

## Suivis d'azote minéral dans les sols : risque de lessivage de nitrate selon le couvert végétal

F. Vertès<sup>1</sup>, M.L. Decau<sup>2</sup>

**L'**augmentation des teneurs en nitrate des eaux est due en grande partie aux pertes, par lessivage ou par ruissellement, de l'azote utilisé sur les parcelles agricoles. Ces pertes sont la résultante de cinq "histoires" différentes et complémentaires (SEBILLOTTE, 1990) : la circulation de l'eau, l'azote minéral présent dans le sol, le développement de la culture, la pénétration des racines et les apports de déjections animales. La connaissance des quantités mises en jeu et de leur devenir est une clé importante pour la protection de l'eau et la valorisation optimale des apports (engrais et déjections).

L'importance de la pollution d'origine agricole est particulière en Bretagne occidentale : sols drainants, forte pluviométrie d'automne-hiver (environ 500 mm de drainage annuel), grandes surfaces en cultures annuelles laissant les sols nus l'hiver, pâturage laitier à fort chargement et déjections animales surabondantes. L'étude

---

### **MOTS CLÉS**

Azote, azote minéral, culture dérobée, lessivage, pâturage, prairie de fauche, système de culture, techniques culturales.

### **KEY-WORDS**

Catch crop, crop system, cultivation techniques, grazing, hay meadow, leaching, mineral nitrogen, nitrogen.

### **AUTEURS**

1 : I.N.R.A., Station d'Agronomie de Quimper (Finistère)

2 : I.N.R.A., Station d'Agronomie d'Angers (Maine-et-Loire)

### **CORRESPONDANCE**

F. VERTÈS, I.N.R.A., 4, rue Stang-Vihan, F-29000 Quimper.

du devenir des éléments minéraux dans les sols remonte aux années 40, avec la mise en place de cases lysimétriques à Quimper en 1943 (puis en 1989, sous pâture).

En complément de ces dispositifs, des suivis d'azote minéral dans les sols ont débuté en 1989. Face à la diversité des situations -sols, climats, couverts végétaux, itinéraires techniques, systèmes de production (Трибої, 1985)- il apparaît indispensable de faire appel simultanément à plusieurs démarches pour étudier le cycle de l'azote :

— des études fines de mécanismes et une approche modélisatrice sont nécessaires pour comprendre la dynamique de l'azote ;

— des suivis de terrain permettent de comparer quantitativement différentes situations, de progresser dans la compréhension des phénomènes mis en jeu, et fournissent les données nécessaires à l'élaboration et à la validation des modèles.

Après les sécheresses des étés 1989 et 1990, on pouvait s'attendre à des minéralisations automnales particulièrement intenses et il était intéressant de comparer, hors, puis en période de drainage, les flux d'azote sous différents couverts végétaux. Les parcelles de blé, maïs, féverole et ray-grass anglais de l'essai longue durée "Rotations" (SIMON, 1990) ont fourni un dispositif idéal (effet cumulatif) pour ces suivis.

Les principaux objectifs de l'étude sont donc :

— de chiffrer les quantités d'azote présent sous forme minérale dans les sols,

— d'en suivre l'évolution dans le temps,

— de comparer les effets des différents systèmes cultureux,

— de tester la pertinence de ces mesures dans les calculs de bilans à la parcelle,

— de compléter les informations lysimétriques par des données obtenues en encadrant la période de drainage ; l'intérêt des cultures dérobées, par exemple, dépend des réponses à plusieurs questions : les disponibilités de l'azote dans le sol sont-elles synchronisées aux besoins de ces cultures ? ; quelles cultures intermédiaires utilisatrices d'excédents sont compatibles avec les "cahiers des charges" induits par les cultures principales ?

— de réfléchir à l'élaboration d'indicateurs et d'outils de diagnostic (dans une optique de législation, LAVOUX, 1991).

## **Pourquoi des profils d'azote minéral à la tarière ?**

### **• Bref rappel des différentes méthodes**

ADDISCOT (1990) a rappelé les avantages et inconvénients des 4 grandes familles de techniques utilisées dans les suivis d'azote minéral du sol : parcelles drainées, lysimètres, bougies poreuses et prélèvements à la tarière. Précision et fiabilité des résultats sont maxima pour les deux premières techniques, dont la mise en œuvre est très coûteuse, tandis que la dernière technique est la plus souple (pas d'installation de matériel) et fournit des données très complémentaires de celles des lysimètres. Par contre, outre le travail de prélèvement et d'analyse, le principal problème est celui de la représentativité des échantillons dans le temps et dans l'espace, et de l'interprétation biologique des résultats.

### **• Protocole de prélèvement**

L'ensemble des résultats concerne des profils d'azote minéral ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ) extrait au chlorure de potassium (KCl), en solution demi-normale (N/2). La solution est préparée 24 heures au plus avant son utilisation. Les prélèvements sont effectués à différentes profondeurs : surface (0-10 cm) et reste de l'horizon labouré (ici 10-25 cm), puis 25-40, 40-60 et 60-80 cm. L'arène granitique apparaît entre 60 et 100 cm. Une tarière de petit diamètre (4,5 cm) est utilisée pour plus de commodité dans un sol assez grossier.

Si l'on peut procéder à l'extraction au champ, les flacons de 400 ml contenant 350 ml d'une solution de KCl N/2 sont pesés à l'avance, ainsi que les boîtes pour les mesures d'humidité du sol. La terre des 4 à 8 trous est mélangée de façon aussi homogène que possible et environ 150 g (deux petites poignées) sont placés dans le KCl. Une quantité correspondant au format des boîtes à humidité (10 à 100 g) y est déposée. L'ensemble des prélèvements est pesé au laboratoire (boîte + terre fraîche, flacon + KCl + terre fraîche). Si l'on ramène les échantillons de sol au laboratoire, il faut les transvaser après mélange dans un récipient bien fermé, et ne pas dépasser 24 heures de conservation au réfrigérateur. Le protocole est ensuite le même.

