

Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires

Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques

4. Nitrate et eau en période d'interculture

Auteurs :

Nicolas Beaudoin

Julien Tournebize

Laurent Ruiz

Julie Constantin

Eric Justes

Juin 2012

Sommaire

Préambule.....	83
4.1. Méthodes de piégeage de l'azote en interculture et conséquences sur le drainage et la lixiviation du nitrate	84
4.1.1. Problématique et moyens de prévention de la lixiviation	84
4.1.2. Stock d'azote minéral en automne et effets de modes de gestion de l'interculture complémentaires aux cultures intermédiaires.....	98
4.1.3. Quantité d'azote piégée en automne et stock d'azote de début de drainage	106
4.1.4. Impact des cultures intermédiaires sur la quantité d'eau drainée.....	117
4.1.5. Impact des cultures intermédiaires sur la quantité d'azote lixivié et la teneur en nitrate de l'eau de drainage	122
4.1.6. Conclusion	137
4.2. Conséquences des CI sur la culture suivante.....	138
4.2.1. Effet sur le bilan hydrique de la culture suivante	138
4.2.2. Effet azote sur la culture suivante	140
4.3 Effets à long terme des cultures intermédiaires (non légumineuses).....	148
4.3.1. Impact des cultures intermédiaires successives sur la minéralisation d'azote	148
4.3.2. Conséquences sur la lixiviation	150
4.3.3. Conséquences sur la culture suivante	151
4.4. Conclusion générale	152
Références bibliographiques citées	156

Recteur du chapitre membre du groupe d'experts : Patrick Bertuzzi.

Recteurs externes du chapitre : François Lafolie, Bernard Nicolardot, Christophe Vandenberghe, Françoise Vertes.

Préambule

"Les grandes pertes d'azote des terres labourées ont lieu à l'automne et rien ne peut être plus utile que de les diminuer en procédant aussitôt après la moisson à un léger labour de déchaumage pour semer une plante à végétation rapide qui s'emparera des nitrates et les conservera dans ses tissus..." (E. de Dehérain, 1902, extrait du journal paroissial de Chichery-la ville, région du Migennois, cité par Morlon et al., 1998). Ce passage frappant d'actualité s'ajoute aux références historiques retrouvées par Meisinger et al., (1991) sur la pratique des cultures intermédiaires, comme moyen : i) d'augmenter la productivité du sol ans dans la dynastie chinoise Chou, il y a 3000 ans, ii) d'alimenter les cultures en azote, pendant la période coloniale en Amérique du Nord, par utilisation de trèfle ou de vesce hirsute (Thomas Jefferson), iii) de favoriser la production du coton en Alabama, à l'aide de cultures intermédiaires de seigle, de trèfle incarnat ou de vesce, dès 1898 et iv) de fournir de l'azote à la culture suivante, d'après la compilation de Pieters (1900). Dabney et al. (2011) et Thorup-Kristensen et al. (2003) ont ensuite formalisé les divers intérêts des cultures intermédiaires suivant les systèmes (Tableau 4-1). Enfin, leur rôle pour limiter la lixiviation du nitrate a été étudié à l'aide de lysimètres dès les années 1930-1945.

Les effets attendus des cultures intermédiaires ont varié dans l'histoire agronomique avec l'évolution des systèmes de production et de leur niveau d'intensification. Historiquement, le concept de fournir de l'azote à la culture suivante ou de compléter le système fourrager a été beaucoup utilisé, d'où les appellations d'"engrais vert" ou de "culture dérobée", réciproquement. Ces appellations sont tombées en désuétude avec l'intensification de l'agriculture, permise par l'offre d'engrais azoté à faible coût (Thorup-Kristensen et al., 2003), sauf dans certains systèmes de culture fourragère intensive (Simon, 1992) ou agro-écologiques (Crews et Peoples, 2004). Les cultures intermédiaires ont connu depuis un regain d'intérêt pour leur rôle environnemental, contre la pollution nitrique, l'érosion ou la perte de matière organique des sols (Meisinger et al., 1991). Dans le contexte actuel de raréfaction des matières premières et de lutte contre les émissions de gaz à effet de serre, le rôle d'engrais vert est remis à l'honneur, en particulier dans les systèmes à bas intrants (Tableau 4-1). Cependant, l'introduction d'une culture intermédiaire de graminées ou crucifères s'accompagne de certaines contraintes, telles que le coût d'installation, l'utilisation de l'eau et de l'azote du sol, l'immobilisation d'azote pour la culture suivante (Meisinger et al., 1991 ; Thorup-Kristensen et al., 2003). Une partie de ces contraintes peut être maîtrisée (ou compensée), par la destruction avant la lignification des végétaux, l'utilisation de mélanges d'espèces incluant une légumineuse, l'implantation d'une légumineuse comme culture suivante, ou encore l'exportation de la production des cultures intermédiaires valorisable sous forme d'un fourrage (Meisinger et al., 1991). Cette étude vise à préciser les conditions de l'efficacité agri-environnementale de ces solutions, la dernière exceptée dans la mesure où il s'agit d'une production de fourrage (cf. section 4-1).

Contexte	Effets attendus (fonction)	Possibles effets non désirés
Système de culture à hauts intrants (intensif)	Produire de la biomasse Réduire la lixiviation (" <i>catch crop</i> " en anglais) Réduire l'érosion (" <i>cover crop</i> " en anglais) Améliorer la structure et les propriétés de transfert du sol Protéger contre des parasites Améliorer l'esthétique du paysage Accroître la biodiversité	Augmenter les besoins en azote de la culture suivante, en cas de : - réduction du reliquat d'azote de sortie hiver - organisation nette d'azote lors de la décomposition - mauvaise synchronisation de la minéralisation Accroître les risques de stress hydrique en cas d'hiver sec /ou de destruction tardive Favoriser la compétition si semis sous couvert
Système de culture à bas intrants	Effets identiques, et en plus : Fournir de l'azote au suivant en particulier si légumineuses (" <i>green manure</i> " en anglais) Accroître la matière organique du sol Améliorer la fertilité chimique (biodisponibilité) et physique (structure) <i>Convertir en fourrage (culture dérobée)</i>	Favoriser certains parasites Fragiliser le calendrier de travail et limiter les possibilités de faux semis

Tableau 4-1. Effets attendus et non désirés des cultures intermédiaires (d'après Dabney et al., 2001 ; Thorup-Kirstensen et al., 2003)

L'analyse du corpus bibliographique initial a été ciblée, d'une part, sur l'impact des cultures intermédiaires et, d'autre part, sur l'effet d'autres pratiques alternatives en interculture sur le cycle de l'azote et de l'eau, voire d'autres facteurs abiotiques. Cette étude bibliographique a été menée sur les bases de données du WOS, à l'aide d'équations programmées avec des mots clés *ad hoc*. Ce sont ainsi 610 références qui ont été trouvées, dont 179 se sont révélées hors sujet. La lecture des résumés des 430 références pertinentes a montré l'universalité de la pratique de cultures intermédiaires, sous toutes les latitudes et dans tous les systèmes de culture. Ces références peuvent être réparties de façon non exclusive en plusieurs thématiques comme indiqué dans le tableau suivant (Tableau 4-2).

Thématique	Nombre de références
Piégeage de l'azote et réduction de la lixiviation	218
Alimentation en azote de la culture suivante	191
Effet sur drainage et alimentation hydrique	34
Effets azote à long terme	22
Effets sur nutriments autres que l'azote (P, K...)	20
Thématiques autres	224
Approche très générale	66

Tableau 4-2. Représentation des thématiques par les 430 articles du corpus bibliographique initial

La lecture des résumés de ce corpus a abouti à choisir 107 références particulièrement pertinentes en termes de types de climats et de systèmes de culture représentés, et s'intéressant aux quantités d'azote piégées, à l'impact sur les flux d'eau et d'azote sous racinaire et à leurs conséquences sur l'alimentation en eau et azote des cultures suivantes, en fonction des conditions du milieu et des techniques. L'analyse de ces articles a conduit à mobiliser une centaine d'autres références, qui avaient échappé à la première recherche bibliographique. Finalement, la liste bibliographique a été complétée d'une cinquantaine d'autres références plus générales, traitant de l'origine et des méthodes de prévention de la lixiviation du nitrate. L'ensemble du corpus correspond finalement à une liste de 256 articles dont les références sont présentées en annexe. Parmi ces articles, les revues bibliographiques de Meisinger et al. (1991), Unger & Merle (1998), Dabney et al. (2001), Thorup-Kristensen et al. (2003), Miguez et al. (2005), Tonitto et al. (2006), et de Cohan et al. (2011) pour des aspects plus techniques et opérationnels, ont orienté la structuration des idées forces de ce chapitre.

A noter que la littérature anglophone exprime généralement la teneur en nitrate en $\text{mgN-NO}_3\cdot\text{l}^{-1}$, alors que la littérature francophone emploie la forme moléculaire ($\text{mgNO}_3\cdot\text{l}^{-1}$). Le coefficient de passage de l'expression de l'azote nitrique de N en NO_3 est de 4,43 [(masse atomique de N = 12) / (masse moléculaire du nitrate = 62)]. Dans le cas présent, la teneur en nitrate est exprimée en $\text{mgNO}_3\cdot\text{l}^{-1}$, en cohérence avec la Partie "Etude par simulation" du rapport.

4.1. Méthodes de piégeage de l'azote en interculture et conséquences sur le drainage et la lixiviation du nitrate

4.1.1. Problématique et moyens de prévention de la lixiviation

4.1.1.1. Définitions et déterminisme de la lixiviation du nitrate et autres processus liés

La pollution nitrique d'origine agricole est dite de nature diffuse, c'est-à-dire qu'elle se produit en tout temps et lieu avec une intensité variable. Toutefois, ce qualificatif est discutable dans la mesure où les pertes de nitrate sont très variables spatialement et donc entre parcelles agricoles d'une même petite région agricole, et donc qu'elles peuvent être plus ou moins concentrées dans l'espace, comme dans le temps.

Le nitrate, y compris celui présent dans la zone d'enracinement des cultures principales, est disponible pour migrer avec l'eau de percolation (ou de drainage) et peut atteindre la nappe si deux conditions sont réunies : 1) le sol contient une quantité significative de nitrate, et 2) l'eau percole au-delà du front d'enracinement. Dans les zones à climat humide, cette période coïncide souvent avec la saison de recharge en eau de l'automne - hiver - printemps. L'automne et l'hiver correspondent souvent à de fortes valeurs de stocks de nitrate issus des fertilisations et/ou de la minéralisation de l'azote de la matière organique du sol ou des résidus de cultures (Meisinger et al., 1991).

La lixiviation, plus communément appelée lessivage par abus de langage (le terme concerne plus spécifiquement le transfert de particules), consiste en la migration des solutés, dont le nitrate, avec les eaux de drainage, hors de portée des racines. Le terme "drainage" sous-entend ici les eaux d'infiltration verticale ou de percolation, à la différence du terme "drainage artificiel", qui lui fera référence aux écoulements d'eau en excès dans le sol par tuyaux poreux enterrés. La lixiviation est la résultante de pratiques culturales et de processus qui interagissent dans le temps et dans l'espace, à savoir : la fertilisation, la minéralisation, le transfert (vertical et/ou horizontal), et l'absorption de nitrate (Addiscott et al., 1991 ; Hoffmann et Johnsson, 1999 ; Beaudoin, 2006).

La part des pertes d'azote par lixiviation de nitrate (exporté par les eaux de drainage sous la forme d'azote nitrique) représente une part parfois importante de l'azote minéral du sol, mais une très faible part de l'azote total présent dans le sol. En effet, le pool d'azote total du sol représente à l'échelle de la parcelle des quantités très importantes (Figure 4-1 ; Turpin et al., 1997). L'azote minéral ne correspond qu'à une faible fraction de cet azote total. Plus de 95% de l'azote total du sol est ainsi sous forme organique. Les quantités d'azote minéral du sol varient entre quelques unités et quelques centaines de kgN/ha, alors qu'un sol présentant un taux de matière organique faible contient 3 à 4,5 tonnes d'azote total à l'hectare.

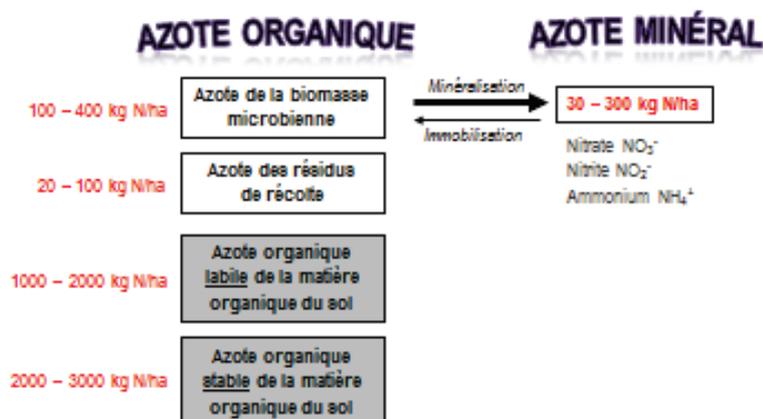


Figure 4-1. Compartiments de l'azote dans le sol (Corpen, 1993, repris dans Turpin et al., 1997)

Les valeurs en rouge indiquent des quantités de N/ha dans le sol.

Beaucoup d'échanges et de transformations se font dans le sol au cours de la saison culturale. La complexité du cycle de l'azote dans le sol est caractérisée par de perpétuels échanges entre les formes organiques et minérales et les transferts de nitrate entre horizons du sol. La quantité de nitrate présente à un instant donné résulte de plusieurs phénomènes : i) apport par fertilisation, ii) fixation symbiotique, iii) minéralisation de la matière organique de l'humus et des résidus, iv) pertes par voie gazeuse (volatilisation et dénitrification), ou par v) lixiviation, et vi) organisation lors de la décomposition des résidus. Ces processus sont principalement dépendants des conditions de milieu (température, humidité, teneur en oxygène, pH) et de la disponibilité en carbone labile (résidus). A l'échelle de l'année, la plus grande partie de l'azote minéral présent dans le sol n'est pas issue de la fertilisation minérale ou organique (cf. section 4.1.1.3).

Enfin, d'autres formes minérales, comme l'azote nitreux (nitrite, $N-NO_2$), sont rarement présentes dans les eaux de drainage, en raison de leur forte instabilité chimique, avec des niveaux d'exportation toujours inférieurs à $1 \text{ kgN-NO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. La sensibilité de l'azote à la lixiviation est très différente selon la forme et le contexte pédoclimatique : en zone tempérée, la forme dominante de percolation dans les eaux de drainage est très majoritairement le nitrate car il n'est pas retenu par le complexe argilo-humique, contrairement à l'ammonium.

Le transfert des ions nitrate dans le sol est un phénomène physico-chimique de type convectif-dispersif. La convection est due au déplacement de l'eau et la dispersion résulte à la fois de l'agitation moléculaire au sein du liquide et de l'hétérogénéité des vitesses de transfert de l'eau dans des pores de taille variable. Le déplacement

du nitrate est non conservatif car généralement associé à des processus de transformations biochimiques, au moins dans les horizons avec présence de matière organique et de biomasse microbienne (Lafolie et Neel, 1997). L'exemple d'un transfert conservatif est donné par la molécule de chlorure (Figure 4-2). Cela permet d'étudier isolément la convection-dispersion qui affecte les solutés. L'eau se déplace, d'après les lois de Darcy et de Richards, des zones de fort potentiel hydrique (= potentiel matriciel + potentiel gravitaire) vers les zones de faible potentiel hydrique. Pour le nitrate, la convection présente deux orientations variables au cours du temps : 1) quand les végétaux transpirent et croissent, l'eau et les solutés se déplacent vers les racines suivant principalement le potentiel matriciel, et 2) quand les précipitations excèdent l'évapotranspiration du sol, la réserve en eau du sol se remplit jusqu'à une teneur limite seuil appelée "capacité au champ" ; au-delà de cette limite, l'eau en excès se déplace uniquement suivant le potentiel gravitaire (Rousselle, 1913). Que ce soit en été ou en hiver, le transfert de solutés suit la direction de l'écoulement de l'eau. Les deux phénomènes, absorption et transfert, dépendent donc du bilan hydrique des cultures, en interaction avec les cycles biologiques.

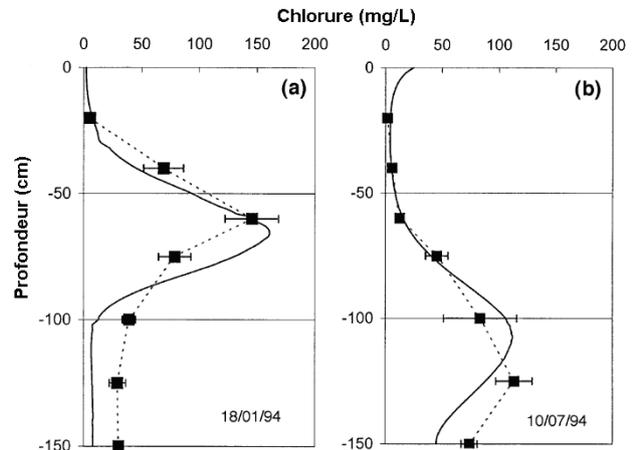


Figure 4-2. Profil de teneur en chlorure, observé et simulé à 2 dates (Garnier et al., 2003) : a) le front d'éluion b) il est descendu à 100 cm.

La lixiviation du nitrate est un phénomène biophysique qui associe transfert et biotransformation de l'azote du sol. La profondeur à laquelle il convient de calculer la lixiviation est celle de la culture à l'enracinement le plus profond, car l'azote qui a migré en profondeur peut être ensuite absorbé par la culture suivante si celle-ci l'atteint assez tôt avant un nouveau transfert (Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Beaudoin et al., 2005). Un bilan entre l'offre et la demande en azote minéral s'établit à tout instant sur l'ensemble du profil. Les plantes absorbent l'azote minéral, qui est un élément majeur dans la synthèse de leurs protéines, sous forme nitrique ou sous forme ammoniacale, suivant leurs disponibilités respectives dans le sol. L'absorption d'azote est fonction de l'offre du sol en azote et des besoins de la culture, eux-mêmes fonction de son développement et des conditions de sa croissance en matière sèche. Une relation empirique appelée "loi de dilution de l'azote" par Salette et Lemaire (1984) peut être établie entre l'accumulation de matière sèche et la teneur critique en azote, valeur en dessous de laquelle la croissance en matière sèche aérienne du peuplement est réduite (Greenwood et al., 1990 ; Lemaire et Gastal, 1997). A l'opposé, une consommation de luxe peut advenir jusqu'à ce que la teneur atteigne une courbe de dilution maximale (Justes et al., 1994). L'absorption d'azote peut être limitée à cause d'une carence d'un autre élément, qui pénalise la croissance et donc la demande en azote de la culture. Par exemple, Campbell et al. (2006) ont montré, qu'avec une fertilisation en phosphore inadéquate, la lixiviation du nitrate atteignait 145 kgN.ha⁻¹, contre 66 kgN.ha⁻¹ avec une fertilisation azote et phosphore basée sur des tests du sol, sur un essai de 37 ans en zone semi-aride.

Le temps minimal pour évaluer l'impact d'un système de culture sur la lixiviation doit être calé sur la rotation culturale, afin de prendre en compte les bilans d'azote successifs des différentes cultures et périodes d'interculture. A cette échelle, tous les facteurs culturaux (types de culture, fertilisation, irrigation...) et pédo-climatiques (texture et profondeur de sol, pluviométrie, température) interagissent (Accutis et al., 2000 ; Di et Cameron, 2002). Cependant, l'impact d'une rotation donnée étant le fruit d'une interaction avec le climat, il est préférable d'établir un bilan sur plusieurs rotations : il est alors possible de quantifier le poids des facteurs simples et des interactions par analyse de variance sur des essais de longue durée (Feaga et al., 2009 ; Constantin et al., 2010). Par ailleurs, le calcul de la concentration moyenne en nitrate de l'eau de percolation doit être pondéré en fonction de la quantité d'eau drainée (cumul d'eau de percolation) à l'échelle de l'ensemble de la période de drainage.

L'échelle spatiale pertinente pour quantifier la lixiviation est l'unité de sol homogène car les propriétés de ce dernier en déterminent fortement l'intensité. En conséquence, la lixiviation varie spatialement à l'échelle d'une parcelle agricole hétérogène (Bruckler et al., 1997 ; Schnebelen et al., 2004). Plusieurs échelles spatiales apparaissent pertinentes pour évaluer l'impact de systèmes : la zone de sol homogène, la parcelle agricole

comme lieu d'application technique, l'exploitation agricole comme unité de gestion, le bassin hydrologique comme aire d'alimentation exhaustive d'un exutoire à protéger (Gaury et al, 1992, Beaudoin, 2006).

En conclusion, la lixiviation est un processus biophysique dont l'intensité est déterminée par l'interaction entre le système de culture, les pratiques agricoles et les facteurs pédoclimatiques ; son intensité est donc spécifique au site et à l'année (en anglais "*site specific*"). L'échelle de temps adaptée pour quantifier les flux d'eau et d'azote sous les systèmes de culture et *in fine* l'évaluer en fonction d'un objectif de concentration nitrique dans l'eau de percolation, est la rotation culturale. Cependant, la comparaison de l'impact d'une pratique isolée, telle l'implantation d'une CI, par rapport à un témoin, peut être quantifiée à l'échelle annuelle, si l'on fait abstraction de ses arrières effets ; cependant, cette comparaison doit être répétée dans le temps et l'espace à cause du caractère local de la lixiviation. L'échelle spatiale *ad hoc* de quantification de la lixiviation est la zone de sol homogène ; cependant, les échelles les plus pertinentes en termes de finalités sont celles de la parcelle (unité de gestion agronomique) et du bassin hydrologique (unité de fonctionnement).

4.1.1.2. Méthodes de quantification de la lixiviation

La lixiviation dépend localement des bilans d'eau et d'azote dont la quantification en parcelle agricole a fait l'objet de nombreuses recherches méthodologiques. Les méthodes de quantification présentées ci-dessous se distinguent suivant quatre critères :

- leur caractère direct (mesure) ou indirect (bilan statique, modèle dynamique, traçage isotopique).
- l'intensité du couplage entre la quantification du flux d'eau et du flux d'azote (intégral, journalier, saisonnier)
- leur opérationnalité en conditions agricoles standard, voire leur capacité à être généralisées dans le temps et l'espace.
- les échelles spatiale et temporelle considérées.

Les méthodes de quantification comprennent plusieurs types de mesure (Muller, 1996 ; Weihermüller et al., 2007) et de modélisation (Addicott et Wagenet, 1985 ; Vauclin, 1994).

Lysimètre fermé

Le lysimètre fermé est une micro-parcelle (échelle métrique) isolée hydrologiquement : il comporte 4 faces verticales étanches et la face inférieure est constituée d'une plaque drainante qui sert au recueil de l'eau et des percolats. C'est l'outil expérimental par excellence pour quantifier la lixiviation, à condition de maîtriser le risque d'écoulement préférentiel en bordure. Il permet d'établir des bilans quasi complets des flux d'entrée et de sortie, excluant uniquement les entrées et sorties par voie gazeuse et les éventuelles remontées d'eau capillaire par le bas du profil de sol dans la mesure où la continuité est rompue. Son utilisation peut être avantageusement associée au traçage isotopique (Martinez et Guiraud, 1990 ; Thomsen et Christensen, 1998). Cependant, les lysimètres sont difficilement représentatifs des situations de plein champ, du fait de l'échelle d'investigation qui est généralement métrique, des techniques culturales employées, du microclimat, voire du sol lorsque celui-ci est reconstitué (Ballif, 1996). Les pratiques agricoles se rapprochent toutefois du jardinage.

Dispositif en parcelle agricole drainée

Seuls les parcelles en périmètres drainés artificiellement permettent d'accéder directement à l'eau de drainage en conditions agricoles réelles, à l'échelle infra ou parcellaire, et sont représentatives des techniques agricoles car il est possible d'utiliser les outils agricoles classiques. Le drainage artificiel, en évacuant les excès d'eau, réduit les phases d'engorgement et donc d'anoxie de ces sols, qui sont hydromorphes. Les parcelles drainées artificiellement sont ainsi considérées dans des travaux scientifiques (Arlot, 1999 ; Kladvko, 2004) comme un lysimètre géant. Les études en parcelles drainées permettent aussi d'établir des bilans de masse (eau et nitrate). Le drainage artificiel a pour conséquence de redistribuer les termes du bilan hydrique, en réduisant fortement le ruissellement au profit d'une infiltration et d'écoulement de sub-surface vers les drains. On fait l'hypothèse que le réseau de drainage capte l'ensemble des flux de percolation, ou qu'à défaut, la concentration de l'eau des drains est représentative de celle percolant en profondeur. A l'échelle journalière, la dynamique de transfert des solutés s'en trouve modifiée, comparée à celle de sols non hydromorphes, où l'infiltration d'eau est verticale. Cependant,

à l'échelle mensuelle et donc annuelle, les concentrations moyennes de la lame d'eau drainée sont du même ordre de grandeur entre parcelles drainées artificiellement et parcelles non hydromorphes.

Dispositifs de suivi in situ en parcelle agricole non drainée

Lysimètre ouvert

La technique de lysimètre ouvert installé en plein champ, à la profondeur maximale d'enracinement et recouvert de terre, lève le problème de la représentativité des techniques agricoles appliquées sur la parcelle par rapport au lysimètre fermé, mais pas celui du sol. Ces lysimètres sont plus compliqués à la pose et à l'utilisation. Ils ne permettent pas d'estimer le drainage, car il existe des effets de bordure et le recueil d'eau au potentiel matriciel nul conduit à le sous-estimer (Zhu et al., 2003 ; Weihermüller et al., 2007). Les lysimètres ouverts avec mèches en fibre de verre sont une version plus récente et prometteuse. Ils permettent d'estimer le drainage si le nombre de répétitions est suffisant, et surtout de recueillir des eaux représentatives de celles qui percolent (Brandi-Dohrn et al., 1997 ; Feaga et al., 2009). Cependant, des aspects pratiques concernant leur pose et le système de recueil des eaux (bidons enterrés ou usage de pompe) les destinent davantage aux expérimentations, en particulier de longue durée.

Bougie poreuse

La pose de bougies en céramique poreuse est la technique la plus classique pour des suivis de longue durée en plein champ. Elles permettent de prélever *in situ* les concentrations de façon non destructive et répétée au cours du temps dans des parcelles agricoles (Gaury, 1992). Cependant, elles donnent uniquement accès à la concentration de l'eau mobile, qui peut différer de la concentration moyenne de la solution du sol (Garnier et al., 2001), en particulier si le sol présente des fissures (Webster et al., 1992, cité par Davies et al., 1996). Il faut donc estimer le drainage pour accéder aux flux (volume d'eau percolée ou poids d'azote nitrique lixivié par unité de temps). Pour accéder au flux de nitrate, il faut pouvoir calculer le flux d'eau. Pour cela, il faut recourir soit :

- à la loi de Darcy, à partir d'une mesure *in situ* du gradient de charge via l'utilisation de 2 tensiomètres et l'estimation de la conductivité hydraulique de la couche de sol concernée (Vachaud et al., 1978) ;
- au bilan hydrique, à partir d'une estimation de tous les autres termes du bilan (apport d'eau, évapotranspiration, variation de stock d'eau dans le sol et flux de ruissellement éventuel).

Il est nécessaire de répéter les mesures dans l'espace et dans le temps pour intégrer la forte variabilité spatio-temporelle de la concentration. Le calcul des flux à l'échelle annuelle nécessite une méthode d'intégration de la concentration en fonction du drainage d'eau entre deux dates de mesures de la concentration ; la plus fréquente est la méthode trapézoïdale (Lord et Shepherd, 1993).

Carottage sur le profil de sol

Le prélèvement de terre et son analyse ultérieure au laboratoire permet de mesurer conjointement l'humidité, la teneur en azote minéral et éventuellement la masse volumique du sol. On peut alors calculer le stock d'azote minéral, grandeur indispensable pour établir des bilans (Justes et al., 1999 ; Beaudoin et al., 2005), après estimation de la masse volumique de la terre fine, voire des cailloux. D'une façon similaire à la méthode utilisée pour les bougies poreuses, l'association de données de carottage et d'un modèle simple de calcul permet de convertir les données de stock en flux d'eau et d'azote, au moins sous sol nu (Mary et al., 1999). Ses avantages sont de permettre d'établir des bilans de masse, de localiser les mesures en tout lieu et d'intégrer toute l'épaisseur du sol, là où la charge en cailloux n'est pas trop forte. Sa difficulté est d'assurer la représentativité des échantillons analysés, et de répéter dans l'espace et dans le temps ces prélèvements, qui sont destructifs et coûteux en temps de travail notamment.

Carottage profond :

Le carottage profond dans des sous-sols profonds et homogènes est un moyen indirect d'estimer la concentration de l'eau qui a lixivié les années antérieures, en faisant l'hypothèse que le transfert est uniquement vertical. Il est nécessaire d'affecter l'épaisseur prospectée à un certain nombre d'années, via un modèle d'éluvion. Pour valider les calculs de flux d'eau, la méthode de carottage peut être associée au traçage isotopique du tritium (Normand et al., 2004). L'étude de Campbell et al. (2006), précédemment citée, portait sur les effets cumulatifs de la rotation depuis 1967 dans un tchernoziom au Canada. Ces auteurs ont déterminé l'influence de la

fréquence des jachères estivales, des types de cultures et des engrais sur la lixiviation du nitrate après 37 ans. La distribution du nitrate a été mesurée jusqu'à 4,5 m de profondeur par incrément de 0,3 m, dans 10 systèmes de culture. Similairement, Kovack et al. (1995) et Beaudoin et al. (2005) ont confronté d'une part les données de concentration en nitrate de l'eau mesurées sous la zone racinaire à celles calculées par modélisation, ainsi que d'autre part, celles mesurées entre 2,5 et 5 m de profondeur avec les résultats de simulation en prolongeant le profil de sol. Ces auteurs montrent une cohérence entre ces données indépendantes, ce qui permet de valider le paramétrage des modèles. Cependant, cette validation porte sur la variable intégrative, les concentrations en nitrate, et non sur les variables brutes, le drainage et la lixiviation.

Les modèles prédictifs

En fonction de leur complexité, les modèles permettent de prédire le drainage d'eau, la lixiviation ou l'ensemble des pertes d'eau et d'azote d'un agrosystème en fonction d'entrée accessibles portant sur le sol, les techniques, le climat et la plante. Le modèle de transfert le plus simple est le "modèle piston" ; il prédit que le déplacement d'eau est égal au rapport D/HCC dans un profil déjà à la capacité au champ (Rousselle, 1913), où D est le drainage (mm) et HCC l'humidité volumique à la capacité au champ (g eau/cm³ sol). Ainsi, pour un drainage de 100 mm, le déplacement du front sera de 500 mm dans un matériau d'une HCC de 0,20 (texture sableuse ou grossière) et de 200 mm dans un matériau ayant une HCC égale à 0,50 (texture argileuse). Cependant, la vitesse de déplacement d'un "pic" de nitrate est moindre, égale à 0,67 fois celui du front, car la dispersion intervient en plus, comme le montre la Figure 4-2.a (Burns, 1976). D'autre part, ces modèles statiques ne prennent en compte ni les fonctions puits et source d'azote (minéralisation, absorption), ni l'hétérogénéité de sa répartition. La modélisation dynamique du système "sol-culture-atmosphère" permet de synthétiser et de généraliser les résultats de la recherche dans le temps et l'espace (Whisler et al., 1986 ; Corwin et Wagenet, 1996). Elle permet de simuler les interactions entre les modules de transfert des solutés, de minéralisation de l'azote, de croissance et d'absorption des cultures en prenant en compte la variabilité verticale, voire horizontale, des teneurs initiales en eau et en azote, des propriétés du sol et la densité racinaire. Le transfert de solutés est décrit à l'échelle du profil entier à l'aide de modèles analogiques appelés cellules de mélange (Burns, 1976 ; Addiscott et Whitmore, 1991 ; Mary et al., 1999) ou de modèles mécanistes et déterministes physiquement basés, de type convectifs-dispersifs, tels PASTIS (Garnier et al, 2001), DAISY (Hansen et al., 2001) ou SoilN (Johnsson et al., 2002). Van der Ploeg et al. (1995) ont montré que les prédictions de ces deux types de modèles convergeaient, en régime de drainage permanent, si l'épaisseur des couches du modèle analogique était égale à la moitié de la longueur de dispersion du modèle mécaniste. Cependant, dans ces deux conceptualisations, l'eau circule seulement dans la matrice poreuse considérée comme homogène ; ces schémas peuvent difficilement être appliqués à des sols très hétérogènes ou subissant des phénomènes de retrait-gonflement (Lafolie et Neel, 1997). D'une manière générale, le bon usage des modèles pose les questions du respect du domaine de définition de leurs algorithmes et de l'accessibilité de leurs paramètres, notamment à l'échelle du bassin hydrologique. La modélisation peut être aussi couplée alors avec une approche probabiliste, pour prendre en compte l'incertitude due à l'estimation des paramètres et/ou du climat dans l'atteinte de la norme de potabilité (Acutis et al., 2000 ; Lacroix et al., 2005). Le recours à la modélisation pour décrire des situations en situation agricole conventionnelle (et non expérimentale) soulève la question du nombre de facteurs du milieu pris en compte par le modèle (Hansen et al., 2001 ; Meynard et al., 2003). Certains facteurs limitants de la production, telle la pression parasitaire, ne sont pas pris en compte dans les modèles classiques, ce qui conduit à une estimation du potentiel de production de la culture (rendement atteignable sans aucun bioagresseur des cultures). Ainsi, le modèle STICS a pu être appliqué de façon satisfaisante en "situation agriculteur" dans un contexte de systèmes intensifs où la protection phytosanitaire est élevée (Beaudoin et al., 2008), mais pas dans un contexte d'agriculture biologique où de nombreux facteurs limitants de ravageurs sont actifs durant la culture (Burel et al., 2011).

