été absorbé par la culture et 1 % lixivié. Au bout de 10 ans de suivi, environ 65 % de l'azote apporté la première année a été absorbé par les cultures successives et environ 5 % a été lixivié. L'azote organisé suite à cet apport est donc lentement minéralisé indépendamment des besoins ou de la présence des cultures.

Un essai de longue durée en Angleterre (essai de Rothamsted) montre l'effet du niveau de fertilisation sur la fourniture d'azote par le sol à long terme (Laurent, 1999). Sur cet essai, différentes doses annuelles ont été appliquées depuis 1852 : 0, 50, 95 et 140 kgN/ha (culture de blé d'hiver). L'azote absorbé par une culture de blé non fertilisée en 1989, soit au bout de plus de 130 ans d'expérimentation, permet de révéler des différences au niveau de la quantité d'azote minéralisé. Pour la parcelle n'ayant jamais reçu d'azote, les fournitures du sol ont été

évaluées à environ 30 kgN/ha contre environ 70 kgN/ha pour la parcelle ayant reçu 140 kgN/ha/an. Par contre, le stock d'azote organique du sol a peu varié pour les différentes parcelles. La différence de fourniture du sol résulte donc d'une augmentation de la fraction active de la matière organique.

Addiscott (2005) précise que le temps nécessaire à la mise en place de tels effets est mal connu mais que les évolutions sont de toute façon assez lentes. Cet auteur montre par simulation qu'au bout de 10 années de blé d'hiver fertilisé de façon excédentaire, 45 % de l'excédent total (calculé sur les 10 années) serait encore stocké dans la matière organique du sol.

Les observations précédentes portent sur des systèmes avec apports d'engrais minéraux. Dans le cas d'apports d'engrais de ferme, on se base sur l'effet direct azote pour calculer la dose à apporter. On apporte donc plus d'azote que la quantité nécessaire pour couvrir les besoins car une partie (petite pour les lisiers et le fumier de volailles, importante pour le fumier de bovins et les composts) de l'azote se trouve sous une forme organique stable qui ne sera minéralisée que lentement et qui constituera « l'arrière effet » de l'engrais de ferme.

L'essai de Rothamsted en Angleterre comporte aussi un traitement avec apport de 35 t/ha de fumier de bovins tous les ans (figure 6). Pour ce traitement, on observe à la fois une augmentation du taux de matière organique (Bodet *et al.*, 2001) et de la minéralisation (Mary et Guérif, 1994).

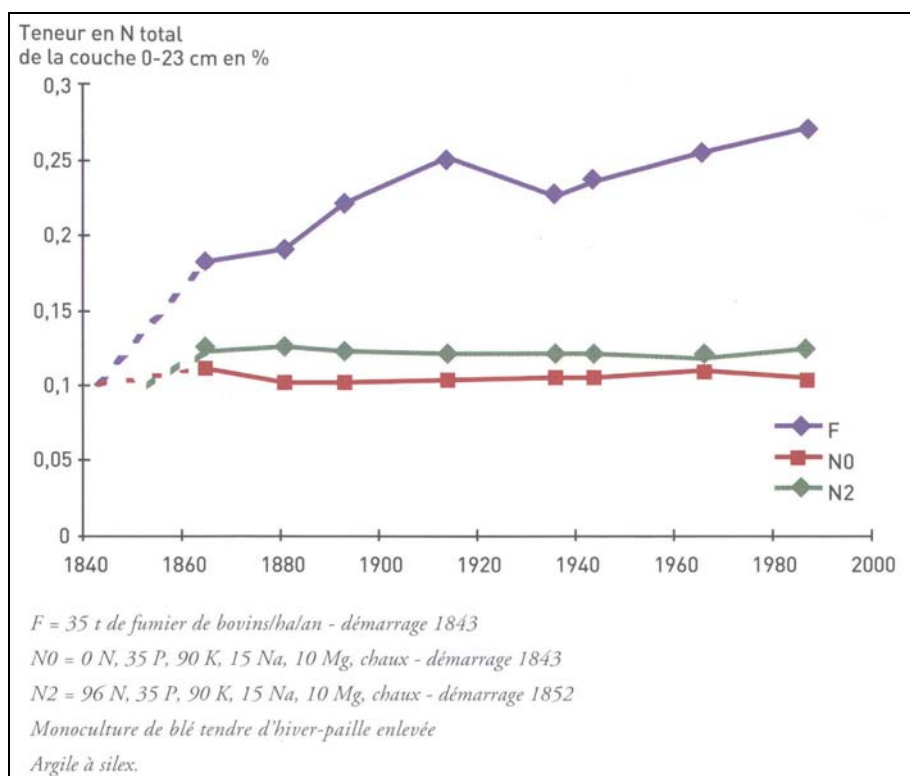


Figure 6 : Evolution de la teneur en azote total de la couche arable (0-23 cm) dans l'essai de fertilisation de Rothamsted en Angleterre (Bodet *et al.*, 2001)

En cas de surfertilisation avec les engrais de ferme (c'est-à-dire quand l'effet direct azote dépasse la dose optimale calculée par la méthode du bilan), la quantité d'azote organique



stable apportée est également plus importante. Les arrières effets sur la minéralisation seront donc augmentés.

*A retenir :*

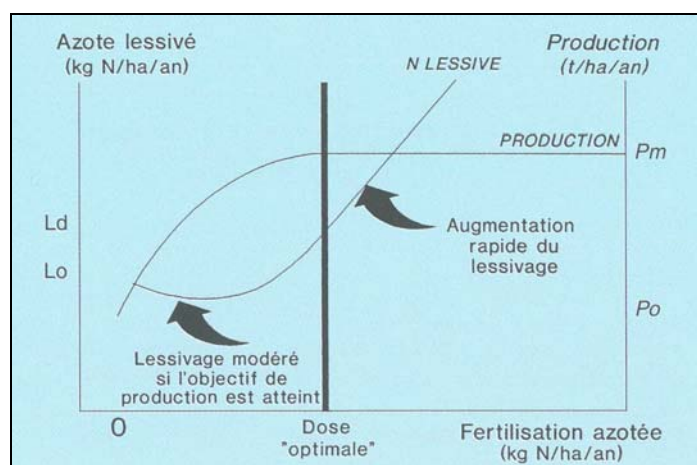
Pour les cultures annuelles, les principaux risques de pertes par lixiviation se situent pendant l'interculture (ou pendant la période hivernale pour les cultures d'hiver à faible développement). La gestion de l'interculture est donc un facteur important pour contrôler les fuites de nitrates dans les successions de cultures annuelles. Cependant, une fertilisation excédentaire augmente le reliquat d'azote minéral du sol à la récolte et donc le risque de lixiviation lors de la saison de drainage suivante. Une part de l'azote excédentaire est également organisée dans la matière organique du sol, en particulier dans sa fraction labile, augmentant alors les quantités minéralisées à long terme.

1.1.3.2. Conséquences de l'ajustement de la fertilisation des cultures annuelles sur les fuites de nitrates :

D'après ce qui a été exposé plus haut, on peut considérer que pour les cultures annuelles, les pertes par lixiviation liées à la fertilisation ont lieu pendant la saison de drainage qui suit la culture.

A court terme, l'effet de l'ajustement de la fertilisation sera de diminuer le reliquat d'azote à la récolte.

Du fait de cette relation entre fertilisation et reliquat d'azote à la récolte, Simon (1999) propose une courbe théorique pour la relation entre fertilisation et pertes par lixiviation (figure 7). Cette courbe est valable lorsque les conditions pédoclimatiques et les pratiques de gestion de l'interculture ne permettent pas de « retenir » l'excédent de reliquat lié à la surfertilisation. La pente de la droite au-delà de la dose optimale dépendra également du contexte cultural et pédoclimatique.



**Figure 7 : Relation théorique entre le niveau de fertilisation par rapport à la dose optimale, les pertes d'azote nitrique et la production de matière sèche, pour les cultures annuelles (Simon, 1999)**

### 1.1.3.2.1. Effet à court terme pour le blé :

Pour le blé, on peut considérer que passer d'une fertilisation de 50 kgN/ha excédentaire à une fertilisation équilibrée permet en moyenne de diminuer le reliquat à la récolte de 15 à 20 kgN/ha (30 à 40 %). De même, le passage d'une fertilisation de 20 kgN/ha excédentaire à une fertilisation équilibrée permettrait de diminuer le reliquat à la récolte de 6 à 8 kgN/ha.

Ces valeurs de diminution du reliquat à la récolte représenteraient l'effet maximal à court terme d'un ajustement de la fertilisation sur les pertes par lixiviation. En effet, dans les situations de fertilisation excédentaire, la part du surplus de reliquat qui sera effectivement lixiviée dépend du contexte pédo-climatique et du système de culture.

Les pertes par lixiviation seront proches de 100 % de l'excédent de reliquat dans le cas d'un sol peu profond et d'une lame drainante importante (se reporter aux abaques proposées par le COMIFER) et s'il n'y a pas de couvert végétal capable d'absorber de l'azote de façon relativement importante (interculture avant culture de printemps en sol nu, céréale d'hiver).

A l'inverse, les pertes pourront être réduites en cas de sol profond et de lame drainante plus faible. L'azote non lixivié sera alors disponible pour la culture suivante et devra être pris en compte pour le calcul de la fertilisation par l'intermédiaire du reliquat de sortie hiver. De même, une culture intermédiaire ou un colza pourront absorber au moins une partie de cet azote.

Pour les apports d'engrais de ferme, on peut penser que l'ajustement de la fertilisation aura également un impact sur la minéralisation automnale après la culture en diminuant les quantités d'azote apportée par la minéralisation de la fraction organique de l'engrais de ferme. Cependant, dans le cas des céréales avec apport de lisier, cet effet sera limité (fraction minérale importante).

### 1.1.3.2.2. Effet à court terme pour le maïs :

Pour le maïs, les données dont nous disposons pour un contexte particulier (bassin de Rennes, de 1993 à 1997, fertilisation avec du lisier) indiquent que la part de l'excédent retrouvée sous forme de reliquat à la récolte est deux fois plus élevée que pour le blé (75 à 80 %).

Dans la même expérimentation, les pertes d'azote par lixiviation mesurées entre 1994 et 1997 sont, pour les 4 années, données dans le tableau 3 (Fauvel et Morvan, 1998).

**Tableau 3 : Pertes cumulées entre 1994 et 1997 pour différentes pratiques de fertilisation (d'après Fauvel et Morvan, 1998)**

	<b>Fertilisation minérale</b>	<b>Fertilisation avec lisier</b>	<b>Lisier (X + 75)</b>	<b>Lisier (X + 150)</b>
Pertes cumulées entre 1994 et 1997	125 kgN/ha	Proche N min	212 kgN/ha	362 kgN/ha

Les quantités supplémentaires d'azote lixivié par rapport au traitement fertilisation raisonnée sont égales à 30 % de l'excédent pour le traitement lisier + 75 et à 40 % pour le traitement lisier + 150. Il faut noter que deux années sur les quatre ont été particulièrement sèches. Il y a donc vraisemblablement dans ce cas un report du reliquat d'une année sur l'autre.

A partir de ces données, Morvan (2000) a également simulé des pertes par lixiviation avec le modèle LIXIM à partir de données climatiques de Rennes (6 ans) et pour deux types de sol (un sol riche en matière organique de 60 cm de profondeur, un limon de 90 cm à faible teneur en matière organique) et des valeurs de minéralisation automnale mesurées en laboratoire (tableau 4).

**Tableau 4 : Azote lixivié au 31/03 d'après les simulations pour deux types de sol et trois pratiques de fertilisation (moyennes annuelles, en kgN/ha) (d'après Morvan, 2000)**

Types de sol	Maïs fertilisation équilibré	Maïs X + 75 (lisier)	Maïs X + 150 (lisier)
Sol 1	86	142 (+ 56)	206 (+ 120)
Sol 2	69	123 (+ 54)	170.5 (+ 101.5)

Pour une fertilisation excédentaire de 75 unités, 75 % de l'excédent (sol1) ou 72 % (sol 2) est lixivié. Pour une fertilisation excédentaire de 150 unités, 69 % (sol 1) ou 58 % (sol 2) de l'excédent est lixivié.

Les pertes par lixiviation mesurées par Simon et Le Corre (1988), sous une monoculture de maïs (sol nu l'hiver) entre 1983 et 1988 à Quimper confirment un effet important du niveau de fertilisation. Pour une dose d'azote minéral de 120 kgN/ha/an (égale aux quantités moyennes exportées par les cultures), les pertes moyennes annuelles par lixiviation sont de 96 kgN/ha. Pour une dose d'azote de 180 kgN/ha/an, les pertes mesurées sont en moyenne de 167 kgN/ha/an soit 71 kgN/ha de plus. Les auteurs concluent que pour ce système de culture et dans le contexte pédoclimatique de Quimper (sol brun filtrant sur granite, riche en matière organique, lame drainante moyenne de 500 mm), une fertilisation excessive se traduit par une augmentation proportionnelle des pertes par lixiviation. Il est possible que cet effet intègre aussi un effet d'augmentation de la minéralisation par une surfertilisation répétée.

Le rapport entre le reliquat à la récolte et l'excédent de fertilisation semble donc être plus important pour le maïs que pour le blé (80 % d'après Fauvel et Morvan, 1998). Mais comme pour le blé, la part de l'excédent de reliquat azoté réellement lixiviée dépendra du contexte pédoclimatique et du système de culture.

#### 1.1.3.2.3. Effet à long terme :

Comme on l'a vu précédemment, un ajustement de la fertilisation permettra à plus long terme une diminution des quantités d'azote fournies par minéralisation. Cela pourra permettre une diminution supplémentaire de pertes par lixiviation. Il semble cependant que cette évolution sera lente.

*A retenir :*

Pour les cultures annuelles, l'ajustement de la fertilisation permet de diminuer les reliquats d'azote à la récolte. Cette diminution n'est pas équivalente à la réduction des apports car une partie de l'azote excédentaire est organisée ou perdue vers l'atmosphère. Cette réduction serait, dans le cas des céréales d'hiver, de 30 à 40 kgN/ha pour une réduction de l'excédent de 100 kgN/ha. Pour le maïs, les références disponibles montrent un effet plus important sur le reliquat : diminution d'environ 80 kgN/ha pour une réduction de l'excédent de 100 kgN/ha. L'effet sur les pertes par lixiviation dépendra de la succession de cultures, de la gestion de l'interculture et des conditions pédoclimatiques. A long terme, les quantités d'azote fournies par la minéralisation diminueront également petit à petit.

### **1.1.4. Fertilisation des prairies et fuites de nitrates :**

#### **1.1.4.1. Effet de la dose d'azote et de sa répartition dans le temps :**

Les prairies se différencient des cultures annuelles car se sont des cultures pérennes qui occupent le sol à temps plein. Ce couvert végétal est actif 8 à 10 mois sur 12 et capable de valoriser l'azote produit par minéralisation à l'automne et au printemps (Vertes et Decau, 1992). De plus, on observe dans les systèmes prairiaux un stockage soit par accumulation d'organes morts, soit par stockage dans le système racinaire d'une proportion importante de l'azote absorbé par la plante (Recous *et al.*, 1997a).

La gestion de l'azote et le raisonnement de la fertilisation sont plus complexes pour les prairies que pour les cultures :

- les modes d'exploitations sont variés (fauche, pâture) et il y a plusieurs cycles d'exploitations dans une année
- une part importante de l'azote ingéré par les animaux (70 à 80 %) est restituée à la parcelle lors du pâturage
- il faut prendre en compte la fixation symbiotique pour les mélanges avec légumineuses.

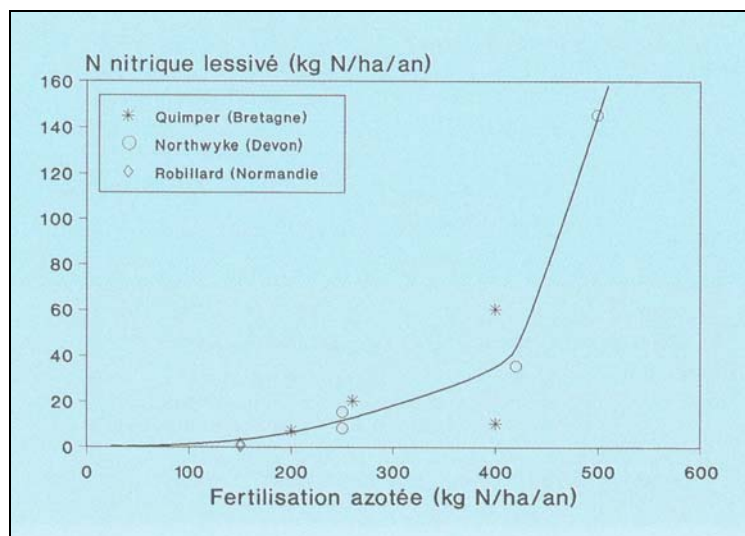
De plus, l'objectif de rendement pour les prairies dépend autant des besoins en fourrage de l'exploitation que des potentialités agronomiques de la parcelle. Le rendement maximal n'est pas forcément recherché. Les préconisations qui ont été adoptées pour le calcul de la dose annuelle prévisionnelle sont un compromis entre risque de fuites et production (Farrugia *et al.*, 1999).

La période d'apport joue également un rôle important pour les risques de pertes par lixiviation.

Les données dont nous disposons ne nous permettent pas d'analyser en détail le devenir de l'azote apporté et la compartimentation de l'excédent. Nous nous intéresserons donc plus particulièrement aux relations entre fertilisation et pertes par lixiviation, d'une part pour les prairies fauchées et d'autre part pour les prairies pâturées.

##### **1.1.4.1.1. *Cas des prairies fauchées :***

Simon (1999), à partir de plusieurs données expérimentales en conditions de fort drainage, met en relation le niveau annuel de fertilisation et les pertes par lixiviation pour les prairies fauchées (figure 8).



**Figure 8 : Effet du niveau de fertilisation azoté sur les pertes d'azote nitrique en prairie fauchée (Simon, 1999)**

Les pertes sont modérées pour des apports inférieurs à 400 kgN/ha/an et augmentent rapidement au-delà. Cette dose de 400 kgN/ha/an correspond à la production maximale. Au-delà, la fertilisation est excédentaire, les pertes par lixiviation augmentent donc rapidement. Ces données permettent également d'observer un impact des périodes d'apport (données de Quimper).

Pour une fertilisation inférieure ou égale à 200 kgN/ha/an, les pertes sont de moins de 10 kgN/ha/an sans apport après la dernière coupe d'automne. Avec un apport supplémentaire de 50 kgN/ha après la dernière coupe, elles passent à 20 kgN/ha/an.

Pour une fertilisation de 400 kgN/ha/an, les pertes sont faibles (10 kgN/ha/an) pour des apports concentrés sur la période printemps été et plus importantes (60 kgN/ha/an) pour des apports étalés sur l'année.

#### 1.1.4.1.2. Cas des prairies pâturées :

Pour les prairies pâturées, la présence des animaux induit des flux d'azote nouveaux ou différents par rapport aux prairies fauchées. En effet, 80 % de l'azote ingéré peut être restitué sur la parcelle majoritairement sous forme urinaire (Laurent *et al.*, 1999).

Les pertes par lixiviation mesurées sous prairie pâturées sont supérieures à celles observées sous prairies fauchées pour un même niveau de fertilisation (Simon, 1999 ; Laurent *et al.*, 1999). La variabilité des données est également plus importante : il est difficile de prévoir les pertes par lixiviation à partir du seul niveau de fertilisation pour des contextes variés (figures 9 et 10).

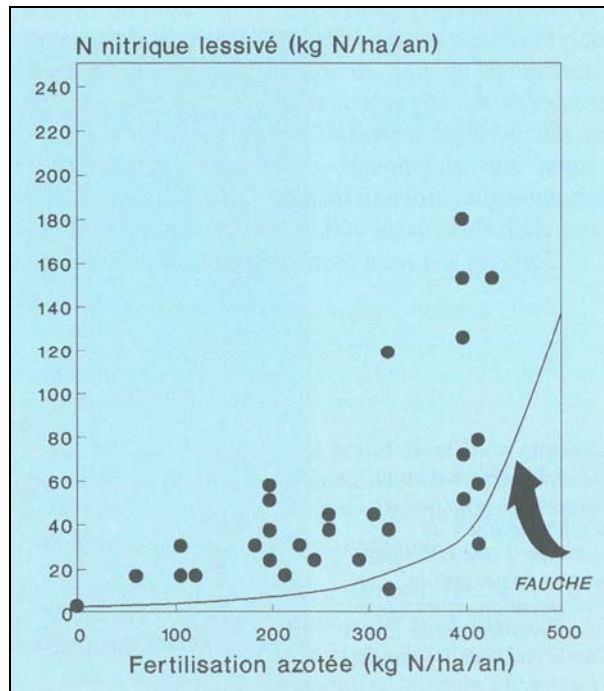


Figure 9 : Effet du niveau de fertilisation azotée sur les pertes d'azote nitrique en prairie pâturée et comparaison avec la prairie fauchée, essai de Quimper (Simon, 1999)

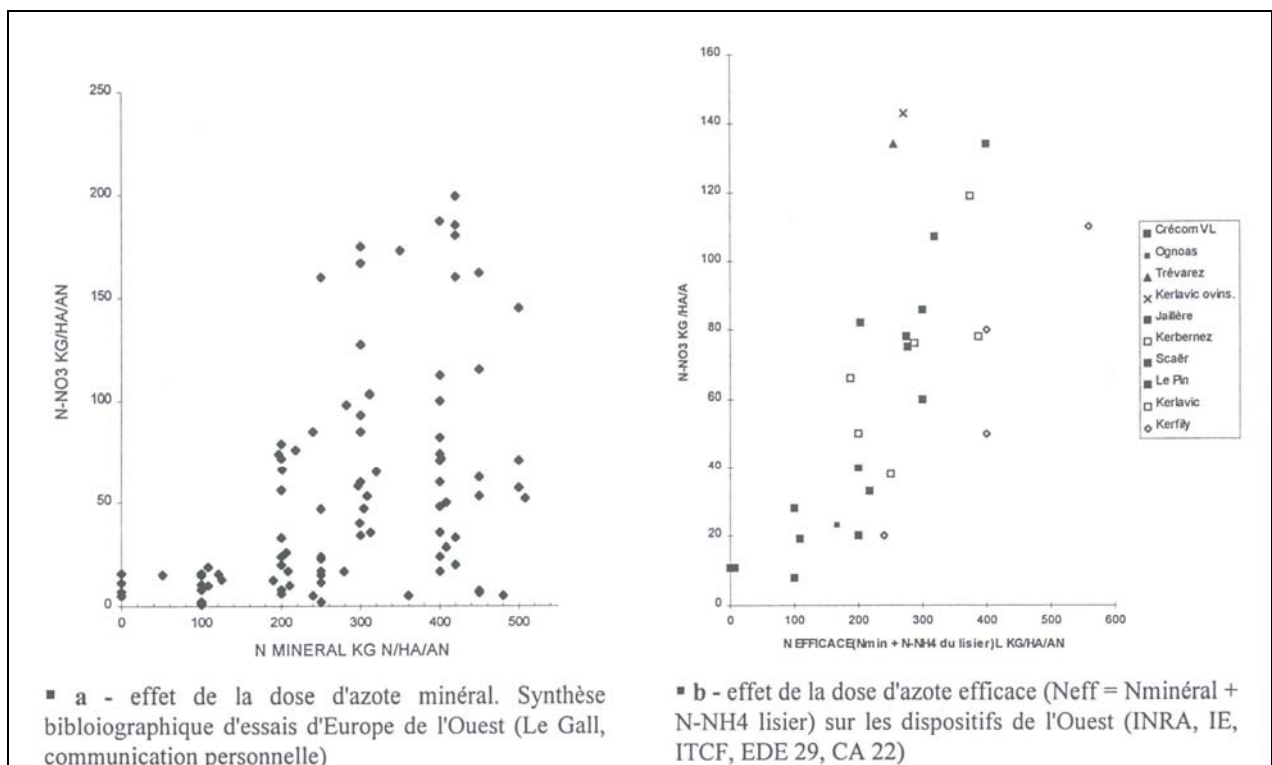


Figure 10 : Effet du niveau de fertilisation azotée sur les pertes d'azote nitrique en prairie pâturée, synthèse de différents effets (Laurent *et al.*, 1999)

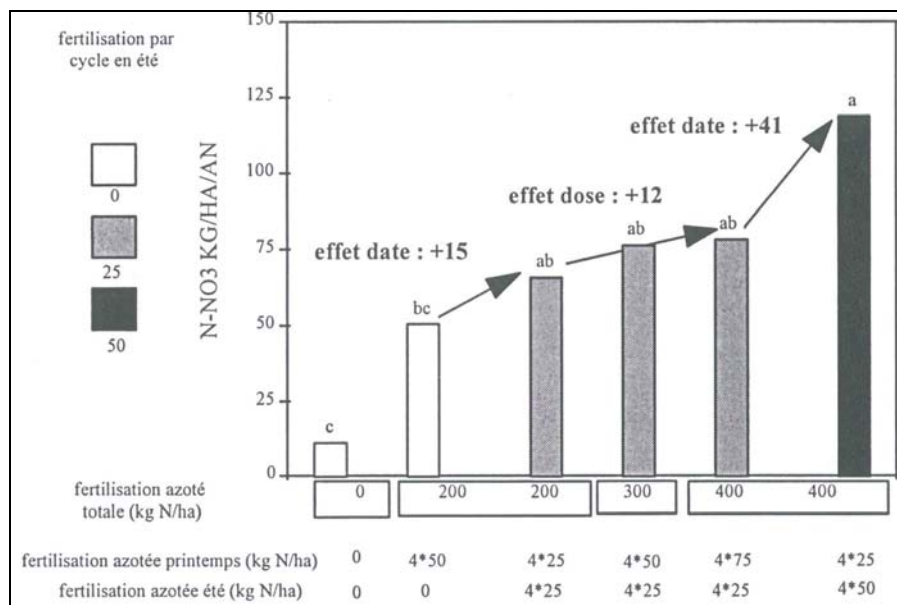
Le contexte pédoclimatique joue bien sûr un rôle dans cette variabilité : une lame drainante importante et des sols à faible réserve utile favorisent la lixiviation des nitrates présents dans le sol.

La fertilisation a également d'autres conséquences sur les flux d'azote au pâturage (Laurent *et al.*, 1999) :

- augmentation de la teneur en azote de l'herbe et donc de la quantité d'azote ingérée par les animaux
- augmentation de la croissance de l'herbe et donc du nombre de jours de pâturages.

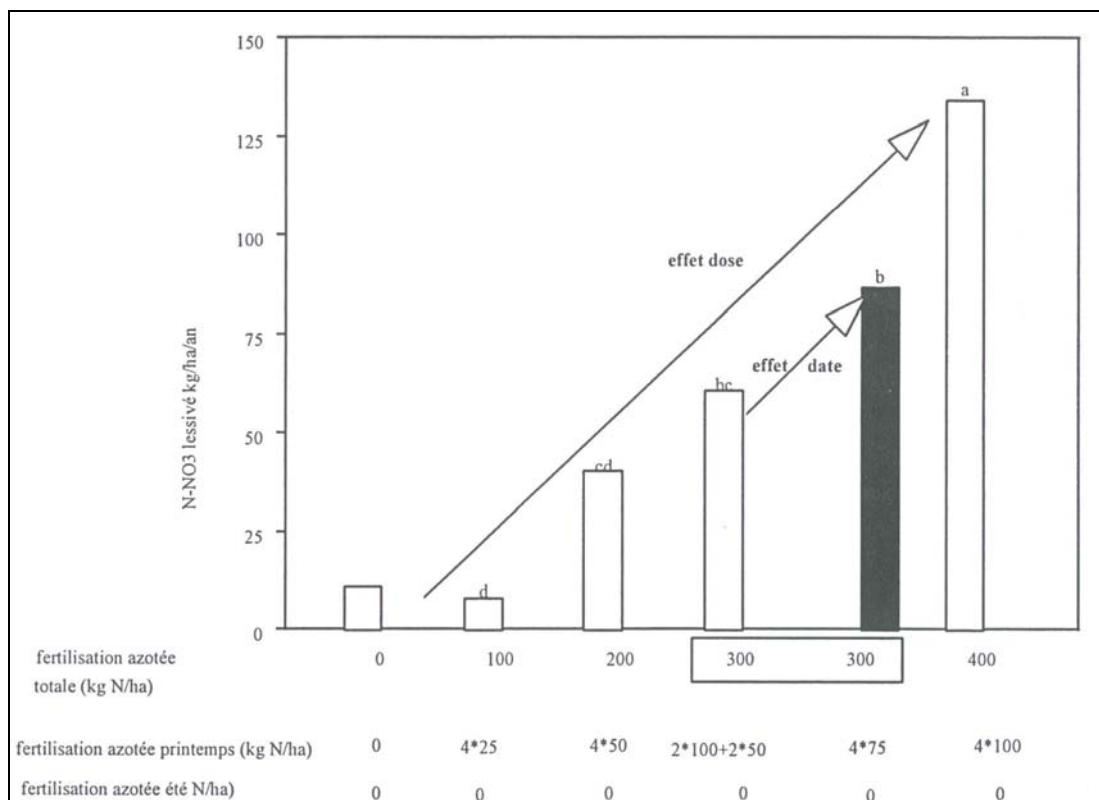
Ainsi, des essais de fertilisation des prairies pâturées à Kerlavic (29) et à la Jaillère (44) ont mis en évidence l'effet de la dose annuel d'azote et de la répartition des apports (Laurent *et al.*, 1999).

A Kerlavic, les pertes augmentent avec la dose d'azote mais aussi avec la présence d'apports en été (figure 11).



**Figure 11 : Effet de la dose et de la répartition dans le temps des apports azotés sur les pertes annuelles par lixiviation à Kerlavic (Laurent *et al.*, 1999)**

A la Jaillère, on retrouve cet effet dose et date d'apport (figure 12). Il n'y a pas de fertilisation en été (du fait d'un déficit hydrique limitant la croissance estivale) mais la répartition homogène des apports de printemps (4\*75 kgN/ha) augmente les pertes par lessivage par rapport à une fertilisation plus importante des premiers cycles face aux deux suivants (2\*100 puis 2\*50 kgN/ha).



**Figure 12 : Effet de la dose et de la répartition dans le temps des apports azotés sur les pertes annuelles par lixiviation à La Jaillère (Laurent *et al.*, 1999)**

Pour Laurent *et al.* (1999), cet effet de la date d'apport est lié au fait que les restitutions au pâturage, qui augmentent avec la fertilisation, sont mal valorisées pour les cycles tardifs (à cause d'une faible croissance de la prairie par la suite). De plus, une fertilisation azotée importante pour les cycles tardifs entre en « concurrence » avec l'azote fourni par les restitutions au pâturage des premiers cycles. Enfin, le coefficient apparent d'utilisation de l'engrais (CAU) est plus faible pour les cycles d'été que pour ceux du printemps.

#### 1.1.4.1.3. Cas de l'introduction de trèfle blanc pour les prairies pâturées :

Pour les prairies composées d'un mélange graminée – trèfle blanc, la fixation symbiotique constitue une nouvelle source d'azote. Le trèfle fixe de l'azote qui est ensuite transféré vers la graminée par la décomposition des stolons, feuilles ou racines et par les restitutions au pâturage (Le Gall et Guernion, 2004).

Pour la même production fourragère (donc le même nombre de jours de pâturage), les risques de pertes d'azote nitrique sous ce type de prairie non fertilisée seraient proches de ceux observés pour les prairies de graminées recevant une fertilisation raisonnée (200 à 250 kgN/ha) (Laurent *et al.*, 1999 ; Le Gall et Guernion, 2004). Les fuites de nitrates peuvent cependant augmenter si le taux de trèfle blanc dépasse 50 % en moyenne sur l'année.



*A retenir :*

Pour les prairies, la gestion de la fertilisation est complexe : le couvert est présent en permanence, plusieurs cycles d'exploitations ont lieu dans une année et les modes d'exploitation sont variables. De plus, d'autres sources d'azote peuvent exister : les restitutions par les animaux au pâturage et la fixation symbiotique par les légumineuses. Le devenir de l'azote apporté dépend à la fois de la dose annuelle et de sa répartition dans l'année. Une fertilisation répartie sur l'année favorise les fuites de nitrates par rapport à la même dose apportée avant le mois de juillet.

Une méthode, adaptée au contexte breton et permettant d'intégrer ces différents facteurs pour calculer une dose d'azote à apporter, a été élaborée par Farrugia *et al.* (1999).

#### 1.1.4.2. Conséquences de l'ajustement de la fertilisation des prairies sur les fuites de nitrates :

##### *1.1.4.2.1. Prairies fauchées :*

Pour les prairies de fauches, les données d'une expérimentation à Quimper (conditions « poussantes » et contexte pédoclimatique favorable aux pertes par lixiviation), montrent qu'un passage de 400 kgN/ha/an répartis sur l'année à 200 kgN/ha/an apportés au printemps et en été permet une diminution des pertes par lixiviation de 50 kgN/ha/an (60 à 10 kgN/ha/an) (Simon, 1999). Cependant, pour ces niveaux de fertilisation, la période d'apport (printemps – été ou automne) compte autant que les quantités apportées.

Au-delà de 400 kgN/ha/an, la production de la prairie n'augmente plus et les pertes augmentent de façon importante.

##### *1.1.4.2.2. Prairies pâturées :*

Pour les prairies pâturées, les données des expérimentations de La Jaillère et de Kerlavic montrent qu'une fertilisation de 200 kgN/ha/an, centrée sur le printemps, permet d'atteindre un niveau de production équivalent à plus de 80 % (88 et 85 % respectivement) de celui atteint avec une fertilisation de 400 kgN/ha/an. La diminution des pertes par lixiviation est alors de 100 kgN/ha/an pour La Jaillère (soit 50 % des 200 kgN/ha/an apportés en moins) et de 30 kgN/ha/an pour Kerlavic (soit 15 % de la diminution de l'apport). Les pertes par lixiviation en situation de fertilisation raisonnée (200 kgN/ha/an) sont donc égales à 30 % (40 kgN/ha/an contre 140 kgN/ha/an) pour La Jaillère et 65 % (50 kgN/ha/an contre 80 kgN/ha/an) pour Kerlalic des pertes observées pour une fertilisation de 400 kgN/ha/an.

D'après Castillon *et al.* (1999), des essais de fertilisation réalisés en Europe de l'ouest confirment qu'une fertilisation annuelle de 200 kgN/ha permet d'atteindre au moins 80 % du rendement potentiel.

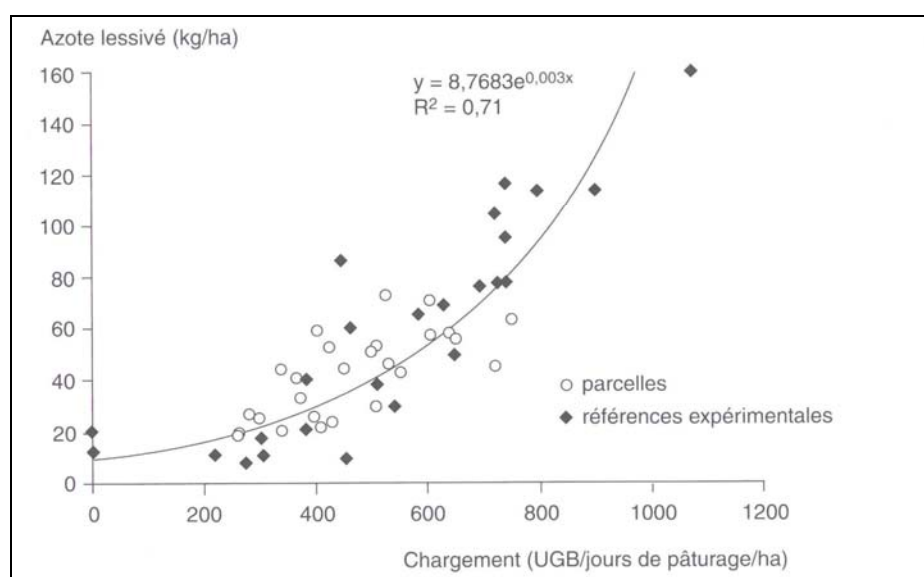
Une synthèse d'essais européens montre que le lessivage moyen observé avec une fertilisation annuelle de 200 kgN/ha/an est de 26 % de celui observé avec 400 kgN/ha/an (Laurent *et al.*, 1999).

L'effet de la réduction de la fertilisation des prairies pâturées (de 400 à 200 kgN/ha/an) sur les pertes par lixiviation, semble moins important dans le contexte de la Bretagne occidentale (conditions poussantes en été et favorables à la lixiviation en hiver) que dans les zones moins arrosées du reste de la Bretagne.

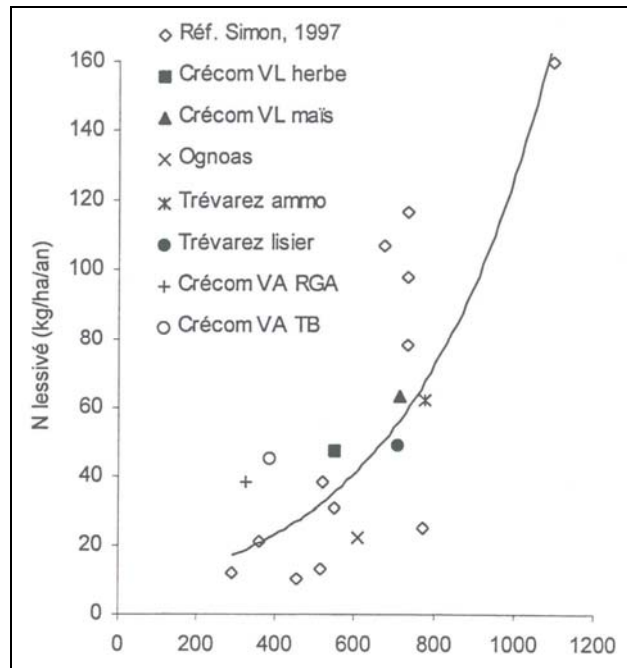
### 1.1.4.3. Un autre indicateur pour les prairies pâturées : le nombre de jours de pâturage

Cet indicateur est intéressant car il intègre l'intensité du pâturage, l'importance de la fauche et la fertilisation azotée. On observe cependant une certaine variabilité en fonction des années et des sites (contexte pédoclimatique).

Les données obtenues dans différents contextes pédoclimatiques (Le Gall et Cabaret, 2002 ; Vertès *et al.*, 2002) indiquent que les pertes d'azote nitrique deviennent importantes au-delà de 600 jours de pâturage par hectare (figures 13 et 14). D'après Le Gall et Cabaret (2002), ce niveau de chargement n'est observé en moyenne que pour les systèmes fourragers intensifs (au-delà de 1,8 UGB/ha et 50 % de maïs ensilage) où les prairies sont presque exclusivement pâturées.



**Figure 13 : Relation entre niveau de chargement animal et quantité d'azote lixivié : comparaison de références expérimentales et de parcelles d'agriculteurs du CEDAPA (Vertès *et al.*, 2002)**



**Figure 14 : Relation entre les pertes annuelles d'azote nitrique et le nombre de journées de pâturage (Le Gall et Cabaret, 2002)**

*A retenir :*

Pour les prairies, le risque de pertes par lixiviation dépend de la dose et de sa répartition sur l'année. Pour les prairies pâturées, le passage d'une fertilisation de 400 kgN/ha/an à une fertilisation de 200 kgN/ha/an centrée sur le printemps permet de diminuer les pertes par lixiviation de 35 à 75 % en conservant au moins 80 % de la production.