Il faut ensuite :

— mettre les boîtes à humidité à l'étuve, 105 °C pendant 24 h au minimum, puis peser et calculer le pourcentage d'eau,

— agiter les flacons (KCl + terre) 20 mn à 40 tours/mn (roue de vélo) puis laisser décanter,

— filtrer sur filtre Watman 42 de diamètre 18,5 cm, jeter le premier jus de filtration pour rincer le réceptacle, refiltrer sur le même filtre,

— récupérer environ 100 ml de filtrat dans un petit flacon.

Si l'analyse ne peut être effectuée dans les deux jours, l'échantillon est conservé soit au congélateur ( $-18^{\circ}\text{C}$ ), soit en ajoutant 2-3 gouttes de Merseptyl (Sterling-Winthrop ; 2-3 mois de conservation maximum, au froid). Un témoin KCl sans terre doit être préparé et conservé dans les mêmes conditions que les flacons correspondants. Les méthodes d'analyses sont résumées en annexe 1.

### • **Echantillonnage**

Classiquement 12 à 20 sondages par hectare et par horizon sont soigneusement mélangés. PINDEN (1977) cité par BERGSTRÖM (1986) conseille le mélange de 20 prélèvements pour l'horizon cultivé, 6 prélèvements étant suffisants dans le sous-sol où la variabilité serait moindre (conclusion contraire à celle de LINDEMAN, 1986). Des travaux méthodologiques sont en cours actuellement pour mieux préciser le mode opératoire optimal (MORVAN, comm. pers.). Cette pression de sondage optimale pour des parcelles cultivées homogènes correspond dans nos suivis à 4 trous pour 144 m<sup>2</sup>. Les difficultés de mélange des prélèvements, la terre humide devenant très collante, nous ont fait opter pour une fréquence élevée de mesure (tous les 7 à 10 jours en automne-début d'hiver) et un assez faible nombre de sondages : 4 en cultures, 6 en prairies. Ce choix permet de limiter le nombre de trous dans chaque parcelle (ce qui, en petites parcelles, entraîne rapidement une modification de la circulation de l'eau).

Dans le cas de prairies, où le pâturage induit une plus grande hétérogénéité, il reste nécessaire de mélanger la terre de 6 à 8 trous, surtout si la fréquence des mesures est faible. Un test de variabilité (analyses séparées de 4 fois 4 sondages) a confirmé dans notre situation relativement simple (petites parcelles homogènes, cultures annuelles) la validité des mesures. La répétition des mesures dans le temps et la comparaison des tendances dans les différents couverts fournit une autre confirmation.

## **Données climatiques et évolution générale**

L'événement climatique principal des deux années est la sécheresse des étés 1989 et 1990 (146 mm d'eau de mai à septembre en 1989, pour une moyenne sur 12 ans de 290 mm. La sécheresse de 1990 est cantonnée aux trois mois d'été : 84 mm au lieu de 167 en moyenne). Associées à des températures élevées (pour la région), ces faibles précipitations ont limité la croissance des espèces fourragères ( $-30\%$  en maïs,  $-25\%$  en herbe), ce qui n'a pas permis leur utilisation de la

fertilisation apportée. De plus, ces conditions climatiques extrêmes (pour la Bretagne) favorisent fortement la minéralisation dès le retour des pluies. La reprise du drainage (cases lysimétriques) a eu lieu tardivement, mi-décembre au lieu de mi-novembre à début décembre habituellement.

Comme le met en évidence le cumul de l'azote minéral de toutes les parcelles suivies (figure 1), l'importance relative des phases de minéralisation, réorganisation et absorption est plus liée, pour un sol donné, aux conditions climatiques qu'aux couverts végétaux et à l'histoire de la parcelle.

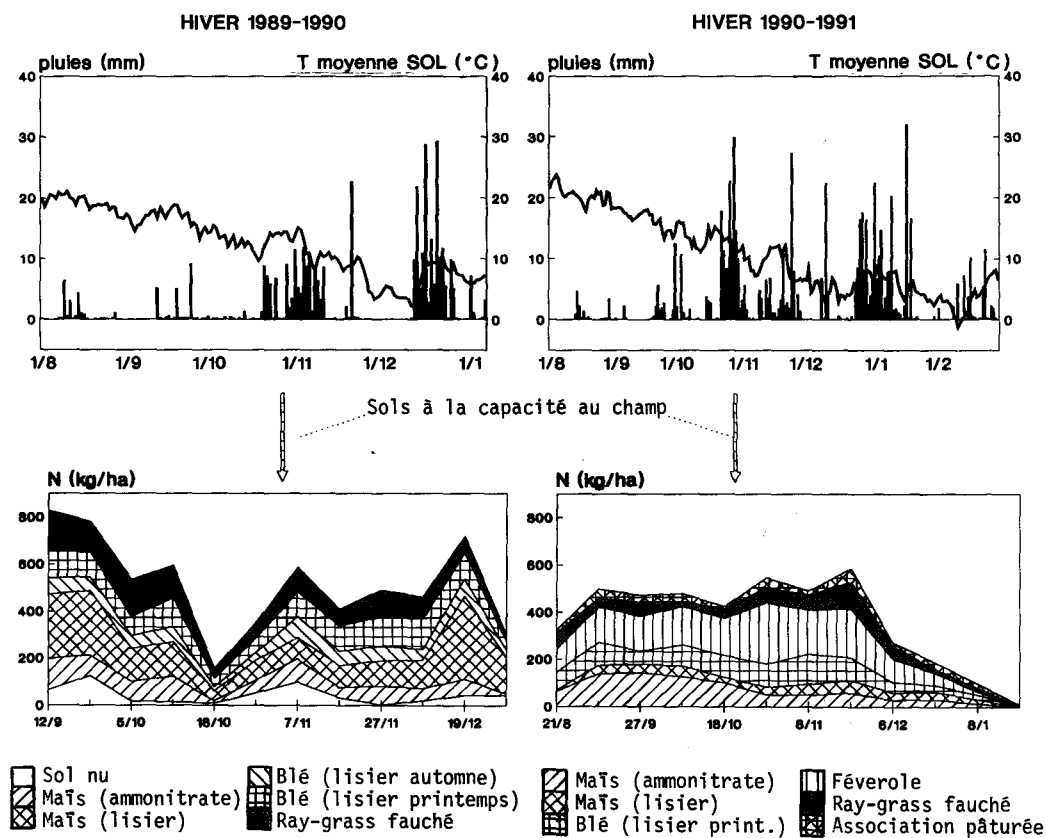


FIGURE 1 : Données journalières de pluies et températures du sol (-10 cm), et azote minéral total cumulé pour tous les profils suivis (hivers 1989-1990 et 1990-1991).