Avant de les utiliser en simulation, les modèles doivent être évalués pour connaître la qualité de prédiction et le niveau d'erreur associé, ceci selon des critères statistiques largement partagés dans la communauté scientifique.

Le marquage ou le traçage isotopique

L'analyse isotopique permet de quantifier la contribution d'un compartiment donné à la lixiviation, en complément des mesures présentées ci-dessus. Les atomes des molécules du nitrate (N, O), de l'eau (H, O) et de la matière organique du sol (C, H, N, O, S...) ont plusieurs isotopes variant par leur nombre de neutrons, et par conséquent ils varient par leur masse, en ayant les mêmes propriétés chimiques. Le dosage des isotopes dans le système

sol-culture-atmosphère permet de différencier des flux (bruts) concomitants affectant le même élément alors que le dosage de l'élément total ne donne que la résultante (flux net). Les isotopes servent dans deux types d'approche :

- le marquage isotopique, qui consiste à suivre, suite à l'apport d'un produit (engrais, effluent, résidu) fortement enrichi en un isotope donné, son devenir au sein du système (ex ^{15}N , ^{13}C), alors qu'il y est naturellement peu représenté (Recous et al., 1988 ; Recous et Machet, 1999) ;
- le traçage, qui consiste à suivre l'abondance naturelle d'un isotope dans un compartiment donné, en fonction des processus qui l'affectent, sachant que certains processus comme la volatilisation ou la dénitrification sont fractionnants, c'est-à-dire qu'ils affectent prioritairement l'un des isotopes (Michelin et Mariotti, 2001 ; Sébilo et al., 2003).

L'usage de ces deux méthodes nécessitent de vérifier des hypothèses comme l'homogénéité d'incorporation du marqueur dans les compartiments étudiés et la stabilité des flux entre deux mesures. Le traçage peut être double, par exemple, associant le ^{15}N et ^{13}C pour l'étude de la décomposition des résidus dans le sol (Recous et al., 1999) ou le ^{15}N et ^{18}O pour la lixiviation du nitrate (Vachier et al., 1987), ce qui permet d'accroître le nombre de flux étudiés. Les isotopes instables peuvent servir à la datation ou au traçage dans l'espace ; ainsi le tritium (^3H), issu des explosions thermonucléaires, permet d'estimer la vitesse de déplacement de la molécule d'eau dans la zone non saturée ou de quantifier son temps de résidence dans la nappe phréatique (Normand et al., 2004) ; le dosage du ^{14}C de la matière organique du sol permet de la dater (Fontaine et al., 2007). Le traitement des données nécessite un modèle compartimental de résolution numérique, utilisant les variables d'état mesurées comme des entrées, tandis qu'un modèle déterministe les prédit en sortie (Mary et al., 1998). Il permet de d'identifier la source du nitrate lixivié (cf. section 4.1.1.3.) et d'estimer certains paramètres des modèles déterministes.

Conclusion sur les méthodes de quantification de la lixiviation

En conditions expérimentales, les différentes méthodes de quantification (lysimètres, marquage avec l'azote ^{15}N) sont assez complémentaires pour permettre une compréhension du phénomène et *in fine* sa formalisation pour une modélisation en dynamique. En situation agricole, des études pilotes sont possibles à l'aide de lysimètres ouverts, de bougies poreuses, voire de carottages de sol. Cependant, elles ne sont pas généralisables dans le temps et/ou l'espace. Le suivi de la qualité de l'eau de périmètres drainés artificiellement ne présente pas cette limite, sous réserve qu'une analyse du fonctionnement biophysique de ces systèmes permette l'extrapolation de leurs résultats. Sur des sols à bon drainage naturel, seule la modélisation permet une généralisation spatio-temporelle de la quantification des flux ; cependant l'application de modèles sol-culture en situation agricole demande des précautions en termes de paramétrage, voire de vérification de son domaine de validité. Il est important de pouvoir les tester au préalable, en s'appuyant sur des données acquises par d'autres méthodes (périmètre drainés, lysimètres ouverts, bougies, carottages). La complémentarité potentielle entre les méthodes est donc à valoriser pour la mise au point de modèles dynamiques et leur calibration et validation. La robustesse des modèles peut être améliorée par une plus grande mutualisation des bases de données servant à leur paramétrage et aux tests préalables à leur utilisation.

4.1.1.3. Origine du nitrate lixivié en systèmes cultivés

La mesure en lysimètre d'une lixiviation atteignant en moyenne $50 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sous des systèmes de culture non fertilisés montre l'absence d'une relation simple entre fertilisation et lixiviation (Coppinet, 1964, et Triboï et Gachon, 1977, cités par Simon et Le Corre, 1988). Ce résultat, qui peut paraître surprenant, suggère que les processus de minéralisation de l'azote organique du sol peuvent contribuer à la lixiviation, et que, si des périodes d'interculture sans culture sont longues ou se produisent souvent, cet azote minéral produit naturellement par le sol ne sera pas absorbé par une culture et contribuera inexorablement à l'alimentation des pertes de nitrate. Toutefois, le niveau de la lixiviation d'azote nitrique est étroitement lié à la balance hydrique (précipitations – évapotranspiration), aux entrées d'azote (minéral et organique), aux transformations d'azote dans le sol (minéralisation, immobilisation, absorption, fixation symbiotique, pertes par voie gazeuse) et au transport de solutés (Beaudoin, 2006). L'intensité de ces processus varie considérablement avec les conditions pédoclimatiques et les systèmes de culture (Tableau 4-3).

Site	Fagnières (51)		Quimper (29)	
Climat	semi-continentale		océanique	
Précipitations (mm.an ⁻¹)	620		1110	
Succession culturale	Betterave/ blé		Monoculture de maïs	
Traitement	Sol nu	CI	Sol nu	CI
Drainage (mm.an ⁻¹)	145	110	728	674
Lixiviation (kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	58	26	167	45
Nitrate (mg NO ₃ .l ⁻¹)	178	103	102	30

Tableau 4-3. Flux d'eau et d'azote mesurés sous cases lysimétriques à Fagnières (1990-2003) et à Quimper (1983-1998). CI = Culture Intermédiaire. Les valeurs de Fagnières correspondent à la période d'hiver avant betterave (Nicolardot et al, cité par Beaudoin, 2006). Les données de Quimper sont continues (Simon et Lecorre, 1988)

La quantité lixiviée et la concentration en nitrate dans l'eau de drainage sont affectées par la fertilisation de la culture précédente (minérale et organique), la durée des intercultures et leur gestion, le type de rotation et le type de sol. Dans beaucoup de cas, en particulier lorsque la fertilisation est optimale et *a fortiori* sub-optimale, la lixiviation provient peu ou pas de l'engrais apporté dans l'année, mais de l'azote issu de la minéralisation de la matière organique du sol, comme permettent de le montrer plusieurs expérimentations conduites avec de l'engrais marqué (¹⁵N), en plein champ ou en lysimètre (Addiscott et al., 1991 ; Laurent et Mary, 1992). Les quantités d'azote minéral issu de l'engrais et du sol ont été suivies sous blé d'hiver, en 1985-86, dans le Santerre (région naturelle de la Picardie, aux sols limoneux sains et profonds) (Figure 4-3). Le marquage isotopique de l'engrais azoté permet de montrer que ce dernier n'est quasiment plus sous forme minérale à la récolte, indiquant tout l'intérêt d'une fertilisation raisonnée précisément. Cependant, il reste un stock non nul issu de la minéralisation de l'humus du sol, appelé "reliquat minimal", qui varie de 10 à 40 kgN.ha⁻¹ sur 1 mètre de profondeur selon les sols (Machet et al., 1997). Si la fertilisation n'est pas raisonnée ou qu'elle a échoué en surestimant des besoins de la culture, le stock d'azote minéral issu de l'engrais est accru d'une quantité appelée excédent d'azote minéral à la récolte (cf. section 4.1.2). Lors de la récolte, la majeure partie de l'azote mobilisé sera exportée, mais une part non négligeable revient au sol par les résidus de culture (chaumes, racines, pailles ou feuilles). Ces résidus seront décomposés progressivement et l'azote qu'ils contiennent sera en partie minéralisé sous forme d'ammonium et en partie humifié sous forme organique (cf. section 4.1.2).

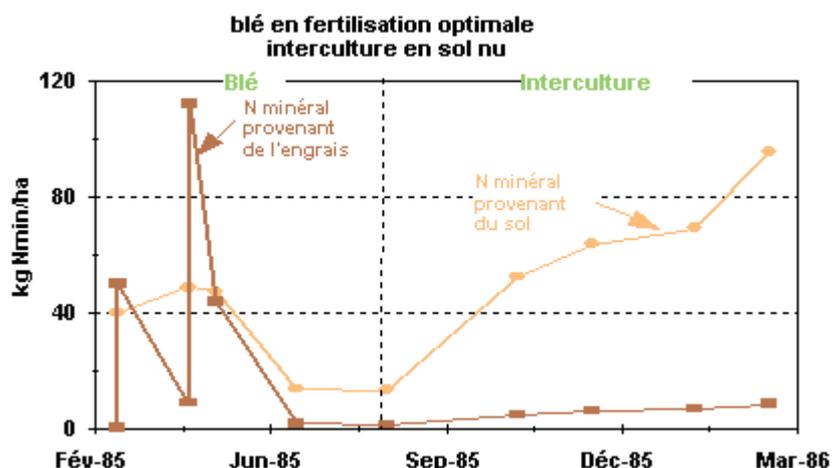


Figure 4-3. Evolution des stocks d'azote minéral du sol, distinguant celui issu de l'engrais et celui issu de la minéralisation de l'humus, par marquage isotopique de l'engrais ; le blé est conduit avec une fertilisation raisonnée (Mary et Machet, 1990).

Le suivi à long terme d'un lysimètre du dispositif INRA de Fagnières (51) montre aussi que près de 40% de l'apport d'azote marqué en 1982 a été immobilisé dans la matière organique du sol (Figure 4-4). La minéralisation qui l'affecte explique la progression de la part d'azote marqué retrouvée dans les eaux de drainage à long terme, l'azote de l'humus de sol ayant un temps de renouvellement lent.

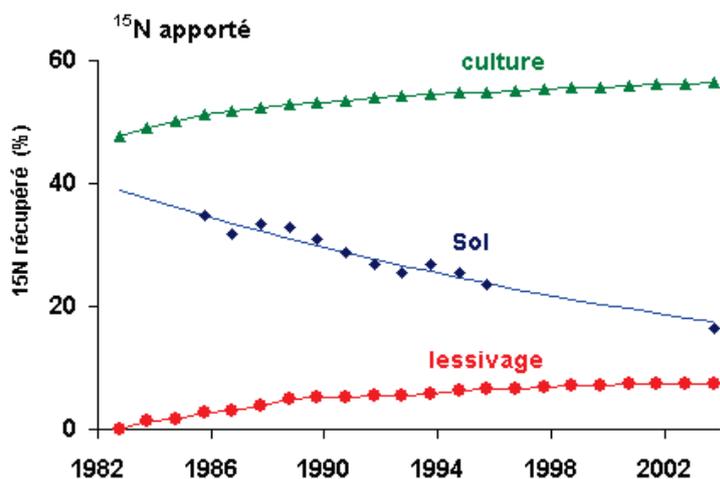


Figure 4-4. Devenir d'un engrais azoté marqué apporté dans une case lysimétrique à Fagnières (51) dans la culture, la lixiviation et la matière organique du sol (Beaudoin et al., 2006).

L'expérimentation de Martinez et Guiraud (1990) sur l'effet d'une culture intermédiaire implantée entre un blé et un maïs a permis d'établir un bilan de l'azote marqué apporté sur le blé (Tableau 4-4). Dans chaque traitement, 60% de l'engrais marqué est absorbé par le blé et 30 à 35% est organisé dans la matière organique du sol ; ce sont seulement 2,1% de l'engrais marqué qui restent sous forme nitrique à la récolte du blé. Cependant, une partie de la matière organique marquée se reminéralise dès l'automne, atteignant une libération de 5% de l'apport lors du semis du ray-grass, puis 7% vingt jours plus tard. Une fraction de ce stock d'azote nitrique marqué est ensuite lixiviée, à raison de 7% sous culture intermédiaire contre 19% dans le témoin.

Traitement en interculture	Blé (% apport ^{15}N)	Maïs (% apport ^{15}N)	Eau de drainage (% apport ^{15}N)	Sol (% apport ^{15}N)	Total (% apport ^{15}N)
Sol nu	60 (2,1)	3,0 (0,2)	18,7 (5,0)	15,3 (1,5)	97 (0,7)
Culture intermédiaire	60 (2,1)	2,0 (0,0)	7,1 (0,6)	22,7 (3,0)	91,7 (4,9)

Tableau 4-4. Bilan de l'azote isotopique marqué (^{15}N), en % de la quantité apportée sur le blé, en 2 ans d'expérimentation d'une succession blé - sol nu ou culture intermédiaire - maïs, en lysimètres de 1 m de profondeur (Martinez et Guiraud, 1990). Valeur moyenne et écart type entre parenthèses. (cf. le Tableau 4-9 sur les résultats globaux ($^{14}\text{N} + ^{15}\text{N}$)).

Même en cas de fertilisation raisonnée, correspondant à "la bonne dose au bon moment", l'azote apporté n'est jamais complètement disponible pour la culture. Le coefficient réel d'utilisation (CRU), estimé par traçage isotopique, est en moyenne de 60%, avec une amplitude de 40-80% pour les engrais solubles (Recous et Machet, 1999 ; Crews et Peoples, 2004 ; Constantin et al., 2011). D'une part car des pertes gazeuses se produisent, et d'autre part car l'azote est organisé aux dépens de l'engrais. En conséquence, la fertilisation minérale et *a fortiori* organique contribue à enrichir le stock d'azote organique du sol. La répétition annuelle des apports d'engrais contribue ainsi à accroître le potentiel de minéralisation à long terme (Mariotti et al., 1997).

Dans le cas de la Figure 4-3, le stock d'azote minéral issu de la minéralisation de l'azote organique du sol s'accroît parfois fortement après la récolte et en automne ; il croît aussi en hiver dans le cas présent, parce que le drainage de l'année 1985-86 a été très faible et la lixiviation quasi nulle. Cette accumulation d'azote potentiellement lixiviable se produit systématiquement en l'absence de culture en automne. Ce processus est encore plus flagrant en cas de jachère pérenne ou de jachère nue estivale. Par exemple, même si la lixiviation de nitrate dans les prairies semi-arides d'Amérique du Nord est minime, la quantité lixiviée est plus grande quand la fréquence des jachères estivales augmente, depuis la monoculture de blé continue jusqu'à la rotation jachère-blé, toutes recevant des doses d'engrais N et P basées sur des analyses de sol (Campbell et al., 2006). Cet exemple, qui dépasse la question de la gestion de l'interculture automnale, montre l'impact de phases sans culture au sein d'une rotation sur les fuites de nitrate.

En conclusion, la quantité de nitrate lixivié une année donnée a des déterminants multiples. Elle dépend du reliquat minéral résiduel du sol incompressible (concentration trop faible pour que la plante puisse l'absorber), de

la fertilisation en cas d'excès de celle-ci, et surtout de la minéralisation du pool d'azote organique du sol. Le processus de minéralisation est alimenté sur le long terme par les apports de résidus de récolte, d'engrais et d'effluents. Ces apports d'azote favorisent la croissance de la culture avec une efficacité imparfaite et variable. Ils ont donc trois conséquences : 1) à court terme sur le stock d'azote minéral du sol directement exposé à la lixiviation ; 2) à moyen terme sur la teneur en azote des résidus de la culture et donc leur dynamique de décomposition (cf. section 4.1.3.3) ; 3) à long terme sur le stockage de la matière organique, et donc le potentiel de minéralisation du sol. La fertilisation azotée contribue donc directement, notamment en cas d'excès, ou indirectement à la lixiviation, en interaction avec la gestion de l'interculture. La maîtrise de la fertilisation azotée est nécessaire pour réduire les fuites de nitrate, mais n'est pas toujours suffisante car les sols produisent naturellement de l'azote nitrique par minéralisation des matières humifiées du sol, et ce notamment en interculture. En conséquence, sans culture pour réduire le reliquat d'azote minéral du sol, la lixiviation nitrique est inéluctable en cas de drainage automnal et hivernal.

4.1.1.4. Modalités de prévention de la lixiviation

Pratiques de prévention des risques de lixiviation à l'échelle du système de culture

Le principe de la prévention des fuites de nitrate dans les agrosystèmes repose sur la limitation du stock d'azote minéral du sol, appelé communément *reliquat*, à la période de reprise du drainage (Figure 4-5) et sur l'aptitude du système sol-plante à immobiliser l'azote durant la période de drainage. Le reliquat "début drainage" résulte de l'addition ou de la soustraction de flux d'azote depuis la récolte jusqu'au début du drainage. Le précédent cultural transmet un éventuel excédent d'azote et une certaine quantité de résidus. La date de récolte influence le bilan hydrique et la durée de la phase de minéralisation post-récolte avant drainage. La durée et la position dans le calendrier de l'interculture donnent la possibilité ou non de semer des cultures intermédiaires. La prévention de la pollution nitrique peut procéder de deux démarches : tactique ou stratégique, la première ne remettant pas en cause le système de production à la différence de la seconde, et concerner deux échelles : la parcelle et le bassin hydrologique, tous deux ayant des spécificités en termes de phénomènes biophysiques et de gestion.

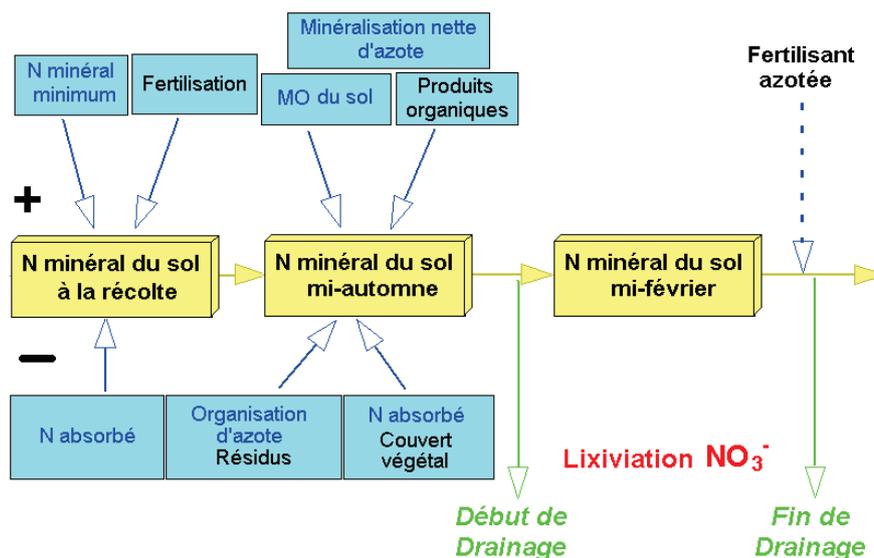


Figure 4-5. Facteurs techniques déterminants l'évolution du stock d'azote minéral du sol dont la lixiviation, au cours du temps pour des cultures annuelles (d'après Machet et al., 1997).

A l'échelle parcellaire, l'ensemble des moyens tactiques permettant de réduire les risques de lixiviation du système de culture sont récapitulés ci-après (Di et Cameron, 2002 ; Dinnes et al., 2002) :

- Limiter les applications de fertilisants ;
- Synchroniser les apports avec la demande en fractionnant les apports, voire pratiquer une fertilisation localisée ou encore à vitesse de libération lente ;

- Faire un bilan d'azote prévisionnel de la culture à la parcelle, afin de diminuer les stocks d'azote post-récolte ;
- Utiliser des inhibiteurs de nitrification ;
- Incorporer les résidus de culture pauvres en azote (teneur inférieure à 1%) ;
- Fractionner les apports de fertilisants avant ou pendant les périodes de drainage ;
- Planter un couvert piège à nitrate pendant les périodes automnales et hivernales ;
- Eviter le pâturage automnal et/ou un chargement des prairies élevé en bovins ;
- Décaler les retournements de prairie aux périodes de moindre risque de lixiviation, et planter des cultures grandes consommatrices d'azote et à enracinement profond au cours des deux années qui suivent le retournement ;
- Mettre en œuvre une agriculture de précision, c'est-à-dire appliquer ces recommandations à l'échelle infra-parcellaire (Robert, 1997 ; Pierce et al., 1999) ;

A l'échelle d'un groupe de parcelles ou des petits bassins versants ruraux, la localisation ciblée des jachères permanentes peut contribuer à réduire la quantité lixiviée moyenne à l'échelle du bassin (Lacroix et al., 2005).

Même si les démarches tactiques ne sont pas pertinentes ou applicables dans tous les cas, leur adoption permet, selon les auteurs, une réduction notable de la lixiviation du nitrate, sans remettre en cause les systèmes de cultures (Schnebelen et al., 2004 ; Lacroix et al., 2005 ; Decrem et al., 2007). Cependant, leur adoption n'assure pas l'atteinte du seuil de potabilité des eaux captées, et encore moins, celle du bon état écologique des eaux douces ou du littoral (Billen et al., 2009).

Une démarche stratégique peut plus facilement intégrer un objectif de résultat au sein d'une boucle de progrès (Meynard et al., 2001 ; CORPEN, 2006). Elle s'appuie sur d'autres leviers comme la remise en prairie, la substitution des intrants azotés par l'introduction de légumineuses et l'ingénierie écologique (Wells et al., 2000 ; Eltun et al., 2002 ; Ross et al., 2008). L'utilisation de ces leviers permet d'aboutir à des systèmes de culture économes en intrants azotés et limitant les pertes d'azote. Les systèmes de culture peuvent aussi évoluer en fonction d'autres critères écologiques et/ou économiques vers le non-travail du sol ou l'agriculture biologique. Les cultures intermédiaires sont alors un des leviers de la conception de systèmes durables car elles peuvent servir de multiples objectifs (Tableau 4-1).

En conclusion, les moyens de prévention de la pollution nitrique d'origine agricole concernent différentes échelles de temps et d'espace. Les moyens de gestion de l'azote en interculture intéressent principalement l'échelle du site-année ; ils peuvent servir une démarche tactique d'amélioration de l'efficacité agri-environnementale des systèmes de culture mais peuvent aussi bien servir une démarche systémique de re-conception de ceux-ci. Les cultures intermédiaires sont un moyen de réduire les fuites de nitrate sans avoir à remettre en cause le système de culture, lorsque celles-ci ont le temps de prélever l'azote en interculture.

4.1.1.5. Faisabilité des modes de gestion de l'azote en interculture autres que les cultures intermédiaires pièges à nitrate

L'interculture est une période qui peut varier de quelques jours à 280 jours (Machet et al., 1997, citant Poiret, 1996), dont dispose l'agriculteur pour faire évoluer l'état du sol ou gérer les adventices, ceci avant d'implanter la culture principale suivante dans les meilleures conditions. Les pratiques culturales mises en œuvre pendant l'interculture sont tributaires des conditions héritées de la culture principale, en termes de date de récolte, d'humidité et de structure du sol, de disponibilité en azote minéral, d'état d'enherbement, de quantité et richesse en azote des résidus, entre autres. Presque toutes les techniques culturales mises en œuvre en interculture ont un effet, direct ou indirect, sur la dynamique de l'azote. Les principales sont le travail du sol, la gestion des résidus, le désherbage physique ou chimique, le broyage des couverts et éventuellement l'apport d'effluents. L'effet de chaque facteur pris isolément sur le piégeage de l'azote est traité dans la section "Facteurs influençant l'azote disponible". Nous faisons ici une présentation de leurs principes et fonctions, de leurs complémentarités ou incompatibilités. Ces modes d'action se classent aussi en fonction de leur impact sur le stock d'azote minéral du sol avant drainage (cf. section 4.1.2).

Le travail du sol

Le travail du sol a des effets directs en termes de dynamique des matières organiques et de vitesse de minéralisation de la matière organique, et indirects *via* le contrôle qu'il permet de la flore spontanée. Ces effets peuvent éventuellement se combiner dans une stratégie à long terme de "non-travail du sol", dont un bilan est traité dans la section 4.1.5.3. Facteurs pédoclimatiques influençant le piégeage ou la vitesse de transfert du nitrate. Seules sont abordées ici les fonctions associées au travail du sol qui ont une influence sur la dynamique de l'azote. Ce sont :

1) un rôle d'incorporation des résidus récents et des éventuels amendements. Il en résulte deux faits agronomiques :

- la destruction du mulch, qui joue directement sur le bilan d'eau, par interception des précipitations et limitation de l'évaporation, et plus ou moins directement sur le bilan thermique, par modification de l'albédo et du flux de chaleur latente sur la partie supérieure du sol ;
- l'incorporation elle-même, qui se caractérise par la localisation, l'homogénéité de répartition et l'intimité du mélange des résidus avec la terre fine dans la couche travaillée. Ces caractéristiques dépendent de l'outil utilisé (herse, disque, versoir...) ; elles vont influencer directement la dynamique de décomposition et le processus de volatilisation de l'ammoniac des effluents, et indirectement la qualité du lit de semence et donc le potentiel de levée ;

2) un rôle de perturbation de l'état organique du sol, de deux façons :

- en mélangeant les couches de sol si l'outil opère un retournement (versoir) ; il aboutit alors à une répartition homogène de la matière organique dans la couche travaillée ;
- en brisant la protection physique qu'opèrent certains colloïdes argileux ou cristaux carbonatés sur la matière organique stable du sol, vis-à-vis de l'attaque par les micro-organismes. Ce dernier phénomène a conduit des expérimentateurs à tester une pratique alternative, "les labours retardés", pour réduire la minéralisation automnale de l'azote, dans les 20-30 cm supérieurs du sol ;

3) un rôle de modification de la structure du sol (décompactage, émiettement), qui joue directement sur les propriétés de circulation de l'air et de l'eau, et indirectement sur l'enracinement des cultures, la température et la dénitrification ;

4) un rôle de destruction des plantes en place (désherbage physique), de création d'un lit de semence qui favorise la levée des graines semées ou des repousses. Plusieurs faux-semis peuvent aussi être enchaînés.

L'exportation ou le broyage et la dispersion des résidus de récolte

L'exportation des résidus contribue à exporter de la parcelle du carbone et des éléments minéraux, à des fins d'élevage ou de facilitation des préparations de semis d'été (luzerne, colza...). Le broyage des couverts et des résidus de récolte permet leur recyclage dans la parcelle.

La restitution et/ou l'incorporation des résidus de récolte

La vitesse de décomposition des résidus de culture est fonction des facteurs température, eau, oxygène et disponibilité en azote du milieu. Elle est beaucoup plus rapide quand les résidus sont incorporés plutôt que laissés en surface (Coppens et al., 2006). La restitution des résidus s'accompagne d'une immobilisation d'azote minéral en fonction de leur teneur en azote (ou encore exprimée par le rapport des teneurs en carbone et azote ou rapport C/N ; Nicolardot et al., 2001). Son effet porte presque exclusivement sur la couche où sont enfouis les résidus. Si le rapport C/N des résidus est inférieur à celui de la biomasse microbienne du sol (C/N=12), il se produit une libération d'azote. Dans le cas opposé, l'immobilisation d'azote croît avec le rapport C/N des résidus. La décomposition peut être ralentie par manque d'azote, mais ce constat ne doit pas conduire à épandre de l'azote pour accélérer la décomposition, car cela conduirait à augmenter artificiellement le potentiel de minéralisation en azote du sol. Il convient d'optimiser le broyage puis l'incorporation des résidus à l'occasion des travaux de récolte puis de l'interculture.

Réglementation de la fertilisation, des apports d'effluents et rôle d'inhibiteur de nitrification

L'interculture peut être une période commode pour épandre des effluents et d'autres produits résiduels organiques (PRO). Ces PRO contiennent une partie d'azote sous forme minérale, donc sujette à la lixiviation, et

une autre partie sous forme d'azote organique dont une proportion est facilement minéralisable. Ils sont d'ailleurs classés en fonction de ces caractéristiques quantitatives (incluant leur rapport C/N et de leur traitement, fumier ou compost). L'interculture est donc logiquement une période de proscription de la fertilisation minérale et d'interdiction d'apport sauf dérogations particulières.

Avec ou sans apport de PRO et notamment d'effluents d'élevage ou d'industries agro-alimentaires facilement minéralisables, les inhibiteurs de nitrification constituent une alternative chimique à l'augmentation d'un stock de nitrate potentiellement lixiviable dans le sol. Ils peuvent empêcher (ou retarder) par une action biologique la constitution d'un stock de nitrate. Cette technique consiste à appliquer sur le sol un mélange chimique qui bloque la réaction de nitrification de l'ammoniac en nitrate en inhibant l'activité enzymatique. A titre d'exemple de produits 3,4-diméthylpyrazole phosphate (DMPP, *a priori* sans effet écotoxicologique sur la microbiologie du sol), dicyandiamide (DCD), N-(n-butyl) thiophosphoric triamide (NBPT). Généralement, le produit accompagne la fertilisation organique, et a pour effet d'augmenter le stock d'ammoniac au détriment de la quantité de nitrate. Les expérimentations en lysimètre ou incubation ont montré que la réduction de lixiviation peut alors s'élever à 50%, avec des doses de produits appliqués de l'ordre de 5 à 15 kg/ha (Di et Cameron, 2005 ; Yu et al., 2007 ; Li et al., 2008). Malgré des résultats prometteurs, cette technique n'a été appliquée qu'en climat tropical ou méditerranéen, ou en zone d'élevage. Elle nécessite des traitements environ toutes les 3 semaines (Di et Cameron, 2005). Des inconnues subsistent quant à l'innocuité microbiologique à long terme. C'est donc une solution partielle qui peut être utile, mais qui doit être associée à d'autres techniques pour réduire efficacement la pollution nitrique.

Conclusions sur les modes de gestion de l'azote en interculture autres que les cultures intermédiaires pièges à nitrate

Abstraction faite de l'implantation d'une culture intermédiaire, les techniques mises en œuvre pendant l'interculture n'ont pas comme première finalité la gestion de l'azote, hormis le cas des apports d'effluents accompagnés éventuellement d'un inhibiteur de nitrification. Des incompatibilités techniques peuvent exister entre ces pratiques, qui conduisent à établir des priorités pour effectuer des choix :

1) quelle priorité dans les fonctions principales associées aux résidus ? : i) les exporter ; ii) les laisser sous forme d'un mulch pour limiter l'évaporation et protéger la structure du sol ; iii) les enfouir pour immobiliser l'azote et favoriser leur décomposition ;

2) quelle stratégie de lutte contre les adventices ? : i) pratiquer un désherbage chimique ou physique ; ii) favoriser la concurrence par l'implantation de culture intermédiaire, en tolérant certaines espèces d'adventices ;

3) quand implanter la CI ? comment concilier semis d'une culture intermédiaire et enfouissement des résidus et/ou le déchaumage en cas de pratiques de faux-semis ?