## 1.2. Comparaison des grilles de calcul de la dose d'azote prévisionnelle : grilles « complètes » et grilles « simplifiées »

Plusieurs outils sont actuellement à la disposition des agriculteurs et conseillers pour calculer les doses d'azote à apporter dans le cadre d'une fertilisation raisonnée. Des grilles dites « complètes » ont été choisies comme référence par différents prescripteurs intervenant en Bretagne (CRAB *et al.*, 2004). Des grilles « simplifiées », mises au point par les Chambres d'Agriculture de Bretagne (CA Bretagne, 2002), sont également souvent utilisées. Nous allons donc, dans cette partie, comparer ces deux types de grilles.

### 1.2.1. Comparaison des grilles poste par poste et calcul pour quelques situations classiques :

Les grilles simplifiées et complètes pour le calcul de la fertilisation des céréales sont comparées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Comparaison des grilles complètes et simplifiées pour les céréales

	Grille complète	Grille simplifiée
<i>Céréales</i>		
<b>1 – besoins du peuplement végétal</b>		
Choix objectif de rendement	Moyenne des 3 rendements médians des 5 dernières années	Pas de consigne
Azote absorbé par unité de production	Orge = 2,4 kgN/q, avoine = 2,2 ; seigle = 2,3 et triticale = blé = 3 kgN/q	Tous ces postes sont intégrés dans une valeur « besoins ».
Azote déjà prélevé	20 kgN/ha si ouverture bilan après 20/02	Orge = seigle = avoine, blé = triticale
<b>2 – Azote non valorisable</b>	10 kgN/ha par couche de 30 cm de sol	En posant une hypothèse pour l'azote non valorisable, et connaissant les quantités d'azote absorbées par unité de rendement, on peut en déduire la valeur du Mhb utilisée dans la grille simplifiée.
<b>7 – Minéralisation nette d l'humus (Mhb)</b>	Calcul selon teneur en MO et valeur spécifique pour sols caillouteux (entre 30 et 65 kgN/ha).	Si azote non valorisable = 30, le Mhb est de : <ul style="list-style-type: none"> <li>• 60 pour le blé et le triticale</li> <li>• 50 pour l'orge d'hiver</li> <li>• 42 pour le seigle</li> <li>• 33 pour l'avoine</li> </ul>
<b>3 – Reliquat sortie hiver</b>	Mesure ou réseau départemental.	3 valeurs : très faible (25 kgN/ha), moyen (45) et élevé (75). Mesure ou réseau départemental.
<b>4 – Minéralisation supplémentaire due aux retournements de prairies (Mhp)</b>	Selon âge prairie et temps écoulé depuis retournement (entre 20 et 100 kgN/ha).	Si prairie de plus de 3 ans, première à troisième culture après retournement (40 à 80 kgN/ha)
<b>5 – Minéralisation supplémentaire due aux arrières effets des apports organiques (Mha)</b>	Selon fréquence, type et quantité des apports (entre 5 et 100 kgN/ha).	Selon type d'apport , sur la base d'apports « raisonnés », 15 à 30 kgN/ha ou 50 kgN/ha si « apports régulièrement supérieurs aux besoins ».
<b>6 – Minéralisation nette des résidus de récolte (Mr)</b>	Selon précédent et mode récolte (entre -20 et 30 kgN/ha).	RGI = 20 kgN/ha au lieu de 30 kgN/ha

Pour un blé d'hiver, dans une rotation maïs grain – blé, avec un sol de 90 cm (30 kgN/ha d'azote non valorisable), un objectif de rendement de 80 quintaux et un reliquat sortie hiver de 50 kgN/ha, on a calculé la dose à apporter d'après les deux grilles pour différentes hypothèses de taux de matière organique du sol et d'antécédents au niveau des apports organiques (tableau 6).

**Tableau 6 : Doses d'azote à apporter sur céréales calculées pour différentes situations**

	<b>Grille complète</b>	<b>Grille simplifiée</b>	<b>Différence</b>
<i>2 à 3 % de Mo</i>			
pas d'apport organique	180	170	-10
fumier sur maïs (30 t)	155	145	-10
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	170	145	-25
fumier sur maïs (30 t) + lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> )	145	140	-5
<i>plus de 3 % de Mo</i>			
pas d'apport organique	165	170	5
fumier sur maïs (30 t)	140	145	5
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	155	145	-10
fumier sur maïs (30 t) + lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> )	130	140	10

Globalement, pour un sol avec un taux de matière organique inférieur à 3 % les grilles simplifiées sous-estiment légèrement la dose à apporter alors que les deux grilles montrent un résultat très proche pour le cas où la teneur du sol en matière organique dépasse 3 %. La grille simplifiée surestime le Mha dans le cas d'un apport de lisier sur maïs tous les deux ans alors qu'elle le sous-estime dans le cas d'un apport chaque année (fumier sur maïs et lisier sur blé).

Les grilles simplifiées et complètes pour le calcul de la fertilisation du maïs sont comparées dans le tableau 7.

**Tableau 7 : Comparaison des grilles complètes et simplifiées pour le maïs**

	Grille complète	Grille simplifiée
<i>Maïs</i>		
<b>1 – besoins du peuplement végétal</b>		
Choix objectif de rendement	Moyenne des 3 rendements médians des 5 dernières années	Pas de consigne
Azote absorbé par unité de production	Grain : 2,3 kgN/q (si rdt < 100 qtx) Ensilage : 13 kgN/t MS	Tous ces postes sont intégrés dans une valeur « besoins ».
<b>2 – Azote non valorisable</b>	10 kgN/ha par couche de 30 cm de sol	Si l'azote non valorisable est égal à 30 kgN/ha, alors la valeur du Mhb est 60 kgN/ha.
<b>7 – Minéralisation nette d l'humus (Mhb)</b>	Calcul selon teneur en MO et valeur spécifique pour sols caillouteux (entre 40 et 90 kgN/ha)	
<b>3 – Reliquat sortie hiver</b>	Mesure ou réseau départemental.	3 valeurs : très faible (15 kgN/ha), moyen (45) et élevé (75). Mesure ou réseau départemental.
<b>4 – Minéralisation supplémentaire due aux retournements de prairies (Mhp)</b>	Selon âge prairie et temps écoulé depuis retournement (entre 30 et 250 kgN/ha).	Si prairie de plus de 3 ans, si première culture : pas de fertilisation azotée, si deuxième ou troisième culture après retournement : 40 ou 65 kgN/ha
<b>5 – Minéralisation supplémentaire due aux arrières effets des apports organiques (Mha)</b>	Selon fréquence, type et quantité des apports (entre 10 et 140 kgN/ha).	Selon type d'apport , sur la base d'apports « raisonnés », 25 à 45 kgN/ha ou 75 kgN/ha si « apports régulièrement supérieurs aux besoins ».
<b>6 – Minéralisation nette des résidus de récolte (Mr)</b>	Selon précédent et mode récolte (entre -20 et 30 kgN/ha). CIPAN = 20 kgN/ha	RGI = 20 kgN/ha au lieu de 30 kgN/ha CIPAN = 30 kgN/ha

Pour un maïs grain, avec un sol de 90 cm (30 kgN/ha d'azote non valorisable), un objectif de rendement de 79 quintaux et un reliquat sortie hiver de 50 kgN/ha, on a calculé la dose à apporter d'après les deux grilles pour différentes hypothèses de successions culturales, de taux de matière organique du sol et d'antécédents au niveau des apports organiques (tableau 8).

Tableau 8 : Doses d'azote à apporter sur maïs calculées pour différentes situations

	Rotation blé - maïs grain			Rotation blé - CIPAN - maïs grain		
	Grille complète	Grille simplifiée	Différence	Grille complète	Grille simplifiée	Différence
<i>2 à 3 % de Mo</i>						
pas d'apport organique	91,7	100	8,3	71,7	70	-1,7
fumier sur maïs (30 t)	56,7	65	8,3	36,7	35	-1,7
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	76,7	75	-1,7	56,7	45	-11,7
fumier sur maïs (30 t) + lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> )	41,7	55	13,3	21,7	25	3,3
<i>plus de 3 % de Mo</i>						
pas d'apport organique	71,7	100	28,3	51,7	70	18,3
fumier sur maïs (30 t)	36,7	65	28,3	16,7	35	18,3
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	56,7	75	18,3	36,7	45	8,3
fumier sur maïs (30 t) + lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> )	21,7	55	33,3	1,7	25	23,3
<b>Monoculture de maïs grain</b>			<b>Monoculture de maïs grain avec CIPAN</b>			
<i>2 à 3 % de Mo</i>						
pas d'apport organique	101,7	110	8,3	71,7	70	-1,7
fumier sur maïs (30 t)	31,7	75	43,3	1,7	35	33,3
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	71,7	85	13,3	41,7	45	3,3
<i>plus de 3 % de Mo</i>						
pas d'apports organique	81,7	110	28,3	51,7	70	18,3
fumier sur maïs (30 t)	11,7	75	63,3	0	35	35
lisier sur maïs (30 m <sup>3</sup> )	51,7	85	33,3	21,7	45	23,3

Le Mhb retenu dans la grille simplifiée pour le maïs est faible. La fourniture du sol est donc systématiquement sous-estimée pour les sols avec plus de 3 % de matière organique. La dose calculée avec la grille simplifiée est donc systématiquement supérieure à celle obtenue par la grille complète dans le cas d'un sol avec plus de 3 % de MO, avec des écarts assez importants (+ 27 kgN/ha en moyenne). Les écarts observés sont plus faibles dans le cas d'un précédent culture intermédiaire car la valeur de Mr est pour ce précédent est différente dans pour les deux grilles : 20 kgN/ha pour la grille complète et 30 kgN/ha pour la grille simplifiée. Concernant les arrières effets des apports organiques, la grille simplifiée sous-estime le Mha dans le cas d'une monoculture avec apport de fumier tous les ans.

Les grilles simplifiées et complètes pour le calcul de la fertilisation du colza sont comparées dans le tableau 9.

**Tableau 9 : Comparaison des grilles complètes et simplifiées pour le colza**

	Grille complète	Grille simplifiée
<i>Colza</i>		
<b>1 – besoins du peuplement végétal</b>		
Choix objectif de rendement	Moyenne des 3 rendements médians des 5 dernières années	Pas de consigne
Azote absorbé par unité de production	6,5 kgN/q	Tous ces postes sont intégrés dans une valeur « besoins ».
<b>2 – Azote non valorisable</b>	10 kgN/ha par couche de 30 cm de sol	
<b>7 – Minéralisation nette d l’humus (Mhb)</b>	Calcul selon teneur en MO et valeur spécifique pour sols caillouteux (entre 25 et 50 kgN/ha).	Si l’azote non valorisable est égal à 30 kgN/ha, alors la valeur du Mhb est 50 kgN/ha.
Azote déjà prélevé par la culture	Appréciation visuelle ou pesée (fortement conseillée).	Appréciation visuelle Reliquat pris en compte dans méthode visuelle.
<b>3 – Reliquat sortie hiver</b>	Si N absorbé > 60 kgN/ha, reliquat = 30 kgN/ha, sinon, mesure.	
<b>4 – Minéralisation supplémentaire due aux retournements de prairies (Mhp)</b>	Selon âge prairie et temps écoulé depuis retournement (entre 15 et 80 kgN/ha)	Si prairie de plus de 3 ans, première à troisième culture après retournement (15 à 65 kgN/ha).
<b>5 – Minéralisation supplémentaire due aux arrières effets des apports organiques (Mha)</b>	Selon fréquence, type et quantité des apports (entre 5 et 80 kgN/ha).	Selon type d’apport , sur la base d’apports « raisonnés », 15 à 30 kgN/ha ou 50 kgN/ha si « apports régulièrement supérieurs aux besoins ».
<b>6 – Minéralisation nette des résidus de récolte (Mr)</b>	Selon précédent et mode récolte (entre -20 et 30 kgN/ha).	Idem
<b>8 – Mha apports d’automne</b>	Selon type et quantité	absent

Pour un colza, dans une rotation blé - colza, avec un sol de 90 cm (30 kgN/ha d'azote non valorisable), un objectif de rendement de 35 quintaux et un reliquat sortie hiver de 30 kgN/ha (100 kgN/ha absorbés par la culture à l'ouverture du bilan), on a calculé la dose à apporter d'après les deux grilles pour différentes hypothèses de taux de matière organique du sol et d'antécédents au niveau des apports organiques (tableau 10).



**Tableau 10 : Doses d'azote à apporter sur colza calculées pour différentes situations**

	<b>Grille complète</b>	<b>Grille simplifiée</b>	<b>Différence</b>
<i>2 à 3 % de Mo</i>			
pas d'apport organique	87,5	80	-7,5
lisier sur colza (30 m <sup>3</sup> )	77,5	55	-22,5
lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> ) + lisier sur colza (30 m <sup>3</sup> )	72,5	55	-17,5
<i>plus de 3 % de Mo</i>			
pas d'apport organique	77,5	80	2,5
lisier sur colza (30 m <sup>3</sup> )	67,5	55	-12,5
lisier sur blé (30 m <sup>3</sup> ) + lisier sur colza (30 m <sup>3</sup> )	62,5	55	-7,5

Le Mhb retenu dans la grille simplifiée pour le colza correspond à un sol avec plus de 3 % de MO. Les apports sont donc sous-estimés dans le cas d'un sol avec moins de 3 % de MO. Pour les arrières effets des apports organiques, la grille simplifiée surestime le Mha dans le cas d'un apport de lisier uniquement sur colza (donc un an sur deux). Par contre, les résultats sont plus proches dans le cas d'un apport tous les ans.

Les grilles simplifiées et complètes pour le calcul de la fertilisation des prairies sont comparées dans le tableau 11.

Tableau 11 : Comparaison des grilles complètes et simplifiées pour la prairie

	Grille complète	Grille simplifiée
<i>Prairies</i>		
<b>1 – Estimation du rendement moyen des prairies</b>	Calcul : <ul style="list-style-type: none"> <li>- du tonnage de MS valorisé par les vaches laitières et génisses</li> <li>- des quantités d’herbe valorisées (en fonction des quantités de maïs)</li> <li>- du rendement brut par ha de prairie (prise en compte des pertes).</li> </ul>	Méthode simplifiée à partir du chargement et de la part de maïs (et de son rendement) dans la SFP. Basée sur une consommation de 5 à 5,5 tMS (cas de 2/3 des exploitations).
<b>2 – Estimation du rendement à la parcelle</b>	Modulation du rendement moyen en fonction de la productivité attendue de la parcelle.	Modulation du rendement moyen en fonction de la productivité attendue de la parcelle.
<b>3 – Estimation des exportations d’azote</b>	Egal Rendement multiplié par coefficient de pertes (1,1 pour pâturage et 1,25 pour fauche) et par teneur en azote (différente selon le mode d’exploitation).	Entre 50 et 250 kgN/ha à apporter si pas de trèfle selon le rendement (moins 40 kgN/ha si 20 à 35 % de trèfle blanc). Si plus de 35 % de trèfle :
<b>4 – Estimation de l’offre du sol</b>	Selon âge prairie, importance de la pousse estivale et entretien azoté antérieur.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- apport nul la première année</li> <li>- 50 kgN/ha en année 2 et plus.</li> </ul>
<b>5 – Estimation des apports directs hors fertilisation</b>		
Restitutions au pâturage pour l’année en cours	Selon chargement des prairies : nombre d’UGB/ha de SFP et part de maïs dans la SFP.	
Contribution des légumineuses de la prairie	Selon taux de trèfle blanc en été et production de la prairie.	
<b>6 – Calcul de l’azote à apporter compte tenu du CAU</b>	(exportations – sources d’azote)/CAU CAU = 0,7 en général (0,4 en été si pousse ralentie et 0 si pousse très faible). Pas d’apport été-automne (répartition sur les 6 premiers mois de l’année).	

Pour une prairie en RGA pur avec un rendement valorisé de 8 tonnes, pâturage par rotations de 4 ou 5 semaines, prairie entre 2 et 6 ans ayant un antécédent azoté intermédiaire avec pousse estivale moyenne et pour un chargement de 1,8 UGB/ha de SFP avec 50 % de maïs dans la SFP, les apports calculés sont de 144 kgN/ha pour la grille complète et de 170 kgN/ha pour la grille simplifiée.

## 1.2.2. Synthèse sur la comparaison entre grilles complètes et grilles simplifiées :

### 1.2.2.1. Pour les grandes cultures :

Les grilles simplifiées intègrent l'ensemble des postes du bilan détaillées dans les grilles complètes mais certains postes sont agrégés et leur prise en compte simplifiée. En particulier, les valeurs du Mhb et d'azote non valorisable sont standards car intégrées dans une valeur « besoins » avec l'estimation du besoin en azote des cultures. Ces postes ne peuvent donc pas être modulés avec les grilles simplifiées et correspondent à des situations moyennes alors qu'il peut exister une variabilité spatiale importante pour ces paramètres.

Dans les grilles complètes, la valeur du Mhb est modulée en fonction du taux de matière organique du sol. Dans les grilles simplifiées, les hypothèses concernant le taux de matière organique qui semblent retenues sont variables selon les cultures : elles sont plutôt hautes pour le blé et le colza et maïs basses pour le maïs. Pour la culture de maïs, les doses calculées avec la grille simplifiées sont en moyenne de 30 kgN/ha plus importantes que celles obtenues par la grille complète, dans les situations avec teneur en matière organique du sol supérieure à 3 %. Ces situations représentent pourtant la majorité des cas en Bretagne (figure 15).

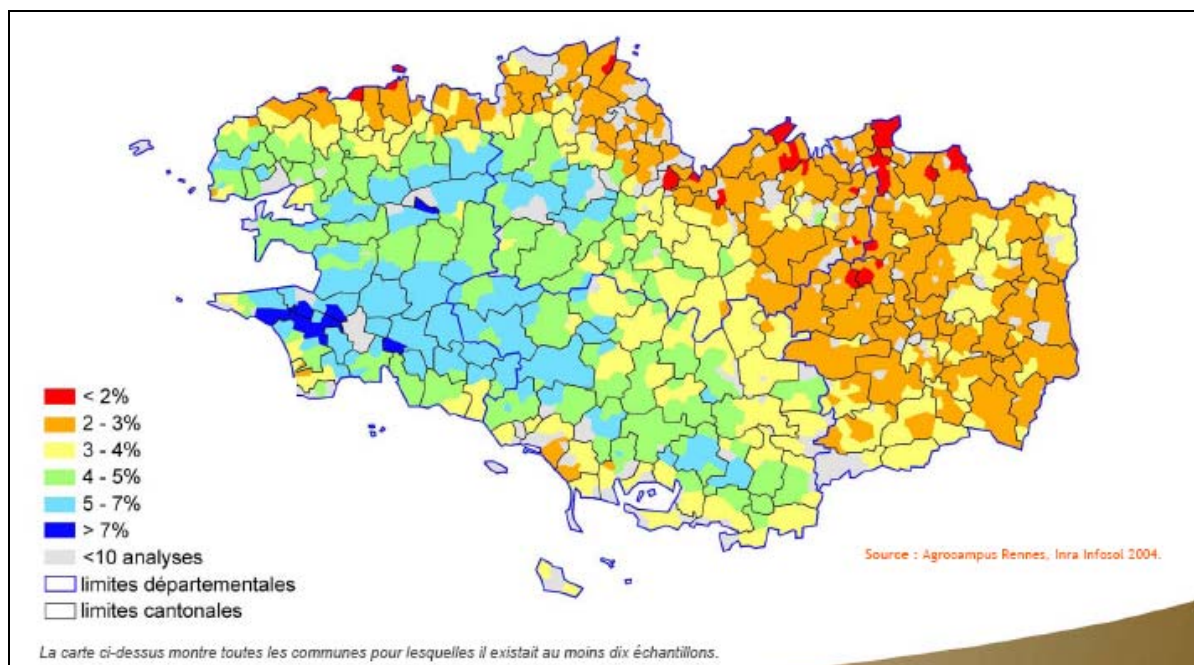


Figure 15 : Teneurs communales médianes en matière organique des sols cultivés pour la période 1996-2000 (Bretagne Environnement, 2005)

Ces comparaisons ont été effectuées pour des sols de 90 centimètres de profondeur, soit une quantité « d'azote non valorisable » de 30 kgN/ha. Pour des sols de 60 centimètres, la dose calculée avec la grille complète sera réduite de 10 kgN/ha alors qu'elle ne changera pas avec la grille simplifiée.

Pour le Mha, les valeurs de la grille simplifiée sont données à partir d'une type d'apport (fumier de bovin, fumier de bovin + hors sol,...). La notions de fréquence des apport n'est donc pas prise en compte explicitement ce qui conduit à des différences avec la grille complète, dans un sens ou dans l'autre selon les situations. Les valeurs données par la grille simplifiée correspondent à des apports « raisonnés » (30 t/ha pour le fumier de bovin à 5,5 kgN/t, 30 m<sup>3</sup> pour le lisier de porc à 5 kgN/m<sup>3</sup>), soit les apports les plus faibles des deux quantités pour chaque situation, au choix dans la grille complète. Pour des apports plus importants, les arrières effets pourraient donc être sous-estimés avec la grille simplifiée. Cela dépend en fait de l'utilisation ou pas de la case « apports régulièrement supérieurs aux besoins des cultures ».

Pour la minéralisation nette des résidus de récolte (Mr), les valeurs sont identiques dans les 2 cas à quelques exceptions près (RGI 18 mois, CIPAN).

Pour le Mhp, ce sont les valeurs pour les prairies de 3 à 6 ans qui sont utilisées dans les grilles simplifiées. Les prairies de moins de 3 ans ne sont pas prises en compte. Le Mhp est calculé seulement pour les trois premières années après le retournement de la prairie dans les grilles simplifiées alors que des effets jusqu'à 5 ans, voire 10 ans pour les prairies de plus de 6 ans, sont indiqués dans les grilles complètes. Les références récentes en matière de fourniture d'azote après retournement de prairie montrent cependant que la minéralisation supplémentaire est très importante la première année et que l'effet devient nul à partir de la troisième année culturale (Laurent *et al.*, 2004). La minéralisation de l'humus pourrait cependant être plus importante dans les situations avec retournements fréquents de prairies. Ces nouvelles références montrent également qu'il serait utile de prendre en compte le mode d'exploitation de la prairie retournée (intensité du pâturage).

Dans le cas des céréales autres que le blé, les besoins par unité de rendement du seigle et de l'avoine sont surévalués avec les grilles simplifiées car ils sont mis au même niveau que ceux de l'orge. Pour le blé, les besoins utilisés dans les deux types de grilles sont de 3 kgN/q. Il s'agit d'une valeur moyenne, les différentes variétés pouvant en fait être classées en trois groupes avec des besoins de 2,8 kgN/q, 3,2 kgN/q et 3,5 kgN/q (Le Souder et Gate, 1999).

On peut rappeler ici que pour l'objectif de rendement, il est conseillé de prendre la moyenne des 3 rendements médians obtenus au cours des 5 dernières récoltes sur la parcelle (CRAB *et al.*, 2004). L'absence de consigne sur le choix de l'objectif de rendement dans les grilles simplifiées peut avoir des conséquences sur la fertilisation si l'agriculteur décide de retenir plutôt les 3 meilleurs rendements, voire le meilleur. L'effet du choix de l'objectif de rendement sur l'écart moyen à la dose optimale a été simulé par le COMIFER pour du blé d'hiver (COMIFER, 1996). Si le rendement objectif est calculé à partir des trois meilleurs rendements des cinq dernières années, cela représente en moyenne un excédent de fertilisation d'une dizaine d'unités. Si c'est le meilleur rendement qui est utilisé, l'excédent moyen est alors d'environ 25 kgN/ha.

Pour le colza, la méthode visuelle est utilisée dans les grilles simplifiées pour évaluer l'azote déjà absorbé. D'après le CETIOM, cette méthode est peu précise dans les cas où le colza est

bien développé en sortie d'hiver (ce qui est fréquent en Bretagne). C'est pourtant une étape importante pour piloter la fertilisation du colza. Il est conseillé de réaliser des pesées par placette, une en décembre et une en sortie d'hiver, et de faire la moyenne de ces deux pesées pour prendre en compte la chute de feuilles pendant l'hiver (CETIOM, 2002).

*A retenir :*

Pour les situations culturales classiques avec des apports organiques raisonnés, les valeurs fournies par les deux types de grilles pour le blé et le colza sont relativement proches. Pour ces deux cultures, la grille simplifiée sous-estime légèrement la dose à apporter dans les situations où le sol a une teneur en matière organique inférieure à 3 % et une profondeur de 90 cm. Par contre, pour le maïs, les doses calculées avec la grille simplifiée sont surestimées de près de 30 kgN/ha dans les situations où la teneur en matière organique dépasse les 3 %, ce qui représente environ les deux tiers des sols bretons. Le calcul des arrières effets d'apports organiques, avec la grille simplifiée, se révèle souvent imprécis, étant donné que l'on ne peut prendre en compte directement la fréquence des apports et les doses apportées.

#### 1.2.2.2. Pour les prairies :

La méthode de calcul du rendement moyen des prairies proposée dans la grille simplifiée est une méthode simplifiée par rapport à celle présentée dans la grille complète. Elle donnerait des résultats équivalents ou augmentés d'environ 5 % selon les cas (CRAB *et al.*, 2004).

A partir du rendement à la parcelle, le calcul de la dose à apporter pour la grille simplifiée est très frustrant : à un rendement, correspond une dose modulée en tenant compte du taux de trèfle blanc. Le mode d'exploitation et l'entretien azoté antérieur de la prairie ne sont pas pris en compte. Si les doses préconisées restent raisonnables (entre 50 et 250 kgN/ha/an pour des prairies de graminées), elles seront systématiquement surévaluées pour les prairies pâturées de façon intensive.

*A retenir :*

La grille simplifiée pour le calcul de la dose prévisionnelle sur prairie apparaît très rudimentaire. En particulier, la grille simplifiée ne prend pas en compte le mode de valorisation de la prairie (pâturage, fauche) et les flux qui en découlent. Il semble que, pour les prairies de graminées pures pâturées, les apports soient souvent surestimés par rapports à ceux calculés avec la grille complète.

## 2. Impact de la gestion de l'interculture sur les fuites de nitrate

A la récolte, on observe systématiquement un reliquat d'azote minéral dans le sol, même en l'absence de fertilisation azotée. Ce reliquat d'azote minimum peut être appelé « azote non valorisable » par la plante.

Pendant l'interculture, l'évolution des teneurs en azote minéral dans le sol peut être décrite en deux phases (Recous *et al.*, 1997a) :

- de la récolte à l'automne : minéralisation intense et accumulation d'azote minéral dans les couches superficielles du sol
- de la reprise du drainage à la fin de l'hiver : transfert du nitrate en profondeur et éventuellement, poursuite de la minéralisation nette (si hiver doux).

Il est donc primordial de gérer l'interculture si l'on veut limiter les fuites de nitrates même quand la fertilisation est bien raisonnée (en particulier pour les intercultures longues).

Les leviers disponibles pour limiter les pertes de nitrates pendant l'interculture peuvent être :

- l'implantation d'une culture intermédiaire
- la gestion des repousses
- la gestion des résidus de récolte
- le travail du sol.

Nous étudierons donc l'impact de ces pratiques sur les fuites de nitrates.

## ***2.1. Impact de l'introduction de cultures intermédiaires sur les fuites de nitrates :***

### **2.1.1. Quelles sont les capacités de fixation d'azote des CIPAN ?**

Le développement et la quantité d'azote fixée par une CIPAN peuvent être très variables. Les facteurs de variation sont les suivants : espèce, dates de semis et de récolte (somme de température), disponibilité en azote, conditions de semis (humidité).

#### **2.1.1.1. Potentiel de développement des différentes espèces :**

Le développement potentiel (conditions non limitantes pour l'eau et l'azote) est fonction de la somme de températures et du potentiel génétique de l'espèce, différent pour chaque espèce de couvert (figure 16).

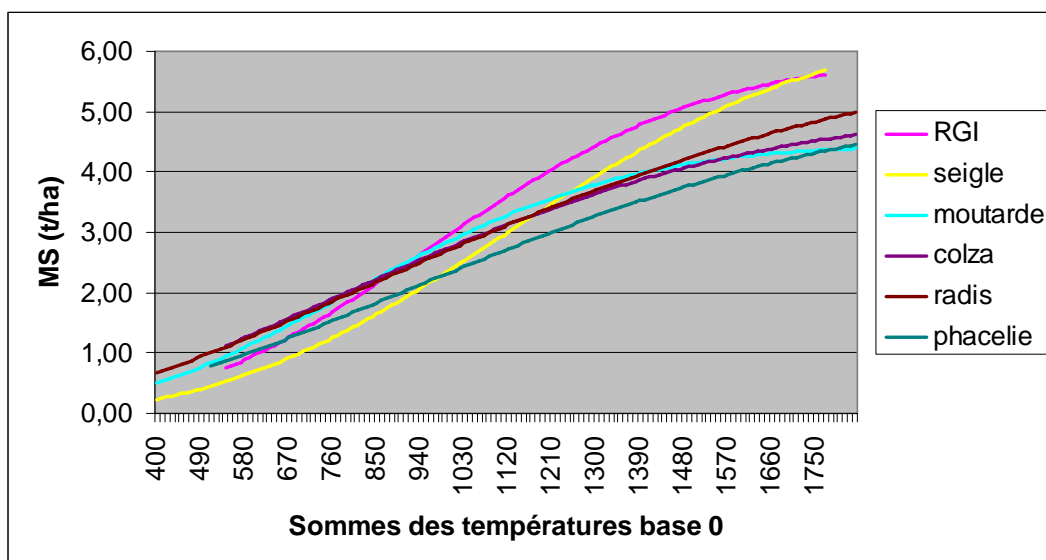


Figure 16 : Courbes de croissances de différentes cultures intermédiaires, modèle de Weibull (d'après Laurent *et al.*, 1995a)

Les crucifères atteignent plus rapidement que les autres leur vitesse de croissance maximale mais celle-ci n'est pas la plus élevée.

Les graminées (RGI, seigle) présentent une croissance plus faible en début de cycle mais leur vitesse de croissance maximale est plus élevée.

D'après les sommes de températures observées en Bretagne (tableau 12), le développement potentiel des cultures intermédiaires est de 2,5 à 4,5 t de MS aériennes par hectare.

Tableau 12 : Sommes de températures en Bretagne entre 1983 et 1989 (d'après Chauvin *et al.*, 1997) :

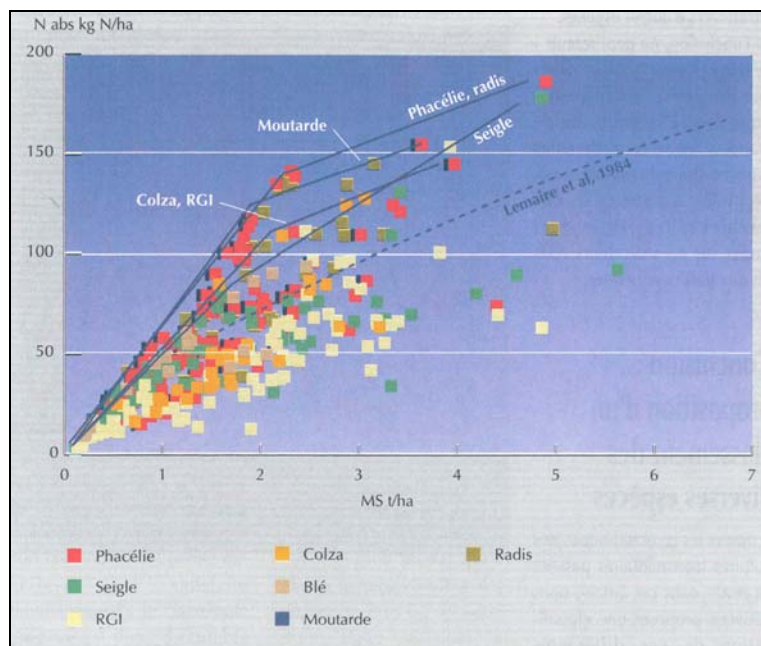
Périodes	Sommes de températures en base 0
Du 10 septembre au 1 janvier	1000 à 1200 °C
Du 10 septembre au 15 février	1200 à 1400 °C

#### 2.1.1.2. Capacité d'absorption d'azote ( dans les parties aériennes) des différentes espèces :

- En condition d'azote non limitant (Laurent *et al.*, 1995a) :

Il s'agit de données d'essais réalisés par Arvalis entre 1989 et 1993 (incluant des essais en Bretagne et grand ouest). La figure 17 présente tous les points disponibles y compris les essais avec fertilisation des cultures intermédiaires (Mons-en-Chaussé, La Jaillière).





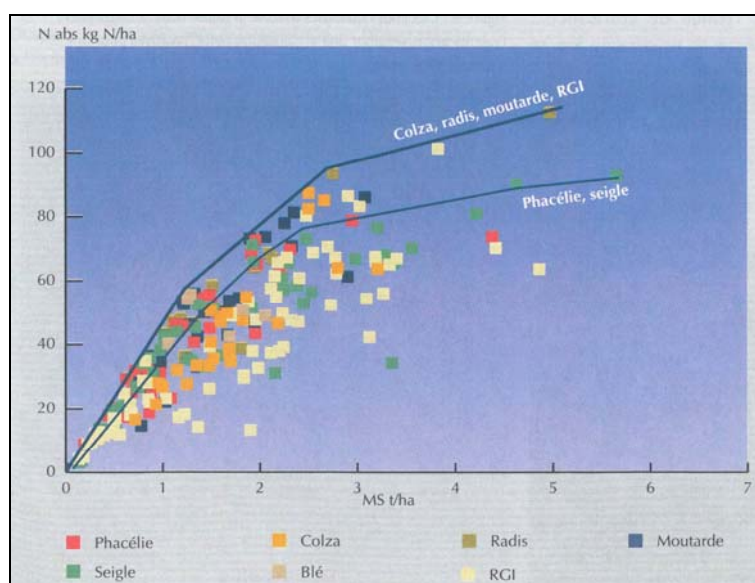
**Figure 17 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes (tous les points disponibles) et courbes enveloppes correspondantes (Laurent *et al.*, 1995a)**

Le classement des espèces pour leur potentiel d'absorption, en conditions non limitantes, est le suivant : Seigle < colza = RGI < moutarde < phacélie = radis.

Cependant, les courbes enveloppes ne montrent pas de grande différence de potentiel maximal : environ 150 kg N/ha pour 4 t MS.

- En conditions d'azote limitant (Laurent *et al.*, 1995a) :

Il s'agit de données d'essais réalisés par Arvalis entre 1989 et 1993 (incluant des essais en Bretagne et grand ouest). La figure 18 présente les essais sans fertilisation et avec des indices de nutrition azotée des cultures intermédiaires inférieurs à 1.



**Figure 18 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes en situation d'azote limitant et courbes enveloppes correspondantes (Laurent *et al.*, 1995a)**

En condition d'azote limitant, les crucifères et le RGI présentent des capacités d'absorption supérieures au seigle et à la phacélie d'environ 20 kg N/ha.

On observe une inflexion de la quantité d'azote absorbée au-delà de 2 à 2,5 t MS/ha. La teneur en azote de la plante diminue lorsque la biomasse est très importante.

- Essais réalisés par Arvalis en Bretagne entre 1989 et 1993 :

Essais Arvalis en 89-90, 91-92 et 92-93 à Bignan, Plélo et Trégonneau (Chauvin *et al.*, 1997). Avec ou sans apport de lisier au semis de la CIPAN (début septembre) :

- carrés : apports de lisier (100 kg N/ha au semis)
- triangles : sans fertilisation

Sans apport de lisier, la quantité maximale absorbée par la CIPAN dans ces parties aériennes est d'environ 100 kg N/ha (figure 19). Avec apport de lisier, certains couverts se sont développés de façon très importante.

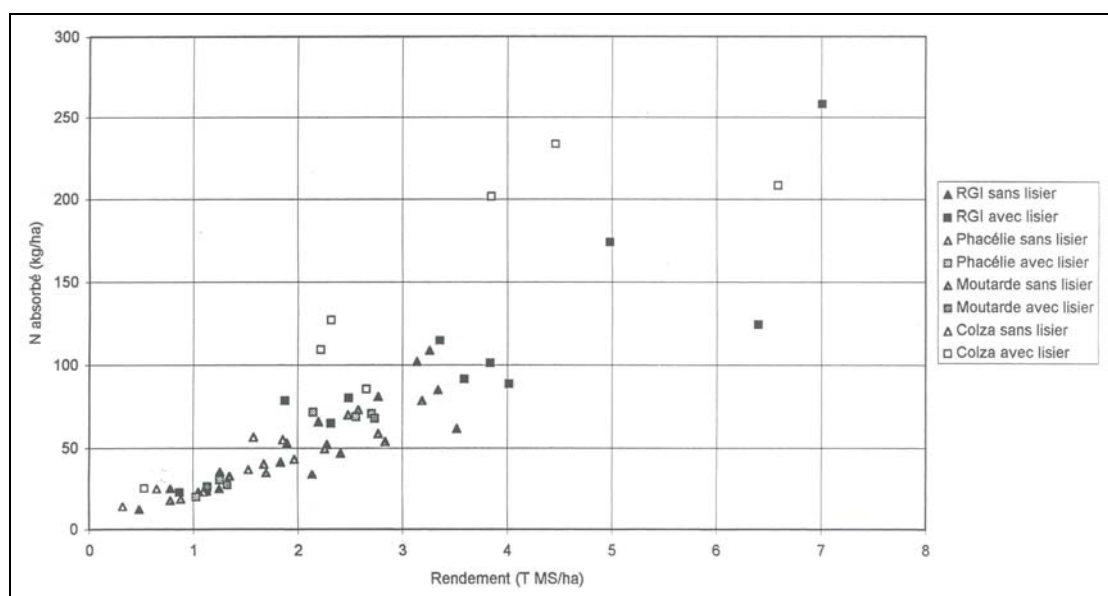


Figure 19 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes à Plélo (Chauvin *et al.*, 1997)

- Essais de Kerlavic :

Les quantités de matières sèches et d'azote dans les parties aériennes, mesurées pour plusieurs couverts de RGI, sont présentées dans le tableau 13.

Tableau 13 : Caractéristiques de plusieurs couverts de RGI à Kerlavic (d'après Besnard, 2004a ; Besnard *et al.*, 2004 ; Besnard *et al.*, 2005)

Année	Précédent	Espèce	Date de semis	Mode d'implantation	Date de mesure	MS PA (t MS /ha)	Azote PA kgN/ha
2003-04	maïs grain	RGI	17-juin	sous couvert	10-févr	1,5	38
2003-04	maïs grain	RGI	04-oct	après récolte	10-févr	0,9	18
2003-04	blé	RGI	04-août		01-févr	2,6	67
2004-05	blé	RGI	29-juil		16-déc	3,5	61

- Essai du Lycée agricole du Robillard, Basse Normandie (Lycée Agricole du Robillard, 2006) :

La biomasse et l'azote des parties aériennes ont été mesurées le 16/12 pour plusieurs espèces de CIPAN semées début septembre en 2003 et 2004 (figure 20).