FIGURE 1 : Daily rainfalls and mean soil temperatures (-10 cm), and soil mineral nitrogen cumulated for all the studied plots (1989-1990 and 1990-1991 winters).

La figure 1 ne montre cependant pas une stricte correspondance entre les paramètres climatiques enregistrés et l'évolution de l'azote minéral. Après la sécheresse (point de flétrissement atteint, dans des sols à 8 % d'eau), les premières pluies activent la vie microbienne et une forte minéralisation caractérise les débuts d'automne (très peu d'azote sous forme minérale en période sèche). Différentes phases se succèdent ou se superposent :

- des phases où la minéralisation est supérieure à l'immobilisation,
- des phases où la minéralisation est inférieure à l'immobilisation,
- des phases où les couverts végétaux (prairies, cultures intermédiaires) prélèvent de l'azote minéral,
- des phases où les pertes par lessivage sont mises en évidence.

Il est difficile d'interpréter les phénomènes de façon plus fine car les quantités observées successivement représentent la résultante de divers flux entre les compartiments, que l'on ne peut pas chiffrer indépendamment : absorption, immobilisation, lessivage et pertes gazeuses.

L'évolution de l'azote minéral total cumulé sous tous les couverts montre en 1989 une première phase de minéralisation (pluies de septembre) suivie d'une phase d'organisation (un mois sans pluie, températures douces) puis de la séquence classique à Quimper dans les sols granitiques : minéralisation sous forme nitrique uniquement et effet "chasse" des pluies d'automne-hiver (SIMON, 1988).

En 1990, la phase de réorganisation nette ne s'exprime pas. L'effet "chasse" est particulièrement spectaculaire après 350 mm tombés en 15 jours, et en fin d'hiver le stock d'azote minéral est quasiment nul sous tous les couverts. On retrouve une donnée classique des suivis lysimétriques (SIMON, op. cit.), avec le lessivage de tout le profil à 400 mm de pluies d'automne-hiver. Les données sur l'ensemble du profil ne permettent cependant pas d'attribuer au seul lessivage la disparition de l'azote nitrique.

L'évolution comparée des profils par horizon sous les différentes cultures précise les phénomènes.

## **Azote minéral après cultures annuelles**

### **• Effet précédent de cultures de blé, maïs et féverole**

La quantité d'azote minéral présent dans un sol après une culture et "disponible" pour la culture suivante (MACHET et al., 1990) fait partie de "l'effet précédent". Contrairement aux suivis réalisés dans le Bassin parisien, ce report d'une année

à l'autre ne se produit pas dans les conditions pédoclimatiques de Bretagne occidentale où la lame d'eau drainante (500 à 550 mm) entraîne chaque hiver l'azote minéral au-delà de la zone prospectée par les racines. La dynamique de minéralisation après récolte, en dehors de la période de drainage, et les quantités d'azote mises en jeu varient par contre considérablement selon les couverts végétaux. Parmi les facteurs qui interviennent on note :

- la famille botanique (graminée, légumineuse, autre dicotylédone),
- les périodes de récolte et de sol nu, par rapport aux séquences climatiques,
- le degré de fiabilité de la prévision de la production et l'ajustement de la fertilisation,
- la précision des doses d'apport (cas du lisier épandu à volume donné et non teneur en azote donnée).

Si les objectifs de production sont réalisés, les risques de lessivage de nitrate correspondent à la minéralisation du sol (SIMON et al., 1988). En cas de fertilisation excessive, on retrouve les excédents non utilisés (figure 2).

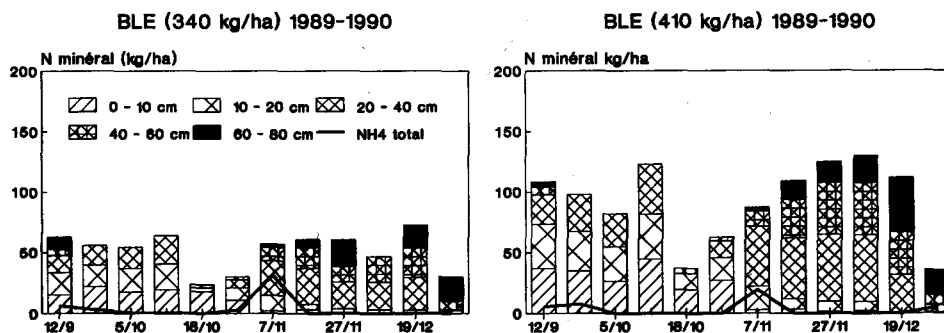


FIGURE 2 : Effet des modalités de fertilisation du blé sur l'évolution de l'azote minéral du sol.  
 FIGURE 2 : Effects on soil mineral nitrogen dynamics of fertilisation practices of winter wheat.