4.1.1.6. L'implantation des Cultures Intermédiaires pièges à nitrate

En zones de climat tempéré, la baisse des températures en période hivernale entraîne un ralentissement de la croissance de la végétation, voire l'arrêt lors de période de gel. En même temps, quel que soit le type de végétation, cette période correspond à un excédent pluviométrique dans les zones à influence océanique ou méditerranéenne (Campbell et al., 2006). Outre les couverts permanents, les cultures principales implantées en automne, tel que le colza, le seigle et le blé, et dans une moindre mesure l'avoine et l'orge d'hiver, peuvent normalement survivre en hiver, tandis que les sols sont laissés généralement nus (sauf cas de législation) avant les semis de printemps. Dans la grande majorité des régions agricoles sous climat tempéré, l'hiver est propice à la lixiviation de nitrate, en profondeur par percolation, voire par ruissellement hypodermique dans les sols à drainage naturel médiocre. Des cultures principales semées en fin d'été vont pouvoir absorber une partie du stock d'azote nitrique. En cas de semis d'automne, un piégeage de nitrate peut s'opérer avant puis pendant l'hiver. Par exemple le piégeage peut dépasser 100 kgN.ha⁻¹ pour le colza, alors qu'il ne sera que d'une dizaine de kgN.ha⁻¹ pour le blé en cas d'automne et hiver froids. En cas de semis de printemps, l'introduction d'une culture intermédiaire qui couvre la période entre la récolte d'un précédent en été ou automne et le semis de la culture suivante, au printemps, est nécessaire pour généraliser ce rôle de piégeage. Cette période, couverte par la culture intermédiaire, peut être impropre à la production d'une culture de rente (Thorup-Kristensen et al., 2003), ou la conséquence d'une priorité donnée au semis de printemps pour des raisons agronomiques et/ou

économiques. Les cultures dérobées constituent un cas à part de valorisation, comme fourrage ou comme matière première de la méthanisation (Moller et Stinner, 2009), mais elles perdent leur statut de culture intermédiaire *sensu stricto* (et les contraintes et financements éventuels associés). En revanche la notion de culture intermédiaire peut être extrapolée à des repousses de cultures voire à des adventices, si leur densité de peuplement est suffisante pour piéger l'azote minéral du sol.

En ce qui concerne l'alimentation en azote de la culture suivante le rôle d'une culture intermédiaire diffère de celui d'un apport de matière organique, car elle n'apporte pas d'azote supplémentaire déterminant, excepté pour le cas des légumineuses (Thorup-Kristensen et al., 2003). Une culture intermédiaire va exercer les fonctions de puits d'azote minéral puis de source d'azote organique facilement décomposable. Cependant, ces fonctions ne sont pas automatiquement au service de la fourniture en azote de la culture suivante : en cas de lixiviation très partielle du profil d'azote, une culture intermédiaire peut induire un déficit pour la culture suivante par rapport à un témoin sans culture intermédiaire. Le risque de "*pre-emptive competition*" (ou compétition par préemption d'azote) s'accroît quand les précipitations efficaces diminuent ou que l'enracinement de la culture principale augmente, car la culture intermédiaire peut absorber de l'azote nitrique qui ne serait pas lixivié en cas de faibles drainage et lixiviation, et donc préempte cet azote sans pour autant le restituer complètement à la culture suivante (Thorup-Kristensen et Nielsen, 1998). Le risque croît aussi si la minéralisation de l'azote de la culture intermédiaire est faible et/ou mal synchronisée avec les besoins de la culture suivante, ce qui peut conduire à augmenter ponctuellement la fertilisation azotée. Cependant, cela doit rester exceptionnel car si l'introduction de cultures intermédiaires devait conduire à augmenter en moyenne la fertilisation de la culture principale, elle aurait un effet négatif sur la balance globale du système (Thorup-Kristensen et al., 2003). L'existence d'interactions entre processus amène à rechercher une conduite optimale locale qui tienne compte de leurs probabilités d'occurrence de la lixiviation et des effets nets finalement produits.

L'optimum de l'effet environnemental et agronomique dépend du contexte agronomique local, intégrant le climat, le type de sol (facteurs déterminants indépendants de l'agriculteur), et les cultures principales précédente et suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). Les facteurs sur lesquels l'agriculteur peut agir, sont appelés variables de contrôle (Meynard et al., 2003). Facteurs pédoclimatiques et variables de contrôle interviennent souvent en interaction ; par exemple la quantité d'eau drainée est fonction de la pluie, mais aussi de la date de maturité de la récolte précédente (Beaudoin et al., 2005). Une comparaison des quantités lixiviées sur plusieurs sites du Danemark a montré que celui ayant les sols sableux, à plus faible réserve utile, est le plus propice à la lixiviation (Askegaard et al., 2005). Ceci est cohérent avec le modèle de Burns précédemment évoqué, la réserve utile étant assez corrélée avec l'humidité volumique à la capacité au champ. Dorsainvil (2002) a simulé à l'aide du modèle STICS (Brisson et al., 1998, 2002), préalablement calibré et testé, l'effet de diverses modalités de conduite : des ray-grass semés au-delà de mi-septembre ne produisent qu'une très faible biomasse à Thibie (51) et Boigneville (91), alors qu'ils produisent une biomasse non négligeable à Quimper (29). Il existe donc une interaction espèce x climat x date de semis.

Dans des systèmes de culture impliquant un travail du sol réduit, les herbicides sont largement utilisés pour contrôler les adventices et détruire les cultures intermédiaires avant leur incorporation. Il existe un conflit potentiel entre les objectifs de maximiser les effets de la culture intermédiaire dans la réduction de la lixiviation, optimiser l'efficacité de l'herbicide et limiter le risque de lixiviation de l'herbicide (souvent le glyphosate) et de ses produits dérivés (Aronsson et al., 2011). En ce qui concerne les pertes de phosphore (P), le bénéfice d'une moindre érosion, et donc d'une moindre perte de P particulaire, permis par la culture intermédiaire, doit être confronté au risque de pertes de P dissous à partir des résidus de culture intermédiaire, processus dans lequel le facteur sol est important (Ulén et Jacobsson, 2005, cité par Aronsson et al., 2011). Dans les systèmes cultivés en agriculture biologique, un arbitrage doit être fait entre travailler le sol pour lutter contre les adventices et favoriser les couverts piéges à nitrate permettant un recyclage de l'azote (Eriksen et al., 1999).

En conclusion, ces quelques exemples reflètent la complexité de la problématique qui conduit Meisinger et al. (1991) à parler de "système de culture intermédiaire", et justifie les points sur lesquels une étude élargie doit inclure : i) facteurs pédoclimatiques qui influencent la quantité de nitrate lixivié ; ii) facteurs techniques : date et conditions du semis, type de couvert, date de destruction ; iii) variables d'intérêt incluant les impacts sur le volume drainé, la lixiviation et la croissance de la culture suivante. Comprendre comment les variables de contrôle agissent sur l'état du milieu doit permettre de les optimiser. La gestion des cultures intermédiaires doit être cependant conçue dans un cadre d'analyse plus large, à l'échelle du système de culture.

4.1.1.7. Bilan / conclusion

La lixiviation est déterminée par l'interaction de facteurs pédo-climatiques et agronomiques (eux-mêmes pilotés par des objectifs technico-économiques). Les moyens de la réduire peuvent concerner tout ou partie du système de culture. Les moyens d'ordre stratégique s'appuient sur une re-conception du système de culture, alors que les moyens tactiques visent à optimiser seulement la période d'interculture pour une succession donnée que l'on ne cherche pas à remettre en cause.

Les pratiques réalisées en interculture se différencient par le rang que prend la gestion de l'azote dans la hiérarchie des objectifs attribués à la gestion de l'interculture et par leur efficacité dans l'accomplissement de cette dernière (cf. section 4.1.2).

Il existe une complémentarité ou des antagonismes entre ces moyens de gestion de l'azote en interculture. La complémentarité peut venir de l'association de pratiques qui diffèrent par l'épaisseur de sol sur laquelle elles influencent la dynamique de l'azote : les cultures intermédiaires ont une action dans la zone racinaire (plusieurs dizaines de centimètres) alors que l'incorporation des résidus ou le retardement du travail du sol n'affectent que la couche travaillée. L'influence du mulch sur les bilans hydrique et thermique décroît progressivement avec la profondeur. Des incompatibilités agronomiques existent entre les pratiques, qui conduisent à effectuer des choix en fonction de la hiérarchie des objectifs visés. Outre les données agronomiques liées au contexte local, ces choix peuvent intégrer l'efficacité des pratiques en termes de piégeage d'ions nitrate dans le profil de sol et de fourniture d'azote pour la culture suivante, qui sont traités dans les sections suivantes.

4.1.2. Effets de modes de gestion de l'azote, en interculture, autres que l'implantation d'une culture intermédiaire piège à nitrate

Les modes de gestion de l'azote en interculture sont en grande partie déterminées par la nature du couple de cultures principales se succédant. Il joue sur les conditions initiales, à la récolte du précédent (humidité, stock d'azote minéral, résidus) et sur la position dans le temps des opérations techniques. Les conditions de réalisation de ces dernières vont jouer sur le stock d'azote minéral en début de drainage.

4.1.2.1. Quantité d'azote minéral du sol à la récolte du précédent cultural

La dynamique de l'azote pendant l'interculture est tributaire de celle advenue pendant la culture précédente, et en particulier du bilan de la fertilisation azotée. De nombreux essais appelés "courbe de réponse à l'azote" ont permis de modéliser la réponse d'une culture à la fertilisation (Makowski et al., 1999). Les courbes de réponse du rendement en fonction de la dose sont, en général, du type "linéaire plus plateau" (Figure 4-6). Au-delà d'une valeur dite "dose optimale", le rendement est stable voire décroissant. La réponse de la quantité d'azote mobilisé à la dose d'engrais est linéaire jusqu'à des doses très fortes. La linéarité s'explique par une augmentation de la teneur en azote de cette biomasse. La réponse du stock d'azote minéral du sol à la dose est du type "plateau plus linéaire" (Figures 4-6 et 4-7) : il prend une valeur minimale, liée au type de sol, jusqu'à la dose optimale ; ensuite, il croît linéairement avec une pente comprise entre 40 et 50% (Machet et al., 1997, citant

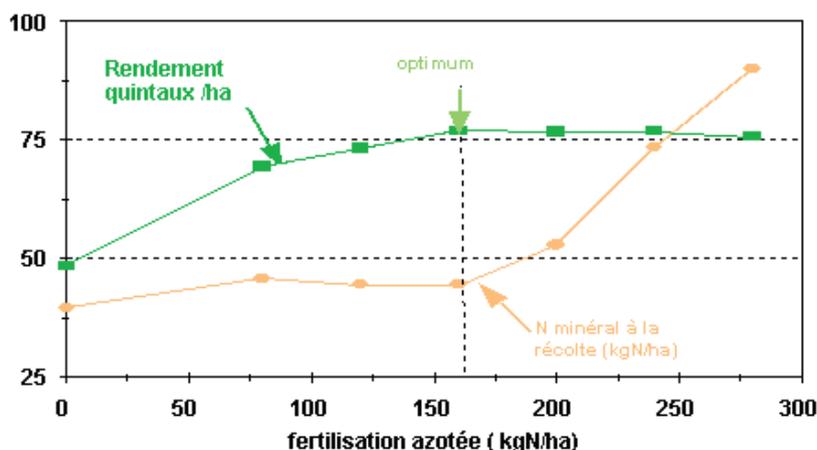


Figure 4-6. Courbe de réponse à l'azote et évolution du reliquat récolte : Blé. Grande-Bretagne. moyenne de 8 essais (1987-1988) ; Chanev (1990)

Chaney (1990), Lord (1992) et Recous (1996)). Au-delà de l'optimum, en condition de consommation dite "de luxe" (variable selon les espèces cultivées), le produit récolté et les résidus s'enrichissent en azote (cf. section 4.1.2.2) et le stock d'azote minéral restant dans le sol croît. Notons que, même en absence de sur-fertilisation, la quantité d'azote minéral à la récolte du précédent cultural n'est jamais nulle. Il existe toujours un reliquat d'azote minéral dans le sol incompressible qui n'est pas absorbé par les cultures. Ce reliquat est faible, de l'ordre de 0,1 à 0,3 kgN/ha/cm de sol, soit environ 20 kgN/ha pour un sol de 1 m de profondeur ; il varie en fonction du type de sol et de l'espèce végétale, car les capacités d'absorption d'azote et le temps entre la fin de la phase d'absorption et la récolte varient selon les cultures (Machet et al., 2007).

Le stock d'azote minéral post-récolte est potentiellement lixiviable si une culture ne vient pas ensuite l'absorber. Par exemple, Zhu et al. (2003) ont appliqué des doses croissantes (0, 100 et 200 kgN.ha⁻¹) sur du maïs avant soja en Pennsylvanie (USA) en mesurant les teneurs en N-NO₃, lixivié par lysimétrie à mèches capillaires, durant plus d'un an, intégrant la saison de drainage postérieure à la récolte concernée. Il apparaît un effet significatif de la dose non seulement pour les années avec maïs, avec 2, 8 et 24 mgN-NO₃.l⁻¹, mais aussi sous le soja, avec 6, 8 et 27 mgN-NO₃.l⁻¹ respectivement. Cette légumineuse, non fertilisée mais piètre piège à nitrate car fixatrice d'azote, n'a pu absorber l'excédent issu du maïs.

Raisonnement la fertilisation permet une certaine maîtrise du stock d'azote minéral à la récolte, en déterminant une dose optimale en fonction d'un objectif de rendement et des conditions de milieu. L'estimation de cette dose intègre une incertitude liée à l'estimation des paramètres du sol et surtout à la définition de l'objectif de rendement (Makowski et al., 1999). D'une surestimation de celui-ci peut résulter une sur-fertilisation de fait. La réduction du niveau de fertilisation azotée, en dessous de l'optimum, permet une baisse modérée de la quantité d'azote lixiviée. Par exemple, en situation expérimentale avec de grandes cultures, la baisse était de 14% sur le site de Thibie (51) en Champagne pour une réduction de 35% des apports d'azote (Mary et al., 2002), de 27% à Jynde vad au Danemark (Hansen et Djurhuus, 1996) ou de 33% dans le Lincolnshire en Angleterre (Johnson et al., 2002) pour une réduction de 50% des apports. L'effet d'une réduction de dose (en dessous de l'optimum) est alors significatif sur les rendements et la qualité de la production, contrairement à une réduction opérée sur des doses qui seraient au départ dites "d'assurance" (Lacroix et al., 2005).

En "situation réelle en parcelles d'agriculteurs", les incertitudes croissent, à cause de la variabilité du milieu et des contraintes d'organisation du travail, mais apparaissent gérables. Par exemple, l'impact de la mise en œuvre de la fertilisation raisonnée a été évalué sur un réseau de 36 sites pendant 8 ans sur le bassin hydrologique de Bruyères (02) aux sols très variés (Beaudoin et al., 2005). Une sur-fertilisation moyenne de 22 kgN.ha⁻¹ apparaît *a posteriori* quand la dose optimale est appliquée (bonnes pratiques agricoles notées GAP), tandis que le bilan N est équilibré quand la dose est réduite de 20% par rapport à la dose conseillée (mesures agri-environnementales notées AEP). L'excédent de stock d'azote minéral par rapport au reliquat minimum croît avec une pente de 40% en fonction du niveau de la sur-fertilisation, pente qui est proche de celle obtenue en situation expérimentale (Figure 4-7 *versus* Figure 4-6). A noter que les incertitudes croissent, en raison de la variabilité du milieu, du climat et des contraintes d'organisation de l'agriculteur.

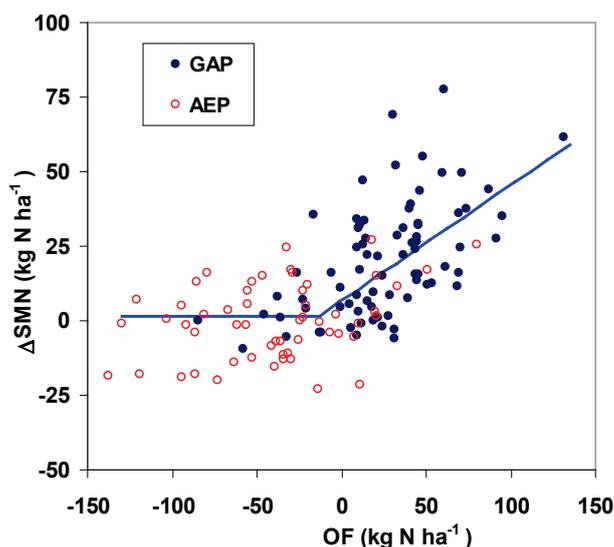


Figure 4-7. Relation entre l'excès d'azote minéral à la récolte (ΔSMN , kgN.ha⁻¹) et la sur-fertilisation calculée *a posteriori* (OF, kgN.ha⁻¹), pour deux modes de gestion (Beaudoin et al., 2005)

(GAP = bonnes pratiques agricoles ;
AEP = mesures agri-environnementales)

Dans cette même étude, les données de stock d'azote minéral après récolte dépendent de la culture et se scindent en deux classes de valeurs significativement différentes : i) 35-38 kgN.ha⁻¹ après céréales ou betterave, et ii) environ 50 kgN.ha⁻¹ après colza ou pois.

Toutes espèces confondues, ce stock d'azote minéral moyen a varié de 20 kgN.ha⁻¹ en 1999 contre 58 kgN.ha⁻¹ en 1992, malgré la prise en compte annuelle des stocks d'azote en sortie d'hiver. Cette variabilité s'explique plus par celle du climat, qui intervient sur les conditions de réalisation du rendement (sécheresse), d'absorption tardive d'azote et de minéralisation de l'humus, que par celle de l'assolement. La variabilité interannuelle des reliquats à la récolte apparaît ici plus importante que celle due au type de précédent cultural. L'existence de cet aléa, en contexte d'agriculture raisonnée, implique donc une gestion de l'azote post-récolte. Cet exemple ignore le cas de cultures laissant systématiquement d'importants stocks d'azote minéral à la récolte à cause, soit d'un enracinement superficiel, soit une durée de végétation très brève, soit un délai important entre maturité et récolte. Dans ces cas, une gestion appropriée de l'azote en interculture notamment avec des cultures intermédiaires "pièges à nitrate" est *a fortiori* requise.

4.1.2.2. Minéralisation de l'humus du sol en automne et hiver

La minéralisation de la matière organique du sol est un phénomène biologique qui résulte de l'activité de la biomasse microbienne, et concerne toutes les périodes de l'année et donc y compris l'interculture. Cette activité est fonction des conditions physico-chimiques, en particulier la température, l'humidité, la pression partielle en oxygène et elle est très majoritairement localisée dans la couche labourée ou les horizons équivalents en cas de non-labour permanent (Valé, 2006 ; Oortz et al., 2007). Bien que le sous-sol puisse contenir entre 30 et 50% du stock total d'azote du sol, celui-ci apparaît quasiment inerte (Fontaine et al., 2007), ce qui peut s'expliquer par la protection qu'opèrent les micro-agrégats sur la matière organique (effet de protection physique) et/ou par un manque de matière organique fraîche qui apporte de l'énergie pour initier le phénomène (en anglais "*priming effect*"). Ces phénomènes affectent en partie la couche superficielle. La modélisation de l'évolution du stock de matière organique d'essais à long terme, couplée avec le traçage de l'isotope stable du carbone (¹³C), montre que tout le stock de l'horizon de surface n'est pas accessible à la dégradation, ce qui amène à considérer un compartiment, dit inerte ou à très long temps de renouvellement, tandis qu'un autre, dit "actif", présente un temps de renouvellement de quelques décennies (Saffih-Hdadih et Mary, 2008). La fertilisation pratiquée en systèmes intensifs (minérale et organique) a apparemment contribué à gonfler le compartiment "actif" des sols, augmentant ainsi leur potentiel de minéralisation (Mariotti, 1997). La répétition des cultures intermédiaires sur le long terme augmente le stock de carbone et le potentiel de minéralisation du sol (cf. section 4.3).

La vitesse de minéralisation de la matière organique du sol dépend d'un potentiel intrinsèque au sol, et des conditions climatiques, voire culturales. Le potentiel de minéralisation est la quantité d'azote minéral libéré au cours du temps d'un échantillon représentatif du sol placé en incubation en conditions aérobies au laboratoire, sans résidus de culture, à une température et une humidité de référence. La vitesse de minéralisation est corrélée positivement à la teneur en matière organique et négativement aux taux d'argile vraie et de calcaire (Delphin, 1986 ; Chaussod et al., 1986). La minéralisation nette d'azote issu de la matière organique du sol *in situ* est fonction de la minéralisation potentielle du sol et d'autres facteurs, comme : la température (T) et l'humidité (H%). La température agit de façon quasi exponentielle (loi d'Arrhénius) entre 0 et 28°C. L'activité microbienne peut s'exprimer linéairement en fonction de l'humidité, mais cette expression est contingente du type de sol. Elle s'exprime plus généralement en fonction du logarithme du potentiel matriciel. Il est donc possible de prédire la minéralisation selon les lois d'actions de ces deux facteurs, T et H%, qui agissent indépendamment (Andren et Paustian, 1990). Cela revient à transformer les jours calendaires en jours normalisés par rapport à des conditions de référence pour la température et l'humidité, correction permettant de convertir des mesures de stocks d'azote minéral en flux de minéralisation à l'aide d'un modèle de calcul (Mary et al., 1999). Si les conditions climatiques vont déterminer pour l'essentiel la valeur des facteurs température et humidité, ces dernières peuvent aussi dépendre indirectement des pratiques culturales, telles que l'irrigation, la pratique de gestion des résidus (effet "mulch") et le travail du sol, qui peut jouer en modifiant l'effet de protection physique par les agrégats.

La quantité minéralisée annuellement montre une grande variabilité spatio-temporelle, liée à la fois au pédoclimat et au système de culture. Elle a été quantifiée au champ et au laboratoire sur un réseau d'une cinquantaine de situations en France métropolitaine dans la thèse de Valé (2006). Les valeurs obtenues ont varié de 0,2 à 1,6 kgN.ha⁻¹.jn⁻¹ (jn = jour normalisé à 15°C et à l'humidité à la capacité au champ), soit une valeur moyenne

(\pm écart type) de $158 \pm 60 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$. Dans un sol limoneux du Santerre (région naturelle de Picardie), la minéralisation annuelle atteint 173 kgN.ha^{-1} malgré un climat septentrional (Garnier et al., 2003).

Les modalités de travail du sol peuvent présenter un impact direct, mais relativement faible, sur la dynamique de minéralisation de l'azote organique du sol. Ces modalités relèvent de deux cas différents : le non-labour et le retard du labour. Le non-labour permanent relève d'une dynamique complexe qui sort du cadre de cette étude : ses impacts sur la lixiviation sont controversés, le plus souvent faibles ou nuls (Zhu et al., 2003 ; Oorts et al., 2007 ; Hooker et al., 2008). La pratique du retard au labour à court terme ne doit pas être confondue avec la pratique du non-labour à long terme. Dans l'essai de Davies et al. (1996), en sol limono-calcaire sur craie du Sud-est de l'Angleterre où la minéralisation de mi-août à début novembre atteint 50 kgN.ha^{-1} , le report du labour d'août à février a réduit la minéralisation nette de $11 \pm 8 \text{ kgN.ha}^{-1}$. Dans un sol limoneux du Santerre, (région naturelle de Picardie) où la minéralisation automnale atteint 60 kgN.ha^{-1} , le retard du labour au printemps a réduit la minéralisation de 10 à 15 kgN.ha^{-1} (Darwis et al., 1993). Une étude sur la gestion de l'interculture après colza d'hiver a montré que le stock d'azote minéral de fin d'automne sous traitement non-labouré était réduit de $1 \pm 5 \text{ kgN.ha}^{-1}$, soit de 11 % en moyenne en comparaison au traitement labouré (Henke et al., 2008). Cependant, une expérience menée de 1987 à 1992 en monoculture d'orge de printemps au Danemark sur sol sableux grossier en climat océanique a montré que le report du labour de l'automne au printemps ne réduisait pas significativement la lixiviation (Hansen et Djurhuus, 1996). On notera que le même traitement "date de labour" en présence d'une culture intermédiaire fut hautement significatif dans cet essai, car il a joué alors sur la durée d'absorption d'azote qui est déterminante sous ce pédoclimat (cf. section 4.1.1.3 et Tableau 4-7). L'effet "retard de labour" semble indissociable de l'effet "absorption des adventices" dans l'étude de Stenberg et al. (1999), citée en 4.1.3.1. De même, les effets indirects du travail du sol sur la minéralisation, en termes de dynamique de décomposition des résidus, sont plus importants que l'effet direct (cf. section 4.1.2.3).

Le pouvoir de minéralisation du sol joue sur les risques de lixiviation nitrrique. Dans l'expérience de Hansen et Djurhuus (1996) précédemment citée, la différence de lixiviation entre les deux niveaux de fertilisation d'azote n'est pas due à une différence de stock d'azote minéral à la récolte, mais de minéralisation automnale. Les données du bassin de Bruyères, déjà présentées, ont servi à tester le modèle STICS (Brisson et al., 1998, 2003) en simulation continue sur 8 années (Beaudoin et al., 2008). Cela a permis de réaliser une étude de sensibilité de la quantité lixiviée pendant 8 ans à la valeur de certains paramètres. L'expérimentation numérique montre qu'une augmentation de la teneur en azote organique du sol de 20% conduit à une augmentation de 16% de la minéralisation, de 6% de l'absorption par les cultures principales et de 18% de la lixiviation, toutes choses égales par ailleurs, avec des valeurs absolues des flux, respectivement égales à 112, 171 et $20 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$; l'augmentation absolue simulée est de 18, 11 et $4 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ respectivement. Accroître le stock d'azote organique du sol profite davantage aux cultures dans le cas présent qu'à augmenter les pertes de nitrate.

Un exemple pratique est donné sur une expérimentation conduite sur la parcelle "collines du Beauroid" de l'INRA de Mirecourt (Burel et al., 2011 ; Figure 4-8). Elle a été subdivisée en 1989 en sous-parcelles différenciées pendant 5 ans par le mode de gestion des effluents organiques et de la fertilisation minérale. Les concentrations des eaux des bougies poreuses sont encore influencées par ces apports, même 20 ans après, dès que le sol est cultivé, effet masqué durant la mise en prairie temporaire, mais générant un flush de minéralisation à sa destruction (2001 et 2009). De plus, le défaut d'absorption dû à la sécheresse de 2003, impacte le reliquat post-récolte tributaire des apports antérieurs. Cela montre l'importance de connaître le stock de matière organique minéralisable, qui détermine fortement la lixiviation à long terme.

La destruction de la prairie est connue pour augmenter la minéralisation de l'azote du sol. La minéralisation peut être augmentée de 150 à 420 kgN.ha^{-1} , pendant l'année suivante. La minéralisation est accrue selon les trois situations suivantes : i) dans les prairies pâturées par rapport aux prairies fauchées, ii) dans les peuplements plurispécifiques par rapport aux peuplements monospécifiques, iii) avec l'âge de la prairie et avec son niveau de fertilisation. Comme attendu, la quantité d'azote lixiviée est plus forte quand la prairie est détruite en automne plutôt qu'au printemps (Vertès et al., 2002 ; Conijn, 2005). En fait, la destruction de prairie conjugue les effets de l'accumulation d'une matière organique labile par rhizodéposition sous prairie, d'un énorme apport de résidus (cf. section 4.1.2.3) et de l'arrêt brutal de la végétation en place (Vertès et al., 2007).

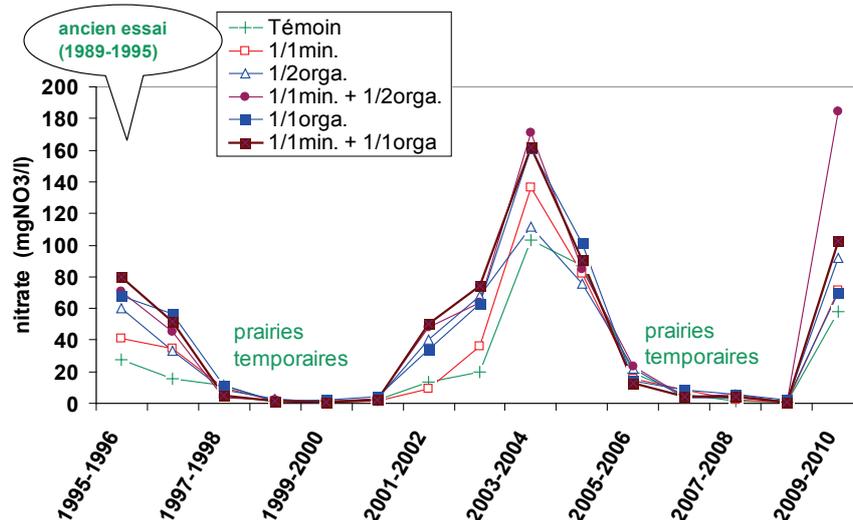


Figure 4-8. Arrière effet de la fertilisation sur la teneur en nitrate de la solution du sol (technique des bougies poreuses) à Mirecourt, lors de la conversion en agriculture biologique en 2004 (Burel et al., 2011)

4.1.2.3. Minéralisation nette au cours de la décomposition des résidus de récolte

La gestion des pailles (céréales, maïs, oléo-protéagineux) affecte la minéralisation nette de l'azote du sol post récolte et donc sur le stock d'azote minéral au début du drainage.

Le suivi au laboratoire du stock d'azote minéral dans des échantillons de sol incubés en conditions optimales, avec ou sans paille incorporée, montre que la décomposition immobilise temporairement 15 kgN.t MS⁻¹, avant qu'une partie se reminéralise progressivement. Le potentiel d'immobilisation équivaut à 120 kgN.ha⁻¹ pour 8 tonnes de paille ayant un rapport C/N de 80. Cependant, les valeurs mesurées en plein champ sont bien inférieures à ce potentiel. Différents auteurs aboutissent à une réduction de la minéralisation nette d'azote d'août à décembre de 20-24 kgN.ha⁻¹, quand les résidus sont incorporés au lieu d'être exportés (Figure 4-9 ; Mary et al., 1996, 1999 ; Nicholson et al., 1997 ; Justes et al., 1999 ; Beaudoin et al., 2005). Dans quatre de ces études, la réduction annuelle de lixiviation d'azote varie de 2 à 30 kgN.ha⁻¹, selon les conditions climatiques hivernales (Figure 4-9). Ces chiffres sont cohérents avec le potentiel d'immobilisation de 2 kgN par tonne de paille incorporée donné par Christensen (1985), cité par Thomsen et Christensen (1998). Des résultats similaires ont été obtenus après enfouissement de cannes de maïs, lors de plusieurs expérimentations menées par Arvalis en France. Les données montrent une immobilisation d'azote croissante dans les 6 mois suivant l'enfouissement, atteignant 5 à 15 kgN.ha⁻¹ (Cohan et al., 2011). La principale explication à cette moindre immobilisation en situation agricole est que la décomposition s'y produit sous conditions limitantes d'azote dans l'environnement proche des résidus (quelques cm). La flore microbienne s'adapte et la décomposition est plus lente avec des besoins moindres en azote par unité de carbone. Une première raison serait que seule la cellulose se décompose en automne, bien avant les lignines, ce qui modifie le rapport C/N de la fraction "active" de la matière organique du sol, avec une plus grande quantité d'azote disponible par unité de C qui se décompose (Davies et al., 1996). Une deuxième raison serait que l'immobilisation nette mesurée en fin d'automne après quelques mois de décomposition résulte d'une phase d'immobilisation maximale fugace suivie mais d'une phase de reminéralisation (Garnier et al., 2003 ; Justes et al., 1999 ; Thomsen et Christensen, 1998).

La limitation de l'immobilisation d'azote lors de la restitution de résidus pauvres en azote est principalement due à un mauvais contact entre terre et résidus (non enfouis, broyage grossier, absence ou incorporation hétérogène) ou d'une absence d'azote dans la couche d'incorporation, due à une lixiviation précoce ou autre (Machet et al., 1997). La restitution des résidus sous forme de mulch présente un cas extrême où la minéralisation nette d'azote excède celle d'un sol nu sans résidus, en raison d'une plus grande humidité du sol, tandis que l'incorporation des mêmes résidus la réduit d'un facteur, par l'immobilisation d'azote (Coppens et al., 2006). L'impact d'un enfouissement des résidus est limité dans l'espace au seul horizon travaillé et/ou à la zone où les sucres solubles issus des résidus peuvent migrer. Des simulations montrent que l'immobilisation croît avec l'épaisseur

d'incorporation (Garnier et al., 2001). Cependant, l'immobilisation n'affecte pas les horizons plus profonds (30 à 90 cm) du sol, contrairement aux cultures intermédiaires (Allison et al., 1998). Deux expérimentations ont été conduites en 1990-91 (348 jours) et 1991-92 (285 jours) en Picardie en conditions optimales de mélange terre fine-résidus (cultivateur rotatif ou déchaumeur à disques). La restitution de 8 tonnes de MS de paille, avec un rapport C/N égal à 125, a conduit à une immobilisation nette de 44 (± 16) et 39 (± 9) kgN.ha⁻¹ (Darwis et al., 1994), soit un effet moyen de 5 kg N immobilisé par tonne de paille incorporée. La lixiviation annuelle d'azote est réduite de 5 à 30 kgN.ha⁻¹, selon la quantité d'eau drainée. L'immobilisation est donc très variable suivant les conditions du champ mais est probablement bornée par la valeur de 5 kgN par tonne de matière sèche de résidus du couvert.