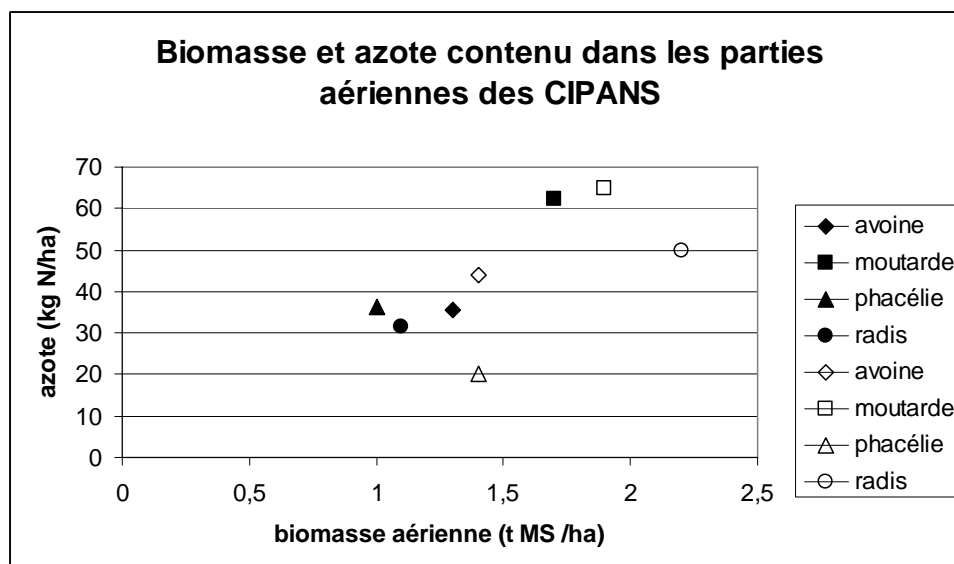


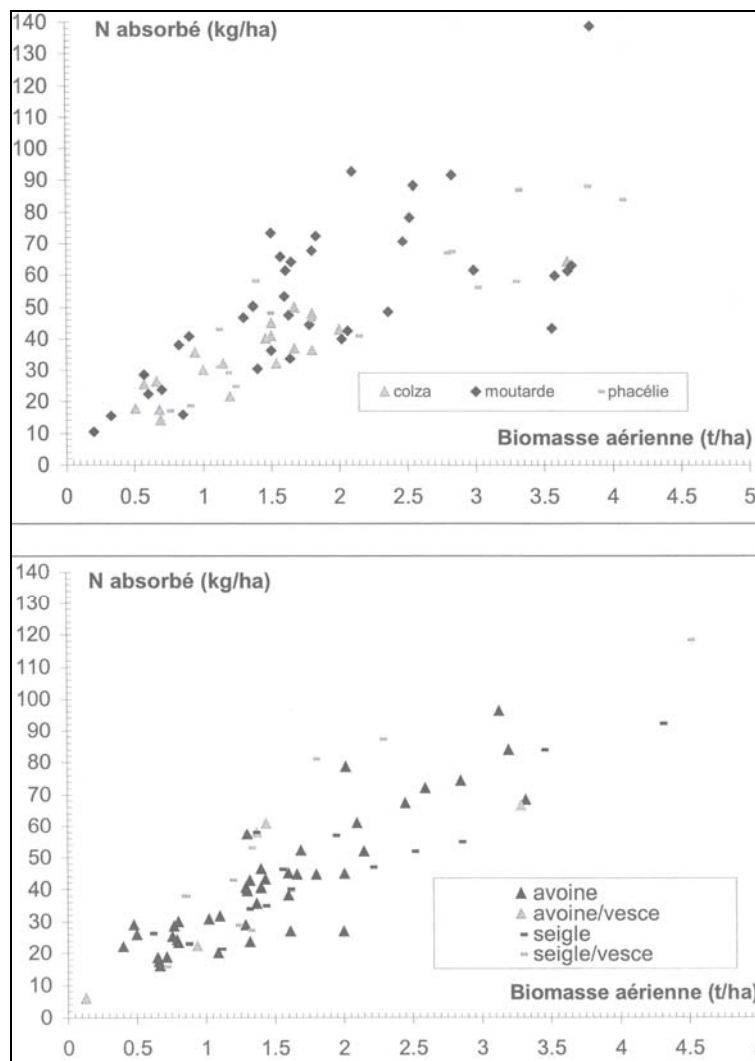
Figure 20 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes de plusieurs espèces de CIPAN au Robillard en 2003 (pleins) et 2004 (vides)

- Essais de Poitou-Charentes :

Les valeurs médianes des essais « interculture » de Poitou-Charentes, sont données dans le tableau 14. La figure 21 présente l'ensemble des points mesurés. Le facteur hydrique joue probablement un rôle important dans la variabilité des points observés.

Tableau 14 : Valeurs médianes des biomasses aériennes et quantités d'azote absorbées mesurées dans les essais de Poitou-Charentes (d'après Minette, 2005) :

Espèces	Dates de mesures	Biomasses aériennes (t MS/ha)	Azote absorbé dans les parties aériennes (kgN/ha)
Moutarde	15/11 au 15/01	1,9 (0,5-4,1)	45 (20 à 139)
Avoine	15/11 au 15/02	1,6 (0,7 à 3,3)	42 (16 à 96)
Phacélie	08/11 au 15/01	1,8 (0,2 à 4,1)	58 ( 22 à 175)
Seigle	10/11 au 19/03	1,4 (0,9 à 2)	35 ( 19 à 43)
Colza	01/12 au 15/03	1,5 (0,5 à 3,7)	36 (14 à 64)
RGI	01/12 au 28/03	2,3 (0,7 à 4,8)	38 (24 à 95)



**Figure 21 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes de différentes espèces de cultures intermédiaires, compilation d'essais de Poitou-Charentes (Minette, 2005)**

- Suivi du site de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2005a) :

Le Bassin de Bruyères (Aisne) est un site d'étude en situation agricole de 187 ha (145 ha de SAU). Un suivi a été effectué entre 1991 et 1999 alors que des pratiques de fertilisation raisonnée ont été mises en place entre 1991 et 1995 et des pratiques de sous fertilisation (20 % en dessous de la dose raisonnée) entre 1996 et 1999. Dans les deux cas, ces pratiques s'accompagnaient d'une introduction de CIPAN.

L'espèce utilisée était du seigle jusqu'en 1995 puis de la moutarde ou du radis détruit par labour entre le 01/12 et le 12/01 jusqu'en 1999. La surface de CIPAN était de 43 ha en moyenne chaque année.

La biomasse moyenne mesurée est de 0,9 t MS/ha entre 1991 et 1995 et de 0,6 t MS/ha entre 1996 et 1999 soit 28 et 19 kgN/ha dans les parties aériennes. Cette moindre production de matière sèche entre 1996 et 1999 peut être expliquée par un semis en moyenne plus tardif, un moindre stock initial d'azote et un moindre stock d'eau.

### 2.1.1.3. Azote absorbé par les racines :

- Profils racinaires (Laurent *et al.*, 1995a) :

Essais situé à Estrées-Mons dans la Somme.

L'observation des profils racinaires a permis de mesurer une profondeur d'enracinement d'au moins 90 cm (en limon profond). Peu de différences entre espèces ont été constatées (sauf pour le radis qui a une plus faible profondeur d'enracinement).

- Ratios biomasse racinaire / biomasse aérienne :

Le tableau 15, donne les ratios de biomasse racinaire sur biomasse aérienne mesurés pour différentes espèces de couverts.

**Tableau 15 : Ratios de biomasse racinaire sur biomasse aérienne pour différentes espèces de couverts**

Espèces	Biomasse des racines (t MS/ha)	Biomasse des parties aériennes (t MS/ha)	Ratios
Mons 1991 (Laurent <i>et al.</i> , 1995a)			
Moutarde	0,20	1,33	0,15
Radis	0,31	1,18	0,27
Phacélie	0,26	1,43	0,18
Seigle	0,52	0,95	0,55
Parisot 1990 (Laurent <i>et al.</i> , 1995a)			
RGI	1,69	1,12	1,5
Blé	1,08	0,95	1,13
colza	1,33	2,24	0,6
Kerlavic, 2003-04 (Besnard <i>et al.</i> , 2004)			
RGI	2,3	2,6	0,88
Kerlavic, 2004-05 (Besnard <i>et al.</i> , 2005)			
RGI	5	3,5	1,4

D'autres données sont citées par Laurent *et al.* (1995a) :

- Muller *et al.* (1989) : 0,44 pour seigle et 0,33 pour radis
- Sheng *et al.* (1991) : 0,9 pour triticale
- Laurent (1992) : 1,5 pour RGI, 1,13 pour blé, 0,6 pour colza.

Les ratios observés sont assez variables, ils semblent cependant plus importants pour les graminées (1,15 en moyenne) que pour les crucifères (0,4 en moyenne). Il est possible qu'il y ait une allocation vers les racines plus importante pour les graminées en lien avec le cycle de la plante.

- Azote contenu dans les racines et organisation d'azote dans la rhizosphère :

Le tableau 16 présente les mesures de quantités d'azote dans les racines effectuées sur un essai de Kerlavic (RGI après un blé). En 2004-2005, la biomasse globale est plus importante et la proportion d'azote dans les racines également.

Tableau 16 : Azote contenu dans les racines d'un RGI à Kerlavic

Espèces	Biomasse racines (t MS/ha)	Biomasse PA (t MS/ha)	Azote racines (kgN/ha)	Azote PA (kgN/ha)	N racines/ N PA
Kerlavic, 2003-04 (Besnard <i>et al.</i> , 2004)					
RGI	2,3	2,6	26	67	39 %
Kerlavic, 2004-05 (Besnard <i>et al.</i> , 2005)					
RGI	5	3,5	36	61	60 %

D'après Machet *et al.* (1997), la quantité d'azote dans les racines équivaut à 10-40 % de l'azote des parties aériennes.

Justes *et al.* (1999), pour des repousses de colza, mesurent, mi septembre, 18 kgN/ha dans les parties aériennes et 5 kgN/ha dans les racines.

Laurent *et al.* (1995b) calculent par un bilan d'azote un « effet racine » comprenant à la fois l'azote contenu dans les racines et l'organisation dans la rhizosphère. Cette valeur est en moyenne de 30 kgN/ha sauf pour les légumineuses (vesce) pour lesquelles ils observent une minéralisation nette.

*A retenir :*

Le potentiel d'absorption des CIPAN est élevé (environ 100 kgN/ha) en cas de forte disponibilité d'azote, si le semis est effectué suffisamment tôt et dans de bonnes conditions.

En moyenne, on observe, si l'installation est réussie, des prélèvements de 30 à 60 kgN/ha dans les parties aériennes soit une immobilisation totale de 50 à 90 kgN/ha.

Les principaux facteurs de variation sont l'azote disponible, les conditions d'implantation et la date de semis et de destruction. La date de semis joue un rôle important, notamment par rapport aux conditions hydriques.

D'après Dorsainvil (2002), pour les climats de la moitié nord de la France, les dates de levée permettant une absorption maximale d'azote par la culture intermédiaire se situent entre le 15 août et le 15 septembre.

Les crucifères comme la moutarde, qui ont un développement plus précoce que le RGI, peuvent être détruites plus tôt que celui-ci pour un développement maximal (Alexandre, 2002).

## 2.1.2. Impact d'une CIPAN sur le drainage d'eau et les pertes d'azote par lixiviation pendant l'interculture

### 2.1.2.1. Comparaison des pertes d'azote par lixiviation en sol nu et avec une CIPAN :

- Essai de Kerlavic, monoculture de maïs grain :

Le tableau 17 synthétise les caractéristiques des deux modes d'implantation comparés en 2003-2004. Les résultats sur les fuites de nitrates sont présentés dans le tableau 18.

**Tableau 17 : Caractéristiques des deux modes d'implantation du RGI et du témoins comparés à Kerlavic en 2003-2004 (d'après Besnard, 2004a)**

	<b>Espèce</b>	<b>Date semis</b>	<b>Date destruction</b>	<b>Mode implantation</b>
Traitement 0	Sol nu			
Traitement 1	RGI	17-juin	10-mars	sous couvert 6-8 feuilles après récolte et labour
Traitement 2	RGI	04-oct	10-mars	

**Tableau 18 : Flux d'azote et concentrations en nitrate pour les deux modes d'implantation du RGI et le témoins comparés à Kerlavic en 2003-2004 (d'après Besnard, 2004a)**

	<b>Pertes d'azote (kgN/ha/an)</b>	<b>Concentration des eaux de drainage (mg/l)</b>
Traitement 0	57	67
Traitement 1	21	27
Traitement 2	28	37

Il faut noter que la récolte a été précoce cette année là du fait des conditions climatiques. Ce qui a permis relativement bonne efficacité du RGI, même implanté après la récolte.

- Essai Kerlavic, rotation blé-maïs :

Un essai pluriannuel à Kerlavic compare deux successions : blé – maïs et blé – RGI – maïs. Le RGI est semé quelques jours après la moisson du blé et détruit entre fin février et mi-mars. Les pertes enregistrées pendant l'interculture blé – maïs avec RGI et en sol nu sont présentées dans le tableau 20.

**Tableau 20 : Pertes d'azote pendant l'interculture blé – maïs à Kerlavic (d'après Besnard *et al.*, 2005)**

<b>Années</b>	<b>Pertes pendant l'interculture blé – maïs (kgN/ha)</b>	
	<b>Sol nu</b>	<b>RGI</b>
1995-1996	103	22
1996-1997	39	1
1997-1998	90	2
1998-1999	108	10
1999-2000	89	4
2000-2001	114	13
2001-2002	70	4
2002-2003	68	3
2003-2004	62	6
2004-2005	64	2,5

- Essai INRA de Rennes :

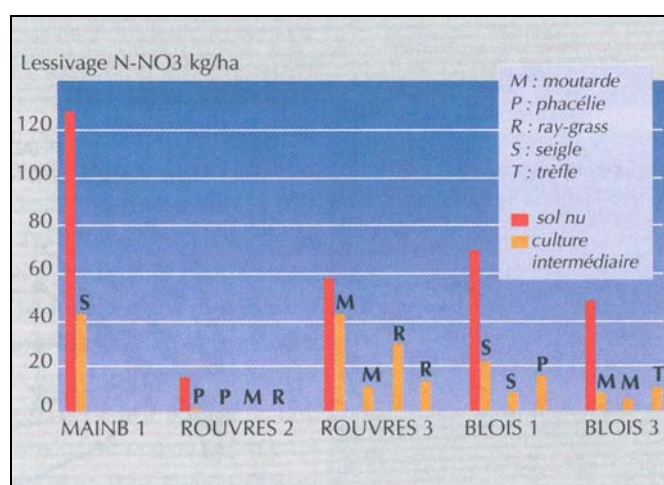
Les fuites de nitrates sous une rotation maïs – blé ont été mesurées avec des cases lysimétriques, pour deux modes de fertilisation (minérale et organique). Le tableau 21 présente les quantités d'azote lixiviées pendant l'interculture blé – maïs avec une phacélie et en sol nu.

**Tableau 21 : Pertes d'azote mesurées dans l'interculture blé – maïs à Rennes (d'après Morvan, 2000)**

Années	Précédent	Type fertilisation	Espèce CIPAN	Pertes sous sol nu (kgN/ha)	Pertes avec CIPAN (kgN/ha)
1994	blé	minérale	phacélie	94	13
1994	blé	organique	phacélie	61	10
1996	blé	minérale	phacélie	22	14
1996	blé	organique	phacélie	35	10

- Essais Hydro Agri France – ITCF (Laurent *et al.*, 1995b) :

Ces essais ont été menés de 1990 à 1993 à Mainbervilliers (77), Rouvres (45) et Blois (41). La figure 22 permet de comparer, après un blé surfertilisé (dose optimale plus 100 kgN/ha), les pertes par lixiviation avec ou sans culture intermédiaire.



**Figure 22 : Azote lixivié pendant l'interculture après un blé volontairement surfertilisé (dose X + 100) (Laurent *et al.*, 1995b)**

#### 2.1.2.2. Comparaison du drainage d'eau et de la concentration en nitrates entre sol nu et CIPAN :

- Essai Kerlavic, rotation blé-maïs :

L'impact du RGI sur le drainage et la concentration en nitrate des eaux de drainage, pendant l'interculture blé – maïs et pour l'année 2003-2004, est présenté dans le tableau 22.

**Tableau 22 : Azote lessivé, drainage et concentration en nitrate des eaux drainées pour l'interculture blé – maïs à Kerlavic en 2003-2004 (d'après Besnard *et al.*, 2005)**

	Avec RGI	En sol nu
N lessivé (kgN/ha)	6	62
Drainage (mm)	337	368
Concentration (mg/l)	6	75

L'impact du RGI sur le drainage et la concentration en nitrate des eaux de drainage, pendant l'interculture blé – maïs et pour l'année 2004-2005, est présenté dans le tableau 23.



**Tableau 23 : Azote lessivé, drainage et concentration en nitrate des eaux drainées pour l'interculture blé – maïs à Kerlavic en 2004-2005 (d'après Besnard *et al.*, 2005)**

	<b>Avec RGI</b>	<b>En sol nu</b>
N lessivé (kgN/ha)	2,5	64
Drainage (mm)	287	343
Concentrations (mg/l)	4	83

- Essai de Thibie (INRA – Arvalis) :

Depuis 1991, comparaison de deux successions :

- blé-pois-betterave, intercultures en sol nu
- blé-pois-betterave, CIPAN (radis ou céréale) entre chaque culture principale.

Le tableau 24 présente les moyennes annuelles (entre 1991 et 1997) du drainage et de la concentration en nitrate des eaux de drainage pour les deux successions.

**Tableau 24 : Drainage et concentration en nitrate des eaux de drainage pour les deux successions de Thibie, moyennes annuelles entre 1991 et 1997 (d'après Machet *et al.*, 1997)**

	<b>Intercultures en sol nu</b>	<b>Intercultures avec CIPAN</b>
Drainage annuel (mm/an)	357	296
Concentration moyenne annuel (mg/l)	155	74

Les moyennes annuelles des pertes par lixiviation entre 1991 et 1999 sont présentées dans le tableau 25.

**Tableau 25 : Moyennes annuelles des pertes par lixiviation entre 1991 et 1999 pour les deux successions à Thibie (d'après Beaudoin *et al.*, 2003)**

	<b>Intercultures en sol nu</b>	<b>Intercultures avec CIPAN</b>
Azote lessivé (kgN/ha/an)	30	11 (-62 %)

- Essai de l'INRA à Châlons-en-Champagne :

Le tableau 26 présente l'impact d'une culture intermédiaire de radis, implantée après une orge d'hiver et qui a prélevé (parties aériennes + racines) 43 kgN/ha mi-novembre et 47 kgN/ha fin janvier (semis le 09/09), en 1994-1995.

**Tableau 26 : Pertes d'azote et concentration en nitrate des eaux de drainage pour une interculture orge d'hiver – culture de printemps en 1994-1995 (d'après Justes *et al.*, 1999)**

	<b>Sol nu</b>	<b>Radis</b>
Pertes par lixiviation (kgN/ha)	60	29
Drainage (mm)	296	282
Concentrations (mg/l)	91	45

D'autres réductions significatives des concentrations sont rapportées dans des études (citées par Justes *et al.*, 1999) avec des CIPAN bien développées (plus de 3 t MS/ha) : 55 % de réduction avec un RGI (Martinez et Guiraud, 1990), 84 % de réduction avec une moutarde

(Chapot, 1994), 29 à 72 % avec des graminées et 62 à 84 % avec des crucifères d'après la synthèse de Meisinger *et al.* (1991).

Le supplément d'évaporation provoqué par un couvert dépend de sa biomasse : en moyenne 120 l/kg de MS (Justes *et al.*, 1999). Il est donc important de limiter la biomasse en cas d'hiver sec.

Le tableau 27 présente ainsi l'impact de repousses de colza lors d'un hiver sec (1995-1996) sur le drainage et la concentration en nitrate des eaux de drainage. Ces repousses ont absorbées 28 kgN/ha en décembre 1995.

**Tableau 27 : Pertes d'azote et concentration en nitrate des eaux de drainage pour une interculture colza – culture de printemps en 1995-1996**

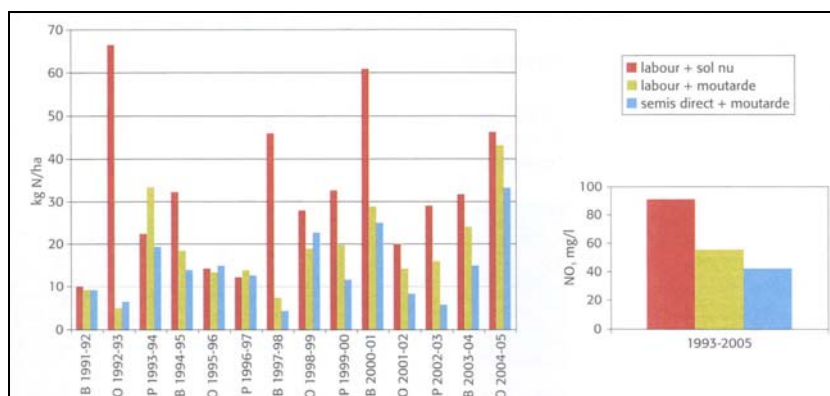
	<b>Sol nu</b>	<b>Repousses de colza</b>
Pertes par lixiviation (kgN/ha)	8	4
Drainage (mm)	103	60
Concentration (mg/l)	34	29

- Essai de Boigneville (Arvalis) (Labreuche *et al.*, 2006) :

Caractéristiques de l'essai :

- sol : limon argileux 70 cm à 1 m
- rotation pois-blé-orge, de 1991 à 2005
- moutarde à chaque interculture (croissances moyennes de 1 tMS/ha correspondant à 35 kgN/ha dans les parties aériennes) comparée au sol nu
- deux régimes de travail du sol (labour et semis direct).

L'introduction systématique d'une moutarde permet de réduire la concentration moyenne des eaux percolées de plus de 30 mg/l (figure 23).



**Figure 23 : Quantités d'azote lixivié annuellement pour une rotation pois (P) – blé (B) – orge (O) et concentration moyenne en nitrate de l'eau drainée à 90 cm sur la période 1993-2005 (Labreuche *et al.*, 2006)**

- Essai du lycée agricole du Robillard (Lycée agricole du Robillard, 2006)

Plusieurs espèces de CIPAN et plusieurs dates de destructions sont comparées dans cet essai (en 2003-04, 2004-2005) :

- pour les espèces : phacélie, moutarde, RGI, avoine, radis
- pour les dates : 16/12, 15/01, 03/02.

Sur la période du 01/01 au 01/03, on observe un drainage d'autant plus faible que la date de destruction est tardive (le drainage le plus élevé est observé sur le témoin en sol nu). Cette diminution du drainage est observée en particulier entre les deux premières dates.

Les quantités d'azote lixivié pendant cette période sont plus importantes pour la première date de destruction que pour les 2 autres (elles sont pratiquement identiques pour les 2 autres et très faibles (1 kgN/ha en moyenne).

- Données d'Agrotransfert Poitou-Charentes (Minette, 2005)

La présence d'une culture intermédiaire après blé diminue le reliquat avant lixiviation de 30 à 40 kg/ha (valeur médiane des essais de Poitou-Charentes) par rapport à un sol nu.

Influence des dates de levée et de destruction d'une moutarde sur le drainage (d'après des résultats de modélisation avec STICS) :

- plus la levée est précoce, plus le drainage est réduit (demande en eau importante en début de cycle)
- peu d'impact de la date de destruction.

La destruction de la moutarde au 01/12 permet une réduction de la concentration de l'eau percolée de 75 % contre 80 % pour une destruction au 15/01 et 85 % pour une destruction au 15/02.

Pour le RGI, une destruction tardive (avril), entraîne une réduction plus importante du drainage par rapport à une destruction en février.

Plus la pluviométrie hivernale est importante, moins la réduction du drainage par la CIPAN est élevée (en %).

- Evaluation de différents scénarios agronomique par modélisation (Beaudoin *et al.*, 2004) :

Résultats de simulations effectués à partir de données récoltées à l'échelle du bassin hydrologique de Bruyères (Aisne).

D'après les résultats des simulations, les concentrations en nitrates sont sensiblement plus faibles lorsque des cultures intermédiaires sont semées plus tôt (15/08 au lieu du 03/09) car la quantité d'azote absorbée au début du drainage est plus élevée (37 kgN/ha au lieu de 24).

### 2.1.2.3. Effet de la valorisation du RGI pour le fourrage :

Le RGI peut aussi être implanté en culture dérobée c'est à dire avec un objectif de production. Cet objectif peut justifier une fertilisation et/ou un pâturage du couvert. Il est donc intéressant d'évaluer les conséquences de ces pratiques sur les fuites de nitrate.

- Suivis lysimétriques à l'INRA de Quimper :

Caractéristiques de l'essai :

- site lysimétrique de l'INRA à Quimper
- RGI dérobé dans une monoculture de maïs entre 1983 et 1988
- implanté début octobre, détruit mi-avril, valorisé par 2 fauches.

Comparaison de deux traitements :

- un apport de 60 kgN/ha au printemps après la première fauche
- un apport de 60 kgN/ha à l'automne et un apport de 60 kgN/ha au printemps après la première fauche.

Dans le tableau 28, on trouve une comparaison entre ces deux traitements et un témoin en sol nu.

**Tableau 28 : Moyennes annuelles sur la période 1983-1988 des pertes d'azote par lixiviation, du drainage et des concentrations en nitrate pour deux modes de fertilisation du RGI dérobé et un témoin en sol nu (d'après Simon et Le Corre, 1988)**

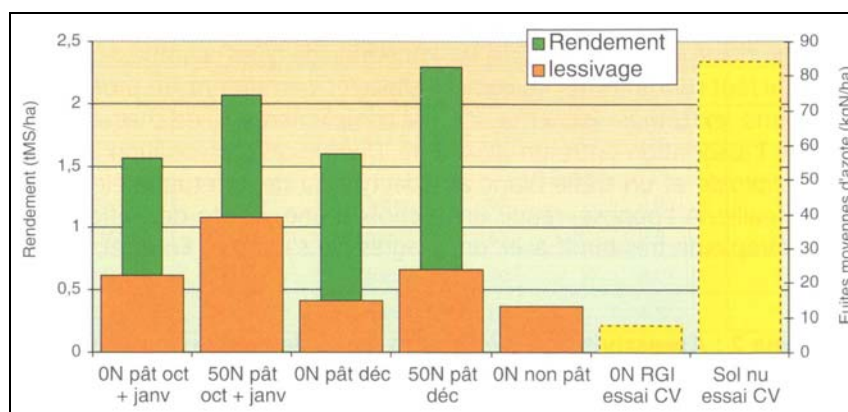
	Sans RGI dérobé (sol nu)	RGI, fertilisation de 60 kgN/ha	RGI, fertilisation de 120 kgN/ha dont la moitié à l'automne
Azote lessivé (kgN/ha)	96	45	94
Drainage (mm)	731	674	641
Concentrations (mg/l)	58	30	65

- Essai de Kerlavic avec pâturage hivernale (Hanocq, 2005 ; Besnard, 2004b) :

Un suivi des pertes par lixiviation (en 2000, 2001 et 2003) sous un RGI dérobé entre du blé et du maïs, a été effectué avec plusieurs modalités de fertilisation et de pâturage :

- 0 kgN/ha et pas de pâturage
- 0 kgN/ha et pâturage en octobre et janvier
- 0 kgN/ha et pâturage en décembre
- 50 kgN/ha et pâturage en octobre et janvier
- 50 kgN/ha et pâturage en décembre.

La figure 24 reprend les pertes moyennes observées pour chaque traitement.



**Figure 24 : Fuites d'azote par lixiviation (valeurs moyennes) et rendement selon la conduite du RGI dérobé à Kerlavic en 2000, 2001 et 2003 (Hanocq, 2005)**

Dans cet essai, le pâturage en décembre n'augmente quasiment pas les fuites d'azote. Deux pâturages (octobre et janvier) augmentent le lessivage d'environ 10 kgN/ha.

Pour un pâturage en décembre, la fertilisation entraîne des pertes supplémentaires de 10 kgN/ha. S'il y a deux pâturages (octobre et janvier), les pertes supplémentaires sont de 25 kgN/ha (on atteint 40 kg de perte au lieu de 10).

*A retenir :*

Les pertes par lixiviation sont fortement diminuées par l'introduction d'une culture intermédiaire. En moyenne sur les résultats d'essais dont nous disposons (24 valeurs), la réduction des pertes pendant l'interculture est de 75 % des quantités lixiviées en sol nu.

Les cultures intermédiaires ont aussi un impact sur le drainage. La réduction du drainage est d'autant plus importante que la biomasse est importante et que la destruction est tardive. Elle est généralement de l'ordre de 10 à 15 % mais peut être plus importante en cas d'hiver très sec.

Malgré cette diminution du drainage, on observe une baisse importante des concentrations avec l'introduction d'une culture intermédiaire. Cette réduction est en moyenne de 60 % pour les résultats dont nous disposons (7 valeurs).

Le pâturage hivernale du RGI est possible si le chargement reste raisonnable. Il n'entraîne alors pas une augmentation importante des fuites de nitrates. La fertilisation à l'automne de toute culture intermédiaire est par contre à proscrire car elle provoque des pertes importantes.

*L'optimisation de la conduite des cultures intermédiaires :*

Pour optimiser l'efficacité des cultures intermédiaires, le semis devra être suffisamment précoce afin de permettre un développement maximum à l'automne (date de semis optimale autour du 15/08). D'autre part, la destruction ne devra pas être trop précoce afin de piéger un maximum d'azote et pour ne pas que l'azote fourni par la minéralisation de la CIPAN puisse être lixivié. Alexandre (2002) montre, par modélisation avec le modèle STICS, que pour réduire de façon importantes les fuites de nitrates, la destruction ne doit pas intervenir avant le mois de décembre pour une moutarde et le mois de janvier pour un RGI. Les dates de destruction trop tardives devront aussi être évitées pour ne pas pénaliser le bilan hydrique et pour éviter un effet dépressif sur la culture suivante. Avant maïs, il est conseillé de détruire la CIPAN au plus tard début mars pour éviter de tels effets (Labreuche, 2003). Dans le contexte breton, une destruction fin janvier - début février semblerait être un bon compromis.

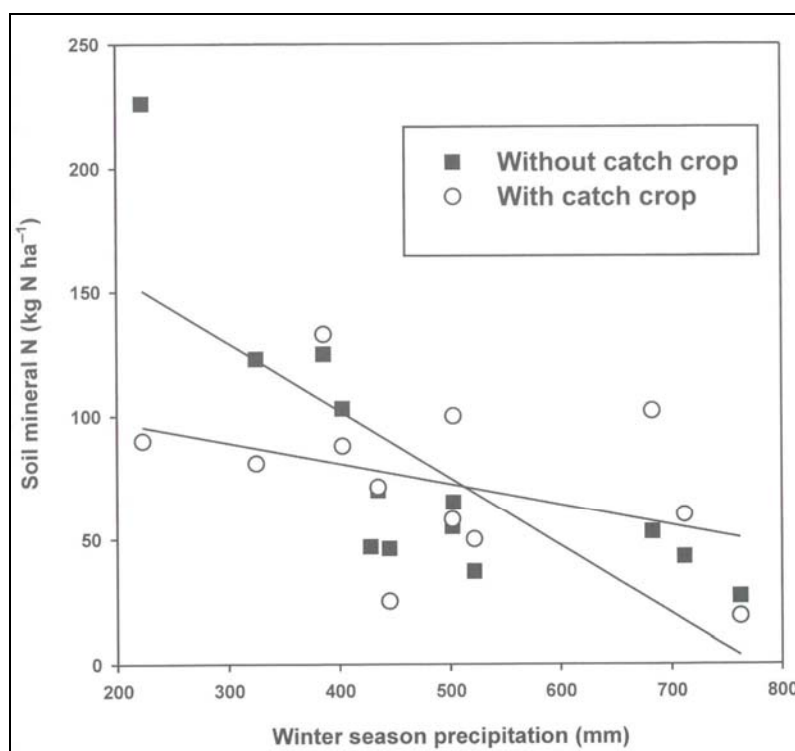
Après maïs, la date de récolte ne permet pas toujours une implantation de la culture intermédiaire à une date optimale. Pour une récolte avant le 15 septembre, la culture intermédiaire pourra être implantée après récolte. Pour une date de récolte plus tardive, il est conseillé de privilégier un semis sous couvert au stade 6-8 feuilles du maïs. Le semis sous couvert reste relativement efficace pour le maïs grain, si les cannes ne sont pas broyées.

### **2.1.3. Devenir de l'azote des CIPAN : impacts sur la culture suivante et à long terme**

#### **2.1.3.1. Effet sur la culture suivante : le reliquat sortie hiver**

Le reliquat sortie hiver est souvent plus faible après une CIPAN qu'après un sol nu, en particulier en cas de lame drainante faible et de sol profond.

Ainsi, Thorup-Kristensen *et al.* (2003) mettent en relation le reliquat sortie hiver avec la pluviométrie hivernale dans des situations avec ou sans culture intermédiaire. Les reliquats sortie hiver pour les faibles niveaux de pluviométrie hivernale sont plus élevés après sol nu qu'après une culture intermédiaire (figure 25).



**Figure 25 : Reliquat sortie hiver en fonction de la pluviométrie hivernale avec ou sans culture intermédiaire (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003)**

D'après les données de Kerlavic (Besnard *et al.*, 2005), le reliquat sortie hiver peut être diminué par la présence d'une CIPAN même dans les contextes avec une pluviométrie importante.

La diminution du reliquat sortie hiver sera généralement plus importante si la culture intermédiaire est détruite tardivement.

### 2.1.3.2. Effet sur la culture suivante : libération d'azote à court terme

D'après Machet *et al.* (1997), des techniques de marquage au N15 ont montré qu'entre 8 et 36 % de l'azote de la culture intermédiaire est retrouvé dans la culture suivante.

Pour Thorup-Kristensen *et al.* (2003), la fourniture d'azote pour la culture suivante par la décomposition des résidus de la culture intermédiaire peut aller d'une organisation nette à une minéralisation de 50 % de l'azote de la CIPAN. Ces auteurs rapportent une valeur de 34 % dans leur expérimentation soit 35 kgN/ha.

Justes *et al.* (1999) ont mesuré les quantités d'azote fournies par des repousses de colza après enfouissement. Aucune immobilisation n'est observée. Au bout de 5 mois, 12 kgN/ha soit 43 % de l'azote de ces résidus ont été minéralisés.

Justes et Mary (2003), ont mesuré la fourniture d'azote issue de la décomposition de RGI ou moutarde incorporées à des dates différentes avec des biomasses et des C/N différents.

On observe généralement une minéralisation rapide après incorporation : une fourniture nette d'azote apparaît dès 2 à 3 semaines après le labour (en particulier quand la biomasse et le C/N sont faibles).

Au-delà des 6 premiers mois, aucune fourniture d'azote n'a pu être mesurée.

Les quantités d'azote fournies en 6 mois varient de -5 à +125 kg N/ha : la quantité d'azote dans les résidus et leur C/N apparaissent comme des facteurs de variation importants.

Laurent *et al.* (1995b) ont calculé un effet azote correspondant à la minéralisation de la CIPAN entre l'ouverture du bilan (reliquat sortie hiver, souvent le 01/02) et la fin de la période d'absorption de la culture.

Pour les CIPAN détruites en novembre-décembre, cet effet est faible car la minéralisation est précoce et donc en partie avant l'ouverture du bilan. Cette fourniture d'azote supplémentaire sera alors prise en compte dans le reliquat sortie hiver.

Pour les CIPAN détruites en janvier, l'effet azote est estimé entre 10 et 40 kgN/ha.

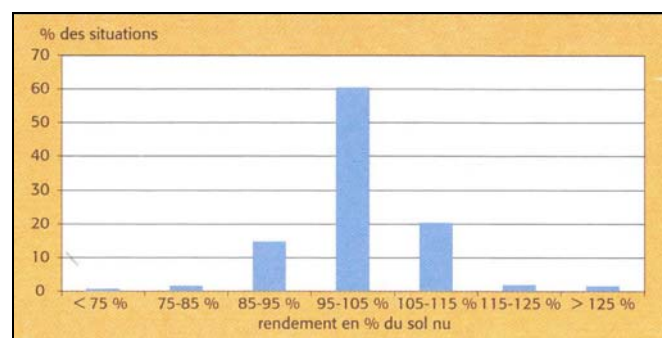
D'après le modèle STICS, la décomposition d'une partie des résidus de CIPAN (moutarde, RGI) est rapide dans un premier temps (dans les 3 à 4 mois même si la destruction a lieu en hiver) puis laisse place à une minéralisation très faible (Minette, 2005).

La quantité d'azote libérée rapidement dépend du C/N :

- C/N < 15 : 50 à 55 %
- 15 < C/N < 20 : 40 à 45 %
- 20 < C/N < 25 : 30 à 35 %
- C/N > 25 : 25 à 30 %.

Pour un climat pluvieux, il faut donc éviter de détruire trop tôt la CIPAN, afin de décaler la minéralisation des résidus après la période de drainage. On observe alors un gain en azote pour la culture suivante.

Labreuche *et al.* (2006), ont montré l'effet des CIPAN sur le rendement de la culture suivante (figure 26), d'après 287 situations en France (essais annuels ou pluriannuels).



**Figure 26 : Impact du couvert sur le rendement de la culture suivante (toutes cultures, 287 situations, France) (Labreuche *et al.*, 2006)**

En moyenne l'effet est une augmentation de plus 1 % du rendement de la culture.

Dans le cas du maïs, les pertes de rendement sont souvent liées à une destruction trop tardive de la culture intermédiaire, qui provoque des effets dépressifs (déficit en eau ou en azote) pour la culture suivante.

### 2.1.3.3. Effet à long terme sur la minéralisation de l'azote :

Chapot (cité par Machet *et al.*, 1997), a suivi le devenir de l'azote d'une culture intermédiaire (moutarde) marquée à l'azote 15, sur cases lysimétriques.

Les quantités d'azote minéralisées sont, en pourcentage de l'azote apporté par la moutarde :

- première année : 25,8 %
- moyenne des années 2 et 3 : 5 %
- moyenne des années 4 et 5 : 2,6 %
- moyenne des années 6 et 7 : 2,1 %.

A partir de ces données, Mary et Chapot ont simulé l'effet de l'enfouissement tous les 3 ans d'une moutarde ayant absorbé en moyenne 45 kgN/ha, sur la minéralisation de l'azote.

L'année de la culture intermédiaire, la minéralisation supplémentaire serait de 11 kgN/ha.

L'effet à long terme, d'augmentation de la minéralisation, serait lui de plus 11 kgN/ha/an.

- Essai d'Arvalis à Boigneville (Labreuche *et al.*, 2006) :

Caractéristiques de l'essai :

- sol : limon argileux 70 à 100 cm
- rotation pois-blé-orge de 1991 à 2005
- moutarde à chaque interculture (en moyenne de 1 t MS/ha soit 35 kgN/ha parties aériennes), destruction en novembre.

Le reliquat sortie hiver mesuré après moutarde est inférieur de 7 kg N/ha à celui mesuré après sol nu, même si 12 kgN/ha de l'azote de la CIPAN sont minéralisés entre novembre et février. Le supplément d'azote sous la culture principale est en moyenne de 5 kgN/ha.

Il n'y a pas d'effet net observé sur le rendement des cultures.

- Essai INRA – Arvalis à Thibie (Labreuche *et al.*, 2006) :

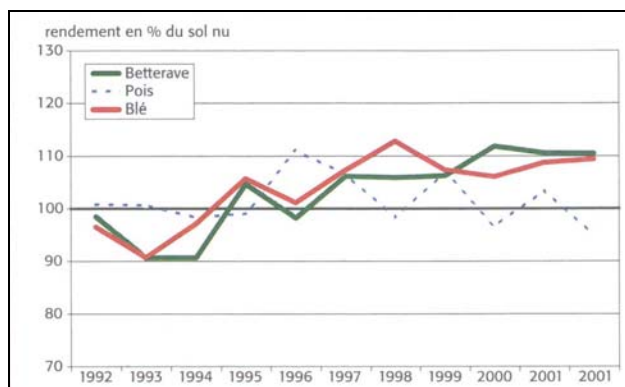
Après une réduction du rendement les premières années, due à des effets dépressifs (couvert détruit trop tardivement, betterave en semis direct, dactyle avant blé), une augmentation des rendements est constatée à partir de 1995 en particulier en blé et betterave.