La figure 3 compare l'évolution des profils d'azote minéral après blé, maïs ensilage et féverole, et indique les bilans apparents d'azote minéral. Les quantités maximales d'azote nitrique présentes sont comparables après blé et maïs, nettement supérieures après féverole. Bien que les résidus de récolte des légumineuses soient plus riches en azote que ceux des graminées, les données bibliographiques (WEBSTER et al., 1986 ; MACHET et al., 1989) observent peu d'azote minéral après une culture de légumineuse sans apport azoté (ce qui est le cas général). La comparaison

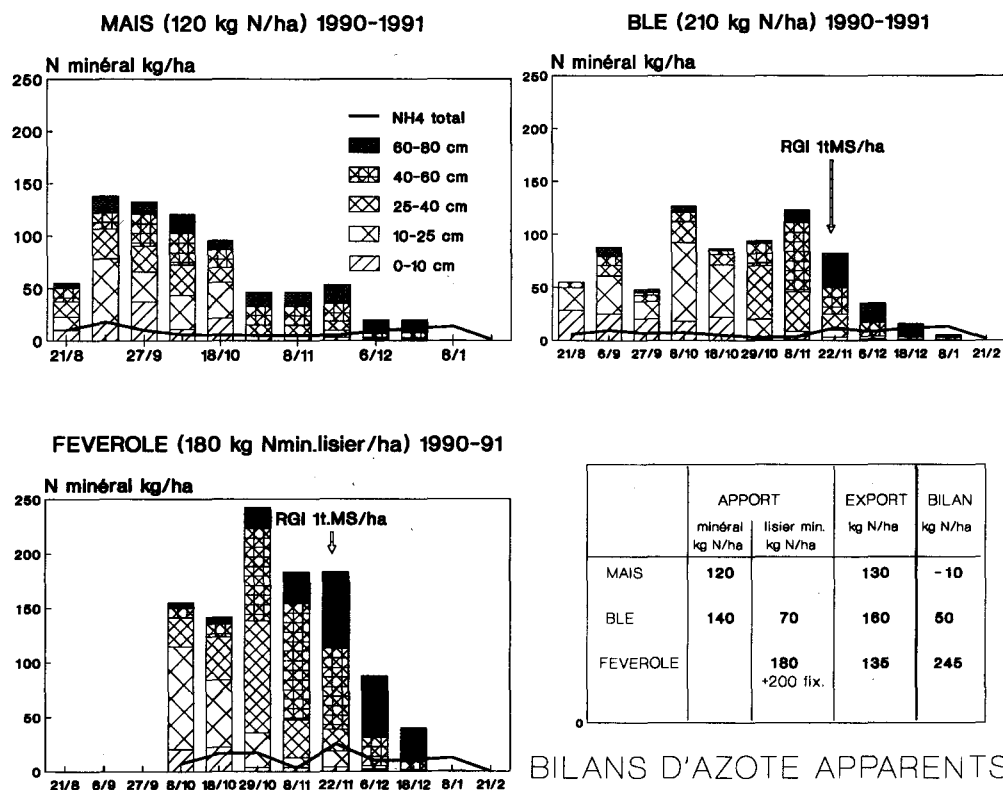


FIGURE 3 : Comparaison des profils d'azote minéral des sols après 3 cultures annuelles laissant les sols nus l'hiver : maïs, blé et féverole.

FIGURE 3 : Compared nitrate soil profiles after three crops (bare soils in winter) : maize, winter wheat and broad bean (*Vicia faba*).

des bilans montre l'origine de l'excès : un apport de 70 m<sup>3</sup> de lisier au semis (figure 3). La féverole fixe plus de 200 kg/ha/an en conditions "normales", mais il est difficile de savoir comment l'azote apporté affecte cette fixation. Nous avons donc gardé ce chiffre de 200 kg N fixés, ce qui se traduit par un excès de 245 kg/ha.

L'azote présent après maïs ne vient pas d'un excès de fertilisation : bilan de - 10 kg N/ha. Les données lysimétriques obtenues à Quimper indiquent, pour des apports et des exportations similaires, des pertes par lessivage de 90 kg N/ha/an en moyenne. Cet azote provient de la minéralisation du sol (SIMON et al., 1988) : on a constaté une baisse annuelle de 1 à 1,4% du stock de matière organique sous maïs et sous légumineuse annuelle, ce chiffre étant un peu inférieur sous blé (- 0,4%



par an). Enfin, le maïs est cultivé après 4 ans de fétuque, la destruction de la prairie s'accompagnant d'une forte libération d'azote minéral.

Le suivi a été réalisé durant l'hiver 1990-1991 où le lessivage des nitrates est particulièrement évident à partir de la fin d'octobre. Si comme précédemment on ne peut faire la part des différentes causes de disparition d'azote minéral, la teneur en eau des sols, l'abondance des précipitations et les températures décroissantes (autour de 10°C) permettent de penser que la descente des nitrates observée de façon synchrone sur toutes les parcelles suivies correspond en grande partie à des pertes par lessivage, évaluées à 100 kg/ha après blé et maïs, et à 200 kg/ha après féverole (l'implantation de ray-grass d'Italie après le blé et la féverole, et le développement des adventices dans le maïs désherbé au bentazone, moins rémanent que l'atrazine, permettent la récupération d'une petite partie de l'azote minéral).

#### • **Effets du labour et de cultures intermédiaires (sous couvert ou dérobées)**

L'effet d'un ray-grass d'Italie dérobé entre deux maïs est bien connu grâce aux mesures lysimétriques (SIMON, 1988). C'est l'une des rares cultures dérobées pratiquées dans la région : après l'ensilage souvent réalisé en octobre, il est difficile d'implanter une dérobée d'installation suffisamment rapide pour utiliser l'azote présent en début d'automne. Nous avons tenté d'implanter en juin 1990 des cultures sous couvert de maïs (ray-grass d'Italie enrobé, seigle, minette, phacélie) sous un maïs tardif (variété Baron), puis, en dérobées, les mêmes espèces, après récolte d'un maïs précoce (var. Anjou 09).