La teneur en azote des résidus intervient sur l'immobilisation d'azote et sur l'importance de la re-minéralisation. Les effets de deux types de résidus de colza, avec des teneurs en azote différentes R0 (0,41%N) et R270 (0,85%N) ont été comparés en sol crayeux, à Châlons-en-Champagne (Justes et al., 1999). L'incorporation de résidus de colza dans le sol a induit de l'immobilisation d'azote qui atteint un maximum d'environ 20 kgN.ha⁻¹ à la mi-automne pour les deux types de résidus (Figure 4-9). La re-minéralisation a commencé dès l'automne pour R270, si bien que début décembre, l'immobilisation y était nulle alors qu'elle était encore de 12 kgN.ha⁻¹ pour R0. La réduction de la lixiviation, calculée en couplant ces mesures avec le modèle de calcul LIXIM (Mary et al., 1999), était quasi nulle pour R270, alors qu'elle a été estimée à 6 kgN.ha⁻¹ pour le traitement R0 (Figure 4-9). Les effets du système de culture et de la gestion des résidus (pailles et verts de betterave) ont été testés dans une expérimentation avec marquage isotopique de l'azote minéral en automne dans des lysimètres en sols limono-sableux pendant 2 ans au Danemark (Thomsen et Christensen, 1998). Durant le premier automne, les deux types de résidus furent soit incorporés soit enlevés. Durant le premier hiver, le taux de perte d'azote marqué (azote 15) était de 35 \pm 5% avec paille contre 42 \pm 3% sans paille. Parallèlement, le stockage de l'azote 15 sous forme organique était de 53 \pm 1% et 18 \pm 2% respectivement. Cependant, une part comprise entre 12 et 48% de l'azote 15 immobilisé par la paille a été ensuite reminéralisée. Au total pendant les deux années, les pertes intégrées d'azote ont été accrues par l'incorporation des verts de betterave, et n'ont pas été affectées par la gestion de la paille tandis que l'absorption d'azote par la culture principale était accrue. L'incorporation de paille réduit le stock d'azote minéral au profit du pool facilement minéralisable d'azote organique du sol.

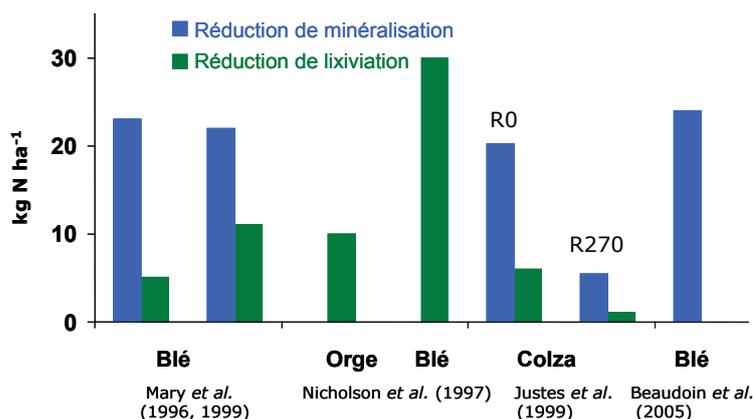


Figure 4-9. Effet de l'incorporation de pailles de blé sur l'organisation d'azote à l'automne et la réduction de lixiviation (d'après 4 articles bibliographiques).

Pour R0, la teneur en azote des résidus est de 0,41%N, et pour R270, de 0,85%N.

L'immobilisation d'azote par incorporation des pailles peut interagir avec l'absorption d'azote de la culture intermédiaire, qu'elle soit une graminée pure ou un mélange crucifère-légumineuse. Le premier cas est donné par l'étude de Davies et al. (1996), sur les effets croisés des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate (moyenne sur trois hivers au cours de la période 1989 à 1993) à partir de mesures en bougies poreuses et d'un modèle de bilan hydrique, sur un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre. L'absorption de la culture intermédiaire était réduite en moyenne de 7 kgN.ha⁻¹, quand les pailles sont enfouies, tandis que la lixiviation du nitrate n'était pas affectée significativement par l'incorporation de la paille. Un second cas est donné par l'étude de Moller et al. (2008), sur la réponse de la production et, de l'absorption d'un mélange vesce (*Vicia sativa*) et radis (*Raphanus sativus*) en fonction des facteurs croisés : précédent cultural - restitution des pailles - apport de fumier, dans un contexte d'agriculture biologique. La fixation symbiotique est estimée à partir de relations empiriques. L'azote des lisiers et engrais est estimé assimilable à 25% et 60% respectivement. Le pourcentage en légumineuses est réduit quand la disponibilité en azote minéral augmente. Exporter la paille conduit à réduire la fixation symbiotique de la culture intermédiaire à 49% vs 71%

avec pailles enfouies, tandis que la production reste stable (3,22 vs 3,24 à tMS.ha⁻¹, respectivement) tout comme l'accumulation d'azote (113 vs 123 kgN.ha⁻¹, respectivement). L'incorporation des pailles joue sur la composition du mélange, qui permet une plasticité de la production du couvert face aux différences de conditions de croissance.

4.1.2.4. Apport d'azote ou d'effluents sur les cultures intermédiaires pièges à nitrate

Les effluents d'élevage ou agro-industriels représentent une source d'azote considérable (cf. Chapitre 2) dont la valorisation pose des questions à court terme et long terme, en fonction de la période d'apport et de la disponibilité de cet azote. Une revue de 6 références bibliographiques montre que l'épandage d'engrais organiques a augmenté la teneur de l'eau percolée de 0 à +27 mgNO₃.l⁻¹, selon le climat, l'occupation du sol, la date de l'application et la nature de l'effluent organique, par rapport au traitement fertilisé avec engrais minéral à dose d'azote disponible équivalente (Beaudoin et al., 2005). Cependant, de nombreux travaux, conduits dans les années 1980 et 1990 sur la biodisponibilité de l'azote, ont montré que l'épandage d'effluents d'élevage ne provoque pas de pertes supplémentaires comparativement à des engrais minéraux, à l'échelle d'une quinzaine d'années, à condition que les apports soient raisonnés par rapport aux besoins des plantes (épandages de printemps de manière fractionnée) et en évitant l'épandage d'effluents dont l'azote est très disponible (lisier) en automne, avant la période de drainage (Peyraud et al., 2012). De plus, une expérimentation conduite en maïsiculture dans la plaine du Pô, en Italie, a montré que des apports réguliers de lisiers ou fumiers de bovins au printemps avaient une meilleure efficacité à long terme que leur équivalent en urée, et donc généraient moins de pertes vers l'environnement (Zavattaro et al. 2012). Les auteurs expliquent ce résultat par la prise en compte conjointe des effets à court terme, grâce au raisonnement de l'application printanière en fonction des besoins en azote de la culture, et à long terme sur le compartiment azote organique du sol, des effluents. A l'échelle pluriannuelle, les systèmes incluant des apports réguliers d'effluents organiques méritent une gestion de l'interculture particulièrement attentive, à cause de leur potentiel de minéralisation probablement élevé (cf. section 4.1.2.2). A l'échelle annuelle, l'apport d'effluent pendant l'interculture est moins problématique au printemps qu'en fin d'été ou automne, à cause du risque immédiat de lixiviation de sa fraction minérale qui se retrouve rapidement sous forme nitrique. Cela amène à devoir analyser les risques d'accroissement de la lixiviation nitrique qui seraient associés à l'épandage d'effluent en automne sur culture intermédiaire.

Certaines études expérimentales ont déjà étudié le devenir de l'azote des effluents par traçage isotopique avec de l'azote marqué ¹⁵N sur les cultures intermédiaires pour mettre en évidence leur capacité de piégeage de l'azote apporté. Le coefficient réel d'utilisation (CRU) de l'engrais par la culture intermédiaire est équivalent à celui des cultures principales. Une étude sur l'origine et le devenir de l'azote issu de la culture intermédiaire a été menée à Colmar en 1986, en couplant lysimétrie et marquage isotopique au ¹⁵N, sur un sol limono-argileux (Chapot, 1995). Fertilisée avec 71 kg N.ha⁻¹, la culture intermédiaire a produit 6,4 tMS.ha⁻¹ et a absorbé 85 kgN.ha⁻¹, avec un CRU de l'azote apporté à la culture intermédiaire de 55% si l'on inclut les racines. Avec une démarche similaire, Merbach et al. (1997) ont mesuré des CRU de 32%, 25% et 16% d'un apport de 80 kgN.ha⁻¹ pour respectivement, de la phacélie, du colza et de la moutarde. Le reste de l'apport se partage entre immobilisation et pertes par voie gazeuse ou lixiviation.

La capacité de piégeage des cultures intermédiaires permet d'envisager des apports d'effluents d'élevage ou agro-industriels en automne, à condition d'être raisonnés en fonction du contexte pédoclimatique et des capacités d'absorption des cultures intermédiaires. En Belgique, des systèmes avec 4-6 tMF.ha⁻¹ de fientes de volailles en d'automne montraient un reliquat moyen en fin d'hiver sur 0-90 cm, de 173 kgN.ha⁻¹ en sol nu, et de 94 kgN.ha⁻¹ avec une culture intermédiaire (Destain et al., 2011, non publié). Les profils en sortie d'hiver montrent une proportion différente de stock d'azote dans l'horizon 60-90 cm, avec respectivement 99 kgN.ha⁻¹ et 30 kgN.ha⁻¹ en faveur d'un risque diminué avec la culture intermédiaire, mais l'ensemble reste néanmoins trop élevé pour conduire à des teneurs en nitrate de l'eau de drainage faibles. A l'opposé, dans l'étude de Moller et al. (2008) déjà citée, l'apport de 60 kgN.ha⁻¹ sous forme de lisier sur un mélange de vesce et radis n'a modifié ni la production, ni l'absorption de la culture intermédiaire (passage de 3,36 à 3,43 tMS.ha⁻¹ et de 110 à 106 kgN.ha⁻¹), ni le stock d'azote minéral (passage de 23 à 20 kgN.ha⁻¹). La modification du taux de fixation symbiotique, réduite de 51 à 36%, joue un rôle de tampon. Cependant, en climat océanique à forte lame drainante (cf. Tableau 4-3) un apport supplémentaire d'engrais en automne de 60 kgN.ha⁻¹ sur ray-grass d'Italie semé après maïs a conduit à une lixiviation de 94 contre 45 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sur le traitement sans fertilisation automnale ; soit un supplément

de lixiviation de $49 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Simon et Le Corre, 1988). Il faut donc raisonner les risques en fonction de la composition de l'effluent et du contexte, en particulier, la capacité de croissance du couvert, la température automnale et hivernale et l'importance de la lame drainante.

En conclusion, l'apport de produit organique sur une culture intermédiaire doit être raisonné avec autant, si ce n'est plus, de rigueur que celui d'une culture principale, car il n'existe pas de moyen de corriger des excès éventuels, sauf celui de retarder la destruction de la culture intermédiaire pour accroître sa période de piégeage et surtout éviter la minéralisation précoce de résidus riches en azote (cf. section "Date de destruction"). L'espèce de la culture intermédiaire doit être adaptée en conséquence (cf. section 4.1.3). Sauf à but expérimental, la fertilisation minérale d'une culture intermédiaire n'a aucun sens, quelles que soient les fonctions qui lui sont assignées (Tableau 4-1) : i) dans la seule optique d'une limitation de la pollution, c'est une évidence ; ii) dans l'optique de fournir de l'azote à la culture suivante, le recours à une légumineuse comme culture intermédiaire est de loin préférable, car elle utilise l'azote qu'elle fixe elle-même avec une efficacité de 90% (Rochester et al., 2001). L'estimation des risques d'accroître la lixiviation de nitrate doit prendre en compte les caractéristiques à court terme de l'effluent et celle du pédoclimat et les effets cumulatifs à long terme. Elle peut être appréhendée par des essais de longue durée et/ou la modélisation.

4.1.2.5. Bilan / conclusion

Le bilan d'azote de la culture principale est un premier déterminant du stock d'azote minéral présent en début d'interculture. La mise en œuvre de la fertilisation raisonnée permet de calculer une dose optimale de fertilisation et de fractionner les doses, en fonction d'un objectif de rendement qui doit être compatible avec les conditions de milieu. Cependant les incertitudes accompagnant le calcul de la dose optimale peuvent conduire à constater *a posteriori* l'existence d'une sur-fertilisation, qui peut être aléatoire en fonction du climat. Dans ce cas, c'est-à-dire lorsqu'on est au-dessus de l'optimum, le reliquat post-récolte croît en proportion importante : ainsi, en moyenne pour 2 kg d'azote excédentaire, apparaît 1 kg d'azote de reliquat supplémentaire sous forme minérale. À l'inverse, lorsqu'on descend en dessous de cet optimum, le reliquat ne baisse que faiblement, car il est alimenté par la minéralisation de la matière organique du sol après la maturité de la culture, le reliquat minimal étant plus faible avec les cultures récoltées non mures. Le niveau de reliquat post-récolte ne dépend pas seulement de l'espèce de culture intermédiaire mais aussi beaucoup de la réalisation de l'objectif de rendement.

Après la récolte, le stock d'azote minéral du sol est alimenté par la minéralisation de la matière organique du sol, dont la vitesse de minéralisation dépend du type de sol, des conditions climatiques et culturales. La quantité minéralisée est donc très variable, de l'ordre de $50 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ (avec une forte variabilité) à l'automne en conditions tempérées, mais avec une variabilité très importante. Cette minéralisation joue davantage sur les risques de lixiviation que le reliquat à la récolte, dès lors que la fertilisation est raisonnée et/ou dans les cas où la lame drainante est suffisante pour que le taux de renouvellement du stock d'eau du sol s'approche de 100%.

La gestion des résidus de récolte et *a fortiori* des effluents, joue sur le risque de lixiviation, en fonction de leur masse et de leur teneur en azote (ou rapport C/N) pour l'ensemble et du ratio azote minéral/azote organique pour les seconds. Si le potentiel d'immobilisation en condition de mélange homogène de résidus finement broyés dans le sol est très élevé, (plusieurs dizaines de $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), les quantités immobilisées au champ sont généralement de l'ordre de 10 à $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$. La décomposition de la paille mobilise temporairement l'azote minéral du sol, mais alimente le stock facilement minéralisable d'azote organique du sol. La quantité d'azote ainsi immobilisée dépend de l'importance du contact entre les résidus et les particules de sol, donc du type de travail du sol et de la profondeur d'incorporation. L'organisation nette d'azote n'affecte que la couche où les résidus sont incorporés. À l'échelle annuelle, l'épandage d'effluents est envisageable à condition de la raisonner en fonction de sa composition et du contexte, en particulier la capacité de croissance du couvert, la température automnale et hivernale et l'importance de la lame drainante. À l'échelle pluriannuelle, les systèmes incluant des apports réguliers d'effluents organiques méritent une gestion de l'interculture privilégiée, à cause de leur potentiel de minéralisation probablement élevé.

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne apparaissent donc assez complémentaires du raisonnement de la fertilisation raisonnée, car ils ne s'appliquent ni à la même période ni au même processus. Réciproquement, la fertilisation raisonnée et la gestion du fractionnement de la dose totale d'engrais doivent intégrer aussi les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire, ou

au contraire les éventuels effets positifs d'apport d'azote (cf. section 4.2.2). L'effet de l'enfouissement des pailles peut avoir un effet concurrentiel de celui de la culture intermédiaire en termes de piégeage dans l'horizon superficiel, et si le stock d'azote de cet horizon est faible, cette concurrence peut limiter la croissance initiale de la culture intermédiaire (cf. section 4.1.3). S'il est au contraire très élevé, les effets de la culture intermédiaire et de l'enfouissement peuvent se conjuguer, à condition que le rapport C/N des pailles reste supérieur à 30. Parallèlement, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'eau. La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour gérer les stocks d'eau et d'azote dans le profil (cf. section 4.2.1).

En raisonnant à succession de cultures constante, les modes de gestion de l'interculture dépendent de ceux employés pendant la culture, mais peuvent les compléter, à condition qu'ils soient optimisés à des fins de gestion de l'azote. D'autres moyens de prévention de la lixiviation, comme le changement de date de récolte du précédent ou de date de semis du suivant, voire de la nature du couple précédent-suivant, n'ont pas été traités. Ils peuvent s'avérer nécessaires pour remédier aux situations de médiocre piégeage de nitrate en automne, notamment en cas de récolte tardive à l'automne (cas du maïs grain). Ils relèvent d'une démarche stratégique de re-conception du système de culture, qui n'est pas traitée dans cette analyse.

4.1.3. Quantité d'azote piégée en automne et stock d'azote de début de drainage

Plusieurs centaines de publications donnent des informations sur les quantités piégées par les cultures intermédiaires ou de leurs conséquences sur le stock d'azote minéral de début de drainage. Ces données sont généralement intermédiaires, incluses dans des articles ciblant un effet attendu, d'une part, sur la lixiviation, ou d'autre part, sur la croissance de la culture suivante. Il n'est donc pas possible d'en faire une synthèse exhaustive et cette section reprend les principaux éléments de la revue bibliographique de Thorup-Kristensen et al., (2003) en la complétant par des exemples significatifs ou plus récents.

4.1.3.1. Définition, méthode d'estimation et signification des quantités d'azote piégées et accumulées

La quantité d'azote piégée par la culture intermédiaire peut être définie comme la quantité d'azote minéral issue du sol retenue dans la biomasse fraîche ou morte issue de la culture intermédiaire ou avec les rhizodépôts. A cette description théorique correspondent principalement deux méthodes qui sont cependant imparfaites pour l'estimer : la mesure de quantité d'azote contenue dans la biomasse, et la mesure de la variation du stock d'azote minéral pendant la croissance du couvert.

En général, il est préférable de disposer d'un témoin sans culture intermédiaire pour suivre l'évolution du stock d'azote minéral, voire de la lixiviation. Le maintien du sol rigoureusement nu dans la parcelle témoin peut être difficile. Certains auteurs considèrent comme témoin la parcelle occupée par les plantes spontanées, comme dans les deux exemples suivants. Dans une expérience de trois ans (1992-1995) sur la lixiviation dans un sol limono-sableux dans le Sud-Ouest de la Suède, la biomasse aérienne mesurée au printemps du traitement culture intermédiaire contenait en moyenne 45 kgN.ha⁻¹ (CI, adventices, résidus de culture) avec un rapport C/N de 19 et celle de la végétation du témoin, 29 kgN avec un C/N similaire (Aronsson et Torstensson, 1998). Dans un autre essai en Suède, l'influence du report de labour a été étudiée, avec ou sans ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) comme culture intermédiaire et, avec ou sans déchaumage (Stenberg et al., 1999). Le type de culture intermédiaire et le mode de gestion des résidus de cultures n'ont pas eu d'effet significatif sur la lixiviation d'azote contrairement à la date de travail du sol. Le stock d'azote du sol en novembre, était en moyenne de 68 kgN.ha⁻¹ en sol labouré et de 39 kgN.ha⁻¹ lorsque le labour a été retardé au printemps. Les auteurs concluent : "Ce fut probablement à cause de la minéralisation de l'azote que la lixiviation a augmenté ; cependant, lorsque le travail du sol a été retardé, il y avait aussi une forte croissance des mauvaises herbes et des repousses pendant l'automne, en particulier du chiendent (*Elymus repens* L.)". D'autres exemples de la difficulté de la comparaison sont donnés par Allison et al. (1999) et Ritter et al. (1998).

Sauf en cas d'espèces légumineuses, une estimation de la quantité d'azote piégée est la quantité d'azote accumulée dans les organes vivants. Pour quantifier l'azote contenu dans la biomasse, la méthode consiste à

prélever la biomasse en plusieurs placettes, à en séparer les parties aériennes et souterraines pour être séchées, pesées et analysées. La représentativité de l'échantillon est parfois critique quand la variabilité spatiale du couvert est forte. La quantification de l'azote mobilisé par la culture intègre difficilement la part d'azote présente dans les racines (Thorup-Kristensen et al., 2003). Un seigle peut avoir entre 20 et 30% de sa biomasse dans les racines, mais un ray-grass peut en avoir de 30 à 45% (Meisinger et al., 1991). La part d'azote allouée est moindre car les racines sont moins riches en azote que les parties aériennes, mais elle reste variable. Dans un réseau d'essais conduits dans 5 localités du Nord et de l'Ouest de la France (Waméréville, Somme-Tourbe, Boigneville, Lusignan, Bignan), le ratio des quantités d'azote mesurées de la biomasse totale sur celle des parties aériennes a varié de 1,10 à 1,32 pour la moutarde, et de 1,09 à 1,23 pour le ray-grass italien (Dorsainvil, 2002). Le ratio moyen obtenu pour le ray-grass italien sur l'horizon 0-15 cm par Cohan et al. (2011) est un peu plus élevé, de $1,34 \pm 0,13$ et varie au cours du temps entre des valeurs extrêmes de 1,15 et 1,50. Ces auteurs donnent une fourchette supérieure pour les légumineuses d'après la bibliographie, de 1,4 à 1,6, mais incluant la rhizodéposition. En cas de cultures légumineuses, la quantité d'azote de la biomasse englobe celle fixée d'origine atmosphérique, qui peut représenter jusqu'à 90% du total (Rochester et al., 2001), la part fixée par voie symbiotique pouvant être estimée à l'aide du dosage de l'abondance naturelle du ^{15}N en comparaison avec une culture témoin non symbiotique. Compte tenu de la difficulté à mesurer l'azote piégé dans les organes morts et par rhizodéposition, la quantité piégée par la culture intermédiaire sera estimée par la quantité accumulée, éventuellement diminuée de la quantité fixée.

L'impact de la culture intermédiaire sur le stock d'azote minéral peut être étudié de deux façons : i) en dynamique, par différence entre les mesures effectuées à la récolte du précédent et en fin d'automne ("**variation**"), ii) en comparatif, par différence entre les données mesurées en fin d'automne sur les deux traitements avec ou sans culture intermédiaire ("**réduction**"). L'emploi de la deuxième méthode est plus fréquent car elle intègre l'effet de l'interaction entre les bilans d'énergie et d'eau sur la minéralisation de la matière organique du sol, en présence de la culture intermédiaire. Cependant cette comparaison exige que les stocks initiaux des deux traitements soient statistiquement non différents (essais avec répétitions). La représentativité de l'échantillon de sol est parfois critique à cause de la variabilité spatiale de la teneur en azote en cas de couverture hétérogène par la culture intermédiaire et/ou après épandage d'effluent (cf. section 4.1.1.2). Dans les autres cas, le profil d'azote minéral en fin d'automne est significativement réduit sous culture intermédiaire par rapport au témoin.

4.1.3.2. Variabilité de la quantité d'azote accumulée

Les lois qui régissent la levée puis la croissance et l'accumulation d'azote des cultures intermédiaires sont les mêmes lois que celles des cultures principales : la levée nécessite un bon contact terre-graine avec une durée d'humectation suffisante. L'obtention d'un peuplement dense nécessite un nombre minimum de graines levées, caractéristique de l'espèce. La demande en azote est fonction d'abord de la croissance potentielle en matière sèche, en suivant la courbe de dilution de l'azote dans la matière sèche (cf. section 4.1.1.1). L'expansion des organes capteurs, racines et feuillage, est fonction du temps thermique et de l'offre en carbone assimilé, en eau et nutriments. L'offre en carbone assimilé est fonction de la quantité d'énergie lumineuse interceptée utile à la photosynthèse ; cette quantité est indirectement contrôlée par la position du cycle cultural dans la saison, et donc par la date de semis et le climat automnal. L'expansion des organes végétatifs s'arrête à la floraison quand il s'agit de cultures à développement déterminé. Ces lois s'appliquent dans un contexte particulier pour les cultures intermédiaires sur les points suivants (Cohan et al., 2011) :

- les conditions de semis sont rarement optimales pour obtenir un peuplement assez dense et homogène, car le semis est généralement réalisé à la suite (ou sous couvert) du précédent cultural ou à sa suite avec une préparation minimale du lit de semences dans un sol souvent asséché ;
- l'obtention d'un minimum de cumul des sommes de température entre la levée et la fin de l'automne est une condition strictement nécessaire à la croissance et donc à l'absorption d'azote par la culture intermédiaire ;
- la phase reproductrice est évitée pour réduire le risque de production de graines et la lignification des tissus ;
- la phase végétative peut être interrompue par le gel en fonction de l'espèce et du climat.

En automne, les variables climatiques température et rayonnement sont fortement corrélées entre elles. Cela a conduit Laurent et al. (1995) et Allison et al. (1998) à montrer que la biomasse élaborée par les cultures intermédiaires est fonction du temps thermique (en degrés.jours) accumulé depuis la première pluie importante après le semis, à partir de réseaux d'essais expérimentaux établis respectivement en France et en Angleterre. Toutefois, on observe des relations peu étroites car les effets de stress hydrique et azoté déterminent assez fortement les vitesses de croissance.

Cette base de données françaises a été élargie aux années 1991-2010 (Cohan et al., 2011). Elle porte sur diverses espèces de crucifères, de graminées, de légumineuses et d'autres familles botaniques (nyger, phacélie, sarrasin, tournesol). Les valeurs maximales de biomasse des parties aériennes atteignent 5 tMS.ha⁻¹; celles d'accumulation d'azote atteignent environ 100 kgN.ha⁻¹ pour les graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères et la vesce, 150 kgN.ha⁻¹ pour les autres légumineuses et espèces diverses. Parmi ces données, celles utilisées dans la thèse de Dorsainvil (2002) permettent d'étudier les effets croisés, sur plusieurs variables, des facteurs couverture du sol, espèces de culture intermédiaire, date de semis, disponibilité en azote et eau. L'absorption maximale, racines comprises, était de 250 kgN.ha⁻¹ par la moutarde et de 170 kgN.ha⁻¹ par le ray-grass. La valeur maximale de l'indice foliaire (LAI) de la moutarde y variait de 1 sans apport d'azote à 4 avec la dose de 200 kgN.ha⁻¹; celui du ray-grass était respectivement de 2 et 10 pour les mêmes doses, confirmant la sensibilité de la croissance en matière sèche (dépendante du LAI), à la disponibilité en azote. Cela illustre la forte dépendance de la croissance des cultures intermédiaires aux disponibilités en eau et azote.

Les données d'Allison et al. (1998) regroupaient 17 expérimentations conduites de 1989 à 1993 en Angleterre. Elles portaient sur les effets croisés des dates de semis, espèces (dont adventices), fertilisation azotée et date de destruction sur les productions de matière sèche, l'absorption d'azote et les stocks d'eau et d'azote en automne et au printemps. La production de biomasse a une amplitude de 0,2 à 6,8 tMS.ha⁻¹; celle de la quantité d'azote piégée est de 4 à 136 kgN.ha⁻¹. Les trois types de témoins (non travaillé et herbicides; non travaillé et repousses; cultivé pour favoriser les repousses et mauvaises herbes), ont une production moyenne de 0,1 tMS.ha⁻¹, variant de 0 à 0,7 tMS.ha⁻¹. Sur 17 expérimentations en Angleterre, avec un reliquat initial moyen de 70 kgN.ha⁻¹, qui est assez élevé, la réduction d'azote minéral dans le sol (SMN) par rapport au témoin est de 46 à 32 kgN.ha⁻¹.

Une autre synthèse de 14 références bibliographiques a été établie par Thorup-Kristensen et al. (2003) pour les zones climatique tempérées: l'absorption des cultures non légumineuses s'inscrit dans une fourchette de 10 à 200 kgN.ha⁻¹ et avec une valeur extrême de 300 kgN.ha⁻¹, tandis que la quantité d'azote des légumineuses peut largement dépasser cette valeur grâce à la fixation symbiotique. Pour ces auteurs, l'absorption des cultures intermédiaires non légumineuses dépend de 3 facteurs principaux:

- les conditions de croissance et d'absorption;
- la capacité de croissance racinaire et l'accessibilité de l'azote du sol;
- la quantité de N disponible du sol.

A l'échelle d'une rotation, de nombreux facteurs peuvent interagir sur le piégeage d'azote par une culture intermédiaire; par exemple, en système à bas intrants, Askegaard et Eriksen (2008) ont montré que les facteurs de la culture précédente (lupin *versus* orge), comme la fertilisation potassique (80 kg.ha⁻¹ *versus* 0) et le type de culture intermédiaire (mélange trèfle – ray-grass *versus* ray-grass) déterminaient significativement l'accumulation d'azote de cultures intermédiaires préalablement semées sous couvert d'orge.

4.1.3.3. Relation entre la quantité accumulée et réduction de stock d'azote minéral

La culture intermédiaire joue un rôle de puits d'azote minéral, d'où sa qualification de CIPAN pour sa fonction de piège à nitrate. Contrairement à la culture dérobée semée pour produire de la biomasse, sa raison d'être consiste à jouer un rôle déterminant dans l'évolution du stock d'azote minéral afin de réduire les pertes mais aussi à restituer cet azote à la culture suivante. Plusieurs exemples montrent cependant que la relation entre réduction du stock d'azote minéral par rapport au témoin et accumulation d'azote du couvert est complexe.

Dans une expérimentation conduite sur un sol sableux épais, au Danemark, pendant deux années successives, 10 espèces de culture intermédiaire ont été comparées pour leur capacité à réduire le stock d'azote minéral du sol à l'automne puis à fournir de l'azote à la culture suivante (Thorup-Kristensen, 1994). La réduction du stock d'azote minéral dans le sol dépendait de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne.

L'absorption d'azote par le couvert et la réduction apparente du stock d'azote minéral par rapport au témoin était proches tant en moyenne (115 et 96 kgN.ha⁻¹, respectivement) qu'en amplitude (80-167 et 63-143 kgN.ha⁻¹, respectivement), mais leurs valeurs sont assez peu corrélées ($r^2 = 0,22$). Ce résultat est aussi relevé par Allison et al. (1998), qui indiquent qu'il n'existe pas de corrélation significative entre la réduction du stock d'azote de fin automne et l'absorption d'azote du couvert.

L'analyse de Cohan et al. (2011) déjà citée montre cependant qu'il existe une corrélation positive entre la quantité d'azote accumulée et la réduction du stock d'azote minéral par rapport au témoin (Figure 4-10), mais avec une grande dispersion. Une moindre amplitude apparaît dans les variations du stock d'azote minéral que dans la quantité piégée.

Plusieurs raisons peuvent expliquer la faible corrélation entre accumulation du couvert et réduction du stock d'azote minéral de fin d'automne trouve :

- la différence entre piégeage et accumulation explicitée en 4.1.3.1, impliquant l'azote des organes morts et de la rhizodéposition, voire de la fixation.
- la différence entre "réduction" et "variation", expliquée en 4.1.3.1, la deuxième grandeur étant mieux corrélée à l'absorption, car mesurée sur le même système, obéissant alors à la loi de conservation de la masse d'azote. Dans le cas du calcul de la variation du stock d'azote minéral entre deux dates, d'autres flux (minéralisation ou l'organisation, lixiviation précoce) diminuent sa corrélation avec l'accumulation d'azote de la culture. Cependant, dans le cas du calcul de la réduction de stock, ces mêmes phénomènes peuvent être eux-mêmes différents entre les deux traitements comparés.
- la difficulté de quantifier l'azote accumulé dans les racines et l'incertitude sur la mesure du stock d'azote minéral du sol, notamment due à la variabilité spatiale à courte distance de la répartition de l'N minéral.