Les courbes de réponse à l'azote montrent que la dose optimale est très proche entre les systèmes sols nus et couverts (même si le rendement optimal est plus élevé dans le système couverts). Les rendements moyens obtenus pour les deux systèmes sont présentés dans le tableau 29. La figure 27 montrent l'évolution des rendements au cours du temps.

**Tableau 29 : Moyenne pluriannuelle des rendements (qt/ha) entre 1996 et 2002 (d'après Labreuche *et al.*, 2006)**

Cultures	Succession avec sol nu en interculture	Succession avec radis en interculture
Betterave	78,5	83,8
Pois	48,8	49,7
blé	91,9	99





**Figure 27 : Ecarts de rendements obtenus à Thibie derrière des couverts végétaux (en pourcentage des rendements obtenus après sol nu) (Labreuche *et al.*, 2006)**

- Essai Arvalis à Bignan (Labreuche *et al.*, 2006) :

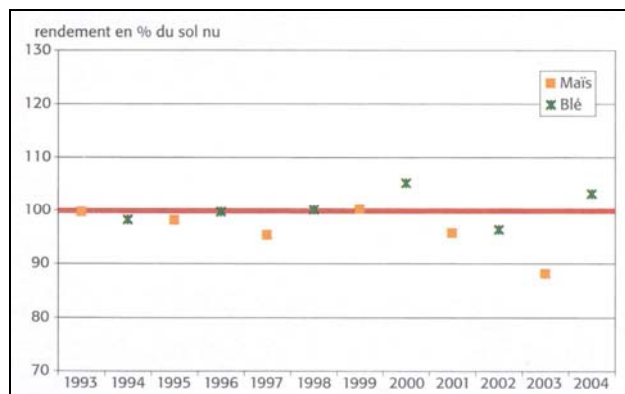
Dans cet essai, on observe une diminution du reliquat sortie hiver par rapport au sol nu qui est compensée par une minéralisation supplémentaire pendant la culture. L'effet global sur les fournitures d'azote est donc faible (Arvalis, 2002).

L'effet sur les rendements des cultures est de :

- moins 0,5 t MS /ha pour le maïs
- plus 0,3 q/ha pour le blé.

Les écarts de rendements derrière les couverts végétaux et le sol nu sont plus importants pour les dernières années de l'essai (figure 28).

Les courbes de réponse à l'azote sont très proches pour les deux successions (avec et sans CIPAN).



**Figure 28 : Ecarts de rendements observés à Bignan derrière des couverts végétaux (en pourcentage des rendements obtenus après sol nu) (Labreuche *et al.*, 2006)**

- Autres données :

D'après Thorup-Kristensen *et al.* (2003), la minéralisation, issue de l'enfouissement d'une culture intermédiaire, est faible après la première année : 4 à 10 % de l'azote de la CIPAN est minéralisé la seconde année et très peu la troisième année. L'utilisation répétée de CIPAN augmenterait la part de l'azote organique labile après peu d'années (3 à 7 ans).

Paustian *et al.* (cités par Thorup-Kristensen *et al.*, 2003), rapportent les résultats d'une expérimentation sur 30 ans, dans laquelle ont été comparés des apports d'effluent, d'engrais vert ou d'engrais minéral. L'engrais vert étant apporté de l'extérieur et donc pas cultivé dans la parcelle.

En suivant le devenir de l'azote apporté, il a été montré que 74 % de l'azote apporté par l'engrais vert est prélevé par les cultures suivantes contre 95 % dans le cas d'un engrais minéral. Par contre, dans le cas avec engrais vert, il y a un stockage d'azote dans le sol : les pertes sont équivalentes entre les deux systèmes. Les auteurs estiment que 30 % de l'azote apporté par un engrais vert est stocké dans le sol.

Par simulation, Thorup-Kristensen *et al.* (2003) observent au bout de 25 ans une augmentation du stock d'azote organique avec 66 % de CIPAN dans la rotation alors que ce stock diminue dans la simulation sans CIPAN (fertilisation minérale).

Thomsen et Christensen (1999) ont effectué une expérimentation sur cases lysimétriques (sol sableux, précipitations annuelles moyennes de 870 mm) pour étudier l'effet des CIPAN dans une monoculture d'orge de printemps. Entre 1985 et 1989, un RGI est implanté en dérobé chaque année. Puis de 1990 à 1994, le sol est laissé nu pendant l'hiver. Une parcelle témoin, en orge de printemps sans RGI de 1985 à 1994 est également suivie.

De 1985 à 1989, il y a une réduction des pertes par lixiviation par rapport au témoin (2 à 3.5 g N/m<sup>2</sup>/an). De 1990 à 1994, il y a une augmentation des pertes par rapport au témoin. Cette augmentation correspond à 30 % de la diminution de lixiviation entre 1985 et 1989. Cela traduit bien une augmentation de la minéralisation après plusieurs enfouissement de cultures intermédiaires.

- Essai de Kerlavic (Besnard *et al.*, 2005) :

Dans cette expérimentation, l'effet à long terme de l'introduction d'une culture intermédiaire de RGI dans une succession blé – maïs est étudié. Une rotation avec un RGI et rotation avec un sol nu entre le blé et le maïs sont comparées (les deux cultures sont présentes chaque année pour chaque rotation). La fertilisation est la même pour le maïs après RGI et pour le maïs après sol nu.

- Effet sur le rendement et la nutrition azotée du maïs :

Sur la figure 29, on observe une légère augmentation du rendement sur maïs après RGI (non significative à 5 %).

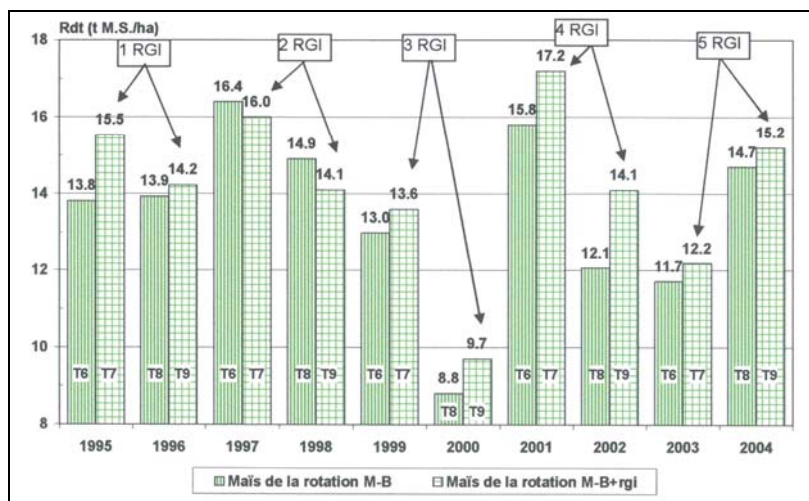


Figure 29 : Comparaison du rendement du maïs pour la rotation maïs – blé et maïs – blé + RGI entre 1994 et 2004 (Besnard *et al.*, 2005)

De la même façon, la figure 30 montre une légère augmentation de l'azote absorbé par le maïs (non significative à 5 %).

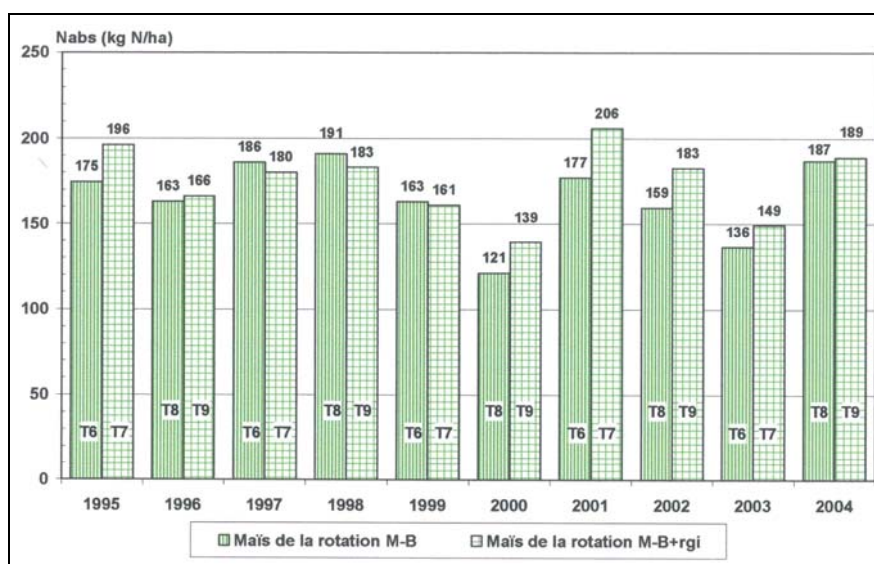


Figure 30 : Comparaison de l'azote absorbé par le maïs pour la rotation maïs – blé et maïs – blé + RGI entre 1994 et 2004 (Besnard *et al.*, 2005)

- Effet sur les pertes par lixiviation après maïs (donc pendant le blé) :

On observe, 4 années sur 10, une lixiviation significativement plus importante après maïs suivant RGI par rapport au maïs suivant sol nu (pertes supplémentaires entre 14 et 34 kgN/ha). Cela peut être relié à la fois à un reliquat à la récolte du maïs plus important et à une minéralisation supplémentaire en automne.

En moyenne, les pertes par lixiviation sont de 71 kgN/ha après maïs suivant RGI et de 61 kgN/ha après maïs suivant sol nu (figure 31).

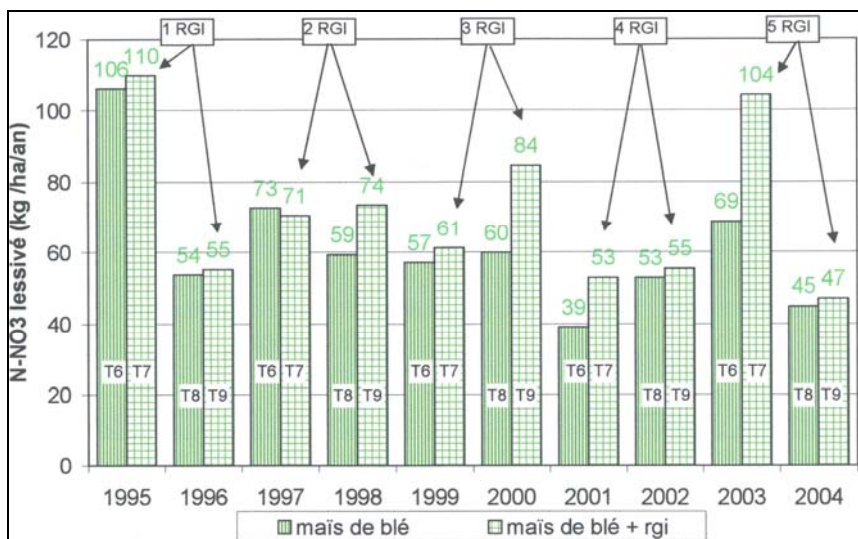


Figure 31 : Comparaison des pertes d'azote nitrique après maïs pour la rotation maïs – blé et maïs – blé + RGI entre 1994 et 2004 (Besnard *et al.*, 2005)

Hanocq (2005) analyse ces résultats pour évaluer l'effet à long terme de l'enfouissement régulier de RGI.

En moyenne, le reliquat sortie hiver après RGI (détruit mi février) est inférieur de 20 kgN/ha au reliquat après sol nu. Le RGI permet de fixer entre 80 et 100 kgN/ha. Environ 25 % de cet azote est minéralisé pendant le maïs suivant (minéralisation observée après le premier et le deuxième RGI). Cette minéralisation supplémentaire compense donc la diminution du reliquat sortie hiver.

A partir du troisième enfouissement de RGI (année 4 sur le graphique), on observe une minéralisation supplémentaire plus élevée qu'après les 2 premiers enfouissements. Cette minéralisation est en moyenne de 50 kgN/ha après le troisième, quatrième et cinquième RGI. L'effet cumulatif sur la minéralisation serait donc ici d'environ 30 kgN/ha (figure 32).

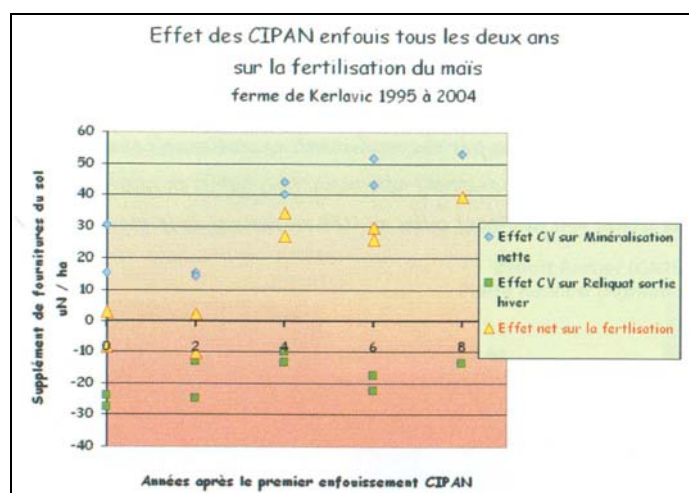


Figure 32 : Effet d'un RGI enfoui tous les deux ans sur le reliquat sortie hiver et la minéralisation à Kerlavic (Hanocq, 2005)

*A retenir :*

L'effet net d'une culture intermédiaire sur la culture suivante est la résultante de l'effet sur le reliquat sortie hiver et de l'effet sur la minéralisation liée à sa décomposition après enfouissement. L'impact sur le reliquat sortie hiver est variable en fonction du climat, de la profondeur du sol et de la date de destruction de la culture intermédiaire. Concernant la minéralisation, en moyenne 25 à 30 % de l'azote fixé par le couvert sera libéré pour la culture suivante.

A long terme, l'enfouissement régulier de cultures intermédiaires provoque une augmentation du stock de matière organique labile. Ceci entraîne une augmentation de la minéralisation nette qui sera d'autant plus importante que les quantités d'azote piégées chaque fois par les couverts sont élevées. Cette minéralisation supplémentaire à long terme pourrait être équivalente en valeur annuelle à la minéralisation à court terme après enfouissement.

Cette minéralisation supplémentaire pourrait entraîner une augmentation des pertes par lixiviation notamment sur céréales d'hiver (capacité d'absorption automnale très limitée). L'essai pluriannuel de Kerlavic semble montrer un effet modéré sur ces pertes par lixiviation. L'effet « positif » des cultures intermédiaires restant largement supérieur.

Une augmentation des rendements est parfois observée dans les essais pluriannuels. Cela pourrait être lié à une amélioration de la structure du sol et du taux de matière organique.

## 2.2. Impact des repousses sur les fuites de nitrates :

### 2.2.1. Quelles sont les capacités de fixation d'azote des repousses ?

Les repousses sont issues de la culture précédente (grains perdus à la moisson). Il peut s'agir de céréales ou de colza.

Laurent *et al.* (1995a), ont déterminé le potentiel de développement (en fonction de la somme de températures) du blé et du colza en tant que cultures intermédiaires (figure 33).

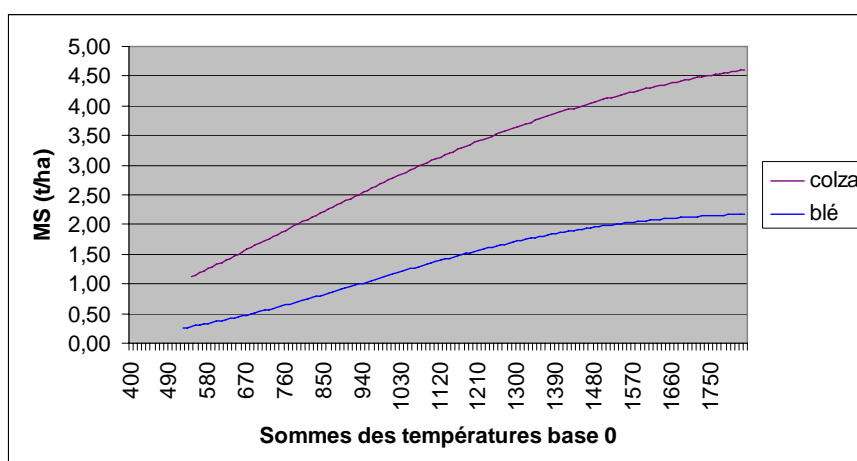


Figure 33 : Courbes de croissances du colza et du blé en cultures intermédiaires, modèle de Weibull (d'après Laurent *et al.*, 1995a)

Le blé en situation non limitante vis-à-vis de l'azote, pourrait fixer au maximum 100 kgN/ha pour 2,5 t MS (contre plus de 150 kgN/ha pour les autres espèces de couverts). En situation

d'azote limitant, le maximum observé pour le blé est de 60 kgN/ha contre 100 à 120 kgN/ha pour les autres espèces dont le colza.

Le potentiel de développement des repousses de blé semble donc assez limité.

Minette (2005) cite les résultats d'essais menés en Poitou-Charentes pour des repousses de colza détruites entre mi-septembre et mi-octobre (tableau 30) et pour des repousses de blé détruites en décembre (tableau 31).

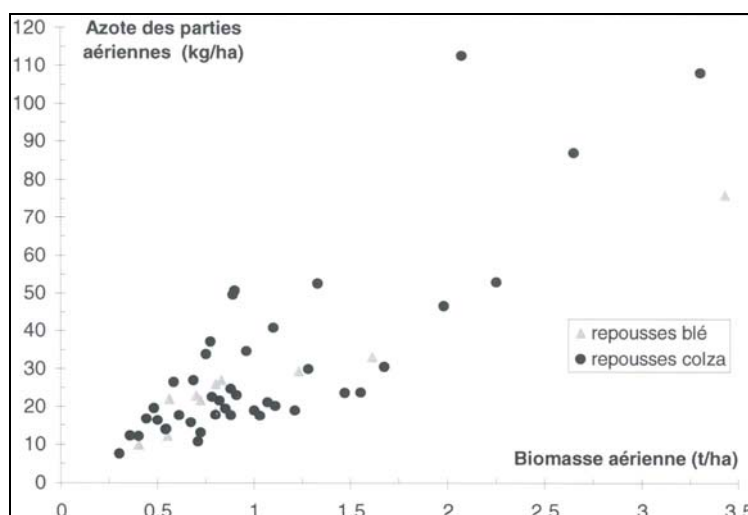
**Tableau 30 : Caractéristiques de repousses de colza (compilation de 43 essais en Poitou-Charentes)**

<b>Biomasse aérienne</b>	<b>N parties aériennes</b>	<b>N plante entière</b>
1 t MS/ha en moyenne	30 kgN/ha en moyenne	35 kgN/ha en moyenne

**Tableau 31 : Caractéristiques de repousses de blé (compilation de 13 essais en Poitou-Charentes)**

<b>Biomasse aérienne</b>	<b>N parties aériennes</b>	<b>N plante entière</b>
1,5 t MS/ha	33 kgN/ha en moyenne	45 kgN/ha en moyenne

La figure 34 présente l'ensemble des valeurs de biomasse et d'azote absorbé (dans les parties aériennes) mesurées dans ces essais.



**Figure 34 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes de repousses de colza et de blé, compilation d'essais de Poitou-Charentes (Minette, 2005)**

L'efficacité des repousses dépend du développement du couvert et de son homogénéité. Pour les céréales, il est nécessaire d'utiliser un éparpilleur de menues pailles en situation de pailles restituées. En cas d'exportation des pailles, le couvert est trop hétérogène car les grains sont concentrés sur l'andain. La réussite est également liée à la pluviométrie en fin d'été.

Les repousses de colza sont plus homogènes et moins sensibles à la pluviométrie de fin d'été.

Bouthier *et al.* (2000) rapportent les résultats obtenus à la ferme expérimentale du Magnereaud de 1998 à 2000 pour une interculture colza – blé avec une fertilisation à l'équilibre.

Les repousses de colza détruites début octobre ont permis de piéger 40 à 50 kgN/ha dans les parties aériennes.

Justes *et al.* (1999), ont mesuré les capacités d'absorption de repousses de colza à Châlons-en-Champagne, sur sol de craie, en 1995-96 (tableau 32). Ces repousses entre colza et culture de printemps ont été détruites le 04/12.

**Tableau 32 : Caractéristiques de repousses de colza mesurées par Justes *et al.* (1999)**

<b>N parties aériennes</b>	<b>N plante entière</b>
18 kgN/ha (15/09)	25 kgN/ha (15/09)

A la ferme de la Jaillère (44), gérée par Arvalis, les repousses de céréales sont utilisées comme couvert végétal pendant les intercultures longues (Gillet *et al.*, 2003).

La moissonneuse-batteuse est équipée d'un éparpilleur de menues pailles (pailles restituées) et un déchaumage (avec roulage) est effectué souvent fin août en fonction des conditions.

Les repousses de céréales avant maïs et pois, détruites mi-décembre avant un pois et mi-février avant un maïs, permettent de piéger entre 30 et 60 kgN/ha dans les parties aériennes.

Beaudoin *et al.* (2005a) rapportent des observations effectuées sur le site de Bruyères en situation agricole.

Les repousses de colza ou d'orge, permettent en moyennes d'absorber 25 kgN/ha dans les parties aériennes.

*A retenir :*

Les repousses de céréales ne peuvent être envisagées qu'en situation d'incorporation des pailles avec un broyeur sur la moissonneuse. Par contre, les repousses de colza se développent facilement, spontanément ou après un déchaumage.

La capacité d'absorption des repousses de colza est supérieure à celle des céréales. Par rapport à une CIPAN, les repousses de colza peuvent être équivalentes mais les repousses de céréales risquent de fixer moins d'azote (potentiel plus faible et couvert souvent hétérogène).

Les repousses permettent d'absorber de l'azote dans les intercultures courtes, type colza – blé.

## **2.2.2. Impact des repousses sur le drainage d'eau et les pertes d'azote par lixiviation pendant l'interculture**

### **2.2.2.1. Pour les intercultures longues :**

Si elles sont suffisamment développées et que les quantités d'azote à absorber ne sont pas trop importantes, les repousses peuvent avoir le même effet qu'une CIPAN sur les pertes d'azote et les concentrations en nitrate de l'eau de drainage. On ne dispose par de données permettant de comparer les CIPAN et les repousses dans le contexte breton même si dans le cas de repousses de blé, on peut penser que leur efficacité est moins élevée (capacité d'absorption d'azote moins importante).



#### 2.2.2.2. Pour les intercultures courtes :

Dans les intercultures courtes, les repousses sont détruites tôt et une partie des résidus est minéralisée pendant la saison de drainage : l'azote libéré par leur minéralisation peut alors être entraîné par lixiviation.

D'après Minette (2005), après destruction (intercultures courtes, avant blé par exemple), les repousses de colza peuvent fournir de l'azote par minéralisation (pendant 2 à 4 mois, en moyenne 40 % de l'azote piégé par les repousses). Une grande partie de cet azote peut-être lixivié. Il est donc important de laisser en place les repousses tardivement pour augmenter leur rapport C/N et donc diminuer les quantités d'azote minéralisées rapidement. La destruction ne devra toutefois pas être trop tardive pour éviter des effets dépressifs sur le blé suivant. La diminution des pertes par lixiviation serait d'environ 35 à 50 % sur la saison de drainage.

D'après Justes *et al.* (1999), après incorporation des repousses de colza (le 4/12), on n'observe pas d'immobilisation. Au bout de 5 mois, 12 kgN/ha soit 43 % de l'azote de ces résidus ont été minéralisés.

##### *A retenir :*

En interculture longue, l'impact des repousses sur les fuites de nitrates peut être équivalent à celui d'une CIPAN dans la mesure où le développement et l'homogénéité du couvert sont suffisants. Cela peut être envisagé pour le colza mais pas pour les céréales en situation de pailles exportées. On ne dispose cependant pas d'essai en Bretagne sur la question.

En interculture courte, les repousses permettent de piéger de l'azote mais une partie peut être minéralisée pendant la période de drainage. La destruction des repousses doit donc se faire le plus tardivement possible.

Les repousses de colza semblent présenter une certaine efficacité pour diminuer les fuites de nitrates au niveau d'une succession colza – blé.

### ***2.3. Impact de la gestion des résidus de récolte sur les fuites de nitrates :***

#### **2.3.1. Capacités d'organisation d'azote des différents résidus de récolte :**

##### **2.3.1.1. Décomposition des résidus de cultures et cycles de l'azote et du carbone :**

Deux processus microbiens parallèles et opposés constituent le cycle interne de l'azote dans le sol (Recous, 1995) :

- la minéralisation de l'azote organique
- l'organisation microbienne de l'azote minéral.

Si la minéralisation est plus importante que l'organisation, on observe une production d'azote minéral ou minéralisation nette. Dans le cas contraire, on observe une disparition d'azote minéral ou organisation nette (Recous, 1995).

Lors de la décomposition des matières organiques, les cycles du carbone et de l'azote sont étroitement liés. Les résidus de cultures sont décomposés par les micro-organismes



hétérotrophes présents dans le sol. Une partie du carbone des résidus est alors assimilée par la biomasse microbienne, l'autre partie étant oxydée (minéralisée) et rejetée sous forme de CO<sub>2</sub>. En parallèle à cette assimilation de carbone, les micro-organismes utilisent de l'azote pour construire leurs protéines.

Ainsi, lorsque les résidus décomposés contiennent plus d'azote que les besoins azotés de la microflore, la dégradation des résidus conduit à une minéralisation nette. Si les quantités d'azote contenues dans les résidus sont insuffisantes, cela conduit à une organisation nette.

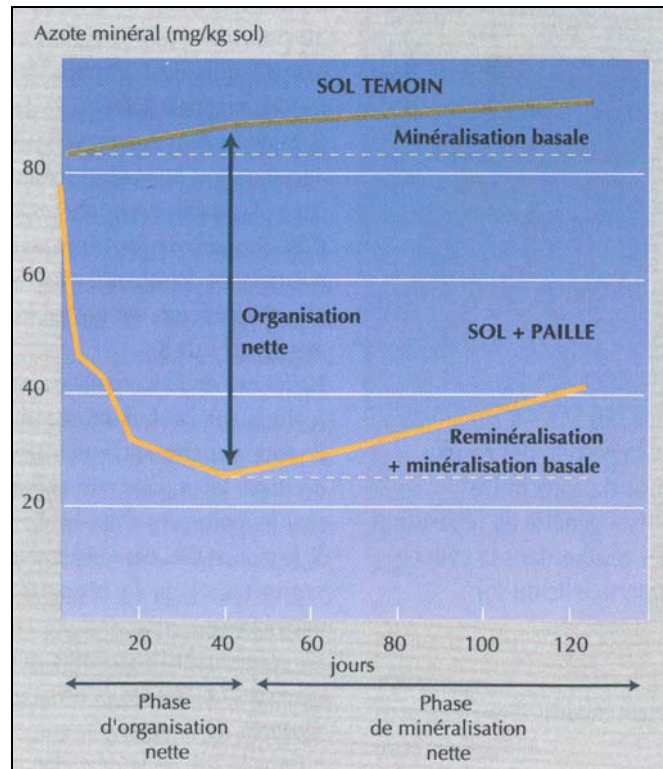
L'effet net, à terme, de la dégradation des résidus de culture va donc dépendre de leur rapport C/N (Nicolardot et Recous, 2001). Si le C/N des résidus est bas, il y a minéralisation nette d'azote (même si une courte phase d'organisation peut être observée dans un premier temps), s'il est élevé, on observe une organisation nette.

Les pailles de blé, de colza et les cannes de maïs ont un C/N élevé contrairement aux résidus de betteraves, de pois et de cultures intermédiaires (tableau 33).

**Tableau 33 : Rapports C/N de différents types de résidus(d'après Minette, 2005) :**

<b>Types de résidus</b>	<b>Rapports C/N</b>
<i>Cultures</i>	
Pailles de céréales d'hiver	70 – 110
Colza (racines, siliques, tiges)	50 – 130
Maïs grain (cannes)	50 - 70
Pois protéagineux (fanés et racines)	20 - 40
Verts de betteraves (résidus)	20 – 25
<i>Cultures intermédiaires</i>	
Blé, seigle	10 – 20
Moutarde, phacélie	10 – 25
Radis, colza	9 – 18
RGI	14 – 28

Lorsque le substrat carboné s'épuise, il y a une forte mortalité de la biomasse microbienne, ce qui provoque une libération d'azote minéral : c'est la phase de reminéralisation qui suit la phase d'organisation nette d'azote (figure 35). Cette reminéralisation est lente et partielle : 30 à 35 % de l'azote serait reminéralisé sur plusieurs années d'après des études avec traceur N15 (Recous, 1995).



**Figure 35 : Evolution de l'azote minéral au cours du temps dans un sol recevant un apport de paille de blé et le même sol n'en recevant pas, incubation en conditions contrôlées à 15°C (Recous, 1995)**

L'organisation potentielle d'azote par des résidus à C/N élevé peut être importante : elle a été estimée à 15 kg d'azote par tonne de paille de blé, en conditions contrôlées et favorables, au laboratoire, soit 120 kgN/ha pour 8 tonnes de pailles (Recous, 1995). Cependant, les valeurs observées au champ sont nettement plus faibles car certains facteurs limitent la décomposition des résidus et l'organisation d'azote :

- le climat : température et teneur en eau
- la disponibilité en azote
- les modalités de contact entre le sol et les résidus (taille des résidus, mode d'incorporation, nature du sol).

Une température élevée, une humidité importante (sauf conditions anaérobies) et une forte disponibilité en azote favorisent la dégradation des résidus.

Pour les résidus de type paille de céréale, plus le mélange est intime entre résidus et sol, plus la décomposition est rapide (Recous, 1995).

### 2.3.1.2. Impact de la restitution des résidus de culture sur l'azote minéral du sol :

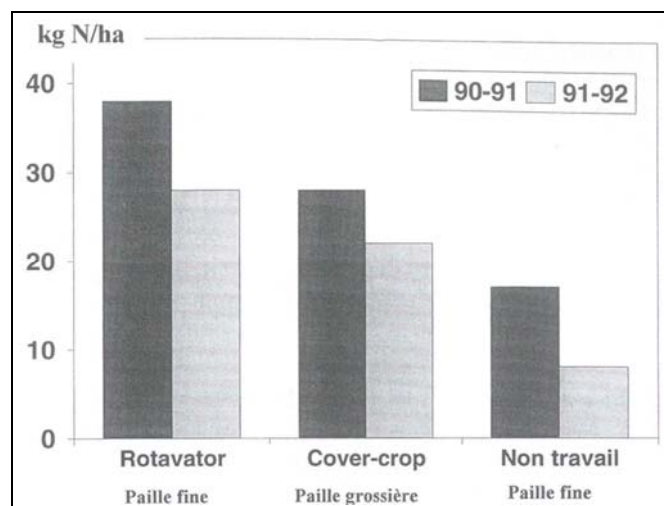
- Essai à Mons-en-Chaussé, station expérimentale de l'INRA (1990-91 et 1991-92) :

Cet essai a été réalisé en 1990-91 et 1991-92 à Mons-en-Chaussé (station expérimentale de l'INRA), après un blé d'hiver fertilisé à l'optimum, sur un limon profond, sur sol nu.

La comparaison des quantités d'azote minéral du sol a été effectuée pour différents traitements : pailles restituées (8 t/ha) et exportées avec différentes techniques (mulch, mélange fin (rotavator) et mélange grossier (cover crop)).

L'organisation d'azote à l'automne (mesurée par comparaison du reliquat d'azote fin novembre) dépend du mode de restitution des pailles (figure 36) :

- rotavator 20 cm : organisation de 35 kgN/ha en moyenne
- cover-crop : organisation de 25 kgN/ha en moyenne
- mulch : 10 à 20 kgN/ha.



**Figure 36 : Effet de trois modalités de gestion de pailles de blé sur la quantité d'azote organisé à l'automne, pour deux années d'expérimentation (Machet *et al.*, 1997)**

Cet effet peut être plus important dans un sol contenant beaucoup d'azote minéral dans la couche superficielle (30 premiers centimètres).

L'organisation d'azote se poursuit pendant l'hiver et représente encore 20 à 30 kgN/ha. Cette organisation d'azote est prise en compte dans la méthode du bilan de masse prévisionnel (Taureau et Mary, 1995).

- 19 essais réalisés par Arvalis entre 1981 et 1994 sur la gestion des pailles de blé (Laurent et Eschenbrenner, 1995) :

Ces essais ont permis la comparaison de différents modes de gestion des pailles de blé.

#### *Effet du brûlage des pailles :*

Le brûlage des pailles entraîne toujours une minéralisation nette positive et un reliquat à la reprise du drainage plus fort que par enfouissement avec déchaumage (en moyenne de 33 kgN/ha plus élevé).

#### *Effet des pailles mulchées :*

Plusieurs essais ont permis de comparer la restitution des pailles de blé sous forme de mulch ou par déchaumage.

La minéralisation avec le mulch est en moyenne supérieure de 3,8 kgN/ha à celle observée avec le déchaumage (moyenne de 23 résultats).

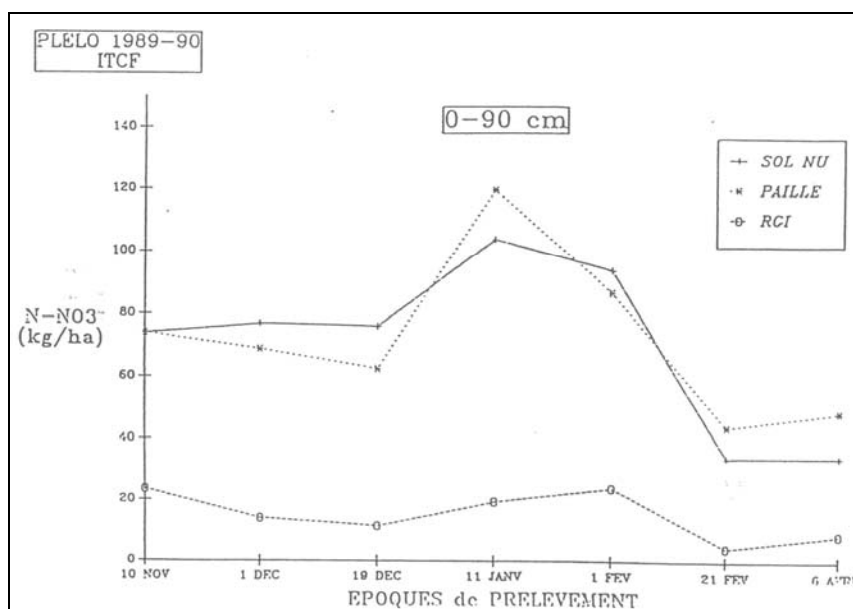
Pour le reliquat avant à la reprise du drainage, il y a peu de différences : plus 1,5 kgN/ha en moyenne pour le traitement mulch.

La technique du mulch évite une augmentation de la minéralisation liée au travail du sol mais le déchaumage permet une plus grande immobilisation d'azote par décomposition des pailles. Le traitement par mulch n'est donc pas supérieur à celui par déchaumage. De plus, le mulch peut augmenter la température et l'humidité du sol (d'où augmentation de la minéralisation).

- Essai Arvalis à Plélo, 1989-90 (Chauvin *et al.*, 1997) :

Dans cet essai, les quantités d'azote nitrique dans le sol sont comparées après un blé sous pailles mulchées, sous sol nu ou avec une CIPAN.

Les reliquats azotés ne sont pas significativement différents sous pailles mulchées et sous sol nu (figure 37)



**Figure 37 : Reliquat d'azote nitrique dans un traitement sans apport de lisier sous sol nu, sol avec paille mulchée et sous RGI à Plélo en 1989-90 (Chauvin *et al.*, 1997)**

- Essais en Poitou-Charentes sur l'incorporation des pailles de blé (Minette, 2005) :

Deux essais ont été réalisés en 2002-2003 à Oiron (79) et Lusignan (86). Les traitements pailles exportées et pailles incorporées ont été comparés.

L'incorporation des pailles a engendré une faible organisation nette : entre 5 et 15 kgN/ha.

- Impact des résidus de colza (Justes *et al.*, 1999) :

Justes *et al.* (1999) ont suivi les quantités d'azote dans un sol nu après incorporation de résidus de colza (fertilisé et non fertilisé), sur un essai à Châlons-en-Champagne (sol de craie).

L'incorporation des résidus de colza a provoqué une immobilisation de 20 kgN/ha pendant l'été et jusqu'en novembre. Ensuite, on observe une minéralisation nette qui est plus importante pour les résidus issus de la culture fertilisée : 10 % de l'azote contenu dans ces résidus est minéralisé au bout de 9 mois.

- Site de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2005a) :

L'enfouissement des résidus avec un déchaumage après la récolte a été encouragé sur le bassin de Bruyères (Aisne), entre 1991 et 1999.

L'immobilisation par les résidus de culture est estimée en moyenne à 24 kgN/ha en fin d'automne. En cohérence avec d'autres auteurs cités par Beaudoin *et al.* (2005a) Mary *et al.* : 17-24 kgN/ha et Nicholson *et al.* : 10-25 kgN/ha.

- Valeurs proposées par le COMIFER pour l'organisation ou la minéralisation nette d'azote issue des résidus de culture pendant l'interculture (COMIFER, 2002) :

Le COMIFER propose des valeurs de minéralisation ou organisation nette de divers résidus (selon le mode de gestion) entre la récolte et le début du drainage (tableau 34). Ces valeurs sont issues d'une synthèse des connaissances disponibles.

**Tableau 34 : Valeurs de minéralisation ou organisation nette de divers résidus proposés par le COMIFER (2002)**

Résidus de culture	Mode d'incorporation	$m_r$ (kgN/ha)
Pailles de céréales	Exportées	+ 5
	Enfouies	- 25
	En surface (mulch)	0
Pailles de colza	Enfouies	+ 15
Verts de betterave	Exportés	0
	Enfouis	+ 10
Cannes de maïs	Enfouies (rdt < 100 q/ha)	- 20
	Enfouies (rdt > 100 q/ha)	- 30
	En surface (mulch)	0
Maïs ensilage		0
Cannes de tournesol	Enfouies	- 20
Pailles de pois protéagineux	En surface (mulch)	0
	Enfouies	+ 20
Fanes de pommes de terre	Enfouies	+ 20
Fanes de pois de conserve	Enfouies	+ 20
Pailles de soja	Enfouies	+ 10

On peut noter que les valeurs de ce tableau pour  $m_r$  se rapprochent des valeurs de  $M_r$  caractérisant l'effet azote des résidus de cultures dans le cadre du calcul de la dose prévisionnelle d'azote. Il ne faut pas cependant confondre ces deux termes car il quantifie la minéralisation sur deux périodes distinctes.

### 2.3.2. Impact de la restitution des résidus de cultures sur les pertes d'azote par lixiviation :

D'après Machet *et al.* (1997), des résultats obtenus au champ par différents auteurs montrent une réduction des pertes par lixiviation associée à l'enfouissement de la paille de céréale de l'ordre de 10 à 50 kgN/ha.

- Essai à Mons-en-Chaussé, station expérimentale de l'INRA (1990-91 et 1991-92) :

A partir des reliquats mesurés à la reprise du drainage, l'effet des modes de gestion des pailles sur les pertes nitriques a été simulé pour différentes hypothèses de précipitations à l'aide du modèle de Burns (Recous *et al.*, 1997a). Le tableau 35 reprend les résultats de ces simulations.