Après une très bonne installation, la sécheresse de l'été a quasiment détruit les peuplements sous couvert. Les dérobées ont pu être semées tôt, grâce à une récolte exceptionnellement précoce du maïs (début septembre) et les pluies d'automne ont permis leur bon développement. Des échantillons récoltés fin novembre indiquent une immobilisation dans les plantes entières de 10 à 30 kg N/ha selon les espèces, pour un total de 35 à 50 kg N/ha (respectivement pour le ray-grass d'Italie et le seigle) lors du retournement début avril. DECAU et al. (1987) constatent des prélèvements analogues par des engrais verts implantés en octobre après maïs, pour des biomasses produites supérieures (1,7 à 3 t MS/ha). L'implantation après orge d'un ray-grass d'Italie en Suède (BERGSTRÖM, 1986) permet de réduire de 23 kg N/ha la quantité d'azote minéral dans le sol (facteurs climatiques limitants dès la fin de l'été).

Si l'on compare ces prélèvements aux disponibilités en azote minéral (figure 4), on constate que 20 % au mieux de l'azote est utilisé avant d'être lixivé sous la zone d'enracinement. CHAPOT (1987) ne trouve pas d'effet positif significatif de la dérobée en dessous d'une croissance de 1 t MS/ha. De plus, le labour réalisé après la récolte du maïs déclenche une phase de minéralisation correspondant largement aux

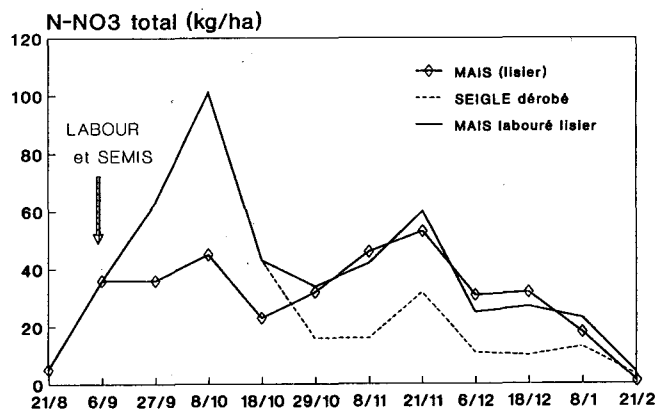


FIGURE 4 : Effets sur l'azote minéral du sol du labour et de l'implantation d'un seigle dérobé après maïs (1990-1991).

FIGURE 4 : Effects on mineral soil nitrogen of ploughing and catch-crop rye after maize (1990-1991).

prélèvements de la dérobée, ce qui se rapproche des observations de BERGSTRÖM (1986) et de Goss (1990).

Le seigle contribue significativement à réduire les pertes dès que son développement est suffisant, soit 1 mois 1/2 après le semis. Il est possible que la diminution des quantités de nitrate présent dans le sol soit légèrement supérieure au seul prélèvement direct par la dérobée : GUIRAUD et al. (1990) observent une légère augmentation de la réorganisation (plus sensible après retournement de la dérobée). Des études plus fines sont nécessaires pour préciser l'importance et la durée des phénomènes.

L'implantation d'une culture dérobée d'installation rapide (ray-grass d'Italie ou seigle par exemple) permet donc d'abaisser les quantités de nitrates dans le sol. C'est la longueur de la période favorable à la croissance (conditionnée par les facteurs climatiques) qui détermine les possibilités de prélèvements (MULLER et al., 1989). Il est rarement possible de récupérer la totalité de l'azote minéralisé, même lorsque l'implantation des dérobées est précoce, après blé ou orge (CHAPOT, 1987 ; MACHET et al., 1989 ; GUIRAUD et al., 1990), ou après un maïs récolté très tôt (LUBET et al., 1987).

Il s'avère donc intéressant de poursuivre l'étude des possibilités d'installation sous couvert (semences enrobées ou non), ou après récolte maïs sans labour (travail superficiel au rotavator (Goss, 1990). L'un des principaux problèmes agronomiques dans le contexte breton est alors celui du désherbage du maïs, l'atrazine ris-

quant d'empêcher toute installation sous couvert et les herbicides moins rémanents de pénaliser très fortement le maïs (morelles et digitales).

Il faut remarquer que :

— l'on ne dispose que d'une seule année de résultats sur l'effet des cultures intermédiaires ;

— les quantités d'azote mises en jeu sont relativement faibles, même dans les parcelles témoin, le maïs étant cultivé après fétuque dans la parcelle utilisée ;

— un développement important d'adventices est constaté dans les parcelles témoins non désherbées à l'atrazine. Ces adventices prélèvent une part de l'azote disponible, qui n'a pas été mesurée. On pourrait s'interroger sur l'intérêt possible et la gestion avisée des espèces spontanées.

## **Azote minéral sous prairie**

### **• Comparaison de prairies temporaires fauchées (ray-grass anglais pur ou associé au trèfle blanc)**

Sous un couvert prairial permanent après fauche, on n'observe pas de pics de minéralisation aussi nets que dans un sol nu après récolte des cultures annuelles : l'azote libéré est aussitôt utilisé par les plantes en place et/ou par les micro-organismes du sol (figure 5).

Les étés 1989 et 1990 ayant été particulièrement chauds et secs, le ray-grass pur a séché totalement (1989, parcelle de 4 ans fauchée) ou partiellement (1990, couvert de 5 mois). Les suivis d'azote nitrique observés dans le premier cas confirment les résultats lysimétriques - forte minéralisation et pertes par lessivage de 135 kg N/ha après dessèchement du couvert (SIMON, 1989) - tandis que la reprise de croissance du couvert en automne 1990 permet l'utilisation d'une partie de l'azote minéralisé avant que le drainage ne l'entraîne en dessous de la zone d'enracinement.

La présence du trèfle (couvert de 5 mois) n'entraîne pas la constitution d'un stock de nitrates au cours de l'hiver, bien que le pourcentage de trèfle en fin d'été 1990 avoisine 80%. De plus, l'azote nitrique est réparti dans tout le profil et la descente est peu sensible.

Les premières mesures lysimétriques comparées indiquent pour la même période un lessivage de 28 kg/ha sous l'association, contre 19 kg/ha sous le ray-grass pur. Ces pertes faibles correspondent à des situations à peu de risques : prairies fauchées, modérément fertilisées (200 kg/ha) pour le ray-grass et ne recevant pas d'azote pour l'association.