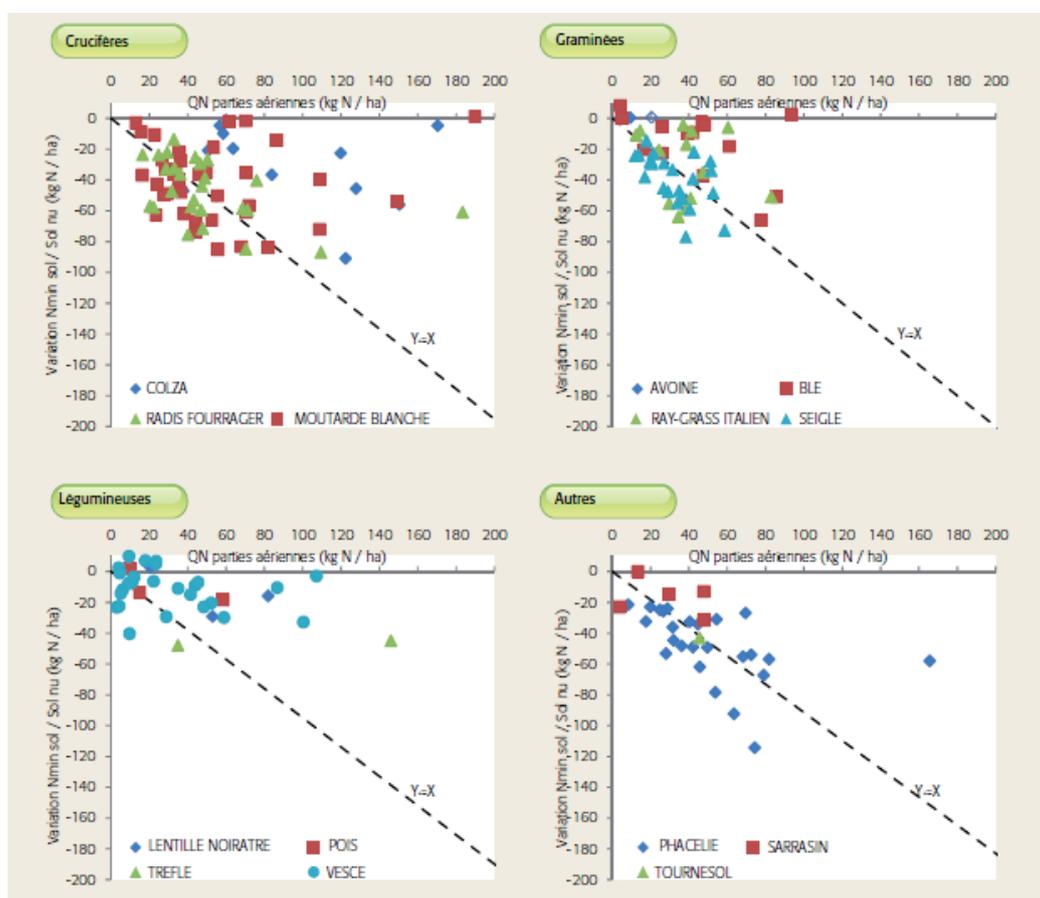


Figure 4-10. Relation entre la quantité d'azote absorbée par les parties aériennes de la CI et la réduction du stock d'azote minéral du sol en fin automne, par rapport au témoin (kg N.ha⁻¹). Méta-analyse de données expérimentales 1991-2010 : Arvalis, ITCF, CRFAS, CAT51, CT FDGEDA 10, INRA (Cohan et al., 2011)

En conclusion, l'analyse des capacités d'absorption d'azote est indispensable pour comprendre l'impact d'une culture intermédiaire sur le bilan de l'azote en interculture. Les mesures d'azote contenu dans la CIPAN et celles résiduelles en azote minéral du sol sont complémentaires pour aider à comprendre l'évolution du système après destruction de la culture intermédiaire. L'une porte sur un pool d'azote presque exclusivement organique qui va être incorporé au sol et l'autre sur le pool minéral avant incorporation. Cependant, les mesures ponctuelles de la quantité d'azote piégé et/ou d'azote minéral du sol ne peuvent servir à prédire directement l'impact de la culture intermédiaire sur la réduction de lixiviation, à cause du caractère dynamique du phénomène (section 4.1.5.3. "Complexité de la relation entre quantité d'azote piégée et/ou réduction du stock d'azote minéral et réduction de la lixiviation"), et des différents processus qui se produisent simultanément.

4.1.3.4. Relation entre les quantités de matière sèche et d'azote accumulées : diagnostic de nutrition azotée de la culture intermédiaire piège à nitrate

En règle générale, "il semblerait que l'absorption des cultures intermédiaires est normalement limitée par la disponibilité en azote du milieu ; ainsi un ajout d'azote accroît leur croissance en matière sèche" (Thorup-Kristensen et al., 2003, citant Andersen et Olsen, 1993 ; Schroder et al, 1997). Dabney et al., (2001), formulent la même règle d'une autre manière : "En cas de très large excès d'azote, la croissance et le piégeage peuvent être limités par le rayonnement solaire et la température". Cette conclusion peut être affinée à l'aide de l'analyse d'expérimentations conduites en France par Cohan et al. (2011). Les données - quantité de matière sèche et teneur en azote des parties aériennes - sont positionnées sur des graphes où est tracée la courbe critique de l'espèce modèle par famille (non présenté). Il s'avère que dans 85% des cas, les cultures intermédiaires ont une teneur en azote inférieure à la teneur critique Nc (Tableau 4-5). Cependant, ce diagnostic ne permet pas toujours d'assurer que les cultures intermédiaires ont rempli leur rôle de piège à nitrate. Il faut sérier les situations en fonction de la production potentielle sans limitation due à la date ou aux conditions de levée ou à l'azote, estimée au moins égale à 2,0 tMS.ha⁻¹. Dans le cas 1, le stress en azote peut être imputable soit à une très faible quantité d'azote minéral disponible, soit à un enracinement insuffisant pour absorber de l'azote qui serait localisé en profondeur ; il est donc impossible de conclure sur l'efficacité de la culture intermédiaire. Dans le cas 2, où la production est supérieure à 2,0 tMS.ha⁻¹ et la teneur inférieure à la teneur critique, il est hautement probable que la culture intermédiaire avait la capacité d'absorber l'azote du sol mais que celui-ci est devenu limitant ; c'est le cas de 26 à 37% des espèces non légumineuses et de 10% de ces dernières. Dans le cas 3, il est certain que la production a été insuffisante. Dans le cas 4, les cultures intermédiaires ont joué un rôle notoire mais incomplet. Ce dernier cas correspond à ceux mentionnés par Thorup-Kristensen et al. (2003) : "en cas de très fort stock d'azote minéral (>200 kg N.ha⁻¹) comme dans les systèmes horticoles, la capacité d'absorption a plus de chance d'être limitante".

Classes de croissance	Critères Effectif	Moutarde blanche	Autres crucifères	Graminées	Légumineuses	Total
		43	51	92	71	257
1) déficitaires peu développés	%N<%Nc & MS<2 t/ha	58%	43%	65%	68%	60%
2) déficitaires bien développés	%N<%Nc & MS>2 t/ha	37%	31%	26%	10%	25%
3) excédentaires peu développés	%N>%Nc & MS<2 t/ha	0%	6%	7%	8%	6%
4) excédentaires bien développés	%N>%Nc & MS>2 t/ha	5%	20%	2%	14%	9%

Tableau 4-5. Diagnostic de nutrition azotée et de production établi en collaboration avec J.P. Cohan sur les données expérimentales 1991-2010 de : Arvalis, ITCF, CRFAS, CAT51, CT FDGEDA 10, INRA (Cohan et al., 2011).

Nc = teneur en azote critique de la matière sèche aérienne (cf. section 4.1.1.1)

La notion d'azote disponible n'a pas de sens pour les légumineuses, qui fixent l'azote de l'air, mais sont aussi capables d'utiliser l'azote minéral du sol, tels la luzerne (Beaudoin et al., 1992) et le pois (Voisin et al., 2002), en

culture pure comme en mélanges. Moller et al. (2008) ont étudié la production et l'absorption d'un mélange vesce (*Vicia sativa*) et radis (*Raphanus sativus*) en fonction des facteurs croisés précédent cultural, restitution des pailles et apport de fumier, en estimant la fixation symbiotique à partir de relations empiriques. Cette étude révèle l'existence d'une interaction diachronique entre le précédent cultural et le comportement de la culture intermédiaire (vesce+radis) : le précédent pois conduit à une biomasse finale moindre de la culture intermédiaire, avec une part moindre de légumineuses (réduction de la fixation de moitié). Les auteurs relient ce phénomène à la prédominance du radis observée en début de végétation, permise par un surcroît d'azote minéral. Cette prédominance limite le développement de la légumineuse et donc la fixation symbiotique du mélange quand l'azote minéral a été consommé. Les mélanges évoluent face aux différentes conditions de croissance, grâce à la variation du pourcentage en légumineuses, qui est réduit quand la disponibilité en azote minéral augmente. Ce comportement spécial des mélanges est toutefois dépendant de la proportion et de l'espèce légumineuse.

4.1.3.5. Facteurs influençant la quantité d'azote accumulé et la réduction de l'azote minéral du sol en début de drainage par la culture intermédiaire piégée à nitrate

Les enjeux associés à ce piégeage sont de réduire le stock d'azote minéral par rapport à une situation de sol nu avant drainage, afin de maîtriser la lixiviation tout en réduisant les risques de limitation de la recharge en eau de la nappe et d'effet négatif (l'eau et/ou azote) sur la production de la culture suivante, voire d'obtenir un effet azote positif sur cette dernière. L'équilibre entre ces deux objectifs, qui peuvent être en partie contradictoire, est fonction du contexte pédo-climatique et du système de production (cf. section préambule).

Date de levée

Les conditions de croissance et d'absorption sont principalement déterminées par les dates de levée et de destruction et par l'espèce, en interaction avec le climat. Plusieurs exemples le montrent en culture semées après la récolte d'une culture principale. L'extension du raisonnement aux cultures semées sous couvert révèle aussi l'existence d'une interaction avec la conduite de la culture hôte.

Dans le réseau de 17 expérimentations en Angleterre déjà cité, l'absorption moyenne des semis précoces (fin juillet à mi-août), intermédiaires (fin août) et tardifs (mi-septembre) a été respectivement de 41, 35 et 21 kgN.ha⁻¹ (Allison et al., 1998). Cependant, l'absorption d'azote y était moins dépendante de la date de semis que l'accumulation de matière sèche. La réduction du stock d'azote minéral varie de 30 à 46 kgN.ha⁻¹ ; elle est plus forte avec un semis précoce (-30%).

Dans un réseau expérimental en Belgique, des essais de moutarde blanche avec semis aux 17/08, 30/08 et 13/09 ont produit respectivement 3,2, 2,4 et 0,7 tMS.ha⁻¹ et piégé 50, 53 et 30 kgN.ha⁻¹ en moyenne (Destain et al., 2010). Ces auteurs citent de Vos (1992) dont les résultats convergent dans les conditions néerlandaises : "à partir du 1^{er} septembre, la capacité de prélèvement de la moutarde baisse de 2 kgN.ha⁻¹.jour⁻¹". Cependant, l'effet date de levée est à moduler en fonction des espèces (cf. section "Espèce(s) de culture intermédiaire"). Dans les conditions de la Belgique, à partir du 20 septembre, seul le seigle, comparé au blé et au ray-grass, conserve une capacité de prélèvement rapide et prolongé (Renard et al., 2007, cité par Destain et al., 2010).

Un zonage de la France métropolitaine définit les dates de levée médianes de 4 espèces de culture intermédiaire de familles botaniques différentes pour obtenir 2 tMS.ha⁻¹ au 15 novembre sans autre facteur limitant que la température (Cohan et al., 2011). L'amplitude des périodes favorables selon l'espèce et selon la région (zone de grande culture) est du même ordre de grandeur, d'environ 3 décades (Tableau 4-6).

Espèce	¼ Nord-Est	½ en diagonale Nord-Ouest/ Sud-Est	¼ Sud-Ouest & Sud
Vesce commune	21/08 au 31/08		01/09 au 10/09
Seigle et phacélie	21/08 au 31/08	01/09 au 10/09	11/09 au 20/09
Moutarde blanche	01/09 au 10/09	11/09 au 20/09	21/09 au 30/09

Tableau 4-6. Zonage des périodes de semis pour atteindre un potentiel de production de 2 tMS.ha⁻¹ au 15 novembre (d'après Cohan et al., 2011)

Dorsainvil (2002), après avoir validé le modèle STICS sur la base de données expérimentales, a conçu un scénario de simulation croisant les facteurs date de semis, espèce, date de destruction et site. La quantité de biomasse croît en général avec la précocité de la date de semis ; cependant, à Chalons en Champagne, la date du 01/08 est moins favorable que celle du 15/08 à cause de l'occurrence des problèmes de levée.

Dans un système de maïs irrigué du centre des USA, une culture intermédiaire de seigle a été semée après le maïs pendant 3 ans en sol sableux (Ritter et al., 1998). La quantité d'azote accumulée en fin d'automne a varié de 7 à 32 kgN.ha⁻¹ selon les années. Cette grandeur devenait triple au printemps, bien après l'occurrence du drainage. Ce résultat montre les limites d'une implantation classique après récolte tardive, vs l'implantation sous couvert du précédent cultural.

Le semis d'une culture intermédiaire sous couvert d'une culture principale vise à rendre sa croissance ultérieure moins dépendante de la date de récolte de cette dernière, Cependant la fertilisation de la culture hôte joue sur cette croissance anticipée de la culture intermédiaire semée sous couvert (Bergkvist et al., 2011 ; cf. section 4.1.3.5), Dans les pays du Nord de l'Europe, le recours au semis d'un mélange trèfle-graminée sous couvert d'une céréale de printemps est fréquent ; la présence de la légumineuse évite une concurrence pour l'azote avec la culture principale (Breland, 1996 cité par Hauggaard-Nielsen et al., 2009).

Date de destruction

La destruction peut être passive, en cas de gel de la culture, ou active par broyage, désherbage chimique ou physique. La réponse de l'accumulation d'azote à la date de destruction (choisie ou non) dépend du contexte climatique : les hivers doux et humides nécessitent de maintenir la CIPAN jusqu'au printemps car ils sont propices à l'absorption d'azote et à la lixiviation ; les hivers secs ou froids y sont peu propices et rendent inutile son maintien.

Dans le réseau de 17 expérimentations en Angleterre, l'absorption moyenne des cultures intermédiaires a été respectivement de 39, 56 et 59 kgN.ha⁻¹ en fonction des dates de destruction des cultures intermédiaires précoces (fin novembre à mi-décembre), intermédiaires (fin janvier) et tardives (fin février) (Allison et al., 1998). Cet effet de la date de destruction résulte d'une interaction entre l'espèce, le site et l'année.

Dans l'expérimentation sur deux sites drainés artificiellement en Suède sur sol argileux et sol sableux (2 années), Aronsson et al. (2011) ont étudié l'impact des dates de destruction chimique et d'incorporation, soit simultanée, soit différée, d'un ray-grass préalablement semé sous couvert d'une céréale. La quantité de matière sèche maximale accumulée dans un cycle varie de 0,4 à 1,6 tMS.ha⁻¹ selon l'année sur le sol argileux, mais est stable à 0,8-1,0 tMS.ha⁻¹ sur le sol sableux. Cette valeur est atteinte en novembre et reste stable jusqu'en mars. La teneur en azote est stable autour de 1,9-2,3%, soit la moitié de la teneur critique. La stabilité de la matière sèche entre la fin d'automne et le printemps peut s'expliquer par le faible rayonnement hivernal à cette latitude et/ou une forte limitation en azote. Une destruction anticipée (en octobre) conduit à un moindre piégeage tandis que passée cette période, le choix de la date de destruction influe peu sur le piégeage, mais beaucoup plus sur la lixiviation à cause de la minéralisation des résidus (cf. section 4.1.5 sur la lixiviation).

Dans l'expérimentation, conduite sur un sol sableux profond au Danemark par Thorup-Kristensen (1994) déjà citée, les 10 espèces de cultures intermédiaires ont été regroupées en trois catégories : 1) les cultures qui ont survécu à l'hiver (persistantes), incluant orge d'hiver, seigle, *Lolium multiflorum* et colza ; 2) les cultures gélives, incluant radis fourrager, moutarde blanche, phacélie, avoine, et 3) les légumineuses (*Vicia villosa* et *Lupinus angustifolia* [*L. angustifolius*]). Plus de la moitié de la minéralisation des cultures intermédiaires gélives se produit pendant l'hiver, et pour certaines très rapidement, ce qui fait qu'elle a permis la lixiviation d'une partie de l'azote minéralisé. La minéralisation des cultures les plus persistantes s'est produite peu après l'incorporation au printemps.

Dans l'étude de Moller et al. (2008) déjà citée, le stock d'azote minéral du sol est mesuré au début et à la fin de la période de drainage, en fonction de l'exportation ou non et, par défaut, de la date d'incorporation du mélange vesce-radis. L'incorporation de la culture intermédiaire triple le stock mesuré en fin d'automne (61 vs 24 kgN.ha⁻¹ sans incorporation) tandis qu'il est stable à 31-35 kgN.ha⁻¹ que la culture soit sur pied ou exportée. Le stock mesuré au printemps est peu sensible à l'exportation (70 vs 89 kgN.ha⁻¹ si incorporation) ; par contre, il est deux fois plus élevé quand l'incorporation est faite en hiver (83 kgN.ha⁻¹) plutôt qu'en automne (40 kgN.ha⁻¹). L'évolution du stock entre automne et printemps est donc sensible à la date d'incorporation : en cas d'incorporation d'automne, il est réduit de 35% ; en cas d'incorporation de printemps, il est plus que triplé.

En conclusion, la date de destruction influence très significativement l'absorption seulement si elle est précoce ou si l'hiver est doux. Elle conditionne doublement l'évolution du stock d'azote minéral, en contrôlant la fin de l'absorption et surtout en déclenchant le début de minéralisation des résidus de la culture intermédiaire, qui influe notablement sur la lixiviation (cf. section 4.1.5 sur la lixiviation).

Caractéristiques des espèces et mélanges d'espèces de culture intermédiaire piège à nitrate

Les différentes espèces ont des propriétés variables en termes de capacités d'accumulation d'azote en interaction avec la date de semis, les conditions de levée et la résistance au froid. Ainsi les graminées sont caractérisées par leur ubiquité et leur résistance au froid. Les crucifères, du fait de leur rapidité d'installation et de leur bon potentiel de croissance en saison froide peuvent s'adapter à des conditions variées. Les légumineuses sont habituellement plus lentes à s'installer et montrent une faible croissance en automne (Meisinger et al., 1991). Il existe cependant une variabilité intra-famille : par exemple (Destain et al, 2010) ont montré, en Belgique, que le seigle peut s'avérer très efficace (94 kgN.ha⁻¹) alors que le potentiel d'absorption d'un blé d'hiver même semé tôt n'excède pas une dizaine de kgN.ha⁻¹.

Les différentes espèces s'adaptent plus ou moins bien aux conditions rarement favorables de levée après semis tardifs. Ainsi les crucifères sont plus sensibles à la date de semis que les graminées (Thorup-Kristensen et al., 2003) : elles développent un système racinaire plus profond mais plus tardivement que les céréales, ces dernières bénéficiant de la croissance précoce des racines séminales ; il faut donc approximativement 600 degrés-jours aux crucifères pour que leur profondeur d'enracinement soit nettement supérieure à celle des céréales (Thorup-Kristensen et al., 2003). Allison et al., (1998) ont également montré des variations importantes de la quantité moyenne d'azote absorbée par différentes espèces de CIPAN (Tableau 4-7) mais les variations liées à la date de semis (ou au site, non montré) y sont aussi voire plus importantes que les variations entre espèces.

Espèce de cultures intermédiaires	Azote absorbé (kgN.ha ⁻¹)	
	Semis précoce	Semis tardif
Radis	57	26
Phacélie	36	17
Moutarde	32	22
Orge	25	14
Seigle	23	23
Sarrazin	19	
Repousses	22	

Tableau 4-7. Quantité moyenne d'azote (kgN.ha⁻¹) absorbée par différentes espèces de CI ou repousses et pour deux périodes de semis dans un réseau de 17 expérimentations (Allison et al., 1998)

Des différences importantes existent entre espèces légumineuses et non-légumineuses. S'appuyant sur l'analyse de dix articles présentant des expérimentations réalisés en Amérique du Nord, Dabney et al. (2001) concluent que le seigle (*Secale cereale* L), le radis fourrager (*Raphanus sativus* L.) et le colza (*Brassica rapa* L.) ont un grand potentiel d'absorption de l'azote minéral du sol. Quand la production des espèces non-légumineuses est limitée par l'azote disponible, ces auteurs recommandent l'emploi de cultures mixtes céréales-légumineuses car "elles peuvent piéger de grandes quantités d'azote tout en assurant un bon potentiel de production grâce à la fixation symbiotique".

Les différences d'absorption de l'azote du sol entre légumineuses et graminées ont été démontrées lors d'expérimentations à l'aide d'engrais marqué au ¹⁵N. Celle de Meisinger et al. (1991) montrent que la proportion d'azote issu de l'engrais représente 40 à 60% de l'azote total pour le seigle, 25 à 55% pour l'ivraie et seulement 5 à 10% pour la vesce hirsute et le trèfle. Celle de Gabriel et al., (2011) a été menée pendant 3,5 ans pour déterminer l'effet du remplacement de la jachère nue par une culture intermédiaire sur le rendement et l'absorption d'azote dans un système de production de maïs intensif en climat méditerranéen. Toutes les parcelles de maïs ont été irriguées et fertilisées avec 210 kgN.ha⁻¹ de nitrate d'ammonium, et une micro-parcelle a été conjointement marquée dans chaque traitement. Le Coefficient Réel d'Utilisation (CRU) de l'azote de l'engrais par le maïs a été de 46%. Au cours de l'interculture suivante, les quantités moyennes d'azote accumulées par les CIPAN ont été de 47 kgN.ha⁻¹ pour l'orge et 51 kgN.ha⁻¹ pour la vesce, mais la proportion

d'azote issu de l'engrais marqué était de 19% pour l'orge et de seulement 4% pour la vesce. Ces deux résultats montrent que la vesce a moins bien valorisé l'azote minéral résiduel que les espèces non légumineuses, du fait de la fixation symbiotique.

La fertilisation de la culture hôte influence l'accumulation d'azote de la culture intermédiaire sous couvert, surtout si c'est une légumineuse. Bergkvist et al. (2011) ont conduit des cultures sous couvert de blé sur 2 sites expérimentaux en sols limono-argileux ou sablo-argileux en Suède en mesurant l'azote accumulé fin novembre par des cultures intermédiaires pures d'une graminée (ray-grass) ou de légumineuses (trèfle blanc ou rouge) et du mélange trèfle - ray-grass, avec deux niveaux de fertilisation azotée (0 et 120 kgN.ha⁻¹). L'accumulation d'azote moyenne des cultures intermédiaires de légumineuse pure ou en mélange a été réduite de moitié par la fertilisation du blé (72 kgN.ha⁻¹ vs 35 kgN.ha⁻¹) alors que celle du ray-grass en culture pure était quasi stable (20 vs 18 kgN.ha⁻¹). La différenciation entre espèces se fait différemment sur le stock d'azote minéral de fin novembre. Il n'est pas significativement différent entre le traitement sol nu en interculture (18 kgN.ha⁻¹) et les cultures pures de trèfle blanc ou rouge (24 et 16 kgN.ha⁻¹), mais plus faible sous ray-grass (10 kgN.ha⁻¹) et leur mélange (15 kgN.ha⁻¹) après blé non fertilisé. Ce classement se conserve, avec respectivement de 22, 22, 20, 12, 14 kgN.ha⁻¹, après blé fertilisé. La culture pure de légumineuse a un impact variable suivant l'espèce et le niveau de fertilisation du blé. Elle ne réduit pas la quantité d'azote du sol mais a conduit à une répartition différente par rapport à un sol nu, où l'azote est davantage en profondeur. Le mélange présente ici une accumulation d'azote proche d'une culture pure de légumineuse mais a un effet sur le stock d'azote minéral proche de celui d'une graminée.

Comportement des mélanges d'espèces légumineuses et non-légumineuses. L'exemple précédent (Bergkvist et al., 2011) montre que la production de matière sèche et la réduction du stock d'azote minéral du sol par les mélanges d'espèces légumineuses et non-légumineuses présentent une certaine plasticité face aux conditions d'implantation et de richesse en azote minéral. D'autres exemples l'illustrent.

Dans un contexte d'agriculture biologique, Moller et al. (2009) ont conduit des expérimentations de culture intermédiaire à base d'espèces légumineuses (vesce commune, vesce velue et pois), non-légumineuses (radis à huile) et de mélanges des deux, semés après des pois. Les mesures portaient sur l'azote (teneur en nitrate des sols, absorption par les cultures intermédiaires), et sur le rendement des pommes de terre ou du blé d'hiver suivants. L'absorption d'azote, par les cultures intermédiaires, variait dans une gamme de 56 à 108 kgN.ha⁻¹ et les mélanges se situaient dans les valeurs médianes à maximales. Le stock d'azote minéral dans le sol mesuré en décembre était équivalent pour les mélanges et les CI non-légumineuses mais supérieur sous légumineuses (Figure 4-18, section 4.2.2). Cependant, la production du mélange apparaît moins sensible au facteur hydrique.

Cette plasticité face au stress hydrique des cultures intermédiaires composées d'espèces en mélanges a été étudiée par Rinnofner et al. (2008) en contexte d'agriculture biologique sans élevage dans les conditions sèches de l'Est de l'Autriche. Quatre traitements ont été comparés en 2002 et 2004 : (1) mélange de légumineuses (pois, vesce commune et gesse cultivée), (2) mélange de non-légumineuses (phacélie, radis et navet à huile), (3) mélange de légumineuses et non-légumineuses (1+2), et (4) un contrôle en sol nu. En moyenne, la biomasse, l'absorption en N et la fixation biologique des cultures intermédiaires étaient environ 4 fois plus élevés en conditions de sécheresse modérée (2002) qu'en conditions de forte sécheresse (2004), mais l'effet des CI sur la réduction du stock d'azote minéral dans le sol a été significatif pour les deux années. Le mélange de légumineuses et non-légumineuses (3) combinait les effets positifs des légumineuses (forte production de biomasse) et des non-légumineuses (réduction de l'azote minéral du sol).

Les exemples donnés ci-dessus concernant le piégeage de l'azote peuvent s'enrichir de ceux de Moller et al., (2008), cités dans les sections 4.1.2.2 et 4.1.2.3. Ils sont cohérents avec ceux de la revue bibliographique de Thorup-Kristensen et al. (2003) et avec celle de Miesch et Vetter (2000), citée par Rinnofner et al. (2008) : "en général, le stock d'azote minéral disponible avant l'hiver se classe par ordre croissant : non légumineuse < mélange légumineuse-non légumineuse < légumineuse".

Sensibilité au gel des espèces de culture intermédiaire. La réponse au gel des espèces de culture intermédiaire est également un facteur important de leur capacité à piéger efficacement l'azote du sol. Ainsi, dans l'expérimentation au Danemark déjà citée (Thorup-Kristensen, 1994) où 10 espèces de culture intermédiaire ont été comparées, pendant deux années successives, les cultures ont été regroupées en trois catégories : non gélives, gélives et légumineuses (Tableau 4-8). Les cultures et le sol nu ont reçu 50 kgN.ha⁻¹ dans le mois du

semis. La quantité d'azote absorbée mi-novembre variait de 75 kgN.ha⁻¹ (orge d'hiver) à 167 kgN.ha⁻¹ (radis fourrager) tandis que le stock d'azote minéral potentiellement lixiviable variait de 22 kgN.ha⁻¹ (radis fourrager) à 102 kgN.ha⁻¹ (vesce velue). La capacité des espèces de cultures intermédiaires à réduire la teneur en azote minéral dans le sol a été dépendante à la fois de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne. Cependant, pour les espèces gélives, la minéralisation de leurs résidus a lieu dès l'hiver et, pour certaines, assez tôt pour qu'une partie de l'azote minéralisé soit lixivié. Pour les cultures les plus persistantes, la minéralisation de leurs résidus ne se produit que peu après leur incorporation au printemps. La tolérance au froid et la sensibilité au gel de l'espèce deviennent des critères d'autant plus importants que le semis de la culture intermédiaire est tardif, tandis qu'au contraire une culture semée sous couvert ne doit pas se développer trop vite pour éviter d'entrer en trop forte compétition avec la culture principale (Thorup-Kristensen et al., 2003).

Catégorie	Espèce	Quantité d'azote absorbé (kg N.ha ⁻¹)	Stocks d'azote minéral (kg N.ha ⁻¹)
Non gélives	Orge d'hiver	75	58
	Seigle	80	55
	Ray-grass	85	70
	Colza	127	30
	Vesce velue (leg.)	140	90
Gélives	Radis fourrager	167	22
	Moutarde blanche	144	25
	Phacélie	147	62
	Avoine	85	80
	Lupin (leg.)	97	102
Sol nu		-	165

Tableau 4-8. Quantité moyenne d'azote absorbée et variation du stock d'azote minéral (94 kgN.ha⁻¹) par différentes espèces de CI (leg. = légumineuses) en fonction d'une typologie de sensibilité au gel, dans une expérimentation au Danemark (Thorup-Kristensen, 1994).

Cohan et al. (2011) classent les espèces en fonction du seuil de température sous abri entraînant leur destruction par le gel : 1) Très sensibles (0 à -2°C) : niger, sarrasin, sorgho ; (-2 à -4°C) : tournesol ; 2) Sensibles (-5 à -10°C) : moutarde blanche, vesce, pois, lentille fourragère développée ; (-7,-13°C) : phacélie ; 3) Peu sensibles : (-10°C) : radis fourrager ; (-13°C) : avoine ; (< -13°C) : colza fourrager, navette, seigle. La gamme offerte est donc relativement large par rapport aux différents types climatiques français, qu'il convient de définir en termes de probabilité. En cas de mélanges d'espèces, la différence de sensibilité des espèces au gel doit être prise en compte pour gérer leur destruction.

En conclusion, les différences entre les espèces de culture intermédiaire ne sont pas liées à un caractère unique ou à la seule appartenance à une famille botanique, mais à une combinaison de caractères tels que la profondeur et la vitesse d'enracinement, la persistance en conditions froides ou le potentiel d'absorption d'azote du sol.

Profondeur d'enracinement et conditions de croissance de la CIPAN

La réduction de stock d'azote minéral pendant l'automne est fortement corrélée à la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al., 2001), mais très peu corrélée avec la densité linéaire de racines. Cela peut s'expliquer par le fait que la forme d'azote minéral largement dominante est le nitrate qui se déplace facilement ; son absorption ne nécessite pas que la plante ait une forte densité de racines. De plus, la densité minimale pour que la densité de racines soit non limitante pour l'absorption de nitrate est d'environ 0,5 cm.cm⁻³, valeur assez rapidement atteinte par la ramification racinaire (Brisson et al., 2008).

La vitesse d'enracinement est fonction du potentiel génétique de l'espèce. Cependant, l'expression de ce potentiel dépend de nombreux facteurs, en premier lieu la somme de température depuis le semis, l'alimentation carbonée, l'humidité, la pression partielle en oxygène et la pénétrabilité du sol déterminée par les contraintes physiques et chimiques des différents horizons du sol. Ces facteurs sont communs aux cultures principales. Cependant, l'indicateur "somme de température", qui explique la cinétique d'enracinement, est encore plus crucial pour permettre à la culture intermédiaire d'assurer sa fonction de piège à nitrate vu la faible durée de croissance, avant ou pendant le début du transfert du nitrate dans le sol. La difficulté de l'observation a déjà été soulignée.

La dynamique de progression en profondeur du système racinaire de plusieurs espèces a été observée par Thorup-Kristensen et al. (2001) et Kristensen et Thorup-Kristensen (2004), en validant les profondeurs observées par le traçage d'azote marqué, injecté à différentes profondeurs. Les profondeurs maximales de 3 espèces, le ray-grass italien, le seigle et le radis fourrager différaient nettement, avec respectivement 0,6, 1,1 et 2,4 m de profondeur à 1000 degrés-jours (Figure 4-11). Les auteurs ont ensuite mis en évidence une forte corrélation entre la réduction de la quantité d'azote du profil et la profondeur d'enracinement (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cependant, la variable en abscisse du graphique est clairement dépendante du couple (date de levée, climat). Ainsi, le maximum d'enracinement, de 0,9 m des graminées et crucifères, est généralement atteint en février, mais se limite à 0,5 m en novembre, compte tenu du nombre de degrés-jours requis, d'après Cohan et al., (2011).