**Tableau 35 : Réduction du lessivage d'azote par la restitution des pailles simulée pour différents scénarios climatiques (d'après Recous *et al.*, 1997a)**

Pluies	Azote potentiellement lessivé (kg N/ha)				Réduction du lessivage	
	RP	R0P	MP	M0P	RP-R0P	MP-M0P
<i>Période hivernale 1990-91</i>						
N min 0-90 cm	36,3	78,9	72,9	70,9		
100 mm	1	2	8	2	-1	+6
200 mm	19	39	44	36	-20	+8
300 mm	33	71	67	64	-38	+3
<i>Période hivernale 1991-92</i>						
N min 0-90 cm	48,8	81,33	61,4	75,2		
100 mm	0	0	0	0	0	0
200 mm	20	31	24	26	-11	-2
300 mm	43	70	54	63	-27	-9

RP : traitement rotavator, restitution des pailles

R0P : traitement rotavator, pailles exportées

MP : traitement mulch, restitution des pailles

M0P : traitement mulch, pailles exportées

La restitution et l'enfouissement des paille peut permettre une diminution assez sensible des pertes par lixiviation : de l'ordre de 30 kgN/ha pour 300 mm de précipitations hivernales. La restitution avec mulch a un effet plus limité.

- Ferme expérimentale du Magneraud (Bouthier *et al.*, 2000) :

Sur la ferme expérimentale du Magneraud (Poitou-Charentes), l'effet de la restitution des pailles de blé sur les pertes d'azote par lixiviation pendant la saison de drainage suivante a été étudié pendant 4 ans.

Un effet sur les pertes de nitrates a été observé trois années sur quatre : entre - 5 et - 27 kgN/ha. Aucun n'effet n'a été observé une année sur quatre probablement à cause d'un automne et d'un hiver sec.

- Essai de Kerlavic sur la gestion des cannes de maïs grain (Besnard, 2004a) :

Dans cet essai, l'effet du mode de gestion de l'interculture sur le devenir de l'azote dans le sol est étudié, dans le cadre d'une monoculture de maïs grain. L'année 2003 constitue la troisième année de l'essai.

6 traitements sont comparés :

- témoin : pas de broyage (labour avant maïs suivant)
- broyage grossier travail superficiel (labour avant maïs suivant)
- broyage fin travail superficiel
- broyage fin sans travail superficiel (sans labour avant maïs suivant)
- RGI semé sous couvert, sans broyage ni travail superficiel (labour avant maïs suivant)
- RGI semé après récolte et labour.

Les pertes d'azote par lixiviation et les concentrations en nitrates de la lame drainante ne sont pas significativement différentes pour les 4 premiers traitements. Seul l'implantation d'un RGI permet une diminution des pertes.

*A retenir :*

Le rapport C/N des résidus détermine leur effet à terme sur la fourniture d'azote (minéralisation ou organisation nette). Les pailles de céréales, de colza et les cannes de maïs ont un C/N suffisamment élevé pour provoquer une organisation nette d'azote lors de leur décomposition.

Un enfouissement dans les premiers centimètres du sol est généralement plus efficace qu'un mulch pour favoriser cette organisation (meilleur contact sol – résidus).

L'impact sur les fuites de nitrates est dépendant des conditions climatiques et n'est pas toujours observé.

## ***2.4. Impact du non labour sur les fuites de nitrates :***

Les techniques de non labour sont apparues en Bretagne depuis quelques années. Elles sont cependant encore peu fréquentes.

Les techniques de non labour sont diverses et on peut notamment différencier :

- le travail superficiel qui s'effectue sur toute la surface de la parcelle sur les premiers centimètres de sol
- le semis direct qui limite le travail du sol à la ligne de semis.

L'arrêt du labour induit de nombreux changements sur les propriétés du sol et le cycle de l'azote dans le sol. On peut donc se demander quel est l'effet du non labour, à l'échelle du système de culture, sur les fuites de nitrates.

### **2.4.1. Effets du non labour sur le cycle de l'azote dans le sol :**

#### **2.4.1.1. Evolution de la matière organique du sol :**

La suppression du labour entraîne une accumulation de la matière organique en surface (Germon *et al.*, 1994). La teneur en carbone et azote organique décroît avec la profondeur

alors que le labour, en mélangeant la matière organique sur la couche de labour provoque une homogénéisation de ces teneurs (Labreuche et Bodet, 2001). Sur les premiers centimètres de sol, le taux de matière organique est ainsi généralement plus important en semis direct et travail superficiel qu'en labour (Germon *et al.*, 1994 ; Oorts, 2006). Sur le reste de la profondeur correspondant à la couche de labour, le taux de matière organique en travail simplifié devient inférieur à celui mesuré en labour (Labreuche et Bodet, 2001).

Sur la profondeur équivalente à la couche labourée, le stock global de matière organique augmente en non labour. Ainsi, sur un essai de longue durée géré par Arvalis à Boigneville (91), le stock de carbone organique de la couche arable en travail superficiel et semis direct a augmenté de + 7 et + 6 % par rapport au labour au bout de 28 années (Labreuche et Bodet, 2001 ; Recous et Laurent, 2001). Cette augmentation a été confirmée par des mesures de stock de carbone et d'azote organique effectuées au bout de 32 ans d'expérimentation (Oorts, 2006). Les stocks de carbone et d'azote des parcelles en semis direct étaient respectivement de 15 % et 10 % supérieurs aux stocks des parcelles en labour sur la couche 0-20 cm. L'augmentation du stock de carbone organique en non labour est très souvent rapportée dans la littérature internationale même si les valeurs proposées sont assez variables (INRA, 2002).

#### 2.4.1.2. Minéralisation de la matière organique :

L'augmentation du stock de matière organique observée serait en grande partie la conséquence d'une minéralisation ralentie du stock initial (Germon *et al.*, 1994). En appliquant un modèle de simulation des stocks de carbones aux données observées sur l'essai de Boigneville, Willeman *et al.* (cités par INRA, 2002) ont montré que la vitesse de minéralisation de la matière organique (coefficient de minéralisation  $K_2$ ) varie selon les traitements et est plus importante en labour (tableau 36). En fait, le labour réduirait la protection physique, par les particules minérales, des matières organiques humifiées (Recous et Laurent, 2001). Le taux d'humification (coefficient isohumique  $K_1$ ) varie également : il est plus faible en semis direct que dans les autres traitements. Ceci s'expliquerait par un contact réduit entre les résidus de récolte et le sol et par une décomposition assurée principalement par les champignons du sol (Labreuche et Bodet, 2001).

**Tableau 36 : Evolution des coefficients  $K_1$  et  $K_2$  en fonction du type de travail du sol (d'après INRA, 2002)**

Traitements	Coefficient isohumique $K_1$	Coefficient de minéralisation $K_2$ (année <sup>-1</sup> )
Labour	21.3 %	4.6 %
Travail superficiel	20.1 %	3.2 %
Semis direct	13.2 %	1.7 %

Ces conclusions se basent sur des observations à long terme. A l'échelle de l'année, on peut se demander quelles sont les conséquences du non labour sur la minéralisation et la fourniture d'azote. En effet, d'après Germon *et al.* (1994), le ralentissement de la vitesse de minéralisation pourrait être compensé par l'augmentation du stock de matière organique et donc du pool d'azote minéralisable.

Oorts (2006) souligne que les effets au champ du non labour sur la fourniture de l'azote sont encore peu clairement établis. Le climat au niveau du sol pourrait jouer un rôle important sur la minéralisation. En semis direct, la présence d'un mulch à la surface du sol réduit les fluctuations de température ; le sol a tendance à se réchauffer plus lentement au printemps.



L'humidité est souvent plus importante en lien également avec la présence d'un mulch en surface. Ces différences peuvent induire des différences temporelles de la fourniture d'azote entre les deux systèmes.

Le labour pourrait aussi provoquer un pic de minéralisation élevé mais temporaire. Plusieurs études citées par Germon *et al.* (1994), montrent une plus grande richesse du sol en azote minéral en automne et hiver dans un profil labouré par rapport à un semis direct. Stenberg *et al.* (1999) observent également une augmentation de la minéralisation automnale après un labour plus élevée que quand celui-ci est reporté au printemps.

Pour Germon *et al.* (1994), ces deux facteurs induisent des différences temporelles dans la fourniture d'azote mais avec des quantités annuelles équivalentes.

Oorts (2006) a suivi l'évolution de l'azote minéral sur le site de Boigneville pendant l'interculture blé – maïs (entre août 2003 et avril 2004) en sol nu et pour deux modes de travail du sol différents (semis direct et labour, différenciés depuis 32 ans). Le calcul de la minéralisation nette à l'aide du modèle LIXIM ne montre pas de différence significative entre les deux modes de travail du sol.

#### 2.4.1.3. Dénitrification :

La possibilité d'une dénitrification plus active en non labour est souvent mise en avant (Germon *et al.*, 1994). En effet, les conditions anaérobies pourraient être plus fréquentes en non labour (diminution de la porosité de l'horizon de surface, augmentation de l'humidité par la présence d'un mulch de résidus de cultures) et les concentrations en carbone et azote disponibles localement plus importantes. Cette augmentation serait cependant négligeable du point de vue de la gestion agronomique de l'azote (Oorts, 2006), mais pourrait avoir un impact environnemental (émission de N<sub>2</sub>O). Laurent et Eschenbrenner (1995) citent, par exemple, une augmentation moyenne de 4 kgN/ha (6 au lieu de 2) sur 3 ans des pertes par dénitrification en semis direct par rapport au labour, sur des sols argileux en Grande-Bretagne.

#### 2.4.2. **Effets du non labour sur le rendement des cultures et leur nutrition azotée :**

D'après la synthèse réalisée par Germon *et al.* (1994), plusieurs types d'évolution des courbes de réponse à l'azote peuvent être observés.

Dans certains cas, les rendements à niveau de fertilisation identique sont les mêmes en labour et système simplifié.

Dans la plupart des cas, les rendements sont inférieurs en non labour pour des bas niveaux de fertilisation azotée et identiques pour des hauts niveaux de fertilisation. Ceci traduirait le décalage dans le temps de la minéralisation avec une plus faible fourniture d'azote au début du printemps.

Dans d'autres cas, des rendements similaires ne peuvent être obtenus que par un surplus de 10 à 40 kgN/ha en semis direct. Cela pourrait être dû à une moindre fourniture d'azote, une moindre efficacité des engrais ou un enracinement plus réduit lié à la structure du sol.

En climat humide sur sol mal drainé, les rendements peuvent diminuer de façon importante en non labour à cause de conditions anaérobies. A l'inverse, une semelle de labour

particulièrement dense, en limitant la profondeur d'enracinement, peut être à l'origine de rendements plus faibles en labour qu'en travail simplifié.

Il ressort donc « une variation des réponses qui est surtout la conséquence des interactions entre la fourniture d'azote et les différents facteurs du milieu, notamment physiques et climatiques » (Germont *et al.*, 1994).

En Bretagne à la station expérimentale de Kerguéhennec, depuis 2000, une expérimentation compare labour, semis direct et travail superficiel à 5-7 cm sur une rotation maïs grain – blé – colza – blé. Cet essai se situe sur des limons sablo-argileux, non hydromorphes mais ayant tendance à se prendre en masse. Pour le maïs, les niveaux de rendements sont du même ordre quelque soit le mode de travail du sol (en 2000 et 2004). Pour le blé, des pertes de rendements ont été enregistrées deux années sur trois (en 2001 et 2003) à cause de mauvaises conditions d'implantation (Heddadj et Turlin, 2005).

### **2.4.3. Effets du non labour sur les transferts hydriques et les fuites de nitrates :**

#### **2.4.3.1. Ruissellement, infiltration et drainage :**

Les techniques de non labour sont généralement reconnues pour réduire le ruissellement (Oorts, 2006 ; Germon *et al.*, 1994 ; Réal *et al.*, 2005).

La présence de mulch végétal diminue l'effet splash et réduit la battance dans les sols sensibles. Par contre, la rugosité de surface est généralement plus faible en non labour. Le taux de couverture par les résidus est un facteur primordial de l'efficacité du mulch (CORPEN, 2004).

En dehors de cet effet de protection du mulch, l'infiltrabilité peut être plus forte en non labour grâce à la présence plus importante de macropores verticaux (Oorts, 2006). Un effet inverse du non labour peut toutefois être observé. A Kerguéhennec, la diminution de la porosité liée au travail du sol dans les parcelles sans labour ne semble pas compensée par la porosité biologique : les mesures d'infiltrabilité sont systématiquement inférieures en non labour (Heddadj et Turlin, 2005). Dans ce cas, le ruissellement en conditions hivernales apparaît plus important en non labour (saturation plus rapide du profil de sol).

L'impact du non labour sur l'infiltrabilité dépend vraisemblablement de plusieurs facteurs, comme le type de sol ou la fréquence des opérations culturales ayant un effet de tassement du sol, et peut aussi évoluer avec le temps.

En non labour, l'évaporation est généralement réduite par rapport au labour (effet mulch) ce qui peut augmenter le drainage (Oorts, 2006), même si cela peut être en partie compensé par une plus forte évaporation des cultures (Shipitalo *et al.*, 2000).

#### **2.4.3.2. Transferts hydriques et transferts de nitrates en profondeur :**

Il n'existe pas de consensus concernant l'effet du mode de travail du sol sur la lixiviation de l'azote (Oorts, 2006 ; Germont *et al.*, 1994).

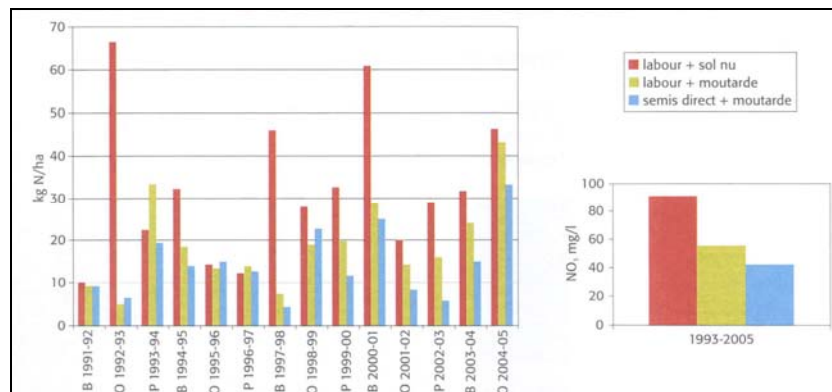
Le non labour peut modifier les transferts hydriques dans le sol en augmentant la porosité continue (porosité biologique), ce qui a pour effet de favoriser des transferts rapides (ou transferts « préférentiels ») d'eau dans le sol (Oorts, 2006 ; Réal *et al.*, 2005). Ces flux pourraient entraîner une augmentation des quantités d'azote lixivié quand il y a beaucoup d'azote minéral dans le sol (apport d'engrais, minéralisation), quand le sol est saturé en eau et que l'intensité de la pluie est importante (Oorts, 2006).

Shipitalo *et al.* (2000), rapportent des quantités annuelles de nitrates lixiviés identiques, entre semis direct et labour. Pour ces auteurs, les plus grandes pertes d'azote par le classique « effet piston » en labour, compenseraient l'augmentation des pertes par flux préférentiels en semis direct. Ils relèvent par contre un risque de transfert plus important en non labour lorsqu'un événement pluvieux se produit après une application de fertilisant au printemps.

Germont *et al.* (1994), rapportent des transferts hivernaux plus faibles en non labour observés pour des sols argileux drainés de Grande-Bretagne.

Sur l'essai de Boigneville, Oorts (2006), calcule des pertes par lixiviation, pendant l'interculture blé – maïs (entre août 2003 et avril 2004) en sol nu, significativement plus importantes en non labour (semis direct et travail superficiel). Cependant, sur un autre essai du même site, aucune différence significative n'a été trouvée entre les différents modes de travail du sol.

Sur l'essai CIPAN de Boigneville (essai initié en 1991-92 pour étudier l'effet de l'introduction systématique d'une moutarde et/ou du non labour sur les fuites de nitrates dans une succession pois – blé – orge), des pertes plus faibles sont observées 10 années sur 14 en semis direct avec moutarde, par rapport au labour avec moutarde (figure 38). Les bilans d'azote sont cependant très différents pour les deux systèmes étant donné qu'il y a eu, plusieurs années, des pertes de rendements en semis direct (notamment pour le pois).



**Figure 38 : Quantités d'azote lixivié dans la rotation pois (P) – blé (B) – orge (O) et concentration moyenne en nitrate de l'eau drainée à 90 cm sur la période 1993-2005 (Labreuche *et al.*, 2006)**

*A retenir :*

L'abandon du labour a des effets sur le cycle de l'azote et sur la structure du sol.

Concernant les fournitures d'azote, la minéralisation annuelle semble peu affectée en situation d'équilibre mais des variations temporelles sont observées.

Le rendement des cultures peut être limité en non labour par des problèmes d'implantation ou d'hydromorphie (importance de la structure du sol).

Sur le drainage et les risques de pertes par lixiviation, les quelques références disponibles peuvent parfois apparaître contradictoires. Il semble que les évolutions observées soient liées également au type de sol et à son état initial.

Il est donc pour l'instant difficile d'évaluer une éventuelle efficacité du non labour vis-à-vis de la limitation des fuites de nitrates.

Il semble toutefois opportun de limiter, dans la mesure du possible, le travail intensif à l'automne, que ce soit un labour ou un travail superficiel. Ainsi, Briffaux et Aubrion (1998) observent une augmentation des pertes de nitrates en cas de déchaumage intensif (2 à 3 passages après la récolte du blé et du pois). Il y a tout de même un intérêt à enfouir les résidus avec un rapport C/N élevé (organisation d'azote).

La reprise du labour après une période en non labour pourrait augmenter les risques de fuites de nitrates par rapport à un labour régulier (Catt *et al.*, 2000).

### 3. Fuites de nitrates dans les systèmes de cultures annuelles en Bretagne

Dans cette partie, nous aborderont les questions suivantes :

- Quel est le niveau des fuites de nitrates mesurées pour des systèmes de cultures de type maïs – céréale optimisés (fertilisation équilibrée, introduction de CIPAN) ?
- Quelle est l'efficacité d'une réduction supplémentaire de la fertilisation ?
- Y a-t-il une différence entre les systèmes avec uniquement de la fertilisation minérale et les systèmes avec fertilisation organique ?
- Quels seraient les impacts de différents changements de cultures ?

### 3.1. Fuites de nitrates observées pour des systèmes maïs - céréales avec une fertilisation équilibrée et avec ou sans CIPAN :

#### 3.1.1. Monocultures de maïs :

- Etude des pertes par lixiviation à l'INRA de Quimper (Simon et Le Corre, 1988) :

Un suivi sur cases lysimétriques a été effectué à Quimper pendant 2 périodes de 4 et 6 ans sur un sol sablo-limoneux sur granite.

Il s'agit d'une monoculture de maïs avec fertilisation à l'équilibre (apports équivalents aux exportations moyennes soit 120 kgN/ha/an). Pour la première période, il y a un seul traitement : l'interculture est en sol nu. Pour la deuxième période, deux traitements sont comparés : sans ou avec un RGI en dérobé (fertilisé à 60 kgN/ha au printemps). Le tableau 37 présente les résultats de ce suivi.

**Tableau 37 : Drainage, pertes d'azote par lixiviation et concentration en nitrate pour observés pour une monoculture de maïs à Quimper (d'après Simon et Le Corre, 1988)**

	1969-1972 sans RGI	1983-1988 sans RGI	1983-1988 avec RGI
<i>Drainage (mm)</i>			
Case 1	441		
Case 2		731	
Case 3	462		
Case 4	452		
Case 6			674
<i>N lessivé (kg/ha/an)</i>			
Case 1	59		
Case 2		96	
Case 3	65		
Case 4	68		
Case 6			45
<i>Concentration (mg NO<sub>3</sub>-/l)</i>			
Case 1	59		
Case 2		58	
Case 3	66,5		
Case 4	66,5		
Case 6			29,5

Les pertes en monoculture de maïs sans culture intermédiaire sont plus élevées pour la période 1983-1988 que pour la période 1969-1972 (en lien avec le drainage). Avec un RGI en dérobé, les pertes moyennes annuelles sont de 45 kgN/ha/an entre 1983 et 1988 soit une concentration moyenne en nitrate de 29,5 mg/l.

- Expérimentation sur la gestion de l'interculture maïs grain – maïs grain à Kerlavic (Besnard, 2004a) :

Un suivi avec bougies poreuses, des pertes d'azote en monoculture de maïs grain, a été réalisé à la station expérimentale de Kerlavic en 2003-2004 (lame drainante d'environ 430 mm). Le tableau 38 présente les résultats de ce suivi.

**Tableau 38 : Pertes d'azote et concentration en nitrate observées pour un maïs grain, en 2003-2004, avec plusieurs modes de gestion de l'interculture (d'après Besnard, 2004a)**

	<b>Sol nu</b>	<b>RGI semé sous couvert</b>	<b>RGI semé après récolte (fin septembre)</b>
Pertes par lixiviation (kgN/ha)	57	21	28
Concentrations (mg/l)	67	27	36

- Ferme expérimentale de Crécom (Le Gall et Cabaret, 2002) :

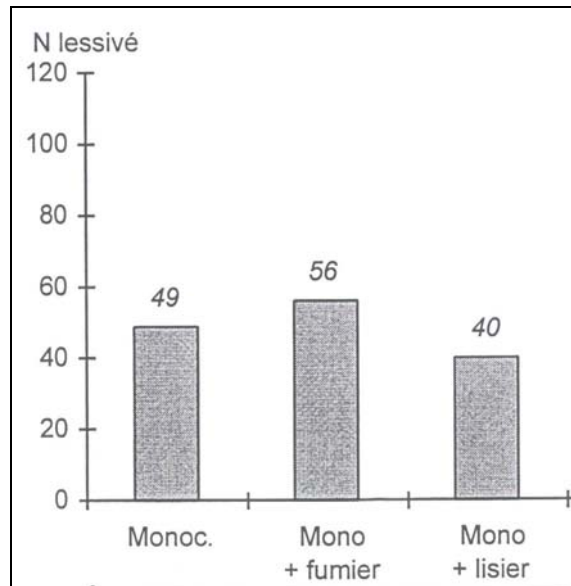
Une expérimentation sur l'optimisation environnementale des systèmes laitiers a été menée de 1995 à 1998 à la ferme expérimentale de Crécom.

Les sols sont limono-sableux, de 80 à 100 cm de profondeur et avec une teneur en matière organique variant entre 4 et 8 %. La lame drainante moyenne annuelle est de 394 mm entre 1996 et 1998.

Le maïs ensilage est cultivé en monoculture ou après retournement de prairie. La fertilisation est raisonnée à partir de l'équation du bilan de masse et des références régionales.

Les CIPAN (RGA en 1996, RGI en 1997 et 1998) sont semées sous couvert de maïs au stade 6-8 feuilles. Leur développement est assez faible : proche de 1 t MS/ha fin février en moyenne (environ 20-25 kgN/ha dans les parties aériennes).

Les pertes d'azote par lixiviation en monoculture sont comprises entre 40 et 56 kgN/ha suivant le type de fertilisation sur la période 1996-1998 (soit 54 kgN/ha en moyenne, concentration en nitrates de 67 mg/l) (figure 39).



**Figure 39 : Pertes d'azote nitrique en fonction du mode de conduite de la culture de maïs en monoculture (Le Gall et Cabaret, 2002)**

- Ferme expérimentale de Trévarez (Lombard, 2002) :

Une autre expérimentation sur les systèmes laitiers est menée à la ferme expérimentale de Trévarez. Les sols sont sablo-limoneux et riches en matière organique. La pluviométrie est importante : 1300 mm/an.

Le maïs ensilage est cultivé en monoculture. La fertilisation est raisonnée à partir de l'équation du bilan de masse et des références régionales. Une culture intermédiaire (RGI) est implantée sous couvert de maïs.

Le tableau 39 présente les pertes d'azote observées en 1999 et 2001 sous les parcelles de maïs.

**Tableau 39 : Pertes d'azote nitrique en kgN/ha sous maïs en 1999 et 2001 à Trévarez (d'après Lombard, 2002)**

	<b>1999</b>	<b>2001</b>	<b>Moyenne</b>
Lame drainante (mm)	388	444	416
Azote lessivé (kgN/ha)	44	48	46
Concentration (mg/l)	50	48	49

- Site lysimétrique de l'INRA à Rennes (Fauvel et Morvan, 1998) :

Cette expérimentation a été effectuée sur cases lysimétriques dans la bassin de Rennes entre 1993 et 1997. Les précipitations moyennes étaient de 700 mm/an pour cette période.

Il s'agit d'une monoculture de maïs sans culture intermédiaire. Plusieurs modes de fertilisation sont comparés (tableau 40).



**Tableau 40 : Pertes d'azote par lixiviation observées sous maïs pour deux modes de fertilisation (d'après Fauvel et Morvan, 1998)**

	<b>Témoin 0 azote</b>	<b>Fertilisation minérale équilibrée</b>
Pertes cumulées entre 1994 et 1997	88 kgN/ha	125 kgN/ha
Pertes moyennes annuelles	22 kgN/ha/an	31 kgN/ha/an

Les pertes annuelles paraissent assez faibles malgré l'absence de culture intermédiaire. Il faut cependant noter que la lame drainante était peu importante (280 mm en 1994 mais seulement 105 mm en 1995 et 70 mm en 1997). Les concentrations peuvent donc être importantes : en 1994, elles étaient de 93 mg/l pour le témoin et de 140 mg/l pour le maïs fertilisé à l'équilibre.

*A retenir :*

En monoculture de maïs sans culture intermédiaire, les pertes par lixiviations sont importantes même quand la fertilisation est équilibrée. Dans des situations avec un drainage élevé (lame drainante de 400 mm/an ou plus), elles varient d'après nos données entre 57 et 96 kgN/ha/an. Pour ces situations, la concentration en nitrate des eaux de drainage varie en moyenne entre 60 et 70 mg/l. Pour les situations avec un drainage plus faible, les pertes peuvent être moins importantes mais les concentrations plus élevées.

Avec l'introduction d'une culture intermédiaire, les pertes par lixiviation sont plus faibles (divisées par deux). Pour des situations arrosées, les pertes observées varient entre 21 et 54 kgN/ha/an. Les concentrations varient de 27 mg/l à 67 mg/l. Il semble qu'en dehors du climat, la réussite de la culture intermédiaire, plus ou moins développée selon les cas, soit un facteur de variation.

### **3.1.2. Successions maïs – blé :**

- Expérimentation sur le devenir de l'azote des CIPAN à Kerlavic (Besnard *et al.*, 2005) :

Cet essai, avec suivi des pertes d'azote par bougies poreuses, a lieu à la station expérimentale de Kerlavic depuis 10 ans (résultats sur la période 1995 – 2004). Pour chaque succession, il y a deux répétitions, maïs en décalé. C'est à dire que pour une année donnée, on a pour une parcelle, du maïs et pour l'autre du blé, et ceci pour les deux types de succession (avec ou sans CIPAN).

La succession maïs – blé sans CIPAN est fertilisée de manière équilibrée (méthode du bilan). Les pertes d'azote nitrique pour cette succession s'élèvent à 71 kgN/ha/an (moyenne sur 10 ans). Elles sont souvent plus importantes pendant l'interculture blé – maïs que pendant l'interculture maïs – blé (figure 40).

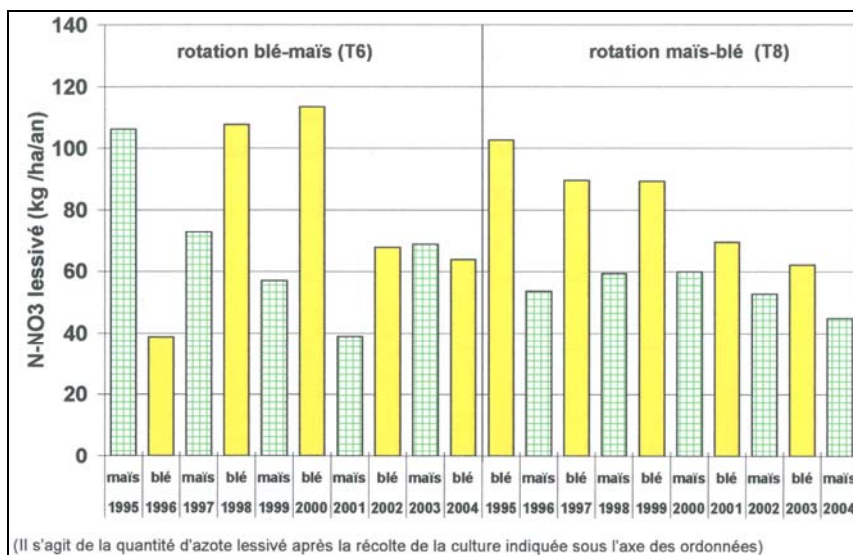


Figure 40 : Pertes d’azote nitrique pour la succession maïs – blé entre 1995 et 2004 à Kerlavec (Besnard *et al.*, 2005)

Pour la succession maïs – blé avec une CIPAN avant maïs, le maïs reçoit la même fertilisation que dans la succession sans CIPAN. Les pertes d’azote nitrique pour cette succession s’élèvent à 39 kgN/ha/an (moyenne 10 ans). Elles sont très faibles pour l’interculture blé – maïs (figure 41).

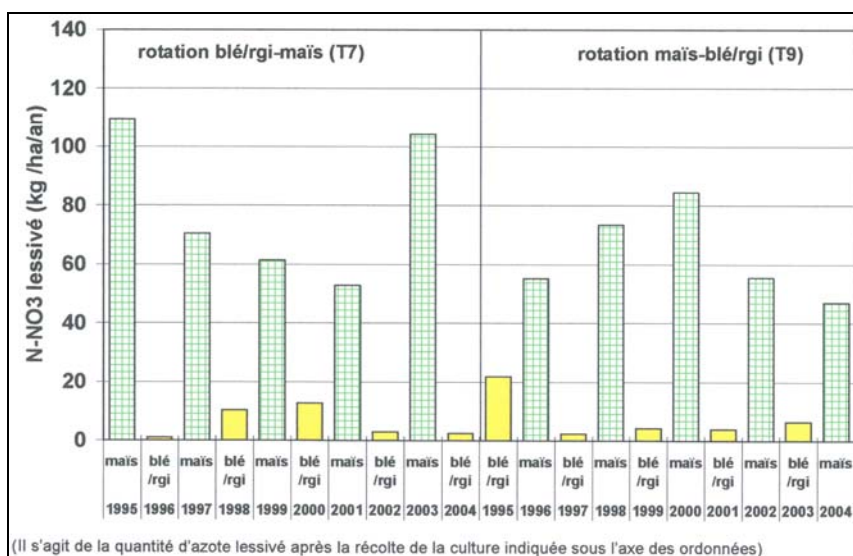


Figure 41 : Pertes d’azote nitrique pour la succession maïs – blé + RGI entre 1995 et 2004 à Kerlavec (Besnard *et al.*, 2005)

L’introduction d’une CIPAN a permis de réduire les pertes de 32 kgN/ha/an en moyenne sur 10 ans soit 45 % de réduction. Dans la succession avec CIPAN, les pertes ont principalement lieu pendant la saison de drainage qui suit le maïs (donc sous le blé).

- Essai Arvalis à Bignan sur l'effet des CIPAN à long terme (Labreuche *et al.*, 2006) :

Depuis 1992-93, dans une rotation blé – maïs, les pertes d'azote sont mesurées avec et sans RGI dans l'interculture blé – maïs. La fertilisation est identique dans les deux cas.

Le RGI en CIPAN est détruit mi février par 2 passages de cover crop. Un labour est réalisé avant chaque culture principale. Le sol est un limon sableux profond sur schiste assez riche en matière organique (3 %).

Les pertes par lixiviation moyennes entre 1994 et 2004 sont (sur l'ensemble de la succession) :

- 60 kgN/ha/an avec sol nu
- 45 kgN/ha/an avec RGI.

On observe donc une réduction de 32 % des pertes pour la succession intégrant une CIPAN.

- Etude par modélisation réalisée par T. Morvan de l'INRA (Morvan, 2000) :

A partir de références sur les reliquats post-cultureux et sur la minéralisation automnale et hivernale, Morvan (2000), a modélisé les pertes par lixiviation pendant la période de drainage après blé ou maïs à l'aide du modèle LIXIM.

Ce travail a été effectué pour 2 types de sols, avec le climat du Rheu (6 ans). Les résultats présentés ici (tableau 41) correspondent à des situations de fertilisation équilibrée.

**Tableau 41 : Azote lixivié au 31/03 (kgN/ha, moyenne 5 ans) pour les différentes situations (d'après Morvan, 2000)**

Type de sol	Après maïs	Après blé (sol nu)	Après blé (CIPAN)
Sol 1	86	103,5	18
Sol 2	69	75	10

D'après ces simulations, les pertes dans une succession maïs – blé sans culture intermédiaire seraient en moyenne de 95 kgN/ha/an en sol 1 et de 72 kgN/ha/an en sol 2. Avec culture intermédiaire, les pertes seraient de 52 kgN/ha en sol 1 et 40 kgN/ha en sol 2 soit 45 % de réduction des pertes pour les 2 types de sols.

*A retenir :*

Pour les successions maïs – blé, on dispose des résultats de deux essais de longue durée en Bretagne : Kerlavic et Bignan. En situations de fertilisation raisonnée mais sans culture intermédiaire, les pertes sont de 71 kgN/ha/an à Kerlavic et 60 kgN/ha/an à Bignan. Avec une CIPAN entre le blé et le maïs, elles sont de 39 kgN/ha/an à Kerlavic et de 45 kgN/ha/an à Bignan (soit une réduction de 45 et 32 % respectivement). On ne dispose pas de données sur les concentrations moyennes mais ces deux essais ayant lieu dans des contextes avec de forts excédents pluviométriques, celles-ci sont vraisemblablement assez faibles (inférieures à 50 mg/l) pour les successions avec CIPAN.

## 3.2. Evaluation de différentes pratiques de fertilisation du point de vue des fuites de nitrates :

### 3.2.1. Réduction de la fertilisation en dessous de la dose optimale prévisionnelle :

L'effet d'une réduction de la fertilisation en dessous de la dose optimale prévisionnelle, ce qui correspond à une diminution des objectifs de rendements, a été testé dans plusieurs expérimentations.

- Essai de Thibie (Briffaud et Aubrion, 1998 ; Beaudoin *et al.*, 2003 ; Mary *et al.*, 2002) :

Essai mené par l'INRA et Arvalis, à Thibie en Champagne crayeuse, depuis 1991.  
Rotation : betterave, pois, blé.

Quatre conduites culturales sont comparées :

- 2 niveaux de fumure azotée (dose optimale et dose optimale moins 35 %)
- Cultures intermédiaires systématiques ou absentes.

Entre 1991 et 1999, l'apport moyen annuel (pois exclu) était de 180 kgN/ha pour la fertilisation équilibrée et de 122 kgN/ha/an pour la fertilisation réduite. Cette réduction de la fertilisation a permis de réduire la balance azotée (entrées – sorties) de 69 % : le solde d'azote était de 15-18 kgN/ha/an au lieu de 34-39 kgN/ha/an. Cela montre que les rendements, et donc les exportations d'azote n'ont pas diminué de façon proportionnelle à la fertilisation.

Par contre, cette réduction de la fertilisation de 35 % a réduit les pertes par lixiviation de seulement 16 % soit 5 kgN/ha/an. Dans le même temps, l'introduction de CIPAN, sans modifier le bilan d'azote, a permis de diminuer les pertes par lixiviation de 62 %.

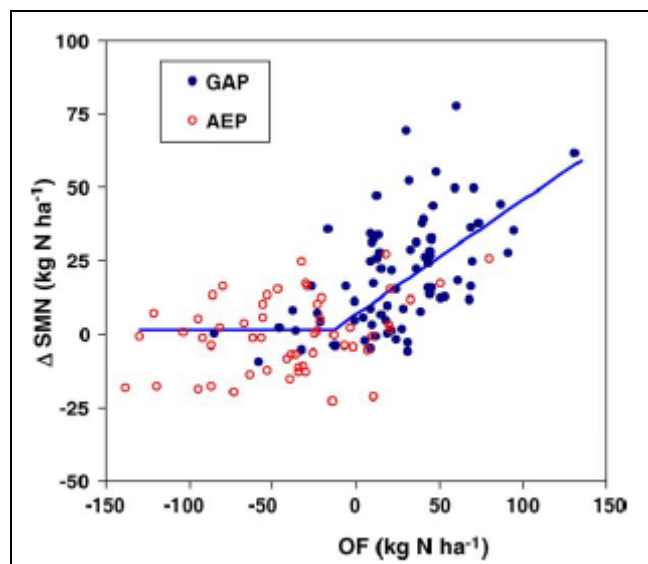
- Site de Bruyères (Beaudoin *et al.*, 2003 ; Beaudoin *et al.*, 2005a) :

Site d'étude en situation agricole de 187 ha (145 ha de SAU) situé dans l'Aisne. Les cultures présentes pour ce site sont le blé, la betterave, le pois de printemps, l'orge d'hiver et le colza.

Entre 1990 et 1996 : pratiques de fertilisation optimisée (dose optimale calculée avec le logiciel Azobil) et implantation de CIPAN (fertilisation optimisée – GAP). Entre 1997 et 1999 : diminution de la fertilisation de 20 % par rapport à la dose optimale et CIPAN (fertilisation réduite – AEP).

Lors de la période 1997-1999, les rendements en matière sèche n'étaient pas significativement différents de ceux de la première période. Par contre, les exportations d'azote étaient plus faibles.

Cette diminution de la fertilisation a permis de réduire le solde de la balance azotée : celui-ci est de - 1 kgN/ha contre + 22 kgN/ha entre 1990 et 1996 (figure 42). Une diminution de reliquat d'azote à la récolte de 9 kgN/ha en moyenne a également été observée.



**Figure 42 : Relation entre l'excès d'azote minéral dans le sol à la récolte et la surfertilisation calculée a posteriori (GAP : fertilisation raisonnée avec le logiciel Azobil ; AEP : idem moins 20 %) (Beaudoin *et al.*, 2005a) Voir page 14 figure 5 pour la légende des deux axes**

Par contre, le reliquat au début de la période de drainage n'était pas significativement différent entre les deux niveaux de fertilisation.

Les cultures intermédiaires ont prélevé moins d'azote en moyenne pour la période 1997-1999 que pour 1990-1996 : 19 kgN/ha contre 28 kgN/ha (parties aériennes).

Enfin, au niveau des pertes d'azote par lixiviation, aucune différence significative n'a été observée entre les deux niveaux de fertilisation.

Pour Beaudoin *et al.* (2005a), cette absence de différence s'explique par le fait que les CIPAN ont prélevé plus d'azote dans le système fertilisation optimisée ce qui a eu pour effet de compenser le fait que le reliquat post récolte était en moyenne supérieur par rapport au système fertilisation réduite.

- Autres données :

D'autres données sont citées par Beaudoin *et al.* (2005b), concernant la réduction des fuites de nitrates grâce à une diminution de la fertilisation en dessous de la dose optimale :

- 27 % à Jynde vad (Suède) avec 50 % de réduction de la fertilisation (Hansen and Djurhuus, 1996)
- 33 % à Lincolnshire (Angleterre) avec 50 % de réduction de fertilisation (Johnson *et al.*, 2002).

- Discussion sur l'intérêt d'une réduction de la fertilisation :

Pour Mary *et al.* (2002), les données de Thibie et de Bruyères permettent de dire que, pour une fertilisation azotée raisonnée, une réduction importante de la fertilisation ne conduit qu'à une diminution modérée du lessivage. Par contre, cette fertilisation réduite permet une diminution du solde de la balance azotée.

Le lessivage n'est donc pas forcément corrélé à la balance azotée même si une corrélation positive peut être trouvée pour les systèmes avec un large excès d'azote. Cette corrélation est moins évidente dans les systèmes de culture avec un faible excès d'azote (Beaudoin *et al.*, 2003).

En fait, l'excédent de la balance azotée correspond à trois flux : émissions vers l'atmosphère, immobilisation et lessivage.

Pour Beaudoin *et al.* (2003), une réduction de la fertilisation minérale dans des systèmes de cultures avec une fertilisation bien raisonnée aurait un effet probablement plus important sur les émissions gazeuses que sur les pertes par lixiviation.