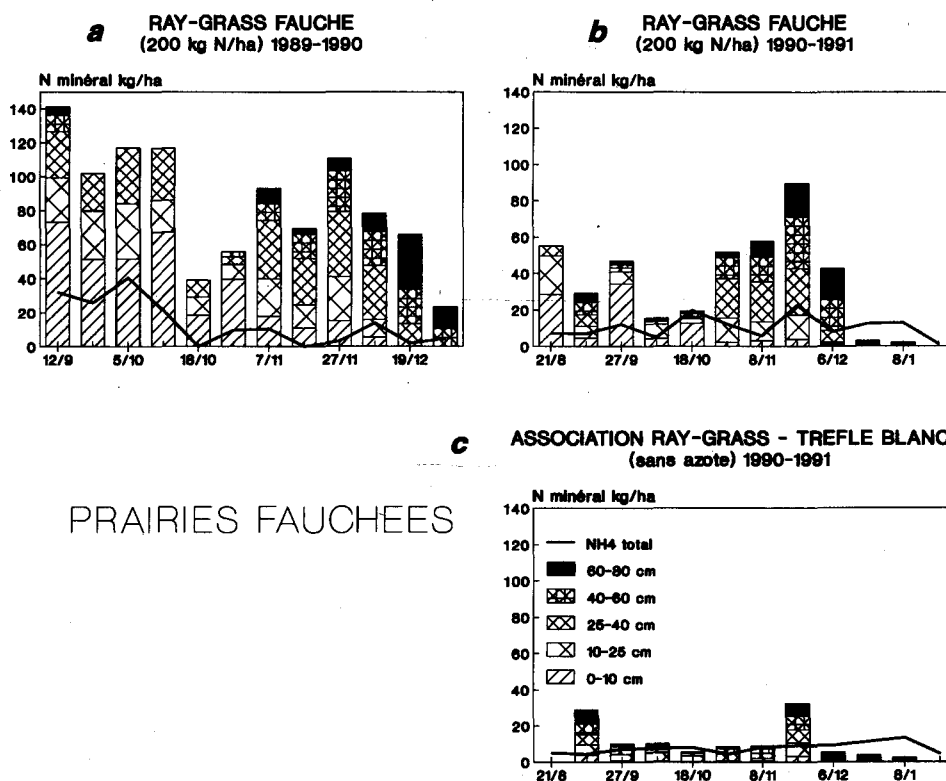


FIGURE 5 : Azote minéral sous prairies fauchées : effet de la dégradation du couvert suite à une sécheresse estivale (a), et comparaison des profils sous graminée pure (b) et associée avec le trèfle blanc (c).

FIGURE 5 : Mown grasslands mineral nitrogen : effects of grass destruction consecutive to summer drought (a), and comparison of soils profiles under pure grass (b) and grass-clover swards (c).

### • Effets de la présence des animaux

S'il est couramment admis que les pertes de nitrate sous une prairie de fauche moyennement fertilisée sont quasiment nulles, les estimations des pertes sous prairies pâturées sont rares (SIMON et al., 1989 ; MACDUFF et al., 1990 ; SHERWOOD et al., 1990), et il importe de mieux les estimer dans des conditions diverses pour cerner les effets possibles des prairies dans la protection des eaux (bassins de captage). La présence d'animaux met en jeu des flux d'azote minéral beaucoup plus importants (cas extrême d'une aire de repos, figure 6). L'activité biologique des micro-organismes est alors insuffisante pour retenir l'azote sous forme organique et le drainage est susceptible d'entraîner les surplus.

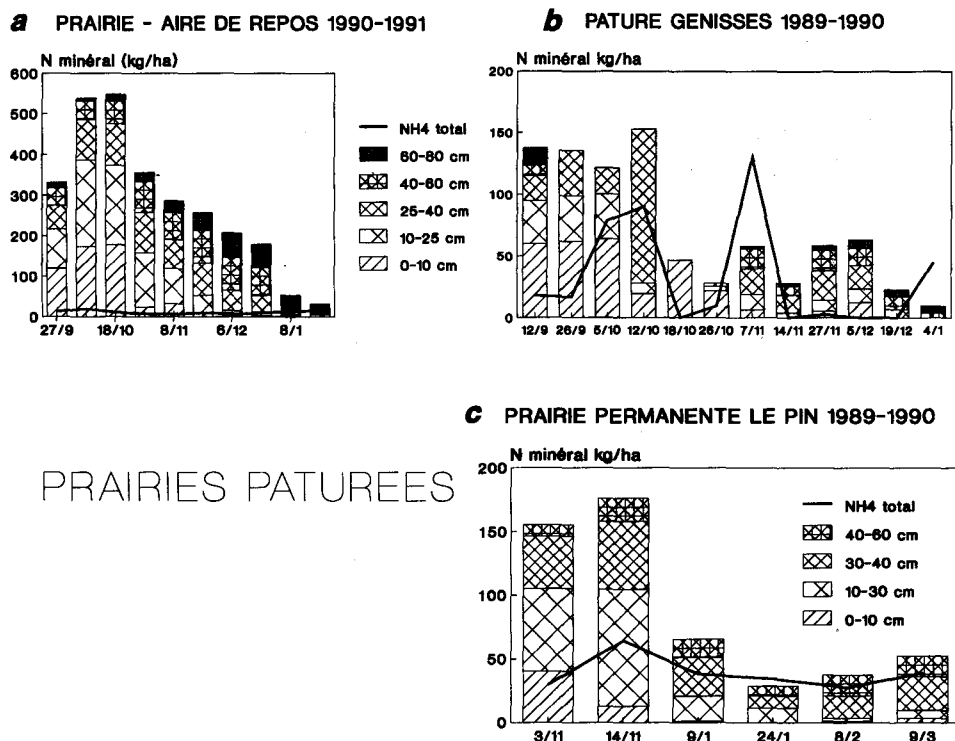


FIGURE 6 : Azote minéral sous prairies pâturées : effet du chargement animal (a), et influence du type de sol sur les formes d'azote mises en jeu ; sol granitique (a), sol brun organique profond (b) et sol brun limono-argileux (c).