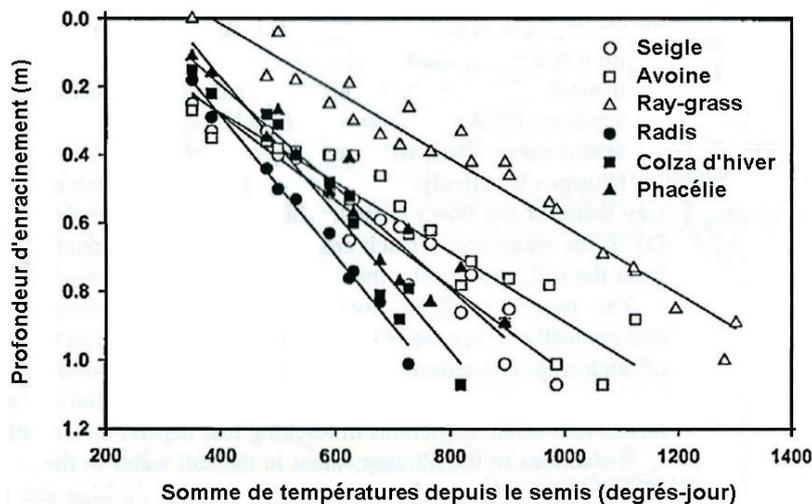


Figure 4-11. Cinétique de la profondeur d'enracinement de cultures intermédiaires en fonction des sommes de températures en base 0°C. (Thorup-Kristensen et al., 2001)

La profondeur réelle d'enracinement est le produit d'une interaction entre sol et espèce qui dépend aussi suivant des obstacles que rencontre le front racinaire. Ainsi, en sols très argileux (55%) avec fissuration, les cultures intermédiaires s'implantent lentement en conditions sèches et sont difficiles à incorporer au printemps. Il est donc nécessaire de conserver de telles parcelles en prairies non fertilisées qui seules permettent d'atteindre la norme de potabilité dans l'eau de percolation (Catt et al., 1998). D'après Cohan et al. (2011), la profondeur potentielle peut être réduite en fonction du type de sol ou de la structure de sol, et en particulier de sa pierrosité. Ces auteurs indiquent que les graminées avec des racines fasciculées colonisent le sol de façon importante jusqu'à 0,9 m. Les crucifères, au système pivotant, ont une densité variable en surface en fonction de l'espèce et peuvent aussi atteindre 0,9 m en profondeur. Les légumineuses ont un enracinement plus superficiel.

Le développement de la culture intermédiaire peut être sensible à d'autres facteurs que la nutrition azotée. En systèmes à bas intrants, Askegaard et Eriksen (2008) mettent en évidence l'effet positif significatif de la fertilisation potassique sur la biomasse et l'accumulation d'azote de CI. De même, ils relèvent l'effet positif du précédent lupin sur la teneur en potassium de la culture intermédiaire et de la culture suivante ; cet effet est probablement dû à un des processus d'hydrolyse au niveau de la rhizosphère.

4.1.3.6. Bilan / conclusion

L'efficacité potentielle des cultures intermédiaires en termes de prévention de la lixiviation peut être estimée par la mesure de deux variables de caractère agronomique : d'une part, la réduction du stock d'azote minéral dans le traitement culture intermédiaire relativement au traitement en sol nu en automne, et d'autre part, la quantité d'azote accumulée dans la biomasse. Ces deux variables ne sont que partiellement corrélées entre elles, par ce que l'accumulation d'azote de la biomasse vivante est un minorant de l'azote piégé par la culture, le stock d'azote minéral intègre d'autres processus que l'absorption de la culture intermédiaire (minéralisation, organisation, lixiviation) et qu'il existe une incertitude sur leur mesure. Ces deux grandeurs sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation et non une mesure de sa réduction effective, à cause de l'aléa qui affecte le transfert d'eau et de nitrate et du possible décalage temporel entre la lixiviation et le piégeage par la culture intermédiaire.

La quantité d'azote accumulée dépend de la date de semis et de la bonne implantation du couvert, de sa durée de fonctionnement, de l'azote disponible dans le sol et de l'espèce semée. Les quantités peuvent atteindre 100 kgN.ha^{-1} avec des graminées, 200 kgN.ha^{-1} pour les crucifères. La teneur en azote des cultures intermédiaires est très généralement inférieure à la teneur critique, à cause, soit de mauvaises conditions de piégeage (enracinement faible), soit de l'appauvrissement de l'azote minéral du milieu par la culture intermédiaire, quand son enracinement est suffisant pour coloniser l'ensemble du profil de sol. Pour des quantités d'azote minéral supérieures à 200 kgN.ha^{-1} , la capacité de piégeage peut être limitante. Lorsque le reliquat d'azote minéral n'est pas excessif, la profondeur d'enracinement est plus importante que sa densité pour déterminer la quantité d'azote piégée ; la vitesse d'enracinement dépend de critères propres à l'espèce et des conditions de texture, de structure et de contraintes physiques et chimiques à la pénétration des sols. Elle dépend en premier lieu de la date et des conditions de levée puis de croissance de la culture intermédiaire (cf. Chapitre 3).

Il existe des seuils de date de semis, au-delà desquels la quantité d'azote accumulée diminue. Ainsi pour le quart nord-est de la France, la quantité d'azote piégée diminue pour des semis postérieurs au 1^{er} septembre ou 1^{er} octobre selon les espèces de cultures intermédiaires. Le piégeage augmente avec le recul de la date de destruction, mais là aussi date au-delà d'un seuil, le maintien du couvert ne joue plus sur le piégeage. Il empêche néanmoins une minéralisation trop précoce puisqu'à partir de la destruction de la culture intermédiaire, la minéralisation de ses résidus vient alimenter le pool d'azote minéral du sol.

La capacité de piégeage de l'azote minéral du sol varie fortement entre espèces de culture intermédiaire, les légumineuses ayant systématiquement une efficacité moindre du fait qu'une grande partie de leur nutrition azotée se produit via la fixation symbiotique. Les graminées et les crucifères se différencient sur les critères de vitesse et profondeur d'enracinement, et de durée de fonctionnement des couverts (cas des espèces gélives). Les mélanges de légumineuses et de non-légumineuses apportent une plasticité du couvert en termes de production et de piégeage d'azote minéral ; cependant, la complémentarité des espèces dans la résistance au stress hydrique estival ou automnal mériterait d'être investiguée.

4.1.4. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur la quantité d'eau drainée

4.1.4.1. Introduction

L'effet des cultures intermédiaires sur les volumes d'eau drainée a été peu étudié spécifiquement dans les publications, même si la problématique de la recharge de la nappe a été abordée par certains auteurs, notamment Chapot (1992), Dabney et al. (1998) et Shepherd et Webb (1999). Toutefois la quantification de la lixiviation et le passage de la masse d'azote perdu à la teneur dans les eaux nécessitent de quantifier le drainage. Certains auteurs comparent le drainage de systèmes avec ou sans culture intermédiaire : en dehors du recours à la modélisation, seuls les dispositifs lysimétriques et les parcelles artificiellement drainées et ainsi isolées hydrologiquement permettent de comparer leur bilan hydrique d'une façon rigoureuse. Il est aussi possible d'utiliser les données de mesures fréquentes d'humidités couplées à un modèle de bilan hydrique par méthode inverse, tel que LIXIM (Mary et al, 1999).

Deux échelles temporelles sont abordées dans les publications et présentées dans les sections suivantes : l'impact des cultures intermédiaires à l'échelle annuelle de la culture, mais aussi à l'échelle pluriannuelle : répétition dans une rotation, voire effets à plus long terme.

4.1.4.2. Expérimentations annuelles

Les résultats de l'analyse bibliographique sont rassemblés dans le Tableau 4-9 et présentés à la Figure 4-12. L'ajustement d'une régression linéaire sur ces données produit une pente très proche de 1,0 et une ordonnée à l'origine de -52 mm.an^{-1} (Figure 4-12a). Le nombre de points est trop faible pour conclure si l'absence d'effet de la culture intermédiaire sur la pente a une signification. Ainsi, les données annuelles devraient suivre une fonction

bilinéaire, avec l'apparition d'une première droite à pente faible ou nulle pour les très faibles valeurs de drainage, reliant l'origine à la droite produite en Figure 4-12a. Cependant, le déficit moyen de drainage causé par la culture intermédiaire semble cohérent avec des valeurs de déficit hydrique du sol avant drainage, de 25 mm.tMS⁻¹ mesurées par Allison et al. (1998) ou de 9 à 31 mm.tMS⁻¹ simulées par Dorsainvil (2002).

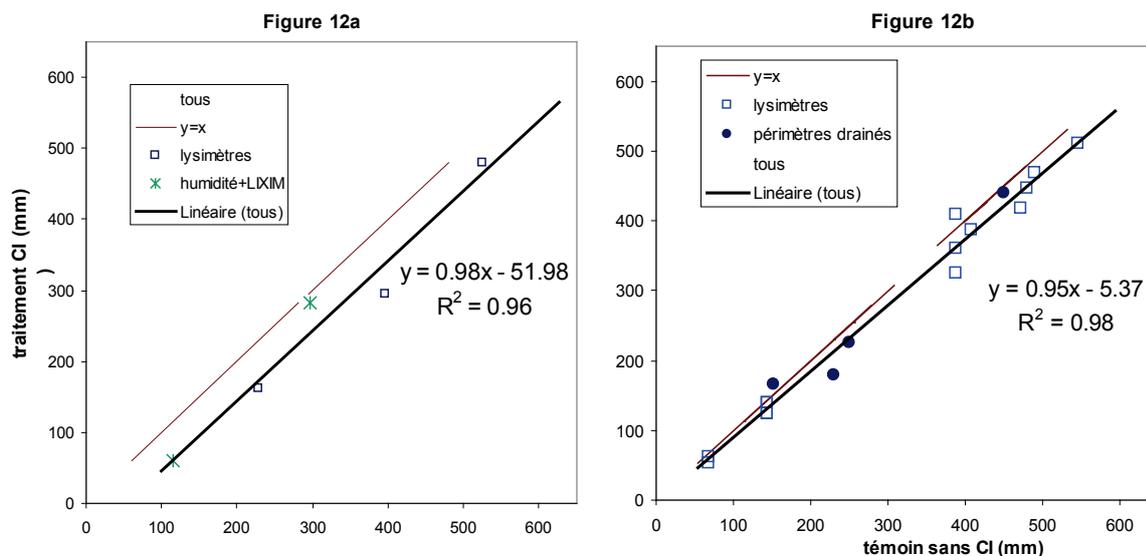


Figure 4-12. Comparaison de la quantité d'eau drainée (mm) mesurée entre les traitements avec ou sans culture intermédiaire, en étude annuelle (a) et pluriannuelle (b)

a) en expérimentation annuelle en conduite en lysimètres (Bertilsson et al., 1988 et Volk et Bell, 1945, cités par Meisinger et al., 1991 ; Martinez et Guiraud, 1990) ou avec couplage mesure d'humidité - modèle de calcul LIXIM (Justes et al., 1999).

b) en expérimentation pluriannuelle avec une CI par an conduite soit i) en lysimètres (Morgan et al., 1942 ; Karraker et al., 1950 ; Chapman et al., 1949, cités par Meisinger et al., 1991 ; Thomsen, 2005 ; Constantin et al., 2010), soit ii) en périmètre drainé (Kladivko et al., 2004 ; Kaspar et al., 2007 ; Endale et al., 2010 ; Stenberg et al., 1999 ; Simmelsgaard 1998 ; Malone et al., 2007 ; Munoz-Carpena et al., 2008 ; Tonitto et al., 2007).

Un consensus semble émerger sur l'impact quantitatif des cultures intermédiaires sur les volumes drainés : de l'ordre de $-30 \pm 20 \text{ mm.an}^{-1}$ par rapport à un sol nu. Cette différence peut sembler faible, mais elle correspond à la différence des quantités évaporées sur un sol nu et évapotranspirées par la culture intermédiaire pendant la période hivernale (Dabney, 1998; Qi et Helmers, 2010). Cependant, un contre-exemple trouvé dans le corpus montre une légère augmentation du drainage liée à la culture intermédiaire (+3%, différence probablement non significative). Utilisant le logiciel IRRIGUID, en Angleterre, Shepherd et Webb (1999) comparent différentes modalités : cultures intermédiaires, repousse de colza, prairie permanente, jachère, et conduite conventionnelle. En présence d'une culture intermédiaire, le drainage est de 240 contre 184 mm en sol nu et 178 mm à couverture équivalente (culture d'hiver) et c'est la seule publication comparant une culture intermédiaire à une culture d'hiver. Cependant, ni la variabilité interannuelle des conditions de milieu ni l'existence d'éventuels effets cumulatifs sur les propriétés hydrodynamiques du sol ne sont prises en compte dans ces approches. Il conviendra donc de recourir d'une part à des études fréquentielles (Partie 2 : l'étude par simulations) et d'autre part à des essais pluriannuels (ci-dessous).

4.1.4.3. Expérimentations pluriannuelles avec une occurrence annuelle de culture intermédiaire piège à nitrate

L'effet de la culture intermédiaire est lié à sa fréquence dans la rotation. Des études pluriannuelles, voire à long terme, ont été menées en lysimètres ou en périmètres drainés, avec une occurrence annuelle de culture intermédiaire, essentiellement aux USA et dans des pays du Nord de l'Europe dont la France. Les résultats sont rassemblés dans le Tableau 4-10 et présentés à la Figure 4-12.

Concernant l'effet des cultures intermédiaires sur la lame drainante, Malone et al. (2007) ont mesuré une réduction de 6%, pour une fréquence de culture intermédiaire d'une année sur deux. Cette réduction due à la culture intermédiaire est expliquée par un décalage temporel des premiers écoulements de drainage. Des conclusions similaires sont proposées par Kaspar et al. (2007), Strock et al. (2004), et Constantin et al. (2010) sur le site de Kerlavic en France (29).

Les données pluriannuelles concernant les périmètres drainés traitent, en majorité, de cas de rotation maïs/soja aux Etats-Unis. Les autres références étant centrées sur le Nord de l'Europe (Danemark, Suède principalement). L'étude des publications basées sur le cas du drainage artificiel est ici assez démonstrative de l'impact sur les quantités drainées du fait d'une facilité de mesure des débits à l'exutoire, et présentent une grande diversité de situations et de fonctionnements hydrologiques. Aux USA, les travaux ont principalement été réalisés sur le bassin versant du Mississipi, où du nord au sud, les conditions climatiques varient beaucoup. Dans le nord, les excès d'eau et par conséquent les périodes d'infiltration ont lieu de novembre à mai (similaire au cas français), alors que dans le sud, les périodes d'excès d'eau s'étalent de mai à septembre. La réduction en volume annuel moyen est d'environ 10% (Kaspar et al., 2007 ; Strock et al., 2004). Deux études présentent des résultats extrêmes : Tonitto et al. (2007) ont mis en évidence une réduction de 22% et Munoz-Carpena et al. (2008) présentent une étude sur les cultures intermédiaires en période estivale (Floride) suite à la culture de maïs doux, et montre une réduction de 2%. En contexte européen, Henke et al. (2008), en Allemagne, introduisent l'idée d'une réduction des volumes drainés, sans apporter d'élément chiffré, tandis que Aronsson (2000) mentionne dans son étude (Suède) que l'impact des cultures intermédiaires sur le bilan hydrique n'est pas significatif. En termes de bilan hydrique, les résultats des périmètres drainés sont extrapolables à des parcelles non drainées artificiellement, si le ruissellement est faible dans les deux cas. La Figure 4-12b montre que les nuages des données de lysimètres et de périmètres drainés sont confondus. L'ajustement d'une régression linéaire commune à l'ensemble de ces données aboutit à une équation avec une pente de 0,95 et une ordonnée à l'origine proche de zéro. La répétition des cultures intermédiaires dans la rotation conduit à une réduction moyenne de 5% du drainage et une ordonnée à l'origine quasi nulle.

Exprimer la réduction de la quantité totale d'eau drainée par un ratio du drainage total est très discutable car ce dernier est très variable entre régions, alors que la valeur absolue de la réduction est peut-être plus stable. Dans la Figure 4-12b, la faible différence (0,05) de la pente de régression linéaire avec la droite 1 :1, n'a peut-être pas de signification physique. Le fait que les coordonnées des points soient des valeurs moyennes peut générer une discontinuité dans le calcul. Les points des années à drainage très faible peuvent intégrer une différence réduite entre les deux traitements. Cette discontinuité rapprocherait artificiellement les points à faibles valeurs de drainage de l'axe 1 :1 et à donner une ordonnée à l'origine quasi nulle. Quoiqu'il en soit, même pour un drainage de 500 mm.an⁻¹, la droite de régression prédit une différence de 30 mm.an⁻¹.

4.1.4.4. Intégration temporelle et spatiale

Il semble donc que la réduction de drainage due à la culture intermédiaire est moindre dans les études à long terme qu'à court terme. La différence d'équation obtenue entre les expérimentations annuelles et pluriannuelles peut être due à la faiblesse de l'effectif des premières. Une autre explication peut consister en une possible modification des propriétés physiques du sol au cours du temps, liée à la répétition des cultures intermédiaires, qui viendrait estomper leur effet dépressif sur le drainage, observé à l'échelle annuelle.

Contrairement à ce qui est présenté en 4.1.4.3, de nombreuses rotations intègrent des exercices avec semis d'automne. On peut faire l'hypothèse que la différenciation entre situations avec ou sans culture intermédiaire sera proportionnelle au taux d'occurrence des cultures intermédiaires.

Une étude anglaise (Shepherd et Webb, 1999) extrapolant des résultats obtenus sur lysimètres aborde la question du changement d'échelle et l'impact sur la ressource en eau. Dans un contexte de rotation basée sur des cultures de printemps occupant 17% d'un bassin versant, la réduction de recharge de l'aquifère due à la présence de cultures intermédiaires est estimée à 2% en année pluviométrique moyenne.

Méth.	Site	Système, conduite	Espèce de CI, conduite	Drainage annuel (mm)		Teneur en azote de l'eau de percolation (mgNO ₃ .l ⁻¹)		Référence bibliogr.
				Avec CI	Sans CI	Avec CI	Sans CI	
Etudes lysimétriques	Suède : sols sableux et argileux, épais de 75 cm	375 kgN.ha ⁻¹ de fumier, labour en novembre	Colza	480	536	64	166	Bertilsson et al., 1988
	Floride : sols limono-sableux, épais de 121 cm		Navet	295	396	24	141	Volk et Bell, 1945
	France : sol limono-argileux irrigué, épais de 100 cm		Ray-grass	163	229	110	213	Martinez et Guiraud, 1990
	Nouvelle Zélande : sol limono-argileux, épais de 30 cm		Avoine Lupin (variété à pivot) Mélange avoine-lupin	90	100	24 20 21	37	Fowler et al., 2004
	Suisse : sol sablo-limono-argileux, épais de 100 cm	systemes à bas intrants	Moutarde Phacélie Tournesol			5 6 6	14	Herrera et al., 2010
systemes à hauts intrants		Moutarde Phacélie Tournesol			9 15 17	29		
(a)	France : rendzine sur craie en Champagne		Radis avec : - pailles enlevées - pailles enfouies	282 60	296 116	46 30	90 31	Justes et al., 1999
(b)	Suède : sol argileux drainé artificiellement	système céréalier	Ray-grass, détruit en : - octobre - avril			11 4	17	Aronsson et al., 2011
Bougies poreuses	Danemark	CI semée sous couvert d'orge de printemps	Ray-grass Trèfle			30 63	155	Askegaard et Eriksen, 2008
	Irlande : sol sablo-graveleux de 90 cm d'épaisseur	système céréalier	Moutarde détruite en février, avec : - non-labour - labour	320	329	42 83	97 113	Hooker et al., 2008
	Angleterre : sol limono-argileux sur craie de 60 cm	rotation céréalière conventionnelle avec orge de printemps	Colza Seigle Adventices			40 38 48	46	Macdonald et al., 2005
	Angleterre : sol limono-sableux		Diverses CI Adventices			24-32 32	49	
(c)	US Maryland : sol limono-argileux	maïsiculture sur-fertilisée	Seigle Vesce semée début oct			53 80	75	Meisinger et al., 1991

(a) : mesures de stocks et modèle LIXIM ; (b) : parcelle drainée ; (c) : mesure de concentration de l'eau extraite dans des piézomètres d'une nappe phréatique superficielle.

Tableau 4-9. Travaux ayant comparé des drainages et des concentrations en nitrate à l'échelle temporelle annuelle

Méth.	Site	Durée essai Fréq. de CI	Système, rotation, conduite	Drainage mm/an		Teneur en azote de l'eau de percolation (mgNO ₃ .l ⁻¹)		Lixiviation (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		Référence bibliogr.	
				Avec CI	Sans CI	Espèce de CI, conduite	Sans CI	CI	Sans CI		
Etudes lysimétriques	US Connecticut : en limon sableux épais de 76 cm	11 ans (1/1)	culture continue de tabac	325 361 409	389	CI semée en août: fléole seigle avoine	49 34 62	94	35,8 28 57,1	82,8	Morgan et al., 1942
	US Kentucky : en limon argileux épais de 66 cm	11 ans (1/1)	culture de légumineuses	386	409	seigle semé en octobre	19	70	16,8	64,9	Karraker et al., 1950

	US Californie : en limon, épais de 125 cm	5 ans (1/1)	culture continue de sorgho	67 53 57	69	CI semée mi-août: moutarde 68 trèfle 328 vesce 297	332	10,1 35,8 42,5	51,5	Chapman et al., 1949	
	Danemark : limon sableux	4 ans (1/1)	rotation céréalière de printemps, 4 doses de N	510 469 448 418	545 490 480 421	ray-grass semé sous couvert et détruit en nov. ou mars	6-13 10-20 14-28 21-39	23 38 57 71	7-15 11-19 14-28 18-37	28 42 62 75	Thomsen, 2005
	US Oregon : sol limono-argileux gonflant	7 ans (1/1) 3 ans (1/1)	3 doses de N	Sous irrigation		un triticale semé fin sept. et enfoui fin mars	16-50	27-76	14-43	24-76	Feaga et al., 2009
Bougies poreuses	France (Thibie) : sol crayeux	15 ans (1/1)	pois-blé-better. ; 2 niveaux de fertil. N	123	144	radis	47-54	95-111	13-15	31-36	Constantin et al., 2010
	France (Boigneville) : sol limono-argileux	15 ans (1/1)	pois-blé-orge	140	143	moutarde	44-57	64-90	14-18	21-29	
	France (Kerlavic) : sol limono-sableux	15 ans (1/2)	blé-maïs	563	593	ray-grass	31	53	39	71	
	Danemark : sol sableux	5 ans (1/1)	rotation céréalière de printemps ; 2 doses de N			ray-grass semé sous couvert et labouré en automne ou au printemps	13-29	33-47	19-42	48-67	Hansen et Djurhus, 1996
	UK : craie	7 ans (3/4)	conventionnel - orge-blé-better.	79	102	CI : seigle	33-84	87-144	6-15	20-33	Davies et al., 1996
Périmètres drainés	USA Iowa :	25 ans (1/1)	maïs-soja	200		CI			7	24	Singer et al., 2011
	USA Indiana : sol limoneux	15 ans (1/1)	maïs-soja	152	166	réduction de fertilisation + introduction de CI (<i>Triticum aestivum</i>)	30-50	80-120	15	38	Kladivko et al., 2004
	USA Illinois : sol argileux limoneux	10 ans (4/5)	maïs / soja / maïs / soja / blé	217 178 190 160	278 230 230 230	CI 1/1 1/2 ray-grass 1/3 1/4	26 32 45 33	36 44 44 44	12,8 12,8 19,5 12,1	22,8	Tonitto et al., 2007
	USA : sol limoneux	4 ans (1/1)	maïs-soja	226	249	CI seigle	39	94	20	51	Kaspar et al., 2007
	Danemark (site Odum)	13 ans (1/1)	orge / blé / colza + pois maïs / pomme de terre	440		CI			36	50	Simmelsgaard, 1998
	US : sol sableux	15 ans (1/1)	maïs-coton			CI seigle (<i>Secale cereale</i>) jachère (témoin)	8	22	3,4	12,2	Endale et al., 2010
	Suède : sol sablo-limoneux	6 ans (1/1)	rotation cultures de printemps : orge-avoine-blé-orge-avoine-pomme de terre	357	255	ray-grass semé fin août - début septembre et détruit en octobre	31	66	25	36	Torstensson et al., 2006
	Suède : sol argilo-sableux	4 ans (1/1)	cultures de printemps (avoine, orge, blé)	369		ray-grass semé sous couvert de l'orge	<50	<50	29	31	Stenberg et al., (1999)
	US Minnesota : sol argilo-limoneux	5 ans (1/1)	maïs-soja	165	185	<i>Secale cereale</i>			18	24	(Strock et al., 2004)

Tableau 4-10. Travaux ayant comparé des drainages, concentrations et lixiviations de nitrate à l'échelle temporelle pluriannuelle avec une occurrence annuelle des CI (fréquence = 1/1), sauf sur trois sites (moindre qu'annuelle).

4.1.4.5.4. Conclusion

Les publications permettent de statuer sur l'existence d'un effet sur la quantité d'eau drainée. Il est fort probable que cet effet soit moins variable en valeur absolue qu'en valeur relative, dès que l'on s'intéresse à des couverts ayant atteint une biomasse suffisante pour recouvrir le sol. Cependant, il est difficile de le prédire localement, à cause de la variabilité du contexte (Meisinger et al., 1991) et probablement d'une modification à long terme des propriétés hydriques du sol. A partir de l'échantillonnage étudié, un ordre de grandeur maximum de 30 à 50 mm.an⁻¹, ou de 10 à 30 mm.tMS⁻¹ de réduction du volume annuel drainé peut être avancé.

La modélisation serait donc utile pour répondre aux questions suivantes : i) l'impact les pertes atmosphériques (évapotranspiration) sont-elles augmentées du fait de la présence des cultures intermédiaires, et si oui, de combien ? ii) la consommation en eau des cultures intermédiaires est-elle variable en fonction du niveau de biomasse produit ? Quel est l'impact hydrologique des cultures intermédiaires ?

Une autre question se pose concernant l'impact de la généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire sur le régime des cours d'eau et des aquifères. Toutefois, seules des études hydrogéologiques par bassin versant pourraient permettre de répondre à cette question, ce que ce travail n'aborde pas.

4.1.5. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur la quantité d'azote lixivié et la teneur en nitrate de l'eau de drainage

4.1.5.1. Introduction

Le contenu des résumés des 218 articles du corpus sur le piégeage de l'azote ou des nutriments montre des conclusions qui diffèrent énormément selon le contexte pédoclimatique et cultural, l'échelle temporelle, le dispositif de mesure. La pratique de culture intermédiaire est étudiée sous toutes les latitudes, en climat tropical, aride ou tempéré et dans tous les systèmes, de grande culture, de maraîchage, en riziculture sèche ou irriguée. Environ un tiers des articles traitent des effets croisés de la culture intermédiaire avec l'enfouissement des pailles et/ou le non-labour, l'apport d'effluent ou le niveau de fertilisation. Un autre tiers des études sont focalisées seulement sur les cultures intermédiaires, avec plusieurs objectifs possibles : i) une visée environnementaliste, commençant par le diagnostic d'un élément critique du système de culture, tel qu'une culture laissant des excédents d'azote importants, justifiant une étude approfondie sur le piégeage ; ii) une visée de nutrition azotée de la culture principale, basée sur l'introduction de légumineuses, en particulier en agriculture biologique, qui amène à vérifier l'impact de cette stratégie sur les risques de lixiviation ; iii) une visée agronomique de connaissance des impacts de différentes méthodes de conduite des cultures intermédiaires. Le troisième tiers concerne une approche plus systémique, associant les cultures intermédiaires à d'autres techniques, ce dernier cas étant moins approprié à notre recherche.

L'échelle d'étude varie du cycle cultural à plusieurs décennies.

Le drainage et la lixiviation ne sont quantifiés que dans un peu plus de la moitié des articles. Les méthodes évoquées sont diverses : lysimètres, périmètres drainés, bougies poreuses, carottage du sol et modélisation.

Une soixantaine d'articles a été exploitée avec deux finalités : 1) étudier l'amplitude de variation de l'impact des cultures intermédiaires sur la lixiviation ou la concentration de l'eau drainée, et 2) sérier les principaux facteurs de variation. Cette section sépare les effets annuels de ceux où la culture intermédiaire est intégrée dans la rotation culturale avec une fréquence variable. Nous séparerons aussi les périmètres drainés artificiellement des autres, en raison de la différence d'échelle spatiale et de méthode d'estimation de la lixiviation.

L'implantation d'une CI réduit le drainage de 30 à 50 mm par rapport à un sol nu (section 4.1.1.4.). Il s'ensuit que la lixiviation est réduite de deux façons, comme le présentent Davis et al (1996), dans une expérimentation de 3 ans menée en Angleterre (Tableau 4-11).

Hiver	Lixiviation sous sol nu (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Cause de la réduction de lixiviation sous le traitement CI		
		piégeage	moins drainage	total
1989/90	31	28,5	0,8	29,3
1990/91	30	26,5	0,5	27,0
1992/93	27	5,7	3,9	9,5

Tableau 4-11. Lixiviation et réduction de lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) liée à l'implantation de CI en sol crayeux dans le Suffolk (Davies et al., 1996)

La réduction de lixiviation due au piégeage est ici 30 à 50 fois supérieure à celle due à la réduction de drainage les deux premières années, mais seulement 2 fois la dernière année, à cause d'un drainage très précoce, antérieur à l'absorption. Les données montrent un effet réel sur la lixiviation, non masqué par la réduction des volumes drainés. Il s'en suit qu'en règle générale, la mise en place d'une culture intermédiaire réduit davantage la masse d'azote lixivié que la teneur en nitrate par rapport au traitement témoin, mais que les taux de réduction sont proches. Il suffirait de décrire la dernière pour effectuer une approche par défaut de la première. Cependant, masse et teneur n'ont pas la même signification écologique ; de plus, des articles ne délivrent parfois qu'une seule des deux grandeurs. Nous donnerons la priorité à la concentration dans le texte, exprimée en mgNO₃.l⁻¹, mais traiterons des deux dans les graphiques.

Deux méta-analyses donnent les tendances sur l'efficacité des cultures intermédiaires. Celle de Mesigner et al. (2001) inclut 14 références, avec une CI tous les ans. Leur conclusion est : "les chercheurs ont montré que les CI graminées étaient efficaces pour réduire la lixiviation d'en moyenne 60% (amplitude 31- 87) et la concentration de l'eau de percolation d'en moyenne 50% ; les cultures intermédiaires crucifères ont un impact positif sur la qualité de l'eau, qui peut atteindre 60 à 75% de réduction de la lixiviation (amplitude 35-87)". A partir de 4 de ces références incluant une comparaison avec les légumineuses, les auteurs concluent à une réduction de 6 à 45% de la lixiviation par les légumineuses, alors que sur les mêmes essais, elle est de 63 à 81% par les non-légumineuses. "Les non-légumineuses sont environ trois fois plus efficaces pour réduire la lixiviation". Ce résultat est aussi confirmé par Thorup-Kristensen et al. (2003). Une autre méta-analyse de 31 études, presque toutes issues des USA, a été conduite par Tonitto et al. (2006) à partir d'essais permettant d'étudier le rendement des cultures, la lixiviation du nitrate ou le nitrate dans le sol, en comparant un système classique (engrais inorganiques avec un hiver en jachère) et des systèmes utilisant comme CI soit une non-légumineuse (amendée avec des engrais inorganiques), soit une légumineuse (pas d'engrais N supplémentaires). La plupart des données proviennent d'expériences de 2-3 ans. Leur méta-analyse est principalement ciblée sur l'effet de fourniture d'azote (cf. section 4.1.2.2). Les auteurs citent brièvement une réduction de 70% dans l'ensemble de la lixiviation sous les cultures intermédiaires non-légumineuses par rapport à l'interculture de sol nu, avec un intervalle de confiance de 95% (69 données). Sur un effectif de taille limitée (8 références), la comparaison entre les systèmes fertilisés par des cultures intermédiaires légumineuses et les systèmes conventionnels a montré une réduction significative de 40% dans la lixiviation du nitrate. Les études mentionnées sont en très grande majorité d'Amérique du Nord et mélangent des études annuelles ou pluriannuelles. Nous avons conduit une autre méta-analyse sans mettre en œuvre de méthode statistique spécifique mais en remobilisant les sources bibliographiques, intégrant en particulier les mélanges d'espèces et distinguant les études annuelles et pluriannuelles.

4.1.5.2. Variabilité de l'effet des CIPAN sur la lixiviation et la teneur en nitrate de l'eau de drainage

Les résultats de l'analyse bibliographique sont rassemblés dans les Tableaux 4-9 et 4-10.

Echelle annuelle

Quels que soient la méthode d'expérimentation, le contexte pédoclimatique et le type de couvert, la réduction des concentrations en nitrate des eaux de percolation est marquée. La moyenne des concentrations avec culture intermédiaire vaut 26 mgNO₃.l⁻¹, à comparer à 100 mgNO₃.l⁻¹ en sol nu. En termes de pourcentage, la réduction est de 40% par rapport au sol nu. Par exemple, MacDonald et al. (2005) montrent qu'une culture intermédiaire

est plus efficace pour réduire les concentrations que la non-gestion des adventices. Cependant, même si 96% des résultats des publications sont démonstratifs quant à l'efficacité des cultures intermédiaires, Meisinger et al. (1991) rapportent qu'une culture intermédiaire de vesce n'a pu diminuer la teneur en nitrate de la nappe, contrairement à un seigle.