Comme on l'a vu dans l'exemple de Bruyères, les CIPAN peuvent aussi compenser des reliquats d'azote un peu plus élevés tant que leur capacité d'absorption n'est pas dépassée.

En fait, pour une situation donnée, fertiliser en dessous de la dose optimale ne permet pas de diminuer le reliquat à la récolte (Chaney, 1989 ; Laurent, 1999 ; Beaudoin *et al.*, 2005a). L'intérêt principal d'une réduction de la fertilisation, en dessous de la dose optimale prévisionnelle, est quelle permet de limiter les situations où la fertilisation est en fait excédentaire a posteriori (soit par une mauvaise estimation des fournitures d'azote, soit par une non atteinte de l'objectif de rendement). Cette technique de réduction des apports pourrait donc être conseillée plus particulièrement pour les zones ou les parcelles présentant des rendements très variables (sols à RU faible, sols hydromorphes). On retrouve là un axe de la grille de risque qui était appliquée dans le cadre des opérations FERTIMIEUX.

*A retenir :*

La diminution de la fertilisation en dessous de la dose optimale prévisionnelle a une efficacité modérée sur la limitation des pertes d'azote nitrique. Pour les données disponibles, la diminution des pertes observées est de 16 % avec une baisse de 35 % de la fertilisation à Thibie, de 27 % et 33 % pour une baisse de 50 % à Jyndevad (Suède) et Lincolnshire (Angleterre). Il n'y a pas eu de diminution des pertes à Bruyères avec une réduction de 20 % de la fertilisation.

Cette technique peut tout de même avoir un intérêt pour limiter les fuites en cas de non atteinte de l'objectif de rendement.

Elle peut également être intéressante économiquement lorsqu'elle s'insère dans une stratégie globale de limitation des intrants.

### **3.2.2. Fertilisation minérale et fertilisation organique :**

Les apports organiques entraînent-ils des risques supplémentaires concernant les fuites de nitrates ?

Une partie plus ou moins importante de l'azote des engrais de ferme est apportée sous forme organique stable qui ne sera minéralisée que lentement et qui constituera « l'arrière effet » de l'engrais de ferme. Cette minéralisation, qui se confond avec celle de l'humus du sol, n'est pas forcément « en phase » avec le besoin des cultures (par exemple à l'automne). On peut donc penser que l'azote des apports organiques est plus difficile à gérer que l'azote minéral et que les risques de fuites sont plus importants.

On peut en fait différencier les lisiers et le fumier de volaille d'une part, dont la majorité de l'azote se trouve sous une forme rapidement disponible, et le fumier de bovin et les composts d'autre part, dont la part d'azote organique stable est importante (figure 43).

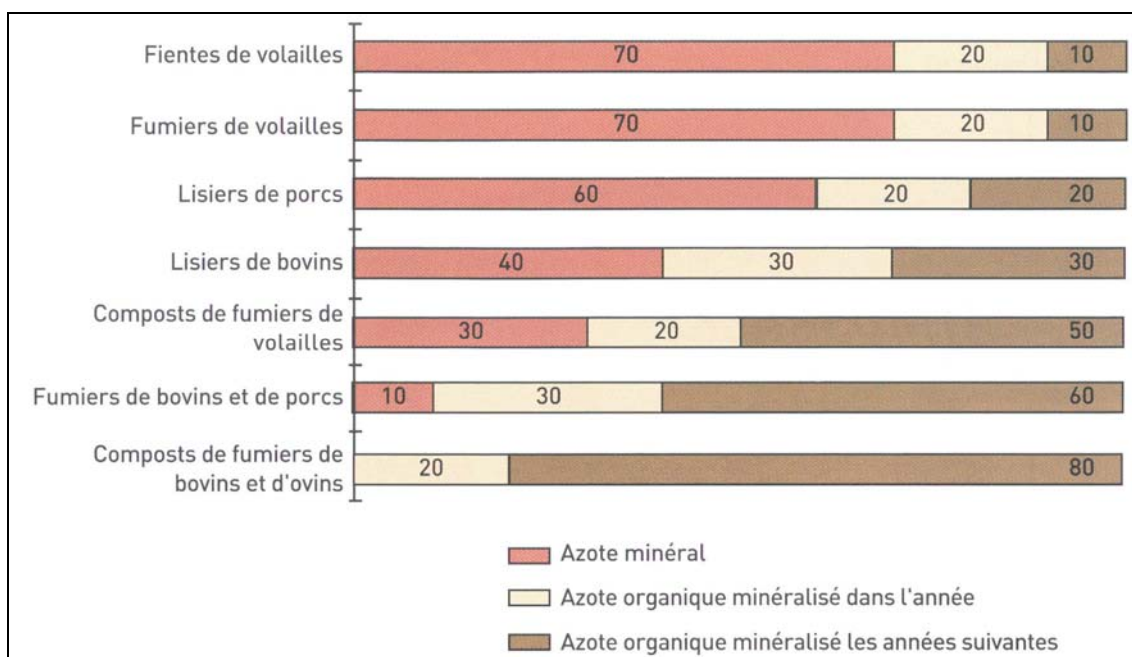


Figure 43 : Pourcentage des fractions azotées dans différents engrais de ferme (Bodet *et al.*, 2001)

Fauvel et Morvan (1998) ont comparé les fuites de nitrates sous une monoculture de maïs fertilisée d'une part avec de l'azote minéral et d'autre part avec du lisier entre 1994 et 1997.

Les pertes cumulées entre 1994 et 1997 étaient peu différentes dans les deux cas et même inférieures pour le maïs fertilisé avec du lisier (sans que cela puisse être expliqué par des mesures de reliquats).

Les données obtenues par Le Gall et Cabaret (2002), à la ferme de Crécom entre 1995 et 1998, montrent également des pertes comparables pour du maïs fertilisé avec du lisier (40 kgN/ha en moyenne) et du maïs fertilisé avec de l'engrais minéral (49 kgN/ha en moyenne).

Pour Beaudoin *et al.* (2005b), les apports organiques conduisent souvent à des niveaux de pertes plus élevés. D'après une revue de la littérature, ces auteurs indiquent que l'augmentation de la concentration en nitrates des eaux de drainage due à des apports de fumiers varierait entre 0 et 27 mg/l en fonction du climat, de l'occupation du sol, de la date d'application et de la nature de l'effluent.

Sur le terrain, les risques supplémentaires liés aux engrais de ferme peuvent être aussi dus à la difficulté d'apporter une dose précise sur la parcelle (fumiers de volaille) ou aux contraintes de portance du sol plus importantes que pour l'azote minéral qui ne permettent pas toujours un apport au meilleur moment.

*A retenir :*

Les engrais de ferme dont une part importante de l'azote se présente sous forme organique stable (fumiers de bovins, composts) vont avoir des arrières effets importants. Ces arrières effets se caractérisent par l'augmentation des quantités d'azote minéralisées, avec la même cinétique que pour la minéralisation de l'humus du sol et les mêmes risques de pertes par lixiviation. Les pertes d'azote nitrique seront alors généralement un peu plus importantes que pour les systèmes avec fertilisation exclusivement minérale.

Par contre, pour les engrais de ferme avec une part importante d'azote minérale (lisier), il n'y a pas de différence constatée sur les fuites de nitrates, avec l'engrais minéral.

### *3.3. Evaluation de différents changements de cultures :*

#### **3.3.1. Remplacement du maïs grain par du tournesol ou du maïs grain hâtif :**

##### 3.3.1.1. Evaluation vis-à-vis de la gestion de l'azote :

L'inconvénient du maïs grain est sa date de récolte tardive qui rend difficile l'implantation d'une culture intermédiaire dans de bonnes conditions. Cela pose problème pour les parcelles où il est cultivé en monoculture.

Une première possibilité serait de modifier les rotations pour éviter les monocultures de maïs grain en l'alternant avec une céréale d'hiver. Cela n'aurait cependant pas un impact fort sur les pertes d'azote nitrique (faible efficacité de la céréale pour limiter les pertes en hiver).

Il pourrait être possible d'utiliser des variétés de maïs grain hâtif, récoltées plus tôt. Cela permettrait d'obtenir un meilleur développement du couvert végétal avant le début de la saison de drainage, et donc de réduire les pertes.

On peut également envisager la culture du tournesol, en remplacement du maïs grain. Bien qu'il soit pratiquement absent en Bretagne, ça culture y est possible. Il présente l'avantage d'une récolte précoce (septembre, pour un semis entre le 1 et le 20 avril). Par contre, ces besoins en azote sont faibles (de l'ordre de 150 kgN/ha pour un rendement de 33 quintaux). Un excédent de fertilisation pénalise la teneur en huile des graines et augmente les risques de maladies.

##### 3.3.1.2. Analyse des atouts et contraintes :

L'utilisation de variétés de maïs grain hâtif réduit le rendement potentiel et donc la marge pour l'agriculteur.

En ce qui concerne le tournesol, la principale difficulté est qu'il n'existe pas de filière en Bretagne pour cette culture.



### **3.3.2. Remplacement des céréales d'hiver par du colza :**

#### **3.3.2.1. Evaluation vis-à-vis de la gestion de l'azote :**

Dans les systèmes de cultures bretons, une fois les pratiques optimisées (fertilisation équilibrée, introduction de cultures intermédiaires), les principales pertes d'azote nitrique sont généralement observées sous céréale d'hiver. En effet, ces cultures prélèvent très peu d'azote à l'automne : l'azote fourni par la minéralisation est alors susceptible d'être lixivié pendant la période de drainage.

Le colza est capable d'absorber des quantités importantes d'azote à l'automne : facilement 100 kgN/ha voire 200 kgN/ha s'il est semé suffisamment tôt (CETIOM, 2002).

Par contre, les pailles de colza, restituées à la récolte, fournissent de l'azote par minéralisation : minéralisation nette estimée à 15 kgN/ha pendant la période de drainage suivante (COMIFER, 2002). Les reliquats d'azote à la récolte du colza, sont souvent plus importants que pour les céréales. Les pertes d'azote sous la culture suivante peuvent donc être plus importantes qu'après une céréale d'hiver.

Il est cependant possible de laisser se développer des repousses après la récolte, qui détruites début octobre, permettront d'absorber 40 à 50 kgN/ha et de diminuer les pertes par lixiviation pendant la culture suivante (Bouthier et al., 2000). Les pertes sous un blé suivant un colza peuvent ainsi être divisées par deux.

Le colza présente également l'inconvénient d'avoir des rendements plus variables que le blé, notamment car il est plus soumis à des attaques de parasites.

On peut également souligner que l'intérêt du colza est diminué lorsqu'il reçoit des effluents d'élevage à l'automne. En effet, il y a alors plus de risques qu'une partie de l'azote fourni par la minéralisation automnale ne soit pas absorbée.

#### **3.3.2.2. Analyse des atouts et contraintes :**

La principale contrainte du colza est la difficulté qui existe pour l'introduire dans les rotations bretonnes, en particulier en remplacement des céréales. En effet, cette culture est semée tôt (période idéale entre le 25 août au 10 septembre), ce qui empêche souvent de l'implanter après maïs.

Le colza peut par contre être introduit plus facilement en remplacement du maïs grain, dans une rotation avec une céréale, ce qui comporte alors moins d'avantages pour l'azote.

La présence de colza dans la rotation impose également quelques contraintes supplémentaires comme le fait d'éviter les crucifères comme cultures intermédiaires. Les traitements phytosanitaires sont également assez nombreux sur cette culture.

Les surfaces en colza pourraient cependant être amenées à augmenter avec le développement de la filière diester.

### **3.3.3. Remplacement des céréales d'hiver par des céréales de printemps :**

#### **3.3.3.1. Evaluation vis-à-vis de la gestion de l'azote :**

Une autre possibilité pour éviter les pertes sous céréales d'hiver serait de les remplacer par des céréales de printemps, précédées d'une culture intermédiaire.

Ce changement serait sans doute assez efficace vis-à-vis des pertes d'azote nitrique. En effet, on sait que les cultures intermédiaires sont capables d'absorber des quantités d'azote importantes et de limiter fortement les fuites de nitrates.

Par contre, ces cultures intermédiaires seraient souvent placées après maïs, ce qui pose le problème de leur implantation (semi sous couvert, récolte suffisamment précoce).

Il y aurait vraisemblablement un effet à long terme d'augmentation des quantités d'azote fournies annuellement par la minéralisation, car cela reviendrait à enfouir une culture intermédiaire tous les ans, pour une succession maïs – céréale.

#### **3.3.3.2. Analyse des atouts et contraintes :**

Tout d'abord, les rendements des céréales de printemps sont plus faibles que ceux des céréales d'hiver. Cela aurait donc un impact économique certain, en plus du coût d'implantation et de destruction de la culture intermédiaire.

Ce changement de culture entraînerait également des modifications importantes en terme d'organisation du travail et une augmentation de la charge de travail.

Le semis des céréales de printemps doit être assez précoce en sortie d'hiver (avant la mi-mars pour l'orge de printemps) et nécessite un sol bien ressuyé. La qualité des semis serait donc particulièrement soumise aux aléas climatiques.

### **3.3.4. Introduction d'autres cultures :**

#### **3.3.4.1. Les mélanges céréaliers :**

Les mélanges céréaliers associent des céréales et des légumineuses. Il peut s'agir de mélanges binaires (comme l'association triticale – pois d'hiver) ou plus complexes. Ils sont produits pour l'alimentation animale et souvent auto-consommés. Ce sont généralement des cultures d'hiver.

Les mélanges céréaliers sont bien adaptés aux systèmes à bas intrants comme l'agriculture biologique. Cependant, comme les céréales, les légumineuses d'hiver ont un faible développement avant la sortie d'hiver. Il est donc vraisemblable que les mélanges céréaliers aient le même inconvénient que les céréales d'hiver concernant les fuites de nitrates, à savoir un risque de perte important en hiver, du fait d'une mauvaise valorisation de l'azote fourni par la minéralisation automnale.

Les mélanges céréaliers peuvent par compte rendre plus délicate l'optimisation de l'alimentation animale, car leurs teneurs en MAT et en énergie peuvent être assez variables.

### 3.3.4.2. L'herbe à éléphant :

L'herbe à éléphant ou napier (*Miscanthus sinensis*), est une graminée, dont la variété *giganteus* est cultivée en Europe comme culture à fibres (pour la pâte à papier, les biomatériaux...) ou culture énergétique (biocarburant de deuxième génération). Il ne faut pas la confondre avec *Pennisetum purpureum*, graminée tropicale utilisée comme fourrage dans certains pays du sud et également parfois appelée herbe à éléphant.

Le *Miscanthus* est une graminée pérenne, de grande taille (2 à 3 mètres), dont la culture peut durer 15 à 20 ans (ADEME et ITCF, 1998). L'implantation se fait par repiquage, en mai-juin. La récolte intervient une fois par an, à partir de la deuxième année. Le rendement maximal est atteint à partir de la troisième année. Cette récolte se fait en automne (cas du climat océanique), soit avec une ensileuse type maïs, soit avec une faucheuse et une presse. Les rendements sont de l'ordre de 20 t de MS/ha/an.

Le *Miscanthus* s'adapte bien aux terres riches en matières organiques et à des besoins en eau importants (750 – 800 mm/an) (ADEME et ITCF, 1998). Il nécessite peu d'intrants et couvre le sol de façon durable.

Concernant l'azote, les quantités exportées chaque année seraient en moyenne, de 90 kgN/ha, pour un rendement à l'automne de 20 t/ha (ADEME et ITCF, 1998). D'après ADEME et ITCF (1998), cette valeur pourrait servir de base pour les préconisations d'apports.

Cette culture a pour l'instant été peu étudiée en France. Un projet d'évaluation environnemental est en cours à l'INRA dans le cadre de l'évaluation de filières « biomasse cellulosique ».

## 4. Fuites de nitrates dans les systèmes bovins laitiers

Après une synthèse sur les flux d'azote dans les systèmes laitiers bretons, nous détaillerons les techniques permettant d'optimiser la gestion de l'azote dans ces exploitations.

Ensuite, nous présenterons les données existantes sur les fuites de nitrates dans des systèmes optimisés et sur l'impact du système fourrager et du chargement.

Enfin, nous évaluerons l'impact de l'introduction d'autres cultures fourragères dans ces systèmes.

## 4.1. Les systèmes laitiers bretons et leurs flux d'azote

### 4.1.1. Caractéristiques des systèmes laitiers bretons :

Dans les systèmes bovins laitiers, la production animale est liée au sol par l'intermédiaire du système fourrager : une part importante de l'alimentation du troupeau est produite sur l'exploitation. Il y a donc des flux d'azote entre le troupeau et les parcelles. Ces flux forment un cycle de l'azote interne à l'exploitation (figure 44).

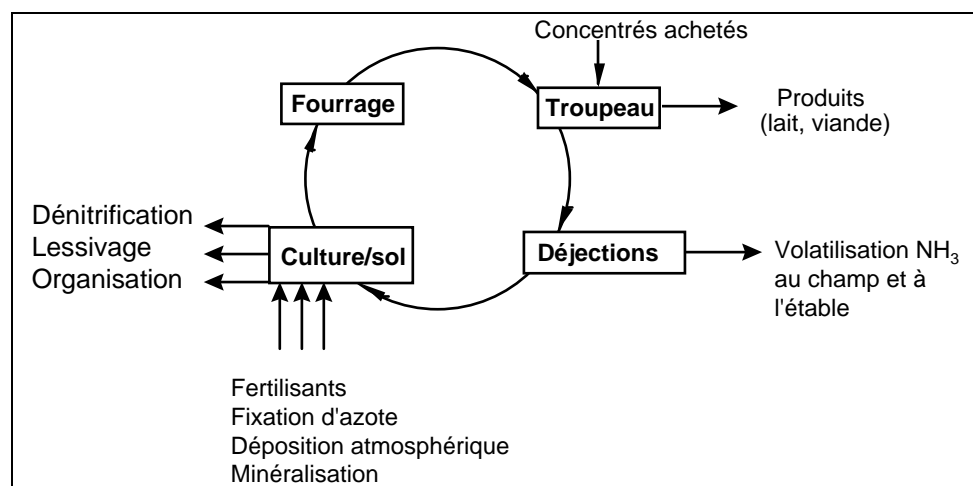


Figure 44 : Principaux flux du cycle de l'azote dans une ferme laitière (Le Gall et Cabaret, 2002 ; d'après Aarts et Biewenga)

Les régions de cultures fourragères de l'ouest de la France regroupent environ un tiers de la production laitière nationale. Les exploitations de ces régions se caractérisent par une taille moyenne (ce qui se traduit par une spécialisation laitière et parfois par une association avec un atelier hors sol), une intensification assez importante (entre 1,6 et 1,8 UGB par hectare de SFP) et une part de maïs fourrage relativement élevée (30 à 50 % de la surface fourragère) (Le Gall et Vertès, 2005). Leur production laitière est comprise en moyenne entre 6000 et 7500 kg de lait par vache et entre 6500 et 9500 kg par hectare de SFP (Le Gall et Vertès, 2005).

### 4.1.2. Le bilan apparent pour évaluer les excédents d'azote :

Le bilan apparent d'azote, permet d'évaluer les principaux flux et excédents d'azote à l'échelle de l'exploitation (Simon *et al.*, 2000). Ce bilan consiste à comptabiliser les entrées (engrais, concentrés, fixation symbiotique, déjection importées...) et les sorties d'azote (lait, viandes, grains vendus, déjections exportées...) à l'échelle de l'exploitation. L'exploitation est vue comme une « boîte noire » et les flux internes ne sont donc pas comptabilisés. Le

solde du bilan (différence entre les entrées et les sorties) est exprimé en kilos d'azote par hectare de SAU. On considère que cet excédent d'azote peut être compartimenté de la manière suivante (Le Gall et Cabaret, 2002) :

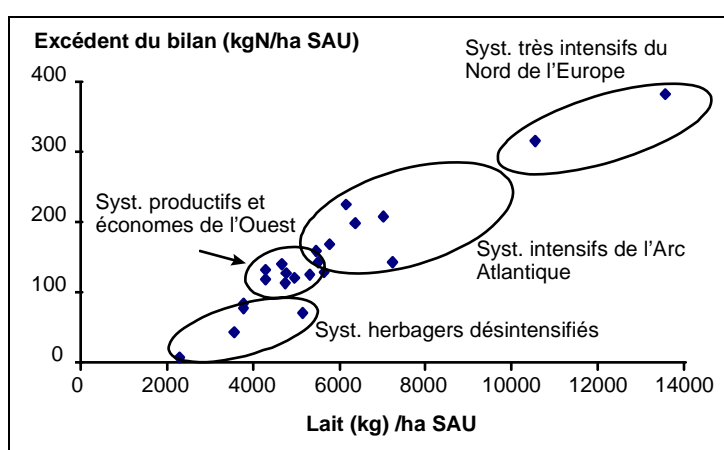
- une partie est perdue sous forme gazeuse (volatilisation à l'étable ou au champ, dénitrification)
- une autre partie peut être éventuellement organisée dans la matière organique du sol
- la dernière partie constitue les pertes d'azote nitrique.

Le devenir de l'excédent va donc dépendre du système d'exploitation et du contexte pédoclimatique. Le bilan apparent reste donc un indicateur qui ne permet pas d'évaluer avec précision les fuites de nitrates pour une exploitation donnée mais qui peut être utilisé pour effectuer des comparaisons entre systèmes (Le Gall et Vertès, 2005).

D'après une étude réalisée en 2001 (Le Gall et Vertès, 2005), l'excédent d'azote d'une exploitation laitière française moyenne est de 85 kgN/ha de SAU. Les exploitations laitières bretonnes ont en moyenne, des excédents plus importants. Une étude menée entre 1995 et 2000 (Le Gall *et al.*, 2000) pour des exploitations laitières pilotes en Bretagne (1,8 UGB/ha SFP, 5644 litres/ha SAU) montre que l'excédent moyen de ces exploitations est de 140 kgN/ha de SAU. Pour les fermes laitières moyennes en Bretagne, l'excédent d'azote serait compris entre 150 et 200 kgN/ha de SAU (Le Gall et Vertès, 2005).

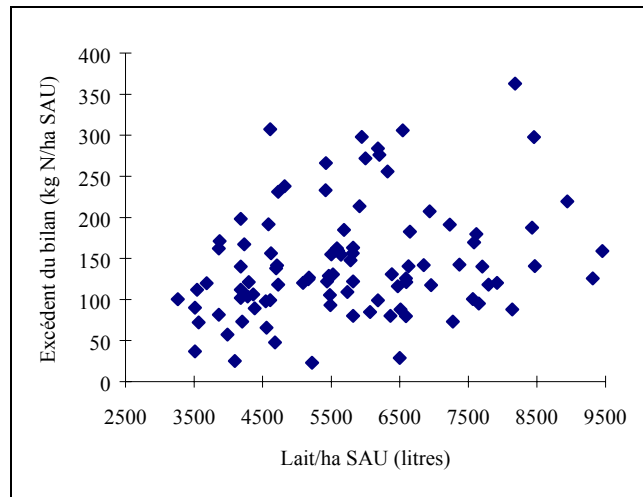
Dans les exploitations laitières spécialisées, la fertilisation (y compris la fixation symbiotique) représente 60 à 80 % des entrées et les concentrées 20 à 40 %. Les exportations par les produits animaux sont assez faibles, celles par les cultures de vente sont plus élevées.

La synthèse de différentes études menées en France et en Europe de l'ouest (Le Gall *et al.*, 2000) montre que le solde d'azote apparaît bien lié à la production laitière rapportée par hectare de SAU (ce critère intègre le niveau d'intensification végétale et animale ainsi que la part des cultures de vente dans la SAU) (figure 45).



**Figure 45 : Relation entre l'excédent du bilan et le lait produit /ha SAU (Le Gall *et al.*, 2000)**

Les résultats présentés sur la figure précédente correspondent à la moyenne des exploitations enquêtées dans chacune des différentes études. Au sein de chaque étude, on observe cependant une grande variabilité (figure 46). Ainsi, pour un niveau d'intensification donnée, l'excédent du bilan peut varier du simple au triple (Le Gall et Vertès, 2005). Il semble donc qu'il y ait des marges de progrès importantes pour certaines exploitations.



**Figure 46 : Relation entre l'excédent du bilan et le lait produit /ha SAU pour les exploitations laitières pilotes enquêtées en Bretagne entre 1994 et 1999 (Le Gall *et al.*, 2000)**

*A retenir :*

Dans les exploitations laitières, il existe un cycle de l'azote interne avec des flux entre les parcelles et le troupeau. Le bilan apparent d'azote permet d'évaluer l'excédent d'azote à partir des flux entrant et sortant de l'exploitation. Les exploitations laitières bretonnes ont des excédents d'azote relativement élevés (150 à 200 kgN/ha SAU en moyenne). Ceci peut être lié à l'intensification assez importante de ces élevages mais aussi à l'existence de marges de progrès pour la gestion de l'azote dans de nombreuses exploitations.

## 4.2. L'optimisation de la gestion de l'azote dans les exploitations laitières :

L'optimisation de la gestion de l'azote dans les exploitations laitières doit permettre de diminuer les excédents d'azote et les risques de fuites de nitrates.

On peut recenser quatre pôles autour desquels s'articule l'optimisation de la gestion de l'azote (Chambaut *et al.*, 2006) :

- la fertilisation
- la gestion des engrais de ferme (bâtiments, stockage et épandage)
- les systèmes de cultures
- l'alimentation du troupeau.

### 4.2.1. La fertilisation équilibrée :

La fertilisation représente en général la principale entrée d'azote sur l'exploitation. Il est donc important d'équilibrer la fertilisation par rapport aux besoins en azote des productions végétales.

Cela passe par le raisonnement de la dose d'azote, ce qui se traduit par des apports d'engrais de ferme au bon moment et à la bonne dose et par l'ajustement de la fertilisation minérale.

Pour ce qui concerne les conséquences de la fertilisation des cultures et des prairies sur les fuites de nitrates, on se reportera à la première partie de ce rapport.

#### **4.2.2. L'optimisation de la gestion des engrais de ferme :**

L'optimisation de la gestion des engrais de ferme est un préalable nécessaire pour permettre une fertilisation équilibrée sur toutes les parcelles de l'exploitation. Elle doit aussi permettre de limiter les pertes par volatilisation (émission d'ammoniac).

Elle passe par l'aménagement des bâtiments, l'amélioration du stockage et des pratiques d'épandage (Chambaut *et al.*, 2006).

L'aménagement des bâtiments doit permettre de limiter les pertes d'azote ammoniacal et de produire des engrais de ferme correctement valorisables par les cultures (éviter la production de fumiers mous, de lisiers très dilués).

L'accroissement des capacités de stockage permet d'apporter les engrais de ferme aux moments appropriés, pour une meilleure valorisation par les cultures.

L'amélioration des pratiques d'épandage passe par une meilleure répartition des engrais de ferme sur les parcelles de l'exploitation. Le compostage du fumier peut permettre d'atteindre cet objectif plus facilement (diminution des contraintes d'épandage). Il s'agit aussi de l'adoption de matériels permettant de limiter les pertes par volatilisation (pendillards) ou de réaliser les apports de manière plus homogène et en contrôlant mieux les quantités épandues.

#### **4.2.3. L'optimisation du système de culture :**

Comme on a déjà pu le voir, un point important pour limiter les fuites de nitrates est la gestion de l'interculture. En particulier, l'implantation d'une culture intermédiaire, avant les cultures de printemps, doit être systématisé.

Pour ce qui concerne les conséquences de la gestion de l'interculture sur les fuites de nitrates, on se reportera à la deuxième partie de ce rapport.

D'autre part, une modification des successions culturales peut permettre de limiter les intercultures longues et de mieux gérer les retournements de prairies.

#### **4.2.4. La gestion de l'alimentation pour limiter les rejets azotés des animaux :**

Les coefficients réels d'utilisation de l'azote par les animaux sont relativement faibles : 20 à 30 % pour les bovins (Chambaut *et al.*, 2006). La gestion de l'alimentation du troupeau doit permettre de maximiser l'efficacité de l'azote pour limiter les rejets azotés des animaux.

Les quantités d'azote excrétées par les animaux peuvent être déduites de l'équation suivante (CORPEN, 1999) :

$$Q \text{ ingéré (g/j)} = Q \text{ lait (+ foetus)} + Q \text{ fèces} + Q \text{ urine}$$



Les quantités exportées par le lait dépendent surtout du niveau de production : en moyenne 5,1 g d'N / kg de lait. Les quantités excrétées par les fèces dépendent du niveau d'ingestion : en moyenne 7,2 g d'N / kg MS ingérée. Les quantités excrétées par voie urinaire correspondent au solde de l'équation. Celles-ci sont très variables et se présentent essentiellement sous forme minérale ou organique simple (urée) (Dourmad *et al.*, 1997). Les excédents d'azote seront principalement excrétés par cette voie.

En général, les quantités d'éléments excrétés vont dépendre surtout des quantités consommées par les animaux (CORPEN, 1999). On peut ainsi recenser trois points qui ont une influence importante sur les rejets azotés :

- le type de fourrage
- la complémentation
- le niveau de production par animal.

#### 4.2.4.1. Le système fourrager :

##### 4.2.4.1.1. *Comparaison du maïs ensilage et de l'herbe :*

D'après le CORPEN (1999), les rejets azotés seront toujours très dépendants de la teneur en azote du régime, donc du système fourrager. Or, la teneur en matière azotée de l'ensilage de maïs est plus faible que celle de l'herbe.

Le CORPEN (1999) fournit des références pour différents types de régimes (avec une complémentation adaptée aux besoins. Pour un régime à base d'ensilage de maïs, la quantité d'azote excrété par vache (6000 kg lait/an) et par mois serait d'environ 6,7 kg. Avec un régime à base d'herbe conservée, cette quantité augmenterait jusqu'à 9,1 kg. Au pâturage, l'azote excrété par vache (6000 kg lait/an) et par mois serait de 11,2 kg.

Les rejets azotés sont donc plus élevés pour les régimes à base d'herbe que pour ceux à base d'ensilage de maïs (Delaby *et al.*, 1995 ; Peyraud *et al.*, 1995). Cependant, l'effet concret du système fourrager sur les fuites de nitrates doit être analysé à l'échelle de l'exploitation car de nombreux facteurs agronomiques interviennent après l'animal (besoins en azote des productions végétales, part des sols nus...) (Le Gall et Cabaret, 2002).

##### 4.2.4.1.2. *Effet de la fertilisation des prairies :*

La teneur en matière azotée de l'herbe augmente avec la fertilisation des prairies (Delaby, 2000). Ainsi, une réduction de la fertilisation azotée des prairies permet de diminuer les quantités d'azote ingérées par les animaux. Les quantités excrétées par animal vont donc également diminuer.

Pour maintenir les performances individuelles des animaux, les surfaces offertes devront être légèrement augmentées (afin de maintenir constantes les quantités de matière sèche ingérables). Cela se traduit par une baisse du chargement et donc également des rejets par hectare de surface fourragère (Delaby, 2000).

Pour des sols avec une faible fourniture d'azote et dans le cas d'une réduction drastique de la fertilisation, la faible teneur en matière azotée de l'herbe peut alors entraîner une diminution de la production de lait. Il faut dans ce cas compenser soit par une réduction importante du chargement, soit par un apport de protéines en complémentation (Peyraud, 2000).

#### 4.2.4.2. La complémentation :

D'après Delaby *et al.* (1995), tout déséquilibre ou excès d'apports azotés (PDIN > PDIE ou PDIE > besoins) se traduit par un accroissement important des rejets. C'est notamment le cas lorsqu'une marge de sécurité est utilisée dans la complémentation, ce qui implique une légère suralimentation azotée (Peyraud *et al.*, 1995).

Ainsi, pour les régimes hivernaux, il est conseillé de suivre au plus près les recommandations zootechniques, en supprimant les sécurités inutiles et en pratiquant une distribution individualisée des concentrés (Le Gall et Cabaret, 2002).

Dans les systèmes de pâturage intensif, l'apport d'un concentré énergétique, avec une teneur en protéine limitée, pourra permettre de limiter les entrées d'azote par rapport à l'utilisation d'un concentré plus riche en matières azotées, sans modifier de façon importante la production laitière (Le Gall et Cabaret, 2002).

#### 4.2.4.3. Le niveau de production par animal :

L'augmentation de la production laitière individuelle, permet de réduire les rejets azotés par tonne de lait produite à hauteur de 5 % par tranche de 1000 kg de lait (Peyraud *et al.*, 1995). Cette amélioration de l'efficacité de l'azote s'accompagne par contre d'une augmentation des apports d'azote exogène sur l'exploitation (concentrés) et d'une augmentation des rejets par animal (Delaby *et al.*, 1995). Ainsi, pour un même effectif, les rejets azotés augmentent avec la production laitière. Par contre, pour un même quota, le nombre d'animaux peut être réduit ce qui diminue le chargement et les rejets azotés par hectare.

Cependant, pour Le Gall et Vertès (2005), « en France, l'accroissement de la production par vache est souvent associé à l'augmentation de la consommation de concentrés protéiques et de maïs fourrage et à la réduction des surfaces fourragères ». Elle ne permet donc pas dans ce cas une diminution des rejets par hectare de surface fourragère.

#### *A retenir :*

Pour optimiser la gestion de l'azote dans les exploitations laitières, on peut agir au niveau des productions végétales en pratiquant une fertilisation équilibrée en introduisant des cultures intermédiaires dans les intercultures longues. Une gestion adéquate des engrais de ferme est nécessaire pour les valoriser au mieux et pour atteindre l'objectif d'une fertilisation équilibrée. Les rejets azotés des animaux peuvent également être réduits en raisonnant la complémentation, en diminuant la teneur en azote des fourrages (baisse de la fertilisation des prairies, utilisation de maïs ensilage) ou en augmentant la production laitière par animal. La pertinence d'une modification du système fourrager doit cependant s'évaluer à l'échelle de l'exploitation car ces changements entraînent aussi des modifications au niveau des productions végétales.

### 4.3. Gestion de l'azote et fuites de nitrates dans des systèmes optimisés, impact du type de système fourrager et du chargement (UGB/ha de SFP) :

#### 4.3.1. Résultats des expérimentations en systèmes complets :

Plusieurs expérimentations sur des systèmes complets ont été conduites en France et à l'étranger.

En France, il s'agit d'études sur des stations expérimentales menées par l'Institut de l'Élevage en partenariat avec les chambres d'agriculture : Ognoas (40) dans le sud ouest, Crécom (22) et Trévarez (29) en Bretagne (Chambaut *et al.*, 2006).

Ces dispositifs correspondaient à des systèmes plutôt intensifs (chargement compris entre 1,6 et 2 UGB par hectare de SFP) et avec une part de maïs dans la SFP comprise entre 20 et 100 %. La sole en culture était comprise entre 10 et 50 % de la SAU.

Des pratiques d'optimisation de la gestion de l'azote ont été mises en place dans ces exploitations :

- limitation des entrées d'azote par les concentrés
- gestion optimale des engrais de ferme (stockage suffisant, répartition sur l'ensemble de la surface)
- fertilisation équilibrée, suppression des apports de fin d'été et d'automne pour les prairies
- implantation de cultures intermédiaires (sauf à Ognoas entre deux maïs).

Les flux d'azote circulant dans les exploitations ont été mesurés et les bilans d'azote calculés. Les pertes par lixiviation sous les parcelles ont été estimées soit par un dispositif de drainage, soit par des mesures de reliquats.

Les résultats obtenus dans ces trois stations expérimentales sont présentés dans le tableau 42 (Chambaut *et al.*, 2006).

**Tableau 42 : Description et résultats des expérimentation sur les systèmes laitiers conduites par l'institut de l'Élevage (d'après Chambaut *et al.*, 2006)**

Stations	Ognoas		Crécom <sup>a</sup>		Trévarez
	Tout maïs	Maïs et pâture	40 % maïs	80 % herbe	
Années d'étude	1995 à 1997		1996 à 1998		1999 à 2001
% SFP/SAU	50	66	76	78	88
% maïs ensilage/SFP	100	35	38	18	30
Chargement (UGB/ha SFP)	2	1,85	1,75	1,78	1,66
Production (kg/VL)	8480	7690	7800	7340	6420
Lait (l/ha SAU)	8430	8540	7030	6910	6000
Bilan apparent (en kg/ha/an)					
Entrées	238	202	140	159	183
Sorties	103	87	55	53	56
Excédents	135	115	85	106	127
Taux de conversion (en %)	43	43	39	33	30
Types de sols	Sablo-limoneux		Limono-sableux		Limono-argileux
Drainage (mm/an)	450	445	400	388	531
Méthode d'estimation du lessivage	Dispositif de drainage		Reliquats azotés + LIXIM		
Lessivage d'azote (kg/ha/an)	55	32	40	43	42
Concentration en nitrate (mg/l)	53	32	44	49	35
% excédent d'azote lessivé	39	27	35	32	33

<sup>a</sup> : Résultats complétés par modélisation pour les surfaces consacrées aux génisses et aux céréales.

Dans ces exploitations, l'optimisation de la gestion de l'azote a permis de réduire environ de moitié les excédents d'azote (Chambaut *et al.*, 2006).

Le taux de conversion (rapports entre l'azote sorti et l'azote entré), qui traduit l'efficacité de l'azote au sein de l'exploitation, est compris entre 35 et 40 % contre 20 à 30 % en moyenne actuellement dans les exploitations commerciales (Le Gall et Vertès, 2005).

Les pertes d'azote nitrique estimées, dans un contexte de lame drainante importante, sont de l'ordre de 40 à 45 kgN/ha/an sous la surface cultivée. Les pertes dans le système tout maïs de Ognoas sont plus élevées mais il faut noter qu'une part importante de la SAU était laissée nue l'hiver. Dans ces conditions, la concentrations moyenne des eaux percolées est comprise entre 30 et 50 mg/l (35 à 50 mg/l pour les essais bretons). Ces études ont cependant été conduites sur des temps relativement courts ; les pertes d'azote pourraient évoluer légèrement à la baisse dans un système à l'équilibre.

Le Gall et Cabaret (2002) ont simulé l'effet d'une optimisation de la gestion de l'azote pour un système laitier intensif (2 UGB/ha SFP et 50 % de maïs dans la SFP). Les pertes d'azote nitrique sont réduites d'un tiers entre un mode de conduite « classique » (apport de concentrés trop important, tous les engrais de ferme sur maïs, fertilisation forfaitaire, pas de culture intermédiaire...) et une conduite optimisée, à même niveau de chargement (l'excédent d'azote étant divisé par deux).

Dans ces trois fermes expérimentales, les pertes d'azote nitrique correspondent en moyenne à 30-40 % de l'excédent d'azote. Cette valeur est cohérente avec celles d'autres expérimentations européennes dans des contextes pédoclimatiques similaires. Par contre, lorsque la lame drainante est plus faible, les pertes d'azote nitrique sont réduites et représentent plutôt 10 à 20 % de l'excédent d'azote (figure 47).