FIGURE 6 : Grazed grasslands mineral nitrogen : effects of stocking rate (a), and influence of soil type on mineral nitrogen ; granitic brown soil (a), deep organic brown soil (b) and silty-loam brown soil (c).

Les suivis ont concerné une aire de repos (même sol que précédemment) et une pâture de ray-grass pur sur un sol brun profond (plus de 1,2 m) à très forte teneur en matière organique sur l'ensemble du profil et nappe temporaire en fond de profil. Une prairie de ray-grass longue durée sur sol limono-argileux a été suivie au Pin-au-Haras en 1989-1990.

Les quantités mises en jeu dans l'aire de repos (figure 6) peuvent atteindre 600 kg d'azote sur l'ensemble du profil. Lorsque la lame drainante descend, une grande partie des nitrates est entraînée : l'engorgement du sol est peu favorable à une absorption active des plantes et la disparition de telles quantités ne peut être le résultat de la seule activité microbienne. Les études dans les îles britanniques

(RYDEN et al., 1984 ; MACDUFF et al., 1990 ; SHERWOOD et al., 1990) confirment l'importance des pertes sous prairies recevant beaucoup de déjections animales.

On note que la forme de l'azote minéralisé varie avec le type de sol. Dans la pâture à génisses et la prairie normande, les quantités d'azote mises en jeu sont modérées et la forme ammoniacale est importante ou même dominante quand le sol engorgé. A court terme, la sensibilité au lessivage est moindre mais tout risque n'est pas écarté, en particulier lors du retournement (DECAU, 1991, même volume).

On ne peut pas directement déduire le risque de lessivage d'azote à partir des seules mesures des quantités d'azote nitrique présent au moment où débute l'excès d'eau.

## Conclusions

Les résultats concernent seulement deux années de suivi. Certaines conclusions peuvent néanmoins se dégager :

— L'azote minéral est essentiellement sous forme nitrique (mobile) dans les sols brun filtrants sur granite, quelle que soit la teneur en eau et la température du sol.

— Dans ces sols riches en matière organique, la minéralisation est importante (SIMON, 1989) et le lessivage de nitrate inévitable sous sol nu, même sans aucun apport fertilisant. L'importance d'une couverture végétale permanente en est d'autant plus grande, le bénéfice variant avec les facteurs du milieu et d'utilisation.

### Intérêts et limites de la méthode :

— affiner le diagnostic de risque (SEBILLOTTE, 1990) :

- la variabilité interannuelle des productions (prévision difficile) est à relier avec le risque de non-utilisation de la fertilisation fournie ;

- risque de localisation de l'azote minéral en dessous de la zone d'enracinement (ce que permettent de contrôler les prélèvements à la tarière en période de non drainage ou d'eau libre du sol peu abondante) ;

— on estime plutôt un potentiel de pollution qu'on ne mesure les pertes par lessivage ;

— la variabilité des chiffres obtenus est toujours très grande dans les études d'azote du sol. La multiplication des dates de prélèvement permet d'éviter des conclusions accidentelles mais, à terme, il serait souhaitable de caler les dates de sondage sur des données hydrologiques (pluies, circulation de l'eau) en économisant ainsi une part importante de travail de prélèvement et d'analyses ;

— les essais multi-méthodes permettent le calage sur des données plus précises et plus fiables : lysimétrie (Quimper), date de début de drainage,... L'interprétation des bilans reste délicate lorsque les phénomènes mis en jeu restent dans une boîte noire.

Enfin, les données obtenues sur des parcelles types peuvent permettre l'interprétation de suivis de qualité des eaux dans des études de bassins versant (NICOLAS, 1991). Le transfert des éléments vers les eaux de surface ou souterraines en sol granitique est en effet rapide (RAMPON, 1971) et les nitrates très mobiles influencent en quelques semaines la qualité des eaux.

Travail présenté aux Journées d'information de l'A.F.P.F.,  
"Maîtrise de la fertilisation et protection de l'environnement",  
les 25 et 26 mars 1991.

### **Remerciements :**

Nous tenons à remercier pour leur aide M. MERLET et Mme SIGOGNE de la Station I.N.R.A. d'Agronomie d'Angers, ainsi que MM. LE CORRE, QUERE, TRELLU et Mmes BLAIZE et LE ROY de la Station I.N.R.A. d'Agronomie de Quimper.

### **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- ADDISCOT T.M. (1990) : "Measurement of nitrate leaching : a review of methods", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 157-168.
- BERGSTRÖM L. (1986) : "Distribution and temporal changes of mineral nitrogen in soils supporting annual and perennial crops", *Swedish J. agric. Res.*, 16, 105-112.
- CHAPOT J.Y. (1987) : "Prélèvements d'azote de différentes espèces d'engrais verts. Estimation sur cases lysimétriques de l'incidence d'un engrais vert sur la réduction du lessivage des nitrates", *Nitrates et engrais vert*, CORPEN, Paris 15/12/87, 8 p.
- DECAU J., M. COSSERAT, B. PUJOL (1987) : "Influence d'un engrais vert sur le drainage de l'eau et le lessivage des nitrates des sols d'alluvions grossières", *Nitrates et engrais vert*, CORPEN, Paris 15/12/87, 8 p.
- GOSS M.J. (1990) : "The effects of soil and crop management on the leaching of nitrates", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 389-394.
- GUIRAUD G., J. MARTINEZ, M. LATIL et C. MAROL (1990) : "Action d'une culture dérobée sur le bilan d'un engrais azoté", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 425-430.
- LINDEMAN Y. (1986) : *Contribution à l'étude statistique des répartitions et à la modélisation de l'azote nitrique dans le sol*, thèse Doct. ès Sciences, Univ. Paris Sud, 285 p + annexes.