L'ensemble des 41 données est présenté en Figure 4-14. Les données de lixiviation (Figure 4-14a) montrent un nuage de points réparti entre les droites $y = 0,15x$ et $y = x$, ce qui correspond à un abattement variant de 0 à 85% par rapport au témoin. Pour les familles les plus représentées, graminées et crucifères, l'ajustement d'une régression linéaire donne des pentes très proches, respectivement de 0,43 et 0,41, mais avec une faible corrélation. Les autres espèces montrent un abattement souvent moindre, en particulier des adventices classées dans "autres". Les données d'abattement de concentration montrent une amplitude presque équivalente. Cependant, la dispersion est plus grande, si bien que le coefficient de corrélation est négatif pour les familles graminées et crucifères ; leurs pentes moyennes sont respectivement de 0,46 et 0,42.

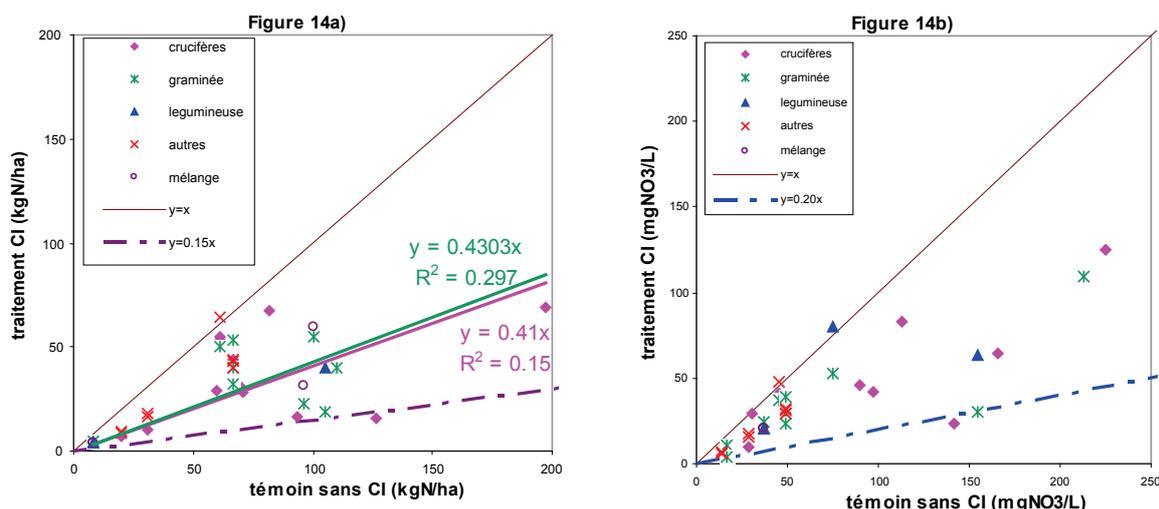


Figure 4-14. Comparaison de la quantité d'azote lixivié (a) et de la teneur du nitrate (b) dans les eaux drainées (mm) entre les traitements avec et sans culture intermédiaire, en expérimentation annuelle :

- i) en lysimètres : Bertilsson et al., 1988 et Volk et Bell, 1945, cités par Meisinger et al., 1991 ; Martinez et Guiraud, 1990 ; Fowler et al., 2004 ; Herrera et al., 2010 ;
- ii) en plein champ : Justes et al., 1999 ; Aronsson et al., 2011 ; Askegaard et Eriksen, 2008 ; Hooker et al., 2008 ; Macdonald et al., 2005 ; Meisinger et al., 1991.

Echelle pluriannuelle avec l'occurrence d'une culture intermédiaire piège à nitrate par an

Des études pluriannuelles, avec une occurrence annuelle d'une culture intermédiaire, ont été menées soit en lysimètres, soit sur périmètres drainés, soit en parcelles dotées de bougies poreuses ; pour ces dernières, le flux de lixiviation est alors soit mesuré (Constantin et al., 2010) soit modélisé (autres références).

Les expérimentations pluriannuelles montrent toutes que les cultures intermédiaires ont un impact sur les concentrations en nitrate et sur la lixiviation. La moyenne des flux lixiviés avec culture intermédiaire vaut $22 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, à comparer à $44 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en sol nu. Il en est de même pour les concentrations : $56 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ avec CI contre $72 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Cependant, des études montrent des résultats plus contrastés. Stenberg et al. (1999) nuancent l'intérêt des cultures intermédiaires en culture de printemps (avoine, orge, blé) : sur 4 saisons culturales, les auteurs ne mesurent qu'une différence (non significative) de 7% du flux lixivié (sur $31 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en moyenne). Cette piètre performance du ray-grass pourtant semé sous couvert de l'orge peut s'expliquer par l'occurrence précoce du drainage 2 années sur 4 et par la présence d'adventices sur le témoin (voir section 4.1.3.). Les résultats d'une étude de 5 ans en système maïs-soja aboutissent à la conclusion qu'en tenant compte de la réduction du volume drainé de 11%, la réduction du flux lixivié de 13% correspond à une efficacité nette de la culture intermédiaire de 2% (Strock et al., 2004).

L'ensemble de 42 données expérimentales élémentaires issues des expérimentations citées est présenté en Figure 4-15. Les données de lixiviation (Figure 4-15a) montrent un nuage de points répartis entre les droites $y = 0,20x$ et $y = x$, ce qui correspond à un abattement variant de 0 à 85% par rapport au témoin, comme observé sur les données annuelles. Pour la famille la plus représentée, les graminées, l'ajustement d'une régression linéaire donne une pente de 0,43 (43%), avec une assez faible corrélation. Les autres familles montrent un abattement souvent moindre, excepté avec les crucifères. Les données de teneurs en nitrate sont réparties entre les droites $y = 0,25x$ et $y = 0,40x$. La régression linéaire des résultats sous graminées donne une pente de 0,44 (44%) avec un assez bon ajustement ($r^2 = 0,65$). Cela signifie que la concentration moyenne obtenue sous culture intermédiaire est assez aisément prédictible en fonction de celle obtenue dans le témoin, avec un abattement de 56% en moyenne. Ce meilleur coefficient r^2 obtenu pour la concentration s'explique par le fait que la concentration est plus stable que la lixiviation à l'échelle interannuelle.

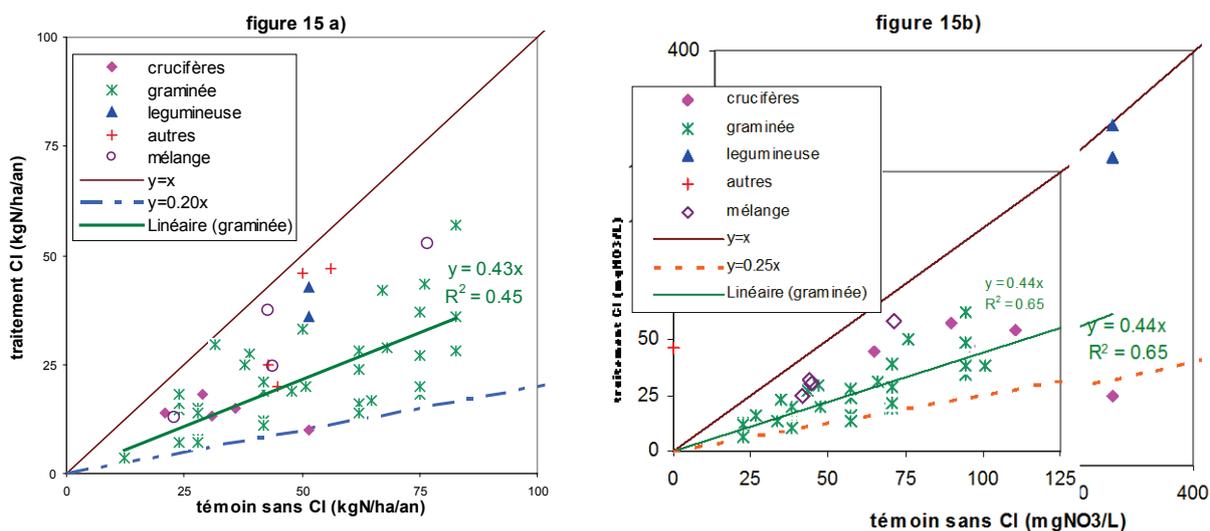


Figure 4-15. Comparaison de la quantité d'azote lixivié (a) et de la teneur du nitrate (b) dans les eaux drainées (mm) entre les traitements avec et sans CI, en expérimentation pluri-annuelle avec occurrence annuelle d'une culture intermédiaire :

i) en lysimètres : Chapman et al., 1949 ; Karraker et al., 1950 ; Morgan et al., 1942 (cités par Meisinger et al., 1991); Feaga et al., 2009 ; Thomsen, 2005 ;

ii) avec bougies poreuses : Constantin et al., 2010 ; Hansen & Djurhus, 1996 ;

iii) en périmètre drainé : Endale et al., 2010 ; Kladviko et al., 2004 ; Kaspar et al., 2007 ; Simmelsgaard 1998 ; Singer et al., 2011 ; Stenberg et al., 1999 ; Stroock et al., 2004 ; Tonitto et al., 2007 ; Torstensson et al., 2006.

L'effectif étudié inclut celui de Meisinger et al. (1991), mais n'a pas de données en commun avec celui de Tonitto et al. (2006). La méta-analyse permet de vérifier quatre points :

- que l'efficacité moyenne est forte pour les graminées et crucifères, de l'ordre de 55% ; elle est légèrement inférieure à celle annoncée par les deux précédentes analyses ;
- qu'il n'existe pas de facteur d'échelle temporelle, dans la quantification de l'efficacité moyenne des cultures intermédiaires, entre l'échelle annuelle et l'échelle de 5-20 ans, quand les cultures intermédiaires sont répétées tous les ans. Cependant, Singer et al. (2011) soulignent que les résultats scientifiques sur l'évaluation à long terme de la dynamique des cycles N et C font encore défaut en 2011 (cf. section 4.3) ;
- que la gamme de variation de l'efficacité est très importante. Cela est lié en grande partie au fait que la lixiviation est "site specific" et que, de plus, les conditions d'implantation des cultures intermédiaires varient. Cependant, l'amplitude de variation de l'abattement de la concentration est bien réduite dans les études pluriannuelles, grâce à un effet de lissage ;
- que l'effet famille botanique est notoire sur l'efficacité moyenne, qui est moindre pour les légumineuses que pour les graminées et crucifères ; les données concernant les mélanges sont encore trop rares pour conclure.

Echelle pluriannuelle avec une occurrence réduite des cultures intermédiaires pièges à nitrate

Le système de culture détermine à la fois la concentration moyenne de l'eau de percolation obtenue en absence de CI et la fréquence avec laquelle celle-ci peut être introduite. Plusieurs résultats l'explicitent.

En cas de très faible fréquence des cultures intermédiaires, il peut être difficile de conclure. Les pertes de nitrate dans les eaux de drainage ont été mesurées dans les sols argileux de l'Oxfordien en Angleterre, pendant 5 ans sur 8 parcelles hydrologiquement isolées, par paires avec les régimes suivants de culture (Catt et al., 1998). Deux rotations en polyculture, où des cultures intermédiaires remplacent le sol nu une année sur quatre, sont comparées à une rotation de cultures d'automne. Davantage de nitrate (14%) a été perdu par les premières à l'échelle de la rotation. Les auteurs évoquent la mauvaise synchronisation de la minéralisation des résidus de culture intermédiaire par rapport aux besoins de la culture suivante et concluent : "En sols argileux lourds au Royaume-Uni, un système de culture de céréales d'hiver en continu offre le meilleur compromis entre une production agricole rentable et la réduction des pertes de nitrate des eaux de surface". Cependant, à l'échelle annuelle, la moyenne de la concentration sous parcelles en sol nu est de 69% (1988/89) et 39% (1990/91) plus élevée que pour leur homologue sous culture intermédiaire. D'autre part, pendant les 4 autres années, la concentration des traitements recevant une culture intermédiaire est plus forte que sous le traitement céréales d'hiver. Il est donc difficile d'imputer les 14% invoqués à un dysfonctionnement des cultures intermédiaires, mais plutôt à la variabilité spatiale entre traitements (essai à deux répétitions) et à la dilution de l'impact des cultures intermédiaires à l'échelle de la rotation. A l'opposé, des résultats d'expérimentations en Suède (menées en agriculture biologique, incluant engrais vert et cultures intermédiaires), pendant 4 années de mesures, montrent que la présence des cultures intermédiaires, avec une fréquence de 2 / 7, permet d'atteindre des concentrations de lixiviation de 20 à 42 mgNO₃.l⁻¹ (Nylinder et al., 2011). L'application du modèle RZWQM (Root Zone Water Quality Model) à une rotation maïs-soja (validé à partir de données expérimentales), montre que l'introduction d'une culture intermédiaire tous les deux ans réduit la lixiviation de 31% (Malone et al., 2007) ; la lixiviation étant de 11 et 16 kgN.ha⁻¹ et la concentration, de 46 mgNO₃.l⁻¹ et 62 mgNO₃.l⁻¹, pour le traitement et le témoin respectivement. Dans une rotation comprenant aussi une culture intermédiaire tous les deux ans au Danemark, la réduction observée est de 31% (Olesen et al., 2004, cité par Beaudoin et al., 2005).

Dans l'expérimentation de Davies et al. (1996) déjà citée, les effets des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate sont étudiés à partir de mesures en bougies poreuses et d'un modèle de bilan hydrique, sur un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre, au cours de 1989 à 1993. Les cultures intermédiaires sont présentes 3 ans sur 4, la quatrième n'ayant qu'une interculture courte. La réduction moyenne sur 4 ans varie entre 55 et 71% en fonction des modalités des autres facteurs croisés étudiés, enlèvement des pailles et retard du labour (Tableau 4-11).

Traitements	Lixiviation (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)		Teneur en nitrate (mgNO ₃ .l ⁻¹)	
	Sol Nu	CI	Sol Nu	CI
Labour en août / pailles enlevées	33	11	144	61
Labour en février / pailles enlevées	33	15	144	84
Labour en août / pailles enfouies	21	6	91	33
Labour en février / pailles enfouies	20	6	87	33

Tableau 4-11. Lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) et teneur du nitrate de l'eau de percolation (mgNO₃.l⁻¹) avec ou sans implantation de CI, en sol crayeux dans le Suffolk (Davies et al., 1996)

Dans le bassin hydrologique de Bruyères, observé de 1991 à 1999, les cultures intermédiaires ont une fréquence moyenne de 1 an sur 3, variant de 1 an sur 2 à 0 suivant les rotations. Les données élémentaires (8 ans x 36 sites) ont été pondérées à l'échelle de la rotation et classées selon trois types de sol principaux (Figure 4-16). La concentration moyenne de l'eau de percolation varie avec les facteurs croisés "culture" et "sol". L'effet du sol est dominant, avec des valeurs moyennes de 31, 51 et 86 mgNO₃.l⁻¹ dans la conduite observée (Fertilisation raisonnée + CIPAN) pour les limons profonds, marnes et caillasses et sables ou calcaires sableux, respectivement. Cet effet du sol s'exprime principalement en terme de profondeur maximale d'enracinement, qui varie de 0,6 à 1,5 m. Les impacts de la nature des cultures ou des CIPAN sont tributaires de l'échelle temporelle : l'abattement relatif permis par les cultures intermédiaires est de 51% à l'échelle de l'année où elle est présente ; il se réduit en moyenne à l'échelle de la rotation à 23%, variant de 0 à 40% suivant les rotations (Beaudoin et al.,

2005). L'abattement permis par la CI augmente en absolu mais diminue légèrement en relatif quand on passe du sol limoneux au sol sableux.

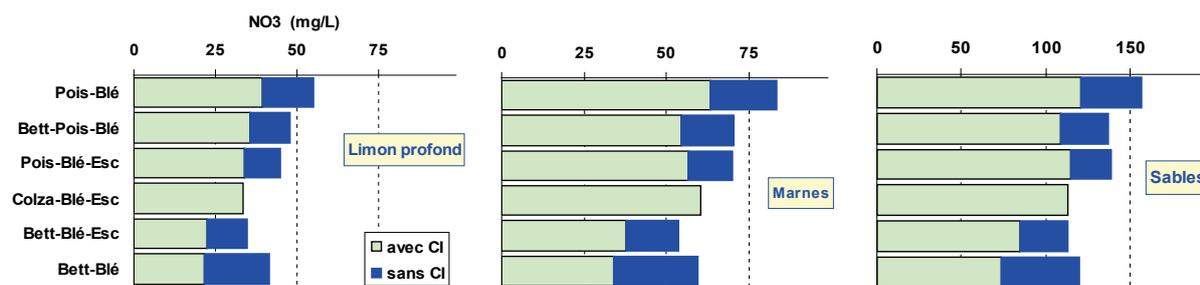


Figure 4-16. Teneur en nitrate calculée à l'aide du couple Mesures *in situ* + LIXIM (avec CI) ou simulée (sans CI) sur les sites du plateau de Bruyères par types de sol et de rotation (Beaudoin et al., 2005)

Dans ce contexte, l'introduction d'une culture intermédiaire peut changer la performance environnementale d'une succession : ainsi, une succession CI-pois-blé produit une eau avec une teneur moindre qu'une succession betterave-blé (sans culture intermédiaire). L'impact de l'introduction des cultures intermédiaires à l'échelle d'une rotation dépend de leur fréquence. Il peut être aussi grand sur la concentration moyenne de l'eau de percolation qu'un changement de culture au sein de la rotation. Une modélisation probabiliste a été aussi appliquée à ces situations pour simuler l'impact de scénarios de gestion de l'azote (Lacroix et al., 2005). Elles ont montré que l'introduction de cultures intermédiaires réduisait la variabilité spatio-temporelle de la concentration de l'eau de drainage (en absolu) et donc l'incertitude sur l'atteinte d'un objectif de concentration donné à l'échelle du bassin hydrologique.

En conclusion, l'effet des cultures intermédiaires sur la lixiviation est moins variable en terme relatif qu'en terme absolu contrairement à leur effet sur le drainage. La variabilité de cette dernière peut s'expliquer par celle de la lixiviation sous sol nu elle-même, qui est très forte. Ce taux de réduction la lixiviation ou de la concentration par rapport au témoin avec sol nu est souvent appelé taux d'abattement. L'amplitude de variation de ce taux apparaît stable entre les expérimentations annuelles ou pluriannuelles, à condition de corriger les résultats de ces dernières au prorata de la fréquence de l'occurrence des cultures intermédiaires au sein de leur rotation. Très peu de situations apparaissent avec un taux abattement négatif et présentent de surcroît une valeur très proche de 0. La forte variabilité du ratio, de 0 à 90% nécessite d'en comprendre les déterminants.

4.1.5.3. Facteurs explicatifs de la variabilité du taux d'abattement de la lixiviation

Certaines des références déjà citées dans la méta-analyse sont reprises en détail pour examiner l'effet d'un ou de plusieurs facteurs de variation.

Complexité de la relation entre quantité d'azote piégée et/ou réduction du stock d'azote minéral et réduction de la lixiviation

Il est bien plus aisé de caractériser l'action d'une culture intermédiaire en termes d'azote accumulé et/ou de réduction de stock de nitrate du sol avant drainage (cf. section 4.1.3.5). Les résultats précédents montrent que l'introduction d'une culture intermédiaire permettait de réduire drastiquement, en moyenne, la lixiviation. Cependant, il n'est pas possible de relier directement la réduction de stock nitrique de début drainage et la variation de lixiviation due à l'introduction de la culture intermédiaire. Il existe un problème de temporalité lorsqu'on compare des données finales d'azote piégé et la lixiviation annuelle, à cause de la variabilité sur la pluviométrie hivernale. Cette dernière dépend des états post-récolte et post-automne, dans des proportions variables en fonction des conditions pédoclimatiques. Deux exemples le montrent.

Davies et al. (1996), déjà cités, ont étudié les effets croisés des cultures intermédiaires en hiver, du labour retardé et de l'enlèvement de la paille sur la lixiviation du nitrate dans un limon calcaire dans l'Est de l'Angleterre. Durant les deux premiers hivers, la lixiviation de nitrate a été réduite de 90% (15-35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹),

comparativement aux traitements avec sol nu pendant l'interculture. En 1992/93, cette diminution n'était que de 23% ($10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), en raison de l'apparition précoce de drainage avant que la couverture soit bien établie. Les quantités piégées par le seigle en automne ont été comparées à la réduction de lixiviation ; leurs valeurs respectives sont : 30 vs 29 en 1989/90, 28 vs 27 en 1990/91, 26 vs 10 $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en 1992/93. Les valeurs sont bien corrélées les deux premières années et non la 3^e ; la différence est imputée à un drainage plus précoce que la mesure de stock et à des arrières effets de la minéralisation des résidus des deux premières années.

Macdonald et al. (2005) ont quantifié la lixiviation du nitrate sous des sols limono-sableux et sableux calcaires, avec une gamme d'espèces de cultures intermédiaires semées tôt (mi-août), ainsi que sous orge d'hiver, sur deux sites dans le Sud de l'Angleterre, et jusqu'à l'hiver suivant leur incorporation. Les cultures intermédiaires et les traitements en sol nu ont été suivis d'une orge de printemps. En hiver, immédiatement après l'établissement, les cultures de couverture semées tôt ont diminué la lixiviation du nitrate de 29-91% par rapport à la jachère nue. Elles ont été plus efficaces dans un hiver humide sur le limon sableux, où la lixiviation du nitrate était la plus forte. La Figure 4-17 montre la relation entre la réduction de lixiviation et le piégeage par les cultures intermédiaires par rapport au témoin. La pente de la régression linéaire est plus forte en hiver pluvieux, avec une meilleure corrélation ($r^2 = 0,63$). Cependant, les deux points (carrés noirs) correspondant à l'orge d'hiver ont été exclus, la lixiviation ayant été trop précoce pour que l'absorption la réduise par rapport au témoin. En hiver sec, l'influence du piégeage sur la lixiviation est moindre.

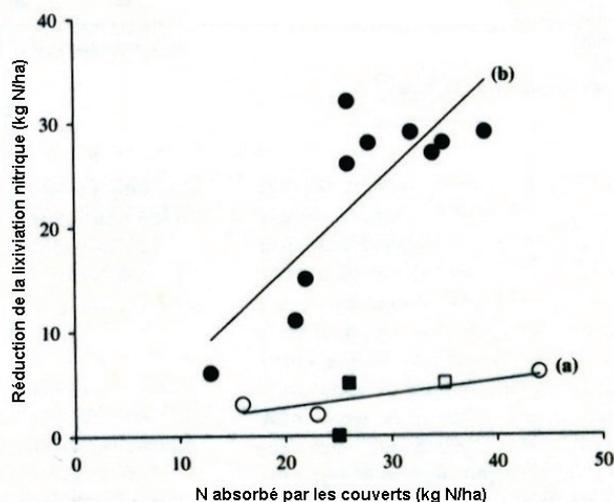


Figure 4-17. Relation entre absorption d'azote par les cultures intermédiaires ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$) et réduction de lixiviation par rapport au témoin en sol nu (Macdonald et al. (2005). a) pendant un hiver sec (Expérimentation sur sol argilo-calcaire (\circ), $y = 0.12x + 0.17$; $r^2 = 0.57$; b) pendant un hiver humide (Expérimentations sur sols argilo-calcaires et sur sol sableux (\bullet), $y = 0.95 - 3.17$; $r^2 = 0.63$). Les points correspondant à l'orge d'hiver dans les expérimentations 1 et 2 (\square , \blacksquare) ne sont pas intégrés dans les régressions.

Le stock d'azote minéral du sol en début de drainage est dit potentiellement lixiviable mais la lixiviation effective dépend du pédoclimat (cf. section 4.1.1.1). La lixiviation sera moindre si le transfert des solutés est moindre que l'épaisseur du sol ou supérieure si le drainage est intense. Trois exemples le montrent.

L'influence sur la lixiviation du nitrate de l'implantation d'une culture intermédiaire de ray-grass (*Lolium perenne* L.) sous couvert d'une orge de printemps a été étudiée pendant trois années successives dans un dispositif expérimental lysimétrique au sol sablo-limoneux (Thomsen, 2005). Le ray-grass a réduit la lixiviation du nitrate de $14\text{-}43 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ quand l'incorporation advint en novembre, et de $21\text{-}56 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ quand elle advint en mars. La réduction totale de lixiviation durant l'hiver est expliquée à 50-70% par la quantité, comprise entre 10 et $60 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$, mobilisée par le ray-grass en novembre ; la part restante étant due probablement à l'azote contenu dans les racines.

Aronsson et al. (2011) ont étudié expérimentalement l'impact des dates de destruction et d'incorporation sur 2 sites à sols drainés artificiellement en Suède : sol argileux (Lanna) et sol sableux (Lilla). Il existe une corrélation significative entre le stock d'azote minéral du sol en fin d'automne et la quantité lixiviée pendant l'hiver qui suit à Lanna ($p = 0,008$), mais pas à Lilla. Cette absence de corrélation pourrait s'expliquer dans ce cas par le fait que le drainage a commencé si tôt que la mesure n'est plus du tout explicative.

Justes et al. (1999) ont étudié les impacts des repousses et résidus de colza sur le bilan d'azote automnal et annuel, dans un essai en Champagne crayeuse. Les repousses ont piégé $68 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ de juillet à décembre 1995, alors que les résidus issus de la même culture pris isolément n'en immobilisaient pas. Cependant, le piégeage concernait surtout l'horizon 0-28 cm. La différence de stock d'azote de fin d'automne n'a eu aucun impact sur la lixiviation cette année-là, car le faible drainage a conduit à ce que ce soient les conditions initiales post-récolte qui déterminent la lixiviation.

En conclusion, la relation entre quantité d'azote piégée (minoré par la quantité accumulée) ou réduction du stock d'azote minéral et la réduction de lixiviation est complexe du fait que la variabilité de la quantité drainée et des propriétés hydrodynamiques des sols. La quantité d'azote piégée (minoré par la quantité accumulée) et la réduction du stock d'azote minéral représentent **un potentiel de réduction** de la lixiviation (en terme massique), dont la réalisation dépend du pédoclimat. Ces données sont alors utiles à plusieurs titres :

- comme indicateurs d'impact potentiel de la culture intermédiaire, c'est-à-dire des variables aisément quantifiables donnant des éléments de compréhension du fonctionnement du système, et permettant, entre autres, de classer entre elles les situations en termes de risques ;
- comme variables d'entrée de modèles de calcul de la lixiviation à partir de mesures de stocks, du type de LIXIM (Mary et al., 1999) ;
- comme variables observées et donc de validation de modèles prédictifs du type de STICS (Brisson et al., 1998, 2003).

La dynamique de concurrence entre transfert et absorption en interaction avec la minéralisation des résidus

Les exemples précédents mettent en évidence ce que Meisinger et al. (1991) appellent la "*timely competition*", c'est-à-dire la concurrence dynamique, entre les processus de transfert et d'absorption d'azote minéral, puis avec la minéralisation des résidus. Ces auteurs proposent même le concept "système de culture intermédiaire" pour traduire le rôle des interactions entre les facteurs espèce, conditions d'établissement et de destruction, et pédoclimat, dans l'efficacité d'une culture intermédiaire. Un tel système, pour contrôler un processus naturel tel que la lixiviation du nitrate, doit être conçu "pour maximiser la compétition directe entre les processus dynamiques d'absorption du nitrate par la culture intermédiaire et de lixiviation". De la compétition entre transfert et absorption résulte la lixiviation. Cette dernière dépend de plusieurs facteurs, dont les principaux sont (Thorup-Kristensen et al., 2003) :

- un surplus de précipitation, qui fait migrer l'azote,
- la vitesse de colonisation racinaire de la culture intermédiaire (et non sa densité),
- l'occurrence d'une destruction, qui enclenche la minéralisation du résidu.

Les deux premiers items ont été vérifiés dans l'étude de Herrera et al. (2010). Le rapport entre la lixiviation du nitrate, la variation de l'absorption de l'azote et la taille et la distribution des systèmes racinaires de cultures intermédiaires de différentes espèces a été étudié dans une expérience de 3 ans en lysimètres et en mini-rhizotrons. Des cultures de phacélie, tournesol et moutarde ont été implantées après la récolte de blé de printemps sous deux niveaux d'offre d'azote. Les espèces différaient par leur biomasse aérienne, l'absorption de N, la lixiviation totale de $\text{NO}_3\text{-N}$ et la croissance des racines. La lixiviation de $\text{NO}_3\text{-N}$ n'a pu être reliée statistiquement d'une façon simple à l'absorption d'azote ou à l'un des paramètres décrivant le système racinaire. En revanche, la croissance précoce des racines était inversement proportionnelle au classement de chacune des espèces de cultures intermédiaires en termes de lixiviation du nitrate. Par ailleurs, la distribution initiale de l'azote minéral dans le profil influence le résultat de cette compétition entre transfert et absorption (Thorup-Kristensen et al., 2003).

Concernant le troisième item, il existe aussi un conflit entre les objectifs d'une efficacité suffisamment durable du piégeage, en tenant compte du contexte pédoclimatique, et d'une minéralisation de l'azote des résidus qui soit utilisable pour la culture suivante (cf. section 4.2.2. Effet azote sur la culture suivante). La décision de destruction est aussi liée à des contraintes du système et à des objectifs de propriétés physiques et hydriques de la couche labourée. La décision de semis peut être aussi liée à de tels objectifs, en plus des contraintes imposées par le précédent cultural. Le changement de la date d'incorporation de quelques semaines en automne ou printemps peut fortement affecter la lixiviation et l'efficacité de l'azote pour la culture suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). La libération d'azote par la culture intermédiaire dépend de l'espèce, du stade de développement, de la gestion de la culture intermédiaire et du climat (Dabney et al., 2001). Les teneurs en lignine, carbone soluble et cellulose peuvent affecter la libération d'azote par les résidus de culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al., 2003). Les cultures intermédiaires légumineuses ont des C/N généralement plus faibles que 20, sauf si on les laisse fleurir. La date de semis peut influencer sur le C/N des résidus : il est de 22 pour un semis précoce et de 17 pour un semis tardif (Allison et al., 1998). D'après la même publication, la destruction précoce aboutit à un C/N de 26 alors qu'une destruction tardive donne un C/N de 23.

Différents exemples illustrent l'impact de cette concurrence dynamique ("*timely competition*") sur la lixiviation. Ritter et al. (1998) ont étudié l'impact de seigle semé après maïs en système de maïs irrigué en sol sableux, soit en labour soit en non-labour, aux USA. Aucun effet n'est significatif, ni des cultures intermédiaires ni du travail du sol sur la lixiviation. Ce contre-exemple est dû au fait que les conditions d'implantation du seigle sont défavorables deux années sur trois. Les absorptions d'azote en fin d'automne varient de 6 à 35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, et au printemps, de 25 à 165 kgN.ha⁻¹.an⁻¹. La variabilité est due à celles de la date de semis et de la pluviométrie. Dans ce contexte de sol sableux irrigué, le drainage a dû commencer avant le piégeage. Par ailleurs, les conditions de la comparaison sont critiques du fait que dans la situation sans culture intermédiaire, les adventices ont prélevé de l'azote (29 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ la seule année où ils sont mesurés).

L'étude d'Aronsson et al. (2011), déjà citée, quantifie la lixiviation de N, P et du glyphosate en fonction du milieu et de la date de destruction de la culture intermédiaire (Figure 4-18). Les sols des 2 sites suédois sont drainés artificiellement. Les sols drainent d'octobre à mai dans le sol argileux (site de Lanna) et d'octobre à mai ou août dans le sol sableux (Lilla). La quantité drainée est environ de 120 puis 250 mm à Lanna, et de 350 puis 700 mm à Lilla en 2005/06 puis 2007/08, respectivement. Le ray-grass est semé sous couvert de céréales, avec des dates de destruction variables (avec le glyphosate) et d'incorporation plus ou moins décalées. La lixiviation d'azote a été considérablement plus faible pour le sol argileux (2-22 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) que le sol sableux (15-35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹). A Lanna, la lixiviation de l'azote se classe significativement par ordre décroissant : sol nu, culture intermédiaire détruite en octobre, culture intermédiaire détruite au printemps en 2006/07 ; ces effets ne sont pas significatifs en 2007/08, mais le même ordre se maintient. A Lilla, la lixiviation est de 27 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ avec destruction en avril, contre 50 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ avec destruction le 26 septembre ou le 10 octobre. Les auteurs concluent : "L'incorporation de printemps en sol argileux n'est pas recommandée car elle affecte négativement le rendement de la culture suivante. Les traitements au glyphosate présentent des risques de contamination de l'eau, quelle que soit la date d'application, tandis que la période d'incorporation n'affecte la lixiviation ni de l'azote ni du phosphore, sur les deux sols".