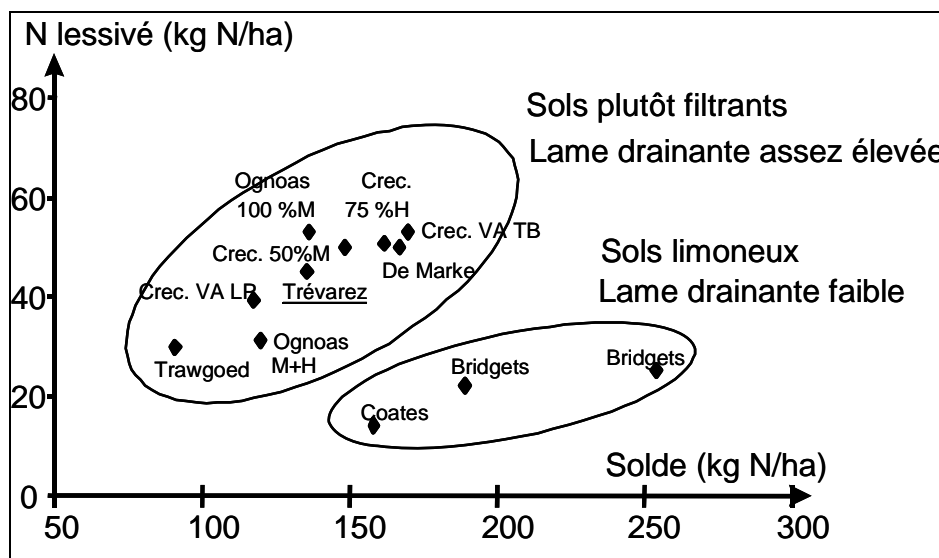


Figure 47 : Relation entre le solde de bilan apparent et la quantité d'azote lixivié pour différentes expérimentation en Europe de l'ouest (Le Gall et Vertès, 2005)

Les excédents d'azote, pour les systèmes optimisés, restent liés à l'intensification laitière par hectare de SAU.

D'après Le Gall et Vertès (2005), les différents travaux conduits sur les systèmes laitiers intensifs (entre 1,5 et 2 UGB par hectare de SFP, entre 6000 et 9000 litres par hectare de SAU) montrent que l'optimisation de la gestion de l'azote permet d'atteindre une teneur moyenne en nitrate de l'eau drainée sous les parcelles comprise entre 30 et 50 mg par litre.

#### 4.3.2. Impact du chargement et du système fourrager :

##### 4.3.2.1. Quelle est l'influence sur les fuites de nitrates de la part de maïs ensilage dans la SFP ?

Dans l'expérimentation de Crécom, deux systèmes fourragers laitiers sont comparés (Le Gall et Cabaret, 2002) :

- un système basé sur l'ensilage de maïs avec 50 % de maïs et 50 % de prairie dans la surface fourragère
- un système basé sur une faible part de stocks avec un assolement composé de 25 % de maïs et de 75 % d'herbe.

Les deux troupeaux sont de même taille (environ 35 vaches laitières) avec le même quota (280 000 litres) et sur la même surface fourragère (environ 19 ha) et donc avec le même chargement (1,85 UGB/ha SFP). Les prairies sont en RGA.

Les flux d'azote et pertes d'azote nitrique (en moyennes annuelles) ont été calculés pour les deux systèmes de 1996 à 1998 (tableau 43).

**Tableau 43 : Flux d'azote et pertes d'azote nitrique (en moyennes annuelles entre 1996 et 1998) pour deux systèmes fourragers (d'après Le Gall et Cabaret, 2002)**

	« 50 % maïs »	« 75 % herbe »
Rejets azotés par vache (kg/VL/an)	122	128
Pertes d'azote nitrique sous prairies (kgN/ha)	55	49
Pertes d'azote nitrique sous maïs (kgN/ha)	49	59
Pertes d'azote nitrique sous la surface fourragère (kgN/ha)	52	51
Excédent azoté du bilan apparent sur la SFP (kgN/ha)	140	150

Les résultats, au niveau des rejets azotés et de l'excédent d'azote sont très proches même si les valeurs sont légèrement supérieures pour le système « 75 % herbe ». Au niveau des pertes d'azote nitrique, les pertes sous prairies sont inférieures dans le système « 75 % herbe » car il y a davantage de fauche et moins de journées de pâturage. Par contre, elles sont plus élevées pour le maïs car celui-ci est implanté après un retournement de prairie alors que l'essentiel des cultures de maïs dans le système « 50 % maïs » se trouve en monoculture. A l'échelle de la surface fourragère, les pertes d'azote nitrique sont donc équivalentes.

Le Gall et Cabaret (2002) comparent par simulations cinq systèmes fourragers avec des proportions de maïs ensilage allant de 0 à 58 % de la SFP et un chargement similaire. Les surfaces consacrées aux génisses et aux céréales sont également prises en compte. Les prairies sont en RGA.

D'après ces simulations, l'excédent d'azote augmente avec la part de prairies de graminées pures du fait d'une augmentation des entrées d'azote (fertilisation minérale plus importante que pour le maïs). Les pertes d'azote nitrique augmentent sous cultures lorsque la part de maïs décroît car il y a plus de retournements de prairies. En revanche, elles diminuent sous prairies, en lien avec la diminution du nombre de journées de pâturage. En moyenne sur la SAU, les pertes sont très proches pour les différents systèmes. Les pertes d'azote sont identiques alors que l'excédent d'azote est légèrement plus important en système herbager.

Pour Le Gall et Vertès (2005), la part de maïs a peu d'influence sur les pertes nitriques quand « les systèmes présentent le même chargement et que la conduite du maïs est parfaitement optimisée ». Par contre, quand l'accroissement de la part de prairies entraîne une diminution du chargement, l'excédent d'azote baisse ainsi que les pertes nitriques, même avec l'extension de la période de pâturage.

De plus, des simulations effectuées sur le bassin versant de la Fontaine du Theil (Chambaut *et al.*, 2006), montrent que pour un même excédent d'azote, les pertes d'azote nitrique sont plus faibles avec un système plus herbager.

#### 4.3.2.2. Quelle est l'influence du chargement sur les fuites de nitrates ?

Le Gall et Cabaret (2002), ont simulé l'effet d'une baisse du chargement induite par une diminution de la production des prairies (compensée par une augmentation de leur surface, au détriment des céréales). Ces simulations ont été effectuées pour une production laitière par

hectare de SAU constante et pour un système d'alimentation de type « 100 jours de pâturage seul ». Avec la baisse du chargement, les entrées d'azote par les engrais diminuent ainsi que les sorties par les cultures de ventes. La réduction des entrées est cependant plus forte si bien que l'excédent décroît. Concernant les pertes d'azote nitrique, la réduction du chargement de 2 à 1,4 UGB/ha de SFP entraîne une diminution des pertes de 30 % (tableau 44).

**Tableau 44 : Résultats des simulations de pertes d'azote nitrique effectuées pour différents niveaux de chargement suite à l'expérimentation de Crécom (d'après Le Gall et Cabaret, 2002) :**

Chargement (UGB/ha SFP)	1,41	1,72	1,98
Pertes d'azote nitrique moyennes (kgN/ha SAU)	32	39	45

Cela est en cohérence avec les conclusions de Delaby (2000) sur la fertilisation des prairies : la baisse de la fertilisation, qui entraîne une diminution de la production, impose d'augmenter les surfaces en prairies pour obtenir une même production laitière. Le taux de matière azotée de l'herbe étant réduit, les rejets par animal sont diminués. L'augmentation des surfaces entraîne quant à elle une réduction supplémentaire des rejets par hectare.

Vertès *et al.* (2002), après l'étude des pertes d'azote en prairie pour des systèmes laitiers herbagers désintensifiés, concluent que « la réduction du chargement apparaît comme le meilleur moyen de réduire les risques de lixiviation d'azote en prairie ».

La baisse du chargement apparaît donc comme un moyen efficace de réduction des pertes d'azote nitrique, au-delà de ce qui est permis par une optimisation à même intensification.

Des simulations ont été effectuées pour 5 exploitations (en moyenne 7000 kg lait/VL, 39 % de maïs dans la SFP, 71 % de SFP dans la SAU) du bassin de la Fontaine du Theil (Chambaut *et al.*, 2006). Celles-ci montrent qu'une optimisation de la gestion de l'azote accompagnée d'une légère diminution du chargement (de 1,8 à 1,6 UGB/ha SFP) permettrait de passer d'un excédent moyen du bilan apparent de 129 kgN/ha SAU à 49 kgN/ha SAU et de diminuer les flux d'azote sous les parcelles de 39 à 44 % selon le modèle utilisé.

**A retenir :**

Les expérimentations effectuées en Bretagne dans les fermes expérimentales de Crécom et de Trévarez montrent, pour des systèmes relativement intensifs (autour de 1,7 UGB/ha SFP) des pertes d'azote nitrique après optimisation d'environ 40 kgN/ha de SAU. Les concentrations moyennes des eaux percolées varient alors entre 35 et 50 mg/l, en fonction de la lame drainante. Dans ces expérimentations, les excédents d'azote ont été réduits environ de moitié après optimisation. Un travail de modélisation a permis de montrer une réduction d'un tiers des pertes d'azote nitrique, entre une conduite « classique » et une conduite optimisée, pour un système laitier intensif. L'optimisation de la gestion de l'azote constitue donc un levier efficace pour diminuer les fuites de nitrates dans les exploitations laitières. La part de maïs ensilage dans la surface fourragère a peu d'influence sur les pertes d'azote nitrique, à chargement constant et si la conduite du maïs est optimisée (fertilisation équilibrée, cultures intermédiaires). La diminution du chargement, qui passe par une baisse de la productivité des prairies et par une augmentation de leur surface (au détriment des céréales), permet de diminuer les rejets azotés par animal et par hectare et de réduire les fuites de nitrates en moyenne sur la SAU (moins 30 % de pertes lorsque l'on passe de 2 à 1,4 UGB/ha SFP).

## 4.4. Evaluation de l'impact de l'introduction d'autres cultures fourragères :

Pour permettre de diminuer de façon encore plus importante les fuites de nitrates dans les systèmes laitiers bretons, on peut envisager l'introduction d'autres cultures fourragères possédant des avantages vis-à-vis de la gestion de l'azote. Deux cas à étudier nous ont été proposé : la betterave fourragère et le chou fourrager. Nous évaluerons donc l'intérêt de ces changements pour la gestion de l'azote et nous tenterons une première analyse des atouts et contraintes pour leur mise en place.

### 4.4.1. Introduction de la betterave fourragère :

#### 4.4.1.1. Evaluation vis-à-vis de la gestion de l'azote :

Par rapport au maïs, la betterave possède un double avantage :

- elle peut prélever des quantités d'azote très importantes
- elle reste active jusqu'à la récolte.

Morvan et al. (2002) ont étudié la dynamique d'absorption d'azote par une betterave après retournement de prairie. Avec un semis en avril, la plante avait absorbé 125 kgN/ha dès la mi-juillet et 400 kgN/ha début septembre. Ensuite, la sénescence d'une partie des feuilles s'est traduite par une diminution des quantités d'azote présentes dans la plante entière. Elles étaient d'environ 300 kgN/ha de fin septembre à la récolte (mi novembre). Pour comparaison, les quantités d'azote prélevées par un maïs dépassent rarement 200 kgN/ha.

Le reliquat d'azote minéral dans le sol à la récolte de la betterave est ainsi généralement faible : 40 kgN/ha mesurés par Morvan et al. (2002), dans la même expérimentation.

Par contre, les restitutions (verts de betterave) à la récolte sont relativement importantes : de l'ordre de 130 kgN/ha. Morvan et al. (2000) ont cependant montré que ces restitutions se traduisent par une minéralisation supplémentaire de 40 kgN/ha entre la mi-novembre et la mi-mars, ce qui reste relativement limité.

Morvan et al. (2000, 2002) ont comparé, par simulation avec le modèle STICS, les pertes d'azote nitrique pour trois type de rotations : prairie – betterave – blé (rotation 1), prairie – maïs – blé (rotation 2) et prairie – blé – blé (rotation 3). Ces pertes ont été calculées pour les deux cultures suivant la prairie, en tenant compte de l'azote fourni par le retournement de celle-ci (quantités d'azote évaluées à 455 kgN/ha entre février et avril). Les pertes estimées étaient de 110 kgN/ha pour la rotation 1 (pertes pour les deux années), 270 kgN/ha pour la rotation 2 et 240 kgN/ha pour la rotation 3. La variabilité des résultats, en fonction du type de sol et du scénario climatique, était également moins importante pour la rotation 1 que pour les deux autres. La betterave fourragère permet donc de diminuer de manière significative les pertes d'azote après retournement de prairie.

Dans une rotation de cultures annuelles, l'intérêt de la betterave est vraisemblablement moindre, excepté en cas d'apport d'effluent très important. En effet, sa récolte tardive est un inconvénient pour implanter une culture intermédiaire. Les restitutions d'azote à la récolte sont également plus importante que pour le maïs.



#### 4.4.1.2. Analyse des atouts et contraintes :

La betterave fourragère pourrait donc être particulièrement intéressante dans les exploitations laitières avec un système fourrager à base d'herbe. Dans ce type de système, l'ensemble des surfaces de betterave pourrait être implanté après retournement de prairie.

L'intérêt de la betterave fourragère dans ce type de système est également sa productivité importante, qui permet de diminuer les surfaces par rapport au maïs, ce qui laisse de la place pour les prairies.

Par contre, l'introduction de la betterave fourragère comporte un certain nombre de contraintes :

- nécessité de matériels spécifiques pour la récolte et la distribution
- difficultés liées au désherbage.

#### *A retenir :*

La betterave, après un retournement de prairie, permet de diminuer les fuites de nitrates par rapport au maïs (absorption d'azote plus importante et plus tardive). Son introduction dans les systèmes herbagers, en remplacement du maïs implanté après retournement de prairie, permettrait vraisemblablement une diminution des fuites de nitrates. Sa culture réclame cependant un certain nombre d'adaptations ayant des conséquences techniques et économiques.

### **4.4.2. Introduction de choux fourragers :**

#### 4.4.2.1. Evaluation vis-à-vis de la gestion de l'azote :

Le chou fourrager peut être semé entre le 15 avril et le 15 juillet et récolté jusqu'en décembre (pâturage ou affouragement en vert). Il est généralement implanté après une prairie ou une céréale récoltée suffisamment tôt et peut être cultivé en dérobé par exemple avant un maïs.

Le rendement est variables suivant la date de semis : environ 6 t MS/ha pour un semis au 15 juillet et 12 t MS/ha pour un semis au 15 avril (ITCF, 1987). Les choux semés plus tard ont une teneur en azote supérieure.

Après une céréale, il peut donc remplacer une culture intermédiaire. Son intérêt pour limiter les fuites de nitrates dépendra vraisemblablement du niveau de fertilisation appliqué.

En semis précoce, il pourrait être une culture intéressante après retournement de prairie à condition de ne pas apporter d'azote supplémentaire et de ne pas le récolter trop tôt.

#### 4.4.2.2. Analyse des atouts et contraintes :

Le chou fourrager peut venir en complément de rations d'été à base d'herbe (complément énergétique) ou de rations d'hiver à base de maïs ensilage (complément azoté).

Ce fourrage ne convient par contre pas aux animaux en croissance et la quantité apportée aux vaches laitières doit être limitée à 30 kg par animal (3 kg de matière sèche) pour éviter certains troubles alimentaires.

## 5. Éléments du paysage et régulation des flux d'azote dans les bassins versants

Si la qualité de l'eau à l'exutoire est le résultats des pratiques agricoles sur chacune des parcelles du bassin versant, il existe des mécanismes de régulation des flux d'azote qui peuvent avoir un impact sur la qualité à l'exutoire.

Dans cette partie, nous analyserons le rôle des zones humides, puis du bocage, sur la régulation des flux d'azote. Nous définirons les mécanismes impliqués dans cette régulation et tenterons de quantifier leur impact.

Nous évaluerons enfin l'abattement global d'azote à l'échelle du bassin versant et nous tenterons d'en expliquer l'origine et la variabilité.

## **5.1. Zones humides et régulation des flux d'azote :**

### **5.1.1. Définition des zones humides et des processus associés de régulation des flux d'azote :**

Les zones humides sont définies dans la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 comme des « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre, de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année » (Durand *et al.*, 2005).

Les zones humides peuvent être caractérisées par des critères :

- hydrologiques (sols saturés en eau, inondés)
- pédologiques (sols hydromorphes)
- de végétation (espèces hygrophiles).

Le terme zone humide regroupe des milieux variés de part leur situation géographique (marais salés, zones ripariennes c'est-à-dire bordant les cours d'eau, zones humides de plateau...) ou leur végétation (prairies, friches, boisements...) (Conseil Scientifique Régional de l'Environnement, 1997).

On peut définir trois types de zones humides vis-à-vis d'une fonction de régulation hydrologique (Durand *et al.*, 2005) :

- les zones humides « potentielles » qui de par leur situation topographique, sont potentiellement humides
- les zones humides « effectives » qui peuvent être délimitées par la pédologie et/ou la botanique (ce qui permet par exemple de repérer les zones artificiellement asséchées par drainage, qui ne sont alors que des zones humides potentielles)
- les zones humides « efficaces » dont la détermination dépend de la fonction considérée.

Les zones humides dites de « fonds de vallée » sont les plus fréquentes en Bretagne. Elles représentent de l'ordre de 10 % des surfaces pour de nombreux bassins versants bretons (Durand *et al.*, 2005). Ces zones humides sont alimentées principalement par la nappe (affleurement) et par le débordement du cours d'eau.

Les zones humides de fonds de vallée, peuvent jouer un rôle dans la régulation des pollutions azotées diffuses. Elles agissent comme des « zones tampons » entre les parcelles agricoles et la ressource en eau. Les deux processus de rétention et d'épuration de l'azote qui interviennent

dans les zones humides sont la dénitrification hétérotrophe et l'assimilation végétale (Conseil Scientifique Régional de l'Environnement, 1997).

La dénitrification correspond à la réduction de l'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) en azote gazeux ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). Elle est assurée par des bactéries qui utilisent le nitrate pour produire de l'énergie en conditions anaérobies (absence d'oxygène) (Durand *et al.*, 2005). Il s'agit d'un processus conduisant à l'élimination réelle du nitrate.

L'assimilation végétale correspond au prélèvement d'azote pendant la période de croissance de la végétation de la zone humide. Une partie de cet azote est restituée par les débris végétaux, la chute des feuilles ou les exsudats racinaires. Une autre est stockée dans la plante à plus long terme. Il s'agit donc d'un processus de stockage temporaire de l'azote (sauf si la végétation est exportée).

### 5.1.2. L'assimilation d'azote par la végétation :

L'assimilation d'azote par la végétation d'une zone humide est directement liée à sa productivité biologique, c'est-à-dire la quantité de matière sèche produite par unité de temps et de surface (Durand *et al.*, 2005).

Cette productivité est variable selon le type de peuplement végétal et les facteurs écologiques qui la contrôlent : température, disponibilité en nutriments, disponibilité en eau. Pour les zones humides eutrophes (riches en nutriments), la productivité aérienne est estimée entre 3 et 20 tonnes de matière sèche par hectare et par an et la productivité souterraine entre 2 et 15 tonnes (Durand *et al.*, 2005). Ces zones humides ont donc un potentiel de rétention de l'ordre de plusieurs centaines de kilogrammes d'azote par hectare.

Le potentiel de rétention de l'azote peut également varier selon le type de couvert végétal. Clément (2001) a mesuré la productivité et les différents flux d'azote pour trois types de couverts (forêt d'arbres en croissance, friche, prairie) dans une zone humide riparienne proche de Pleine-Fougères (35) (tableau 45).

**Tableau 45 : Productivité et flux d'azote pour trois types de couverts dans une zone humide proche de Pleine-Fougères (d'après Clément, 2001)**

	<b>Friche</b>	<b>Forêt</b>	<b>Prairie</b>
Production primaire annuelle (kg/ha)	19400	5000	6000
Assimilation d'azote annuelle (kgN/ha)	252	90	95
Azote restitué au sol dans l'année sous forme de litière (kgN/ha) (a)	204 (82 %)	63 (66 %)	39 (41 %)
Azote conservé par la plante (kgN/ha)	48 (18 %)	27 (33 %)	56 (59 %)
Minéralisation (kgN/ha) (b)	123,8	9,1	14,5
Immobilisation (kgN/ha) (c)	96	6	8
Pourcentage d'azote de la litière libéré la première année ((b-c)/a*100)	13,7 %	4,5 %	16,5 %

Ces résultats montrent que la friche se démarque des autres milieux par une productivité très élevée et une assimilation d'azote particulièrement importante. Par contre, les quantités d'azote restituées au sol dans l'année sont également plus importantes pour ce couvert : 82 %

contre 66 % pour la forêt et 41 % pour la prairie (sachant qu'aucun prélèvement de biomasse, par fauche ou pâturage, n'est effectué sur le site).

Les processus de décomposition de l'azote organique de la litière sont plus ou moins rapides selon les couverts. Environ 17 % de l'azote restitué pour la prairie et 14 % pour la friche est libéré la première année contre 5 % pour la forêt. L'azote assimilé par la friche et la prairie est donc remis plus rapidement en circulation que pour la forêt (Clément, 2001).

Sur ce site, le type de couvert végétal le plus efficace pour le piégeage de l'azote est la friche, à cause de sa productivité très importante, puis la forêt, grâce à une faible remise en circulation de l'azote assimilé, et enfin la prairie.

Ces données ont été obtenues pour une prairie sans entretien de la végétation et pour une forêt en croissance. De manière générale, l'entretien (fauche...) permet à la fois d'exporter de l'azote de manière définitive et d'augmenter la productivité biologique (Durand *et al.*, 2005). En absence d'exportation et de rajeunissement périodique de la végétation, les prélèvements nets ont tendance à diminuer au profit du recyclage interne.

Il est également important de garder à l'esprit que l'assimilation d'azote n'a lieu que pendant la période d'activité de la végétation, c'est-à-dire au printemps et en été. La minéralisation de l'azote de la litière peut, au contraire, se produire en période de repos, constituant alors une source potentielle de pollution (Durand *et al.*, 2005).

### **5.1.3. La dénitrification :**

Les conditions nécessaires pour que la dénitrification se produise sont, par ordre d'importance :

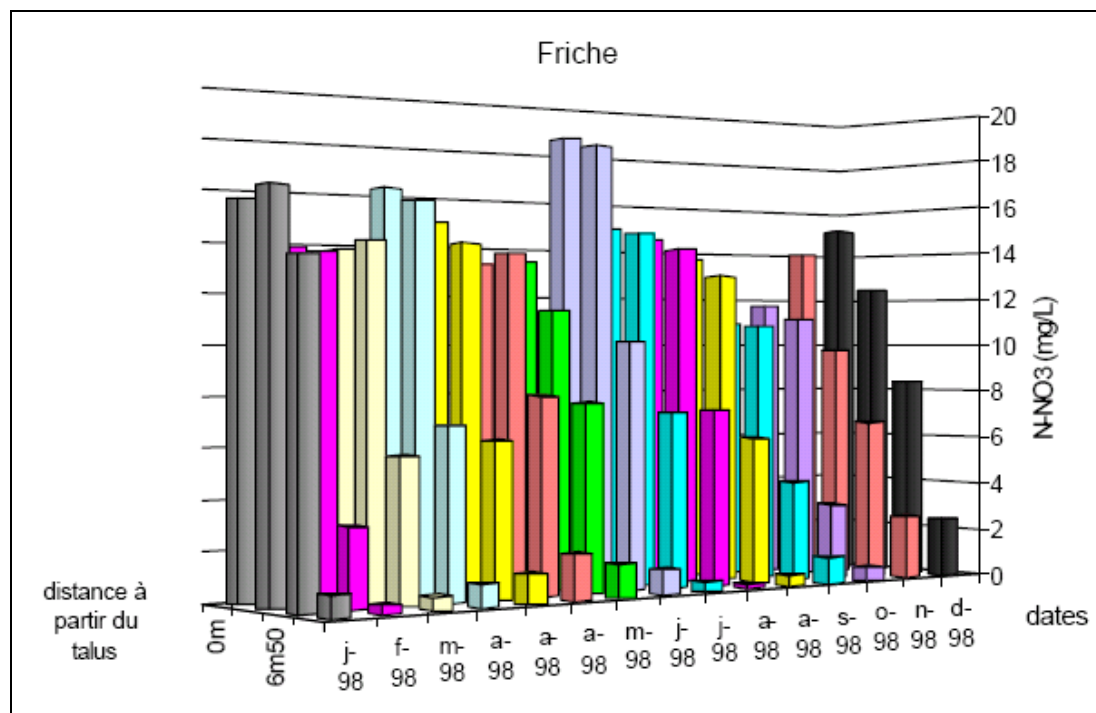
- l'absence d'oxygène
- la richesse en nitrate du milieu
- la présence de matière organique facilement dégradable
- une température supérieure à 4°C
- le développement de microorganismes capables de dénitrifier.

Dans des conditions optimales, les quantités d'azote peuvent être très importantes (plusieurs dizaines de kilogrammes par hectare et par jour) mais dans la réalité, elles sont estimées au maximum à quelques centaines de kilogrammes par hectare et par an (Durand *et al.*, 2005).

La dénitrification dans les zones humides est cependant caractérisée par une très importante hétérogénéité spatiale. Celle-ci est la résultante d'une forte variabilité de certains facteurs de contrôle.

Tout d'abord, les vitesses d'écoulement différentes au sein d'une zone humide entraînent des conditions d'oxygénation variées (Bidois, 1999). Dans les zones d'écoulement rapide, les conditions peuvent ne pas être propices à la dénitrification.

Ensuite, la présence de nitrate peut être un facteur limitant important de la dénitrification dans les zones humides. Ainsi, Clément (2001), a pu montrer que les nitrates provenant du versant agricole étaient éliminés dès les premiers mètres de la zone humide avec une concentration moyenne passant de 60 mg/l à 6 mg/l en l'espace de 6 mètres et demi (figure 48).



**Figure 48 : Décroissance des concentrations en nitrate dans l'eau de subsurface à l'interface versant – zone humide (Merot, 2000 ; d'après Clément, 2001)**

En parallèle à cette hétérogénéité de la dénitrification, il est difficile d'estimer les flux d'eau et de nutriments qui transitent par les zones humides à l'échelle d'un versant (Durand *et al.*, 2005).

Il est donc difficile de traduire les fortes diminutions de concentrations en nitrate observées sur de nombreuses zones humides, en flux d'azote dénitrifiés par hectare. En effet, les portions peu perméables de la zone humide peuvent apparaître très efficaces vis-à-vis des concentrations mais concernent de faibles flux d'azote. A l'inverse, les flux importants d'eau et d'azote peuvent dépasser les capacités dénitrifiantes des zones plus perméables.

La dénitrification est également variable dans le temps en fonction de la température et des conditions de saturation de la zone humide.

La quantification de la dénitrification dans les zones humides, pour ces raisons d'hétérogénéité spatiale et temporelle s'avère donc particulièrement difficile. De plus, les méthodes de mesure de la dénitrification *in situ* sont relativement complexes et comportent un certain degré d'imprécision (Oehler, 2006).

Différentes études sur des zones humides ripariennes ont ainsi montré des taux de dénitrification variant de 1,3 kgN/ha/j à 104 kgN/ha/j (Clément, 2001).

Clément (2001), a mesuré la dénitrification *in situ* pour trois sites correspondant aux trois types de végétation de la zone humide proche de Pleine Fougère. Quatre mesures ont été réalisées au cours d'une année (une mesure par saison). La dénitrification mesurée était de 735 kgN/ha/an pour la forêt, 420 kgN/ha/an pour la friche et 600 kgN/ha/an pour la prairie, ce qui apparaît particulièrement élevé.

Oehler (2006), a effectué des mesures de dénitrification *in situ* sur le bassin versant de la Fontaine du Theil. Ces mesures ont été réalisées sur 15 sites répartis dans le bassin versant

(dont 6 dans des zones humides) et avec un pas de temps mensuel pendant une année. Sur ce bassin versant, les quantités d'azote dénitrifiées dans les zones humides seraient d'après ces mesures de près de 91 kgN par hectare de zone humide et par an.

S'il est difficile de quantifier précisément les flux d'azote dénitrifiés dans les zones humides, les données disponibles montrent tout de même qu'il s'agit d'un processus important, en terme d'abattement d'azote dans les bassins versants.

Oehler (2006) montre également, à travers les mesures réalisées sur le bassin versant de la Fontaine du Theil, que la dénitrification ne se produit pas uniquement dans les zones humides mais aussi dans les parcelles cultivées du versant, hors zone humide. Dans les zones de versant, les quantités d'azote dénitrifiées seraient d'environ 38 kgN/ha/an. Ces zones représentant 80 % de la surface du bassin versant, elle pourraient être à l'origine de la moitié des flux d'azote dénitrifiés.

La dénitrification n'est cependant pas neutre d'un point de vue environnemental. En effet, la dénitrification est composée d'une succession de réactions simples qui aboutissent à la formation de diazote ( $N_2$ ), composant principal de l'atmosphère :  $NO_3^- \Rightarrow NO_2^- \Rightarrow (NO) \Rightarrow N_2O \Rightarrow N_2$ . Cependant, la dernière étape de cette transformation fait parfois défaut, le produit de la dénitrification est alors du protoxyde d'azote ( $N_2O$ ), gaz impliqué dans de nombreux problèmes environnementaux : effet de serre, destruction de la couche d'ozone, acidification (Durand *et al.*, 2005).

Il semble que les conditions favorables à une émission plus importante de  $N_2O$  soient de fortes concentrations en nitrate, un pH acide, des températures basses et une anoxie incomplète (Durand *et al.*, 2005). Oehler (2006), a mesuré sur le bassin versant de la Fontaine du Theil, un rapport  $N_2O/(N_2O+N_2)$  moyen d'environ 60 %, que ce soit pour les zones humides ou pour les zones de versant. Ces résultats restent à confirmer mais montrent que la production de protoxyde d'azote par la dénitrification est loin d'être négligeable.

#### **5.1.4. Critères d'évaluation des zones humides vis-à-vis de la régulation des flux d'azote :**

Plusieurs critères peuvent permettre d'évaluer l'efficacité d'une zone humide effective vis-à-vis de la régulation des flux d'azote.

Le premier critère est la présence de nitrate. Les zones humides comportant une végétation oligotrophe, qui correspondent à des milieux pauvres en nitrate (prés maigres, landes) ont un potentiel de dénitrification très faible et une faible capacité d'assimilation (Durand *et al.*, 2005).

Concernant l'assimilation par la végétation, les quantités stockées dépendent du couvert végétal et de sa productivité. Pour maximiser l'efficacité de l'assimilation, il est conseillé d'entretenir la végétation (fauche, coupe du bois) ce qui permet d'exporter de l'azote et de stimuler la productivité. Pour la prairie, l'entretien par fauche sera privilégié à celui par pâturage qui s'accompagne de restitutions d'azote importantes.

Pour la dénitrification, les facteurs de variation sont nombreux et plusieurs caractéristiques des zones humides peuvent avoir un impact sur les flux dénitrifiés.

D'un point de vue hydrologique, le temps moyen de résidence de l'eau dans la zone humide doit être suffisamment important pour permettre la mise en place de conditions anaérobies et le déroulement de la dénitrification. On estime qu'il doit être au minimum de 5 jours pour que l'oxygène apporté par les eaux circulantes puisse être consommé complètement, et d'autant plus important que la concentration de l'eau en nitrate est élevée. Durand *et al.* (2005) donnent un certain nombre de caractéristiques pour une efficacité optimale de la zone humide (tableau 46).

**Tableau 46 : Proposition de valeurs souhaitables pour un certain nombre de caractéristiques de la zone humide (d'après Durand *et al.*, 2005)**

Caractéristiques de la zone humide	Valeurs recommandées
Taille minimum (ha pour 100 m <sup>3</sup> /j)	5 à 10
Charge hydraulique (m/jour)	0,01 à 0,02
Temps de résidence (jour)	10 à 15
Charge maximale en azote total (kg/ha/j)	3

La présence d'un fossé circulant dans le sens de la pente permet un écoulement préférentiel, ce qui empêche une diffusion optimale de l'eau dans la zone humide. De tels « courts-circuits » peuvent déconnecter de la zone humide, une proportion importante de l'eau du versant et donc en diminuer l'efficacité (Durand *et al.*, 2005).

La durée de saturation en eau au cours de l'année est également un facteur important. Plus la zone humide est saturée longtemps dans l'année, plus son potentiel de dénitrification est important.

La position de la zone humide dans le bassin versant peut également avoir un impact sur son efficacité du point de vue de la régulation des flux d'azote. D'après Clément (2001), les zones humides situées en tête de bassin seront, en période hivernale, les plus efficaces, car pour ces zones, la majeure partie des apports d'eau se fera sous forme d'écoulement de subsurface (avec apport d'azote sous forme de nitrate) provenant du versant adjacent. Au contraire, pour les zones humides situées plus en aval, une part importante des apports d'eau se fera par le cours d'eau lors des débordement de crues, avec un apport d'azote essentiellement particulaire, lié aux sédiments déposés. Par contre, en été, les zones humides en tête de bassin sont souvent asséchées, leur capacité d'épuration étant alors très réduite, alors que les zones humides avales restent efficaces. Ainsi, pour le marais de Kervigen (marais côtier situé à l'exutoire du bassin versant de Kerharo, en bas de Douarnenez), la dénitrification entre avril et août (moyenne de 2 années) a été estimée à 26,5 kg d'azote par jour pour 9 hectare, soit 2,9 kgN/ha/j (Piriou *et al.*, 1999).

Enfin, le type de végétation peut avoir un impact sur la dénitrification. En effet, la végétation restitue au sol de la matière organique plus ou moins facilement décomposable et en quantité variable. Cette matière organique est une source de carbone assimilable pour les bactéries dénitrifiantes. Ainsi, les capacités dénitrifiantes d'une prairie pourraient être supérieures à celles d'un sol cultivé (Clément, 2001).

Dans le cadre du GIS Agrotransfert Bretagne, une grille d'évaluation des zones humides vis-à-vis de la dénitrification sera prochainement validée. Elle permet d'obtenir une quantité d'azote dénitrifié (par hectare et par an) à partir d'un certain nombre de critères facilement identifiables sur le terrain (type de végétation, présence de « courts-circuits »...).



*A retenir :*

Les zones humides, qui sont caractérisées par l'existence d'une saturation en eau du sol pendant au moins une partie de l'année, peuvent jouer le rôle de « tampon » entre les parcelles agricoles et la rivière. Deux processus de rétention et d'épuration de l'azote interviennent dans ces zones : l'assimilation par la végétation et la dénitrification.

Concernant l'assimilation d'azote par la végétation, les quantités assimilées sont de l'ordre de quelques dizaines à une centaine de kilogrammes d'azote par hectare et par an. Une partie importante de cet azote est ensuite restituée sous forme de litière puis plus ou moins lentement minéralisée. Les quantités stockées dépendent de la productivité du couvert végétal et de la dynamique de l'azote organique retourné au sol. L'entretien de la végétation permet de maximiser la productivité et d'exporter de l'azote.

La dénitrification dans les zones humides est caractérisée par une forte hétérogénéité spatiale et temporelle qui rend difficile sa quantification. L'efficacité d'une zone humide en terme de flux dénitrifié dépend de nombreux facteurs. Les principaux facteurs sont la quantité de nitrates apportée sur la zone humide ainsi que la diffusion de l'eau dans la zone humide et son temps de résidence. La dénitrification s'accompagne d'une production de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) qui pourrait se révéler importante.

## *5.2. Bocage et régulation des flux d'azote :*

Le bocage peut être défini comme un paysage caractérisé par l'association de parcelles et de haies ou de linéaires boisés. De manière plus générale, on parle de « bordures de champs » pour désigner les espaces de séparations entre les parcelles agricoles. Dans les paysages bretons, ces espaces peuvent être de dimensions et de structures variées : haies, talus, bandes herbeuses...

Ce sont surtout les haies et en particulier les haies sur talus, qui ont été étudiées pour leur rôle dans la protection de la ressource en eau. Leurs fonctions sont multiples : barrière au ruissellement, diminution de l'intensité des crues... (Massa, 2006).

Concernant la régulation des flux d'azote, le processus dominant concernant les haies est le prélèvement d'azote pour la croissance de la végétation (assimilation) (Viaud, 2004). Les espèces ligneuses sont caractérisées par une croissance cyclique qui se traduit par une forte demande d'azote au printemps, lors de la croissance des feuilles. Comme on l'a vu pour les zones humides, une forte proportion de cet azote est restitué au sol sous forme de litière. Il s'agit donc d'un stockage à plus ou moins long terme de l'azote.

La taille des arbres, permet de plus une sortie définitive d'azote du système, même si les quantités d'azote sont probablement relativement faibles.

On peut noter également que la profondeur d'enracinement des arbres leur permet de prélever de l'azote en profondeur, hors de portée des cultures. Leurs racines peuvent donc agir comme un « filet de protection » en limitant la lixiviation de l'azote vers des horizons plus profonds (Viaud, 2004).

A l'échelle du bassin versant, on peut penser que la présence de haies pourrait se traduire par une diminution des flux et concentrations au printemps – été. Cette hypothèse n'a cependant pas pu être vérifiée à cette échelle (Viaud, 2004).

Les haies pourraient également favoriser les processus de dénitrification, en rallongeant la durée de transfert de l'eau dans le bassin versant (rôle hydrologique) et aussi par l'apport de matière organique (Massa, 2006).

L'effet d'une haie de ceinture de fond de vallée (haie sur talus, prairie humide en aval), a été mis en évidence par Caubel (2001). Les teneurs en nitrate ont été comparées sur un transect intersectant une haie et un transect sans haie situés à quelques mètres de distance. Elles sont plus faibles pendant toute l'année sur le transect avec haie. Au printemps, l'abattement entre l'amont et l'aval de la haie est en moyenne de 75 % soit 30 kgN/ha. La part relative liée à la dénitrification ou à l'assimilation n'a pas été mesurée.

La présence d'une haie de ceinture est d'ailleurs prise en compte dans la grille dévaluation des zones humides élaborées dans le cadre de l'Agrotransfert Bretagne.

*A retenir :*

Les haies ont vraisemblablement un impact sur les flux d'azote par les prélèvements pour la croissance de la végétation et peut-être aussi par une augmentation de la dénitrification. Si cet effet a pu être montré à l'échelle locale, dans le cas d'une haie de ceinture de bas fond, le rôle du bocage à l'échelle du bassin versant n'est pas quantifié.

### *5.3. Evaluation de l'abattement global d'azote à l'échelle du bassin versant :*

#### **5.3.1. Définition de l'abattement et niveaux d'abattement observés dans les bassins versants bretons :**

A l'échelle du bassin versant, la notion d'abattement désigne la différence entre l'excédent azoté calculé à partir d'un bilan d'azote (par exemple bilan CORPEN) et les flux d'azote observés à l'exutoire du bassin versant (Aurousseau *et al.*, 1996).

Aurousseau *et al.* (1996) ont comparé l'excédent du bilan CORPEN (calculé à partir des données du RGA de 1988) et les flux mesurés à l'exutoire de 25 bassins versants bretons (de 48 à 10000 km<sup>2</sup>) entre 1987 et 1994.

Ces auteurs ont calculé un abattement relatif  $((1 - (\text{flux} / \text{excédent})) * 100)$  variant de 5 à 72 % selon les bassins versants avec une moyenne à 33 %.

Ces chiffres sont cependant à prendre en compte avec précaution. En effet, l'excédent azoté pour chaque bassin versant a été calculé à partir des données du RGA de 1988 pour l'azote organique et de la moyenne régionale d'utilisation d'engrais azotés pour l'azote minéral. Les quantités d'azote minéral sont donc surestimées dans certains bassins et sous-estimées dans d'autres. De plus, les données du RGA sont affectées à une commune en fonction de la localisation du siège d'exploitation et non de ces parcelles. L'utilisation de ces données pour calculer une charge azotée à l'échelle d'une commune, puis d'un bassin versant, conduit donc à un biais dont l'effet est difficile à évaluer (Aurousseau *et al.*, 1996). D'autre part, le bilan CORPEN ne prend pas en compte la déposition d'azote atmosphérique et la fixation symbiotique. Les exportations par les produits végétaux sont calculées à partir de potentiels de rendements et non de rendements réels (Aurousseau *et al.*, 1996). La prise en compte de

ces différents facteurs dans le bilan conduirait à augmenter l'excédent azoté et donc l'abattement observé.