- LUBET E., JUSTE C. (1987) : "Intérêt d'un engrais vert d'hiver en monoculture de maïs dans les sols légers du sud-ouest atlantique", *Nitrates et engrais vert*, CORPEN, Paris 15/12/87, 7 p.
- MACHET J.M., B. MARY (1989) : "Impact of agricultural practices on the residual nitrogen in soil and nitrate losses", *Management systems to reduce impact of nitrates*, ed. J.C. Germon, Elsevier, 126-146.
- MACDUFF J.H., S.C. JARVIS, D.H. ROBERTS (1990) : "Nitrates : Leaching from grazed grassland systems", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 405-410.
- MULLER J.C., D. DENYS, G. MORLET, A. MARIOTTI (1989) : "Influence of catch crops on mineral nitrogen leaching and its subsequent plant use", *Management systems to reduce impact of nitrates*, ed. J.C. Germon, Elsevier, 85-98.
- NICOLAS J.M. (1991) : *Etude pédologique d'un bassin versant (Kerbernès, Finistère) ; relation avec les transferts de nitrates dans les eaux*, mémoire DEA Génie de l'environnement, ENSA Rennes, 56 p.
- RAMPON A. (1971) : *Contribution à l'étude des facteurs du bilan de l'eau : les bassins versants représentatifs de Blavet CTGREF*, thèse Doctorat ès Science Paris, 354 p. + planches.
- RYDEN J.C., P.R. BALL, E.A. GARWOOD (1984) : "Nitrate leaching from grasslands", *Nature*, 311, n° 5981, 50-53.
- SHERWOOD M., M. RYAN (1990) : "Nitrate leaching under pasture", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 323-331.
- SEBILLOTTE M., J.M. MEYNARD (1990) : "Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées", *Nitrates, agriculture, eau*, Paris 7-8 nov. 1990, 289-312.
- SIMON J.C., L. LE CORRE (1988) : "Lessivage d'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère", *Fourrages*, 114, 193-207.
- SIMON J.C., F.X. DE MONTARD, L. LE CORRE, D. PEPIN (1989) : "Rôle agronomique de la prairie dans la gestion du drainage des nitrates vers la nappe phréatique", *Fourrages*, 119, 227-242.
- SIMON J.C. (1990) : "Systèmes de culture fourragers à rotation rapide : nature des contraintes, effets cumulatifs", *Un point sur ... Les systèmes de culture*, L. Combe et D. Picard éd., INRA publ., 111-126.
- TRIBOÏ E. (1985) : "Transfert des nitrates dans le sol en relation avec le système de culture. Devenir de l'azote minéral apporté comme engrais", *Nitrates dans les eaux*, CORPEN, Paris, 22-24/10/85, 15 p.
- WEBSTER C.P., R.K. BELFORT, R.Q. CANNELL (1986) : "Crop uptake and leaching losses of <sup>15</sup>N labelled fertilizer nitrogen in relation to waterlogging of clay and sandy loam soils", *Plant and Soil*, 92, 89-101.



Les ions nitrate et ammonium sont dosés directement sur le filtrat par colorimétrie :

— N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : Méthode de Griess (voir CHARLOT) : au technicon, réduction des nitrates en nitrites par une colonne cadmium-cuivre, puis formation d'un complexe coloré avec le sulfamide en milieu acide. Lecture à 520 nm, gamme étalon 5 à 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l.

— N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> peut être dosé selon 2 méthodes :

- Méthode au bleu d'indophénol : réaction de Berthelot "phénate + hypochlorite" si NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en milieu alcalin,

- Formation d'un complexe coloré entre ammonium, salicylate de sodium et chlore, en milieu alcalin. Lecture à 660 nm, gamme étalon 1 à 4 mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l.

---

**Annexe : Dosage de l'azote minéral**

***Appendix : Mineral nitrogen analysis method***

**RÉSUMÉ**

L'évolution du stock d'azote minéral du sol a été suivi (profils à la tarière) et analysé entre les premières pluies d'automne et la fin de l'hiver. En sol granitique filtrant, la minéralisation est complète et la forme nitrique dominante. En fin d'hiver (après plus de 500 mm drainants), la totalité du profil est lessivée ne laissant pas de "résidu sortie hiver" pour la culture suivante.

Les effets de plusieurs cultures annuelles sont comparés : les quantités d'azote entraînées en dessous de la zone d'enracinement dépendent avant tout du bilan simple N apporté-N exporté, de l'histoire culturale de la parcelle (retournement récent de prairie...), puis des caractéristiques des résidus de culture. L'intérêt des cultures dérobées est directement lié à leur croissance et dépend essentiellement des conditions climatiques après l'implantation, ce qui est un réel problème après maïs en Finistère. De plus, un labour à l'automne augmente sensiblement le risque de lessivage.

Sous prairie, les pertes par lessivage sont nulles à faibles lorsqu'elle est fauchée (sauf accident entraînant la destruction du couvert) mais s'accroissent fortement avec l'augmentation du chargement animal. Le type de sol conditionne les formes d'azote minéral (nitrique ou ammoniacal) et donc les risques d'entraînement en profondeur.

**SUMMARY**

***Fate of mineral nitrogen in soils : risks of nitrate leaching according to plant cover***

Soil mineral nitrogen pools have been measured (soil coring) during the autumn-winter rainy period. In free-draining soil (on granitic arena) mineralization is complete and the nitric form dominant ; thus at the end of winter (over 500 mm drainage), the whole soil profile is leached and free from mineral nitrogen.

The effects of various annual crops are compared : the amounts of leached nitrogen mainly depend on the simple balance “N applied – N exported”, on the cultural history of the plot (sward recently ploughed...) and also on the crop residues characteristics. Catch crops are efficient in reducing nitrogen leaching. Nevertheless the amount of nitrogen absorbed depends on the growing ability of the plants, i. e. on the climatic conditions occurring after sowing (in Finistère, early sowing of catch crops is difficult to achieve, mainly after maize silage). Moreover, ploughing in autumn largely increases the leaching losses.

Under cut swards leaching losses are low (except when sward destruction occurs) but they notably increase when the pastures are grazed.