### 5.3.2. Quels sont les processus qui expliquent cet abattement ?

L'abattement observé pourrait être lié en partie à des phénomènes de stockage d'azote dans la nappe des bassins versants. On sait que la nappe représente un stock important d'azote à l'échelle du bassin versant et que le temps de transfert d'une molécule de nitrate entre la parcelle et la rivière est plus ou moins long en fonction de la localisation de la parcelle. Cela est à l'origine des phénomènes de temps de réponse (temps de réaction, temps de mise à l'équilibre) observés sur les bassins versants. En fait, ces phénomènes de stockage peuvent jouer un rôle différent selon l'évolution de l'excédent azoté (Basset-Mens *et al.*, sous presse). Lorsque l'excédent azoté sur un bassin versant augmente au cours du temps, la concentration dans la nappe augmente, il y a donc un stockage d'azote dans la nappe qui se traduit par une augmentation de l'abattement (par rapport à une situation stabilisée). Par contre, lorsque l'excédent d'azote diminue, on observe un déstockage d'azote (la concentration en nitrate de la nappe diminue petit à petit), ce qui se traduit par une diminution de l'abattement. Ces phénomènes seront également plus ou moins importants selon le fonctionnement hydrologique du bassin versant (Basset-Mens *et al.*, sous presse).

Ensuite, l'abattement peut être expliqué par un certain nombre de processus qui ont lieu à l'échelle de la parcelle agricole. En effet, l'excédent d'azote (ou balance azotée), calculé à l'échelle de la parcelle par la différence des entrées et sorties d'azote du système sol, peut se décomposer en plusieurs flux (Mary *et al.*, 2002) :

- l'organisation dans la matière organique du sol
- les pertes gazeuses par volatilisation
- les pertes gazeuses par dénitrification
- les pertes par lixiviation.

Seules les pertes par lixiviation pourront contribuer aux flux d'azote à l'exutoire du bassin versant. Les autres flux font donc partie des processus recouverts par l'abattement.

L'organisation nette d'azote résulte des processus parallèles d'organisation et de minéralisation qui ont lieu tout au long de l'année. A l'échelle de la Bretagne, on observe une tendance à la diminution des teneurs en matière organique des sols depuis quelques dizaines d'années (Conseil Scientifique Régional de l'Environnement, 2002). Il est donc possible qu'en général, à l'échelle d'un bassin versant et à moyen terme, la contribution de l'organisation à l'abattement d'azote soit faible voire négative (déstockage).

Les pertes par volatilisation d'azote ammoniacal peuvent être importantes notamment pour les épandages d'effluents et en particulier de lisiers. Ainsi, les pertes moyennes sont de l'ordre de 5 % de l'azote total pour les fumiers de bovins, 15 % pour les lisiers de bovins, 20 % pour les fumiers de volailles et 20 % pour les lisiers de porcs (Bodet *et al.*, 2001). Elles sont cependant très variables et dépendent de la dose d'apport, des conditions climatiques, de l'état de surface du sol... On peut donc penser que ces pertes participent à l'abattement observé à l'échelle du bassin versant, même si une grande partie de l'azote volatilisé se redépose dans un rayon de quelques kilomètres autour du point d'émission.

La dénitrification n'a pas lieu que dans les zones humides mais aussi sur les parcelles de versant. Oehler (2006), à partir de mesures mensuelles sur une année, a estimé que les flux

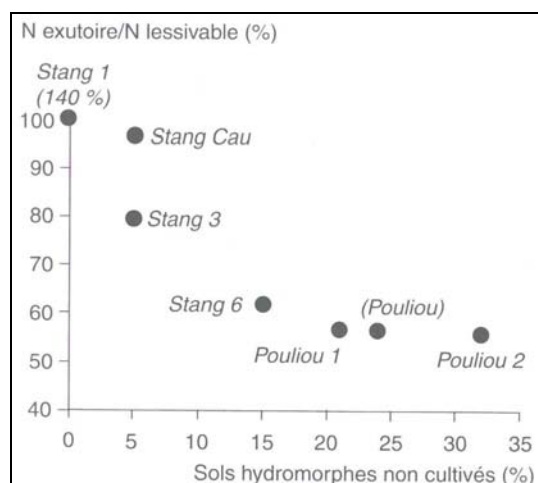
d'azote dénitrifiés étaient, dans les zones de versant, d'environ 38 kgN/ha/an pour le bassin versant de la Fontaine du Theil. Dans le cas de ce bassin versant, les zones de versant pourraient être à l'origine de la moitié des flux d'azote dénitrifiés. La dénitrification ayant lieu sur les parcelles agricoles non humides participe donc de façon relativement importante à l'abattement.

Enfin, l'abattement peut être également expliqué par les processus de dénitrification et d'assimilation par la végétation ayant lieu au niveau des zones humides non cultivées et des haies ou autres espaces non productifs.

L'abattement a d'ailleurs pu être relié dans certaines études à la surface de zones humides non cultivées présentes dans le bassin versant.

Ruiz *et al.* (2002) ont étudié les relations entre les bilans d'azote et les flux à l'exutoire des bassins versants du Pouliou (64 ha) et du Stang Cau (86 ha) et de leurs sous bassins. Pour chaque sous bassin, les bilans d'azote ont été calculés (en 1996 et 1997), parcelle par parcelle, en intégrant les entrées d'azote atmosphérique. A partir de l'excédent d'azote, les pertes gazeuses ont été estimées (volatilisation et dénitrification) pour obtenir une quantité d'azote potentiellement lessivable. Ces quantités cumulées à l'échelle du sous bassin et sur les deux années ont été comparées aux flux à l'exutoire observés du 01/08/96 au 01/08/98.

L'abattement observé a pu être mis en relation avec la surface de zones humides non cultivées (en %). Plus le pourcentage est important, plus le défaut à l'exutoire (l'abattement) est grand (figure 49). L'abattement serait d'environ 45 % pour les sous bassins dont la surface de zones humides non cultivées est comprise entre 20 et 35 % de la surface totale.



**Figure 48 : Relation entre le défaut de bilan à l'exutoire des bassins versants du Stang Cau et du Pouliou (et de leurs différents sous bassins) et la proportion de zones humides non cultivées (Ruiz *et al.*, 2002)**

Montreuil (2005) a réalisé des bilans CORPEN sur chaque sous bassin du bassin versant du Scorff (480 km<sup>2</sup>). Ces bilans ont été calculés à partir de données sur la charge d'azote organique et minéral de chaque exploitation et sur leur surface dans les sous bassins. Les concentrations en nitrate à l'exutoire des sous bassins ont été mesurées entre janvier et juin 2005.

Montreuil (2005) a pu montrer que les concentration moyennes étaient liées de façon importante avec l'excédent azoté par hectare de bassin versant. Après correction de ces

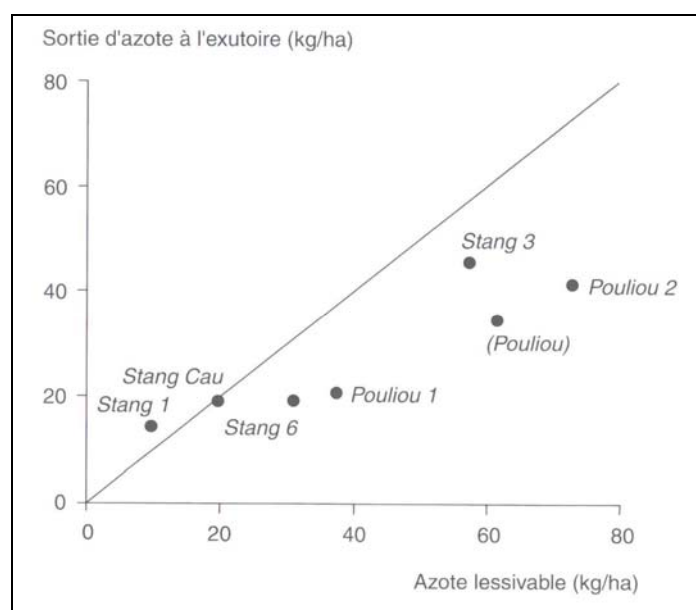
variations et de celles liées aux précipitations, l'impact des zones humides sur les concentrations moyennes en nitrate a pu être mis en évidence. L'abattement moyen calculé était de 28,4 % correspondant à 12 mg/l pour l'ensemble des sous bassins étudiés. Cet abattement correspond à 0,9 mg/l par unité de pourcentage de bassin versant occupée par des zones humides effectives.

### 5.3.3. Evolution de l'abattement en fonction de l'excédent d'azote :

Aurousseau *et al.* (1996) ont pu mettre en relation la valeur (en pourcentage) de l'abattement relatif observé avec le niveau d'excédent du bilan : l'abattement était plus important quand l'excédent était élevé. Pour les bassins versants avec un excédent d'azote relativement modéré (inférieure à 50 kg d'azote par hectare), l'abattement observé était faible (inférieur à 10 kg d'azote par hectare). Par contre, pour les bassins versants où l'excédent d'azote est élevé, l'abattement était fort, augmentant avec le niveau de l'excédent. Ainsi, d'après ces données, une diminution de l'excédent de moitié, ne se traduirait que par une réduction d'un tiers des flux à l'exutoire.

On peut cependant penser que des phénomènes de stockage hydrologique peuvent avoir un impact sur ces résultats. En effet, cette étude a été réalisée au début des années 1990, c'est-à-dire à la fin d'une période d'intensification importante de l'agriculture et donc d'augmentation de la pression azotée et des excédents. Or, il est vraisemblable que l'augmentation de la pression azotée a été moins rapide et moins importante dans les bassins versants avec de faibles excédents en 1988, que dans ceux avec des excédents importants (Basset-Mens *et al.*, sous presse). Ceci aurait pour conséquence d'augmenter l'abattement lié au stockage, pour la nappe dans les bassins versants avec des excédents importants.

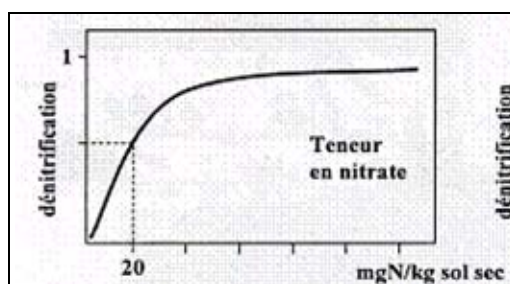
Ruiz *et al.* (2002) ont observé, pour les bassins versants de Pouliou et de Stang Cau, que l'abattement relatif était d'autant plus important que l'excédent d'azote était élevé (figure 50).



**Figure 50 : Relation entre flux à l'exutoire et excédents d'azote cumulés sur deux années pour les bassins versants du Stang Cau et du Pouliou et pour leurs différents sous bassins (Ruiz *et al.*, 2002)**

Ces observations semblent montrer qu'en cas de diminution de l'excédent azoté à l'échelle du bassin versant, l'abattement risque de diminuer de façon au moins proportionnelle, voire plus importante. Il est cependant relativement difficile d'expliquer cette relation entre le niveau d'excédent azoté et les processus d'abattement.

En effet, la relation en la quantité de nitrate disponible et la dénitrification n'est pas de type proportionnel. A partir d'une certaine quantité d'azote disponible, les quantités dénitrifiées augmentent peu (figure 51).



**Figure 51 : Evolution de la dénitrification en fonction de la concentration en nitrate (Durand in Massa, 2006)**

Par contre, il est possible que quand les quantités d'azote lessivable augmentent, la surface de sol où la dénitrification est possible augmente à l'échelle du bassin versant (Basset-Mens *et al.*, sous presse). Dans ce cas, une diminution de l'excédent azoté pourrait entraîner une diminution des quantités dénitrifiées.

A l'échelle des parcelles agricoles, il semble que la diminution de l'excédent d'azote n'entraîne pas toujours une diminution proportionnelle des pertes par lixiviation. Les pertes gazeuses, notamment par volatilisation, peuvent être réduite de manière plus importante que les pertes par lixiviation lors d'une diminution de l'excédent azoté (Beaudoin *et al.*, 2003).

**A retenir :**

L'abattement désigne la différence entre l'excédent d'azote calculé sur le bassin versant et les flux observés à l'exutoire. Cette notion regroupe un certain nombre de processus conduisant soit à des stockages d'azote, soit à des pertes gazeuses. Ces processus ont lieu en partie sur les parcelles cultivées, en partie dans les zones tampons. Les flux d'azote lixivié, mesurés sous les parcelles agricoles, intègrent donc une partie de cet abattement. Il semble qu'une part importante de l'abattement soit lié à l'effet des zones humides : plus la surface de zones humides effectives sur un bassin versant est importante, plus l'abattement observé est fort. Plusieurs observations semblent montrer que l'abattement est au moins proportionnel à l'excédent azoté voire d'autant plus important (en relatif) que cet excédent est élevé. Cette relation entre le niveau d'excédent et l'abattement est cependant mal expliquée.

Les processus à l'origine de l'abattement ne sont pas neutres d'un point de vue environnemental (émission d'ammoniac et de protoxyde d'azote, augmentation des concentrations dans la nappe).

## Références bibliographiques

ADEME, ITCF (1998). *Les cultures ligno-cellulosiques et herbacées pour la production de biomasse à usage non alimentaire : Miscanthus sinensis*. 8 p., disponible sur : <http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/miscanthus.pdf>

Addiscott T.M. (2005). Losses of nitrogen from arable land. In *Nitrate, agriculture and the environment*. Adiscott T.M., CABI Publishing, Harpenden, UK, 62-92

Alexandre M. (2002). *Evaluation par simulation avec le modèle STICS des effets environnemental et agronomique des cultures intermédiaires pièges à nitrate*. INRA, ITCF. Mémoire de fin d'études ENSAT, 69 p. + annexes

Arvalis (2002). *Les interculturelles : préconisations régionales*. Colloques au champ, l'agronomie de la récolte au semis, Bignan, 20 juin 2002, 22 p.

Aurousseau P., Baque M.C., Squidant H. (1996). *Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante*. Rapport de convention DRAF de Bretagne, Rennes, 30 p.

Basset-Mens C., Anibar L., Durand P., Van der Werf H. (sous presse). Spatialised fate factors for nitrate in catchments : modelling approach and implication for LCA results. *Science of Total Environment*

Besnard A. (2004a). *Effet des modes de gestion des cannes de maïs sur la minéralisation nette de l'azote du sol et les pertes d'azote nitrique par lixiviation*. Rapport d'étude année 2003. Arvalis, EDE, CRAB, 13 p. + annexes

Besnard A. (2004b). *Lessivage de l'azote sous couverts végétaux et prairies temporaires pâturées en hiver*. Rapport d'étude année 2003. Arvalis, EDE, CRAB, 18 p. + annexes

Besnard A., Hanocq D., Rio A. (2004). *Devenir de l'azote du couvert végétal enfoui dans une succession maïs – blé*. Rapport d'étude année 2003. Arvalis, EDE, CRAB, 24 p. + annexes

Besnard A., Hanocq D., Rio A. (2005). *Devenir de l'azote du couvert végétal enfoui dans une succession maïs – blé*. Rapport d'étude année 2004. Arvalis, EDE, CRAB, 23 p. + annexes

Beaudoin N., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Saad J.K. (2003). Is the N balance a good indicator of nitrogen losses in arable systems ? In « *Controlling nitrogen flows and losses* », 12th Nitrogen Workshop, 21st – 24th September, Exeter, Devon, UK, 487-489.

Beaudoin, N., Parnaudeau, V., Mary, B., Makowski, D., and Meynard, J. M. (2004). Simulation de l'impact de différents scénarios agronomiques sur les pertes de nitrate à l'échelle d'un bassin hydrologique. In "*Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux*" (P. Monestiez, S. Lardon and B. Seguin, eds.), pp. 117-141. INRA Editions, Paris

Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B. (2005a). Nitrate leaching in intensive agriculture in northern France : effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111 : 292-310

Beaudoin N., Mary B., Durand P., Machet J.M., Nicolardot B. (2005b). Nitrate concentrations in soils and subsoils as affected by farming practices in intensive agricultural areas. *14<sup>th</sup> Nitrogen Workshop*, Maastricht, 24-26 octobre, 3 p.

Bidois J. (1999). *Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation*. Thèse de l'Université de Rennes 1, 214 p. + annexes

Bodet J.M., Hacala S., Aubert C., Texier C. (2001). *Fertiliser avec les engrais de ferme*. Institut de l'Élevage, ITAVI, ITCF, ITP. 104 p.

Bouthier A., Bonnifet J.P., Reau R. (2000). Gestion de l'azote et fuites de nitrates en terres de groies de Poitou-Charentes. *Perspectives Agricoles*, 262 : 44-51

Bretagne Environnement (2005). *Les chiffres clés de l'environnement de Bretagne*. Disponible sur : [www.bretagne-environnement.org/lecture/chiffres-cles-de-l-environnement-en-bretagne-2005-](http://www.bretagne-environnement.org/lecture/chiffres-cles-de-l-environnement-en-bretagne-2005-)

Briffaux G., Aubrion G. (1998). Cultures intermédiaires : les meilleurs pièges à nitrates. *Perspectives Agricoles*, 239 : 71-75

CA Bretagne (2002). *Prévision de la dose d'azote : outils pratiques de l'agriculteur*. 11 p.

Castillon P., Kerveillant P., Besnard A., Le Gall A. (1999). Fertilisation azotée et production des prairies pâturées. In « *Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest* », Journée technique 25 février 1999, recueil des communications, 41-59

Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L., Goss M.J. (2000). Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil and Tillage Research*, 53 : 185-200

Caubel, J. (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Thèse ENSAR, 156 p.

Chambaut H., Bras A., Laurent F., Quentric O., Vertès F., Le Gall A. (2006). Maîtrise des flux d'azote et de phosphore à l'échelle de l'exploitation et incidence sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant dans les régions d'élevage intensif de l'Ouest de la France. In *Qualité de l'eau dans les bassins versants : savoirs et pratiques dans les bassins versants*. Merot P. (coord.), INRA Ed., 91-121

CETIOM (2002). *Comment conduire son colza pour valoriser les effluents d'élevage*. Conseils Régionaux : Colza d'hiver 2005 ouest, Edition CETIOM, Thiverval-Grignon, 2 p.

Chaney K. (1990). Effect of nitrogen fertilizer rate on soil nitrate nitrogen content after harvesting winter wheat. *Journal of Agricultural Science*, 114: 171-176

Chauvin M., Cros-Cayot S., Houben V., Plet P. (1997). *Elaboration des programmes d'action de la directive nitrate en Bretagne : éléments de diagnostic et de préconisations*. Vol 2 : guide des principales références utilisables. CRAB, Rennes, 91 p. + annexes



Clément J.C. (2001). *Les zones humides de fonds de vallée et la régulation des pollutions azotées diffuses*. Thèse de l'Université de Rennes 1, 184 p.

COMIFER (1996). *Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles : guide méthodologique pour l'établissement de prescriptions locales*. Brochure, 59 p.

COMIFER (2002). *Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles : diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture*. Brochure, 41 p.

Conseil Scientifique Régional de l'Environnement (1997). *Les zones humides de fonds de vallée et la qualité de l'eau en Bretagne : réflexions et recommandations*. 65 p.

Conseil Scientifique Régional de l'Environnement (2002). *Gestion des sols et apports de déchets organiques en Bretagne*. 45 p.

Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne (2005). *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques*. 188 p., Disponible sur : <http://www.bretagne-environnement.org>

CORPEN (1999). *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leurs systèmes fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Brochure, 18 p.

CORPEN (2004). *Techniques culturales sans labour*, colloque du 31 mars 2004, compte-rendu final, 24 p. + annexes, disponible sur : [http://www.ecologie.gouv.fr/article.php3?id\\_article=4135](http://www.ecologie.gouv.fr/article.php3?id_article=4135)

CRAB, Négoce Ouest, Confédération des Coopératives Agricoles de l'Ouest de la France (2004). *Charte des prescripteurs de Bretagne : référentiel technique commun des Prescripteurs*.

Delaby L., Peyraud J.L., Vérité R. (1995). Influence du niveau de production laitière et du système d'alimentation sur les rejets azotés du troupeau. *Renc. Rech. Ruminants*, 2 : 349-354

Delaby L. (2000). Effet de la fertilisation minérale azotée des prairies sur la valeur alimentaire de l'herbe et les performances des vaches laitières au pâturage. *Fourrages*, 164 : 421-436

Dorsainvil F. (2002). *Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture*. Thèse de doctorat INAPG, 124 p. + annexes

Dourmad J.Y., Leterme P., Morvan T., Peyraud J.L. et Vertès F. (1997). Les flux d'azote dans les exploitations d'élevage. In INRA (Eds) *L'eau dans l'espace rural : production végétal et qualité de l'eau*, Universités Francophones, 281-301

Durand P., Charnay M.P., Jaffrezic A., Clément B. (2005). Les zones humides et leurs sols. In *Sols et Environnement*. Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L. (Cord.), Dunod, Paris, 364-385

Farrugia A., Castillon P., Le Gall A., Cabaret MM. (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 Journée technique « *Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest* », 25 février 1999, recueil des communications, 133-170

Fauvel Y., Morvan T. (1998). Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn. In *Ramiran 1998, 8th international conference on management strategies for organic waste use in agriculture*, 26-29 may 1998, Rennes, Martinez J et Maudet MN. (Ed), Cemagref Editions, 97-105

Germon J.C., Tareau J.C., Thomas J.M. (1994). Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates. In : *Simplification du travail du sol*, INRA (Eds.), Paris, p. 125-154

Gillet J.P., Brinet M., Brosseau M. (2003). Exemple de la ferme de la Jaillière : dix ans de pratiques raisonnées. *Perspectives Agricoles*, 289 : 16-19

Hanocq D. (2005). Fertilisation des graminées dérobées et pâturage hivernal : des conséquences pour l'environnement. *Elevage rentabilité*, supplément au n° 417 mais 2004-2005, 38

Heddadj D., Turlin J.P. (2005). Le non labour : le point après cinq années d'essai à Kerguéhenec. *Elevage avenir*, hors série brochure cultures d'automne, 4-5

INRA (2002). *Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?* Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussama J.F., Stengel P. (Editeurs scientifiques). Rapport d'expertise à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 332 p.

ITCF (1987). *Le chou fourrager : culture et utilisation*. Paris, 15 p.

Justes E., Mary B, Nicolardot B. (1999). Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oiseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55 : 207-220

Justes E., Mary B. (2003). N mineralisation from decomposition of catch crop residues under field conditions : measurement and simulation using the STICS soil-crop model. In « *Controlling nitrogen flows and losses* », 12th Nitrogen Workshop, 21st – 24th September, Exeter, Devon, UK, 122-130

Labreuche J., Bodet J.M. (2001). Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : conséquences des techniques de travail du sol. *Perspectives Agricoles*, 272 : 54-57

Labreuche J. (2003). Piège à nitrate ou couvert végétal : la date de destruction guidée par l'objectif agronomique. *Perspectives Agricoles*, 295 : 26-28

Labreuche J., Laurent F., Moquet M., Protin P.V., Aubrion G. (2006). Cultures intermédiaires : la protection des eaux pour un surcoût de 20 à 45 Euros/ha. *Perspectives Agricoles*, 321 : 22-29

Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R. (1995a). Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206 : 38-49

Laurent F., Taureau J.C., Lambert M., Fontaine A., Bonnefoy M. (1995b). Gestion de l'interculture : approche au champ des effets sur la culture suivante. *Perspectives Agricoles*, 206 : 50-62

Laurent F., Eschenbrenner G. (1995). Dynamique de l'azote : l'effet des résidus de culture et du travail du sol. *Perspectives Agricoles*, 206 : 20-30

Laurent F., Farrugia A., Vertes F., Kerveillant P. (1999). Effets des modes de conduite de la prairie sur les pertes d'azote par lessivage : propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle. In « *Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest* », Journée technique 25 février 1999, recueil des communications, 113-132

Laurent F. (1999). Fertilisation azotée : points de repère en matière d'environnement. *Perspectives Agricoles*, 244 : 85-87

Laurent F., Besnard A., Kerveillant P., Vertès F. (2004). Azote et retournement de prairies : de nouvelles références pour la minéralisation de l'azote. *Perspectives Agricoles*, 306 : 24-27

Le Gall A., Cabaret M.M., Grasset M., Le Lan B., Tranvoiz M. (2000). *Bilan des minéraux dans les exploitations laitières : excédents et facteurs de variation*. Institut de l'élevage, CRAB, CR n° 2003318, 33 p.

Le Gall A., Cabaret M.M. (2002). *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*. Institut de l'Élevage, CR n° 2023301, 170 p.

Le Gall A., Guernion J.M. (2004). *Associations graminées – trèfle blanc : le pâturage gagnant*. Paris, Institut de l'élevage, 64 p.

Le Gall A., Vertes F. (2005). *Flux d'azote et de phosphore dans les fermes laitières françaises et mise en œuvre des réglementations environnementales*. Institut de l'élevage, INRA, CR n° 190533017, 64 p.

Le Souder C., Gate P. (1999). Azote absorbé et rendement : adapter la fertilisation à la variété. *Perspectives Agricoles*, 244 : 80-83

Lombard A. (2002). *Bilan environnemental de la ferme expérimentale de Trévarez de 1999 à 2001*. Institut de l'Élevage, Mémoire de fin d'étude, 48 p.

Lycée agricole du Robillard (2006). *Cases lysimétriques du lycée agricole du Robillard : expérimentation CIPAN 2003-2006*. Non publié

Machet J.M., Laurent F., Chapot J.Y., Dore T., Dulout A. (1997). Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In : *maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Éditions, Paris, 271-288

- Mary B., Guéris J. (1994). Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers Agricultures* n°3(4), 247-257
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N. (2002). La gestion durable de la fertilisation azotée. In « *65th IRB Congress* », 13-14 February 2002, Brussels, 6 p.
- Massa F. (2006). *Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle : bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton*. Agrotransfert Bretagne, 130 p.
- Merot P. (Cord.) (2000). *TY-FON : typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation des pollutions diffuses*. Rapport de synthèse, PNRZH, 115 p.
- Meynard J.M., Justes E., Machet J.M., Recous S. (1997). Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In : *maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris, 183-199
- Minette S. (2005). *Gestion de l'interculture et qualité de l'eau : quatre années de références en Poitou-Charentes sur la gestion de l'interculture*. Agrotransfert Poitou-Charentes, Lusignan, 73 p. + annexes
- Montreuil O. (2005). *Les caractéristiques du paysage comme facteur de contrôle des processus hydrochimiques responsables de la qualité de l'eau à l'exutoire d'un sous-bassin : application au nitrate et au rôle des zones humides dans un bassin versant rural*. Mémoire de Master 2 Université de Rennes 1, INRA UMR SAS, 24 p.
- Morvan T. (2000). *Estimation des pertes d'azote nitrique par lessivage, sous différents systèmes de culture*. Communication personnelle.
- Morvan T., Alard V., Ruiz L. (2000). Intérêt environnemental de la betterave fourragère. *Fourrages*, 163 : 315-322
- Morvan T., Alard V., Ruiz H. (2002). Les risques de pollution azotée en rotations herbagères. In *A la recherche d'une agriculture durable : étude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Alard V., Béranger C., Journet M. (Eds.), INRA Editions, collection « Espaces ruraux », Paris, 272-282
- Nicolardot B., Recous S. (2001). Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : décomposition des résidus, une affaire d'histoire culturale et de travail du sol. *Perspectives Agricoles*, 272 : 49-53
- Oehler F. (2006). *Mesure de la dénitrification et modélisation spatialisée des flux d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant d'élevage*. Thèse de doctorat de l'ENSAR, 184 p.
- Oorts K. (2006). *Effects of tillage systems of soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam soil in northern France*. Thèse de doctorat INAPG, 159 p. + annexes
- Peyraud J.L., Vérité 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

Peyraud J.L. (2000). Fertilisation azotée des prairies et nutrition des vaches laitières : conséquences sur les rejets d'azote. *INRA Prod. Anim.*, 13 (1) : 61-72

Piriou J.Y., Coïc D., Merceron M. (1999). Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloque 24, Ploufragan, France, 275-287

Real B., Labreuche J., Heddadj D. (2005). Pollution des eaux : l'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. *Perspectives Agricoles*, 309 :24-28

Recous S. (1995). Incorporation des résidus végétaux : quel effet sur la dynamique de l'azote ? *Perspectives Agricoles*, 206 : 9-15

Recous S., Nicolardot B., Simon J.C. (1997a). Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In INRA (Eds) *L'eau dans l'espace rural : production végétal et qualité de l'eau*, Universités Francophones, 193-215

Recous S., Loiseau P., Machet J.M., Mary B. (1997b). Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In : *maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris, 105-120

Recous S., Laurent F. (2001). *Matières organiques et travail du sol*. En ligne : <http://www.inra.fr/actualites/DOSSIERS/sol/labour.html>, 3 p.

Ruiz L., Vertès F., Blonel X., Journet M., Alard V. (2002). Flux d'azote et qualité de l'eau. In *A la recherche d'une agriculture durable : étude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Alard V., Béranger C., Journet M. (Eds.), INRA Editions, collection « Espaces ruraux », Paris, 272-282

Shipitalo M.J., Dick W. A., Edwards W. M. (2000). Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil and Tillage Research*, 53 : 167-183

Simon J.C. et Le Corre L. (1988). Lessivage d'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère. *Fourrages*, 114 : 193-207

Simon et Le Corre (1992). Fertilisation des cultures annuelles et lessivage de l'azote nitrique. *Fourrages*, 129, 3-10

Simon J.C. (1999). La pollution nitrique des eaux. In *L'eau : usage et polluants*, Grosclaude G (cord.), INRA Editions, 95-115

Simon J.C., Grignani C., Jacquet A., Le Corre L., Pagès J. (2000). Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole : recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie*, 20 : 175-195

Stenberg M., Aronsson H., Lindén B., Rydberg T., Gustafson A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combine with catch crop. *Soil and Tillage Research*, 50 : 115-125

Taureau J.C., Mary B. (1995). Incorporation des pailles : quel est l'impact sur l'azote minéral du sol ? *Perspectives Agricoles*, 206 : 16-19

Thomsen, I.K. et Christensen, B.T. (1999). Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use and Management* 15 (3) : 195-200.

Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L.S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, 79 : 228-302

Vertès F et Decau ML (1992). Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal. *Fourrages*, 129, 11-28

Vertès F., Journet M., Alard V., Etesse A. (2002). Le pâturage et les pertes d'azote. In *A la recherche d'une agriculture durable : étude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. Alard V., Béranger C., Journet M. (Eds.), INRA Editions, collection « Espaces ruraux », Paris, 115-144

Viaud V. (2004). *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments : approche empirique et modélisation*. Thèse de doctorat de l'ENSAR, 270 p. + annexes

## **ANNEXES**

## Annexe 1 : les questions à traiter

### a ) Impact des pratiques agricoles sur les fuites de nitrates des parcelles agricoles

#### 1) Impact sur les fuites de nitrates de l'introduction d'un couvert végétal

*L'impact d'un couvert végétal sur les fuites d'azote sous une parcelle agricole est primordial. C'est une action qui est reprise dans tous les programmes de bassin versant de Prolittoral comme de BEP. Le contexte pédo-climatique, le type de couvert, ainsi que les précédents culturels (reliquats azotés, histoire de la parcelle,...) ont très certainement une influence sur l'impact du couvert. Les réponses recherchées peuvent être alors en terme de chiffre moyen s'il est possible d'en déterminer mais plus probablement des chiffres issus d'expérimentations ponctuelles (dans tel contexte pédo-climatique avec tel historique de fertilisation et tel reliquat post récolte, on a obtenu tel impact.....)*

➤ **Nombre d'unités d'azote fixé par un couvert végétal :**

*(en fonction de la variété, date de semis, pluviométrie de l'hiver,..)*

- entre une céréale et un maïs :
- entre deux maïs :      implantation sous couvert  
  implantation après maïs  
  unités fixées par des cannes de maïs broyées

⇒ Voir partie 2.1.1 page 39

➤ **Flux de nitrate sous la parcelle avec et sans couvert :**

*(en fonction de la variété, date de semis, pluviométrie de l'hiver,..)*

- entre une céréale et un maïs
- entre deux maïs :      implantation sous couvert  
  implantation après maïs  
  cannes de maïs broyées entre les deux maïs

⇒ Voir partie 2.1.2 page 46

#### 2) Impact sur les fuites de nitrate des pratiques de fertilisation

*Un autre levier important pour limiter les fuites d'azote est la pratique d'une fertilisation dite « équilibrée ». Les programmes de bassin versant incitent les agriculteurs à de telles pratiques, la directive nitrate depuis décembre 2002 les y obligent. D'après les études de diagnostic initial des bassins versants, les pratiques de fertilisation étaient bien souvent très largement au dessus de l'équilibre. Afin de convaincre les agriculteurs de l'importance de cet équilibre et de prévoir les diminutions de flux d'azote que de telles*



pratiques peuvent permettre d'atteindre il semble important de disposer de données chiffrées sur cet aspect. Pour cet aspect également, les résultats dépendent probablement fortement du contexte pédo climatique (RU des sols et lame drainante). Les références ponctuelles dans différents contextes peuvent permettre de répondre ainsi que des valeurs moyennes si elles peuvent être déterminées.

- **Passage d'une fertilisation sur maïs de +50UN par rapport au conseil à une fertilisation équilibrée** (idem à +500, +100 et + 20 UN)
- **Passage d'une fertilisation sur céréales (blé, orge,...) de +50 UN à équilibrée (idem +20 UN)**

⇒ **Voir partie 1.1.3 page 12**

- **Passage d'une fertilisation à + 100 UN sur prairie à fertilisation équilibrée (idem + 50, +20)**
- **Pression de pâturage : fuite en fonction du nombre de jours\*UGB** (éventuellement également exprimé en UGB / ha de SFP)

⇒ **Voir partie 1.1.4 page 20**

- **Appréciation de la finesse des différents outils validés pour calculer la fertilisation** (notamment les grilles simplifiées ; ces grilles comportent-elles des « marges » dans le contexte pédo-climatique breton ? si oui, appréciation de celles-ci par culture)

⇒ **Voir partie 1.2 page 27**

### **3) Impact sur les fuites de nitrates de l'aménagement de l'espace**

*Les zones humides sont le siège de processus de dénitrification. Le pouvoir de dénitrification dépend du fonctionnement de celles-ci. Aussi, dans les programmes de BV s'attache-t-on à travailler sur ces zones pour leur permettre de jouer au mieux un rôle dans la dénitrification. Il est alors important de pouvoir déterminer ce que l'on est en droit d'attendre comme abattement dans ces zones et quelle configuration permet une épuration optimale (temps de parcours, mode de mise en valeur, entretien). L'abattement en fonction des concentrations dans le milieu pourraient également être précisé (le taux d'abattement est-il le même si l'on est à 50 mg/l de NO<sub>3</sub> ou à 20 ?) ; ce paramètre pouvant avoir un impact négatif sur la reconquête attendue.*

- **Abattement des flux de nitrate par une zone humide fonctionnelle** (nature de la zone humide, position dans le BV, taille du BV d'alimentation / taille de la ZH)

⇒ **Voir partie 5.1 page 107**

Outre les zones humides, l'ensemble du bocage contribue à l'abattement des teneurs en azote : par consommation d'azote et d'eau par les haies, par leur simple présence car elles ne sont pas fertilisées, mais probablement aussi par l'abaissement local des nappes sous les haies et la rétention d'eau plus importante sur les versants (création de micro zones humides et augmentation du temps de séjour de l'eau dans les versants permettant une dénitrification ou consommation supplémentaire).

- **Abattement des flux de nitrate lié au bocage sur un BV** (prairies humides, haies, talus, micro ZH, eau dans les fossés et cours d'eau)

⇒ **Voir partie 5.2 page 113**

- **Abattement des flux de nitrate global sur un BV bien aménagé ?** (dénitrification + volatilisation : Pierre Aurousseau communique sur un « abattement de flux » d'environ 30 % au niveau régional entre les apports à la parcelle et les flux arrivant en mer ; cet abattement peut-il être précisé en fonction des typologies de BV ? Les quantités abattues seront-elles stables si le niveau moyen de concentration baissait ? Si non, les taux d'abattements seront-ils équivalents ? inférieurs ?).

⇒ **Voir partie 5.3 page 114**

## **b) Impact des systèmes d'exploitation sur les flux de nitrate**

*Les actions mises en place permettent de limiter les fuites de nitrates. Cependant, malgré ces actions, les flux de nitrates ne seront pas nuls. Les objectifs de qualité de l'eau sur le paramètre nitrate sur certains BV étant très bas, il convient d'estimer les fuites « incompressibles » d'azote sous un système agricole donné. Le but du programme étant la limitation des marées vertes, il est préférable de savoir à l'avance si les mesures prises sur les bassins versants sont susceptibles d'aboutir à un résultat significatif ou si le système agricole actuel provoque de façon intrinsèque trop de fuite de nitrate sur certains sites sensibles. Cela permettrait d'éviter d'aménager le système actuel pour ensuite changer complètement d'orientation si les résultats ne sont pas suffisants en terme de reconquête sur certaines baies.*

### **1) Flux et concentration de nitrate sous un système optimisé**

(mesurés sous les parcelles) :

*Par système optimisé on entend : couverture des sols par des CIPAN, fertilisation équilibrée, bonne gestion des prairies, précaution dans le retournement des prairies, ... Les résultats étant très dépendants du contexte pédo-climatique, chaque résultat devra être situé dans son propre contexte.*

- Système laitier « intensif » maïs / herbe / céréales :
  - 1,7 UGB/ha SFP
  - 2 UGB/ha SFP
- Système laitier désintensifié maïs / herbe / céréales : 1.4 UGB / ha SFP
- Système laitier « tout herbe » en fonction de l'intensification

⇒ **Voir partie 4.3 page 99**

- Cultures intensives maïs céréales : fertilisée en organique (lisier de porcs, fumier de volailles) ou minéral (*niveau de rendement mesuré et fuite en N ou [NO<sub>3</sub>] dans la lame drainante*)
- Cultures intensives céréales-couvert végétal-maïs-couvert végétal-céréales....

⇒ **Voir partie 3.1 page 78 et partie 3.2 page 84**

### **2) Changement de système de culture**

*Certaines cultures semblent présenter un intérêt dans la mesure où elles consomment plus d'azote ou à des périodes plus favorables pour limiter les fuites d'azote. Il semble que*

*d'introduire une culture de betterave par exemple après un retournement de pâture en fin d'hiver permet de limiter fortement les fuites d'azote. Les cultures de céréales d'hiver, peu consommatrices d'azote durant la période de lessivage laissent fuir une bonne partie de l'azote nitrique généré par la minéralisation automnale/hivernale sous un climats doux tel que rencontré en Bretagne. D'autres cultures telles que le colza ou des céréales de printemps, précédées d'un couvert végétal, permettraient peut-être de limiter les fuites d'azote. Enfin, les niveaux de rendements atteints ou visés en Bretagne sont-ils compatibles avec une limitation des fuites d'azote ?*

- Maïs grain => tournesol ou maïs grain hâtif (récolte en septembre)
- Blé => colza
- Blé ou orge d'hiver => couvert végétal puis orge de printemps (ou autre culture à définir)
- Autre culture adaptée au contexte breton et permettant de limiter les fuites de nitrates (mélanges céréaliers, « herbe à éléphant », autre.....)

⇒ **Voir partie 3.3 page 88**

- Passage de maïs => betterave (en général sur l'ensemble des surfaces de l'exploitations et plus particulièrement après retournement de pâture)
- Culture de choux fourragers ou autre culture dérobée (après céréales)

⇒ **Voir partie 4.4 page 104**

- Abaissement des objectifs de rendement de 10 %, 20 % (et de la fertilisation en conséquences)

⇒ **Voir partie 3.2 page 84**

- Impacts sur les fuites de nitrate des techniques de non labour et autre TCS

⇒ **Voir partie 2.4 page 71**