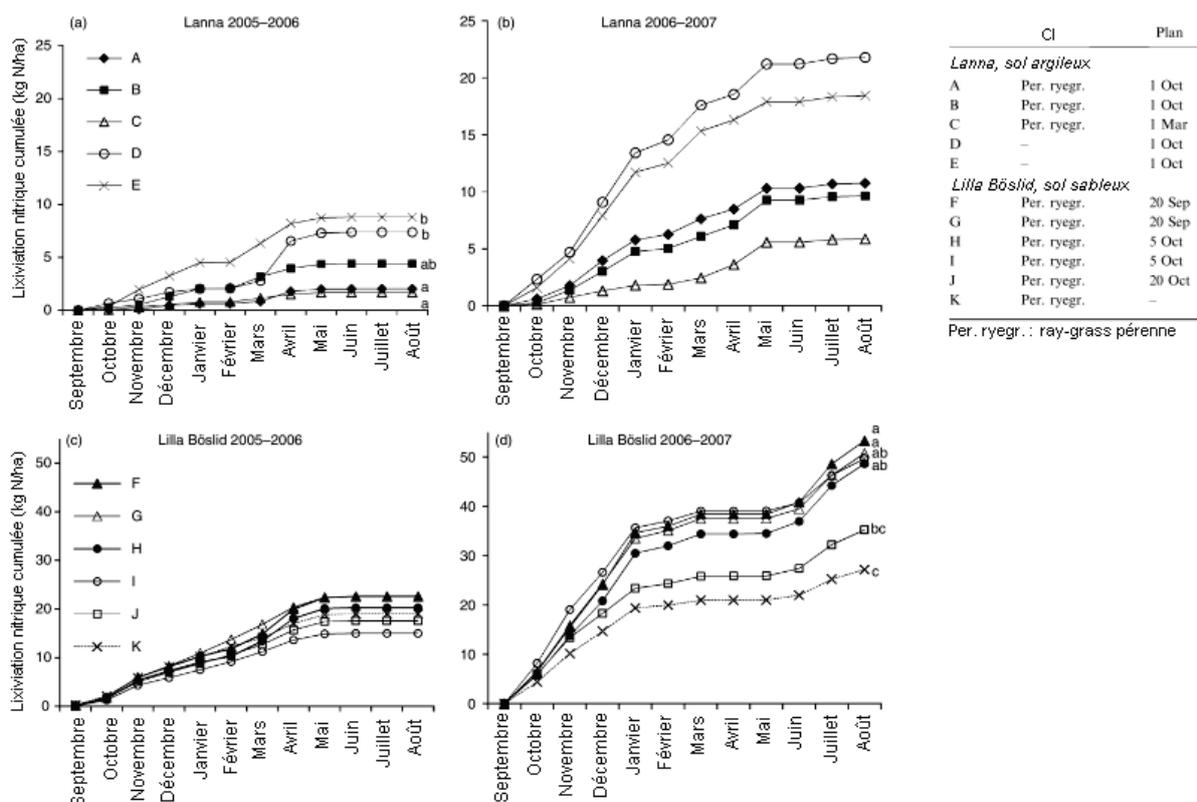


Figure 4-18. Cinétique de lixiviation cumulée (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) sur les sites de Lanna et Lilla en Suède, en fonction de l'absence ou la présence de cultures intermédiaires (Lanna) et de la date de destruction (Lanna, Lilla) (Aronsson et al., 2011)

Dans l'étude lysimétrique de Thomsen (2005) déjà citée, le drainage a varié de 336 à 689 mm.an⁻¹. La lixiviation du nitrate s'est accrue avec la dose de fertilisant azoté, avec ou sans culture intermédiaire. Aux doses les plus fortes (16,5 gN.m⁻² sous forme de lisier), l'enfouissement de la biomasse de la culture intermédiaire a accru la lixiviation, comparativement à son exportation hors du lysimètre. Aux trois autres niveaux d'azote, l'incorporation de la culture intermédiaire n'a pas augmenté la lixiviation. Toutes doses d'azote confondues, les cultures intermédiaires réduisent la lixiviation de 48-58% avec une incorporation d'automne, et de 73-76% avec une incorporation de printemps. L'incorporation de la culture intermédiaire au printemps est en moyenne supérieure en termes de réduction de la lixiviation, mais il existe une forte interaction avec les conditions climatiques et la date d'incorporation. Il n'existe pas de différence d'effet entre exportation et restitution de la culture intermédiaire, quelle que soit la dose de N, avec une incorporation en mars ; au contraire, une différence entre exportation et restitution apparaît à la forte dose avec incorporation d'automne. L'exportation est spécialement recommandée aux fortes doses d'azote sur des cultures principales car une grande quantité de résidus fortement décomposables incorporée en automne augmente le risque de lixiviation.

Le niveau de fertilisation

Le précédent exemple montre qu'une culture intermédiaire contribue à lisser les flux lixiviés extrêmes depuis des niveaux fort ou bas de fertilisation, mais il semble que la culture intermédiaire ne peut pas utiliser totalement l'azote minéralisé pendant l'automne sous conditions climatiques du nord de l'Europe. Les cultures intermédiaires sont complémentaires des autres pratiques, et donc efficaces pour réduire le flux lixivié de nitrate. Des résultats insistent aussi sur les limites des cultures intermédiaires pour réduire la lixiviation du nitrate dans des conditions de sur-fertilisation. Une expérimentation numérique appliquée à une rotation maïs-soja aux USA montre les conséquences d'une sur-fertilisation. Avec une dose de 300 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, la culture intermédiaire ne permet de réduire le flux lixivié que de 24,8 à 19,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et la concentration de 97 à 81 mgNO₃.l⁻¹ (Malone et al., 2007). Ce cas est équivalent à un maïs-soja avec une fertilisation de 200 kgN.ha⁻¹ (19,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) ou un fractionnement de 175 kgN.ha⁻¹ (17,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) ou 225 kgN.ha⁻¹ (17 kgN.ha⁻¹.an⁻¹). Pour Henke et al. (2008), la sur-fertilisation d'une culture de colza a augmenté la lixiviation de l'azote après sa récolte ; le calcul précis de doses d'engrais azoté est donc une première étape vers la prévention de la lixiviation de l'azote.

En système légumier, maïs doux irrigué - brocoli, une comparaison a été menée en Oregon sur une rotation conventionnelle avec ou sans culture intermédiaire croisée avec trois niveaux d'azote, pendant 3 ans, avec précédent blé (Brandi-Dohrn et al., 1997). Les doses de fertilisation azotée moyenne sont de 0, 98 et 276 kgN.an⁻¹, la dernière étant la dose conventionnelle. La culture intermédiaire est semée chaque année entre le 30 septembre et le 14 octobre, et détruite entre le 13 avril et le 5 mai. Le drainage et la concentration sont mesurés à l'aide de mèches capillaires passives. Le drainage annuel moyen est de 379 à 454 mm suivant les traitements, et se produit pendant au moins 6 mois de l'année. Les concentrations des traitements cultures intermédiaires et sol nu sont respectivement de 16 et 23, 26 et 42, 48 et 77 pour les trois doses croissantes d'azote. L'abattement est assez stable, de 34 à 38% selon la dose, et a varié en fonction de l'année, de 22 à 58%. L'effet dose est plus important que l'effet CIPAN dans ce contexte où la dose recommandée est très forte ; la CIPAN ne permet pas à elle seule d'atteindre la potabilité de l'eau.

Dans le même essai, sur une durée de 11 ans, les parcelles étaient cultivées selon un essai randomisé avec trois taux d'application d'engrais azoté (N0 d'aucun engrais, N1 pour un intrant intermédiaire, et N2 pour un apport plein, N recommandé). Les cultures intermédiaires en semis d'automne incluaient le seigle, le triticales et un mélange vesce commune - triticales. Après onze ans, les concentrations moyennes pondérées (mgNO₃.l⁻¹) pour la jachère et la culture intermédiaire étaient respectivement de 31 et 18 pour le traitement N0, 44 et 28 pour N1, et 74 et 52 pour N2. Si l'abattement absolu croît avec la dose, l'abattement relatif décroît. Cependant, l'effet dose reste significatif.

Une expérience au champ sur un sable grossier (1987-92) a été menée avec l'orge de printemps (*Hordeum vulgare*), afin d'évaluer les effets d'une dose accrue de fertilisant azoté sur la lixiviation du nitrate dans des conditions climatiques côtières en zone tempérée (Hansen et Djurhuus, 1996). Deux niveaux de fertilisation azotée ont été croisés avec les traitements culture intermédiaire et retard de labour (Tableau 4-12). Le calcul de la lixiviation se base sur des mesures en bougies poreuses. La moyenne annuelle de la lixiviation du nitrate à partir de parcelles à 60 et 120 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ était de 38 et 52 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement. L'accroissement de la lixiviation associé à l'application d'engrais n'a pas été causé par la présence de N inorganique dans le sol à la récolte, mais plutôt par une plus grande minéralisation, principalement en automne. La croissance d'une culture

intermédiaire a été relativement plus efficace (-47%) pour réduire la lixiviation du nitrate que la réduction de 50% de l'application N, qui la réduit de 27% et diminue le rendement moyen de 26%. Il apparaît une interaction entre les traitements date de labour et implantation de CI, mais pas entre ce dernier et le niveau de fertilisation.

L'absence d'interaction entre le niveau de fertilisation et le traitement culture intermédiaire sur la teneur de l'eau de percolation s'observe aussi dans l'essai de longue durée de Thibie, en rotation pois-blé-betterave : les teneurs obtenues sous le traitement fertilisation raisonnée sans et avec culture intermédiaire sont de 103 et 48 mgNO₃.l⁻¹ respectivement ; celles du traitement avec fertilisation réduite de 31% sont de 88 et 43 mgNO₃.l⁻¹ respectivement (Constantin et al., 2010). Le taux d'abattement permis par la culture intermédiaire est stable entre doses, avec respectivement 53% et 51%. Cependant, il s'agit là d'une comparaison entre dose optimale et dose réduite, et non pas dose excessive.

Ces exemples montrent que les cultures intermédiaires sont assez efficaces pour absorber une quantité d'azote supplémentaire issue d'un surcroît de fertilisation, voire de la minéralisation d'effluents, mais que cette efficacité est limitée par la capacité d'absorption d'azote des plantes.

La nature de la culture intermédiaire : cas des repousses, des cultures semées sous couvert de maïs et des mélanges d'espèces incluant une légumineuse

Les méta-analyses de Meisinger et al. (1991), Tonitto et al. (2006) et la revue de Thorup-Kristensen et al. (2003) complétées des exemples précédents ont explicité l'importance du facteur espèce, tant dans la capacité à piéger l'azote que dans celle à le restituer. Un focus est fait ici sur deux types de cultures intermédiaires : les repousses de la culture précédente, qui peuvent constituer une opportunité économique et technique, voire les adventices ; les mélanges d'espèces incluant des légumineuses, qui peuvent correspondre à un compromis entre les fonctions de prévention de la lixiviation et de fourniture en azote à la culture suivante (cf. section 4.2.2).

Interculture		Fertilisation azotée (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	
CI	Date Labour	60	120
Non	automne	50	67
	printemps	48	68
Ray-grass	automne	33	42
	printemps	19	29
Différence significative		15,3	10,9

Tableau 4-12. Lixiviation (kgN.ha⁻¹.an⁻¹) pour deux niveaux de fertilisation de la culture principale (orge de printemps), croisés avec les facteurs culture intermédiaire et période de labour, en sol sableux grossier au Danemark (Hansen et Djurhuus, 1996)

Cas des repousses de cultures principales. Plusieurs études mentionnent une efficacité variable des repousses dans la prévention de la lixiviation. Un contre-exemple consiste dans les repousses de pois qui ont le temps de fixer l'azote avant l'implantation d'un blé. Dans l'étude en situation réelle chez des agriculteurs de Beaudoin et al. (2005), le stock d'azote minéral sous blé après pois en fin d'automne présentait un écart moyen de 43 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ par rapport aux successions analogues sans culture de légumineuse ; la moitié de cet excédent était imputable à la minéralisation de résidus des repousses, et l'autre à l'effet azote du précédent pois lui-même. Dans l'étude de MacDonald et al. (2005), la lixiviation du nitrate a été mesurée sous des sols limono-sableux et sableux calcaires, avec une gamme d'espèces de cultures intermédiaires semées tôt (mi-août) et de couverts spontanés, sur deux sites dans le Sud-Angleterre, et jusqu'à l'hiver suivant suite à leur incorporation. Les traitements complémentaires aux cultures intermédiaires testées (crucifères-graminées) ont été les mauvaises herbes et les repousses de céréales, une jachère nue et une culture d'hiver traditionnelle d'orge semée un mois plus tard que les cultures de couverture et conduite à la maturité. L'hiver suivant l'établissement, les cultures intermédiaires semées tôt ont diminué la lixiviation du nitrate de 29-91% par rapport à la jachère nue. La croissance des mauvaises herbes et des repousses de céréales ont diminué de façon significative la lixiviation du nitrate sur le limon sableux par rapport à une jachère nue, mais a été moins efficace sur le limon crayeux. La lixiviation du nitrate sous l'orge d'hiver semée tard était souvent plus élevée que sous culture intermédiaire, mais

dans des conditions sèches, les pertes par lixiviation ont été similaires. Dans cet exemple, l'effet des repousses se rapproche davantage de celui de cultures intermédiaires dédiées que de celui d'une céréale semée en cours d'automne, qui est un médiocre piège à nitrate. Dans l'étude de Justes et al. (1999) déjà citée, une comparaison a été effectuée entre : i) repousses de colza avec incorporation de résidus, ii) sol nu avec deux types de résidus de colza incorporés dans le sol et iii) sol nu sans incorporation de résidus. Le stock d'azote minéral du sol a été considérablement réduit par la présence des repousses de colza pendant l'automne, qui ont accumulé 28 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, mi-novembre. Un calcul à partir des données permet d'estimer l'effet des repousses en comparaison du témoin ; il a été respectivement de -35 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sur le stock d'azote minéral de mi-novembre. Cependant, l'impact n'est que de -5 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ sur la lixiviation, tandis que l'impact de l'enfouissement des résidus est de -4 ou -26 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ suivant la teneur en azote des résidus, issus d'un même traitement ou d'un colza non fertilisés respectivement. Dans l'étude de Henke et al. (2008), après la récolte d'un colza en Allemagne, les repousses de colza et la phacélie conduisent à la même variation de stock d'azote entre récolte et fin d'automne (-39 N.ha⁻¹). Cependant, la lixiviation, calculée par modélisation, est de 13 et 7 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, respectivement, avec maîtrise de la fertilisation. Les auteurs concluent que seule la phacélie a été efficace pour réduire la lixiviation d'azote de façon significative par rapport au seuil retenu de potabilité de l'eau. Les repousses de colza détruites précocement peuvent générer un surcroît de minéralisation ; aussi, leur efficacité apparaît plus faible dans les deux exemples donnés que celui d'une référence "résidus enfouis à rapport C/N élevé" ou espèce de culture intermédiaire semée. Les conditions d'une plus grande efficacité des repousses de colza restent donc à préciser. Plus généralement, l'efficacité de repousses est fonction de leur densité et de leur date de levée, tout comme des cultures intermédiaires semées. Favoriser les repousses exige un minimum de façon culturale permettant une levée minimale et homogène (J. Labreuche, comm. person.). Finalement, le débat sur les efficacités respectives des repousses et cultures intermédiaires est à relativiser car les cultures intermédiaires semées intègrent très fréquemment des repousses, au moins en situation agricole (Beaudoin et al., 2005).

Cas des cultures intermédiaires semées sous couvert ou après maïs. Les cultures récoltées en grain en automne génèrent un stock d'azote souvent conséquent (cf. section 4.1.2.1) sans laisser suffisamment de temps à la croissance automnale de la culture principale suivante ou d'une culture intermédiaire. Ce cas se distingue de récoltes d'automne au stage végétatif (betterave), voire avant maturité (maïs ensilage) où la culture principale absorbe de l'azote jusqu'à la récolte. De plus, la monoculture de maïs fourrage peut être favorable à l'implantation d'une culture intermédiaire contrairement à celle du maïs grain. En contexte océanique, le semis d'un ray-grass entre le 25 et le 30 septembre a permis de réduire de 73% la lixiviation (Tableau 4-3 : Simon et Le Corre, 1988). Une expérimentation de 7 ans conduite en sol limoneux profond et irrigué de la plaine du Pô (Italie) a montré que le semis d'un raygrass début octobre après récolte d'un maïs ensilage permettait de réduire la lixiviation de 25 à 40% par rapport à la situation en sol nu, donnant des concentrations de 11, 33, 40 mgNO₃.l⁻¹ contre 39, 58, 106 mgNO₃.l⁻¹, sans culture intermédiaire, avec des apports d'azote total sous forme de lisier de 0, 206 et 312 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement (Zavattaro et al., 2012). Les teneurs du nitrate mesurées sous maïs grain suivi d'un sol nu étaient alors de 23, 69 et 94 mgNO₃.l⁻¹ respectivement. Après maïs grain, le piégeage d'automne par une culture intermédiaire ou la culture suivante (blé) est quasi-nul ou médiocre, sauf en conditions méditerranéennes (Gabriel et Quémada, 2011). La limitation de la lixiviation sous culture de maïs grain exige de raisonner sa fertilisation et son irrigation (Zavattaro et al., 2012 ; Perego et al., 2012). Ce raisonnement est nécessaire mais rarement suffisant pour assurer de respecter la norme de potabilité de l'eau, sauf dans les situations de sub-irrigation, c'est-à-dire de contrôle de la profondeur d'une nappe d'eau perchée, où l'absorption d'azote par remontée capillaire et la dénitrification peuvent réduire significativement la concentration en nitrate de la nappe (Morari et al., 2012). Ainsi, dans un contexte d'agriculture biologique au Danemark, la lixiviation a été mesurée à l'aide de bougies poreuses sous différentes rotations à vocation céréalière ou fourragère (Eriksen et al., 2008). La lixiviation annuelle a été de 140, 80 et 20 kgN-NO₃.ha⁻¹.an⁻¹ avec un mélange de colza – ray-grass sous couvert sous une culture de maïs ensilage, un lupin suivi d'une culture intermédiaire de seigle et un raygrass sous couvert d'une culture d'orge de printemps, respectivement. Ce résultat montre que le classement reste défavorable au système maïs ensilage/culture sous couvert. Cependant, il ne permet pas de conclure sur l'efficacité de cette dernière puisqu'il n'existait pas de témoin. Dans d'autres exemples, le semis d'un ray-grass sous couvert de maïs grain permet de pallier la brièveté de la période favorable au développement d'une culture intermédiaire après sa récolte. Cette technique combine, en fait, la gestion d'une association puis d'un couvert intermédiaire automnal. Un exemple extrême en est la permaculture (couvert permanent associé à la culture principale). Elle doit permettre de minimiser les pertes de nitrate et l'érosion des sols. Cependant, la compétition

qui se produit entre la plante de couverture et le maïs peut conduire à une forte réduction de l'enracinement et de l'indice foliaire de ce dernier (Faget et al., 2012). D'autres études montrent que l'intérêt de la pratique du semis de ray-grass sous couvert de maïs ensilage. Une simulation de la teneur de l'eau de percolation sous une association a été conduite après test du modèle sur des données obtenues avec les cultures pures au Pays Bas, sous différentes doses d'apport d'azote variant de 20 à 140 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Whitmore et Schröder, 2007). La teneur en nitrate simulée était réduite en moyenne de 20 mgNO₃.l⁻¹ sous la succession maïs – ray-grass associés / ray-grass et de 15 mgNO₃.l⁻¹ sous une succession maïs/seigle en culture intermédiaire, par rapport à la situation maïs-sol nu en hiver; soit 80% pour les faibles doses à 40% pour les fortes doses d'azote. Une expérimentation menée en monoculture de maïs au Canada a porté sur les effets combinés de niveaux de sub-irrigation par contrôle du niveau de la nappe perchée et de la pratique d'une culture associée de ray-grass annuel, semé 10 jours après le maïs. Les rendements en grains de maïs en culture associée (8,8 tMS.ha⁻¹) ne différaient pas de celui en culture pure (8,4 tMS.ha⁻¹) tandis que la production de matière sèche aérienne et l'absorption d'azote étaient augmentées. La teneur en nitrate à 1 m de profondeur était diminuée de 47% sous le traitement avec culture sous couvert (Zhou et al., 2000). La régulation de la profondeur de la nappe d'eau n'a eu ici aucun effet sur le rendement ; ce qui peut indiquer que la culture principale n'a pas connu de stress hydrique (NDLR). Dans le Finistère, la quantification de la teneur en nitrate de l'eau percolée et de la lixiviation d'azote sous 3 traitements, culture semée le 17 juin 2004 sous couvert de maïs, culture intermédiaire semée le 04 octobre 2004 après maïs et sol nu après maïs a abouti aux à 27, 37, 67 mgNO₃.l⁻¹ et 21, 28 et 57 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ respectivement (Besnard, 2004 cité par Ferchaud et al., 2006), correspondant à un abattement de plus de 50% du premier par rapport au dernier. Ces références ne sont pas assez nombreuses et insuffisamment inscrites dans la durée pour estimer l'abattement moyen généré par le semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs. Elles montrent que cette technique est plus efficace qu'un semis de culture intermédiaire après la récolte du maïs grain et probablement plus que l'enfouissement de cannes de maïs. Cette pratique nécessite une adaptation des méthodes de fertilisation et de désherbage de la culture hôte.

Cas des mélanges d'espèces incluant une légumineuse. Les références consultées montrent que les mélanges entre espèces légumineuses et non-légumineuses ont une efficacité en termes d'abattement de la lixiviation nettement supérieure aux premières et proches des secondes. Dans les systèmes de culture biologique, les cultures intermédiaires peuvent avoir aussi une finalité d'engrais vert (Fowler et al., 2004). Ces auteurs ont comparé à l'aide de lysimètres de 30 cm de profondeur, trois cultures d'engrais vert (avoine, lupin, mélange avoine-lupin) et un témoin en sol nu pour leur capacité à piéger l'azote pendant l'hiver et à fournir de l'azote à une culture subséquente en Nouvelle Zélande. Les pertes par lixiviation cumulées de mars à octobre ont été similaires dans les trois traitements d'engrais verts (4,1 à 4,9 kgN.ha⁻¹), et significativement inférieures à celles de la jachère (8,4 kg kgN.ha⁻¹). La réduction de la lixiviation est au désavantage du lupin, mais l'écart est faible car la variété de lupin est avec pivot. Le mélange avoine-lupin montre une efficacité équivalente à l'avoine seule. Une autre étude a été effectuée dans le contexte d'agriculture biologique sans élevage et dans les conditions sèches de l'Autriche (Rinnofner et al., 2008, déjà cités). Quatre traitements ont été comparés en 2002 et 2004: (1) mélange de légumineuses ; (2) mélange de non-légumineuses ; (3) mélange de légumineuse et non-légumineuses (=1+2), et (4) sol nu en interculture. Les traitements 2 et 3 sont équivalents et les plus efficaces dans la réduction de la concentration en nitrate de la solution du sol mesurée dans des bougies poreuses à 140 cm de profondeur (-20 mgN.l⁻¹) pendant l'année à pluviométrie moyenne. Elle était réduite néanmoins d'environ - 10 mgN.l⁻¹ par le traitement 1. Toujours en contexte d'agriculture biologique au Danemark, en système céréalier de printemps, l'effet d'une culture intermédiaire trèfle-graminée semée sous couvert d'une légumineuse et avant blé de printemps puis triticales d'hiver est testé à l'aide de lysimètres (Hauggaard-Nielsen et al., 2009, déjà cités). Les auteurs concluent que l'introduction de la culture intermédiaire permet un abattement statistiquement significatif de la teneur en nitrate des eaux drainées. Cependant, l'examen des figures et tableaux montre que cet abattement n'est positif que pour les précédents haricot (50%) voire pois (10%), alors qu'il conduirait à un effet inverse pour les précédents lupin et avoine. Aucune explication n'est donnée. Ce contre-exemple montre que les mélanges, tout comme les cultures intermédiaires, n'ont pas une plasticité illimitée. Dans un essai en système légumier en sol limono-argileux gonflant en Oregon (USA), deux types de culture intermédiaire ont été successivement testés avec 3 doses d'azote. Pendant 7 ans, une culture intermédiaire de triticales semé fin septembre et enfoui fin mars donne un abattement de la concentration 41, 37 et 34% pour les doses 0, 80 et 180 kgN.ha⁻¹ respectivement. Un mélange vesce-triticales induit un abattement de la concentration de 41, 32, et 19% pour les mêmes doses respectivement (Feaga et al., 2009). En supposant que la variabilité climatique soit

assez lissée en 3 ans, il apparaît que le mélange a une efficacité comparable à celle de la culture intermédiaire de graminée pure aux faibles doses d'engrais azoté mais pas aux fortes doses.

En conclusion, les résultats sur l'efficacité des repousses sont cohérents avec ceux obtenus sur les cultures intermédiaires ; cependant, une plus grande variabilité est à attendre, compte tenu de la moindre maîtrise de leurs conditions de levée. Dans la décision de ne compter que sur les repousses, il faut intégrer les aspects parasitaires. Les références sur l'abattement de la teneur du nitrate dans l'eau de percolation permis par le semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs montre qu'il existe un réel enjeu à favoriser cette pratique. Son extension nécessite une optimisation de la conduite de l'association, afin de maximiser à la fois le rendement de la culture principale et le piégeage de l'azote, en fonction du contexte pédoclimatique. Les résultats sur les mélanges légumineuse / non-légumineuse sont cohérents avec ceux obtenus sur l'effet de réduction du stock de N minéral du sol (cf. section 4.1.3). Ce type de mélange combine les effets positifs de la non-légumineuse et des légumineuses. Cependant, l'introduction de ce mélange dans un contexte de forts excédents d'azote pose question au regard de certains résultats et aussi un plan systémique. Dans ce contexte, la complémentarité entre différentes espèces non-légumineuses maximisant le piégeage mériterait d'être étudiée.

Facteurs pédoclimatiques influençant le piégeage ou la vitesse de transfert du nitrate

Le contexte climatique est un élément essentiel pour déterminer tant l'efficacité moyenne que les aléas à l'échelle interannuelle. Après une expérimentation numérique conduite sur les pédoclimats des USA, Meisinger et al. (1991) concluent que les cultures intermédiaires ont un impact plus fort dans le Sud humide et dans les zones irriguées, mais ont un impact positif partout. Cela est confirmé par Hooker et al. (2008) pour les conditions irlandaises, qui sont humides et tempérées. La moyenne de la concentration de la solution du sol de NO_3 était réduite de 38 et 70% lorsqu'une culture de couverture a été utilisée, et les pertes totales de N pendant l'hiver étaient réduites de 18 et 83%. Cependant, les résultats de cette étude soulignent aussi l'importance du volume de drainage et des températures hivernales sur les concentrations de NO_3 dans la solution du sol et l'ensemble de pertes en azote. Le climat méditerranéen génère un drainage plus faible et plus variable. Dans l'étude menée pendant 3,5 ans en Espagne sur le remplacement de la jachère nue par une culture de couverture (vesce ou orge), les pertes sont estimées par défaut de bilan ^{15}N apporté sur maïs. L'introduction d'une culture intermédiaire réduit les pertes seulement une année, et seulement avec l'orge (Gabriel et al., 2011). Les aléas climatiques peuvent conduire à des résultats contradictoires entre années. La forte variabilité interannuelle des concentrations et de leur réduction par les cultures intermédiaires est soulignée par Feaga et al. (2009), déjà cités. La réduction voire l'annulation 5 fois sur 11 de l'effet CI est due à la précocité des pluies d'automne. La lixiviation d'azote dans les drains, l'absorption d'azote dans les cultures et l'azote minéral dans le sol ont été mesurés dans un limon sableux drainé artificiellement à 90 cm de profondeur (Aronsson et Torstensson, 1998). La lixiviation de l'azote a été réduite de 40-50% avec les cultures intermédiaires par rapport au témoin durant les deux années où leur implantation a réussi, tandis que la troisième année, elle a été plus élevée dans le traitement culture intermédiaire. Cette augmentation a été causée par une mauvaise implantation de la culture intermédiaire, coïncidant avec une minéralisation accrue des résidus de la culture intermédiaire précédente.

Un système de culture intermédiaire interagit avec le sol. Le type de sol joue sur les trois composantes de la "*timely competition*" ou compétition temporelle : transfert, enracinement, minéralisation. Des simulations de scénarios conduites par Dorsainvil (2002) ont croisé les facteurs site, profondeur du sol, état initial et date de destruction. L'effet de la profondeur du sol dépend de la quantité drainée (climat) et de la répartition initiale de l'azote dans le profil. La quantité lixiviée est d'autant plus faible que la destruction est tardive sous sol superficiel et en climat océanique. Le transfert est lié à la texture. Dans un sol sableux, à Junvedad ($\text{RU} = 76 \text{ mm}$), le retard de croissance des cultures intermédiaires par rapport au début de drainage les défavorise (Askeggard et al., 2005). Les auteurs soulignent un effet notoire de la réserve utile du sol sur la lixiviation. Cependant, le modèle impliquant le seul paramètre de capacité de rétention en eau considère que le transfert de l'eau ne se produit qu'au sein de la seule microporosité du sol. A l'opposé, dans les sols de texture argileuse, les résultats sont plus variables entre sites. Stenberg et al. (1999) nuancent l'intérêt des cultures intermédiaires en culture de printemps (avoine, orge, blé) : sur 4 saisons culturales en sol argilo-sableux, les auteurs ne mesurent qu'une différence (non significative) de 7% du flux lixivié (sur $31 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). Cette piètre performance du ray-grass, pourtant semé sous couvert de l'orge, peut s'expliquer par l'occurrence précoce du drainage deux années sur 4 et par la présence d'adventices sur le témoin (voir section 4.1.3). Dans les sols argileux de l'Oxfordien (55-60% d'argile), les fissures influencent fortement le mouvement de l'eau dans le sol (Catt et al., 1998). Il est probable que des

contraintes physiques compliquent l'implantation des cultures intermédiaires dans ces sols ; mais la conclusion des auteurs sur l'avantage des rotations à culture d'hiver en termes de lixiviation s'appuie sur un dispositif insuffisant. L'étude d'Aronsson et al. (2011) a montré que la lixiviation y est moindre qu'en sol sableux, mais que les cultures intermédiaires y sont efficaces (Figure 4-18). Ces auteurs suggèrent : "les sols argileux ne sont pas prioritaires pour l'introduction de culture intermédiaire avec un traitement au glyphosate ou pour l'emploi du non-travail du sol en automne". Les raisons sont que le risque global de lixiviation d'azote est faible et les bénéfices attendus sur la lixiviation peuvent être contrecarrés par les risques de lixiviation du glyphosate. De plus, il n'y a pas de réduction des pertes de phosphore. Pour le sol sableux, couvrir le sol jusqu'en novembre ou en avril permet de réduire la forte lixiviation comparativement à une destruction de mi-septembre ou mi-octobre. Cela implique un difficile compromis entre la maîtrise de la lixiviation et celle des adventices. L'étude de Feaga et al. (2009) en sol limono-argileux gonflant dans un essai en système légumier, en Oregon (USA), donne des résultats bien étayés et cohérents. Le site est équipé de lysimètres à mèches dont la fiabilité est avérée. Pendant 7 ans, un triticale semé fin septembre et enfoui fin mars donne une amplitude de concentration de 16-50 vs 27-76 mgNO₃.l⁻¹ en sol nu puis pendant 3 ans, un mélange vesce-triticale donne une amplitude de concentration de 25-58 vs 42-71 mgNO₃.l⁻¹. L'examen des Figures 4-16 (marnes) et 4-18 (Lanna) montre que l'abattement relatif de lixiviation par rapport au témoin sans culture intermédiaire peut être conséquent. La variabilité des résultats entre sites peut être due à deux éléments : les difficultés d'implantation de la culture intermédiaire à cause des contraintes physiques ; la moindre sensibilité des sols à la lixiviation qui réduit l'amplitude de l'abattement en valeur absolue, sauf s'ils sont très superficiels ou avec des cracks (fissures profondes liées aux alternances humectation-dessication). Enfin, les contraintes de destruction de la culture intermédiaire, à cause de la faiblesse de la vitesse de ressuyage, sont un autre aspect à prendre en compte (cf. Chapitre 9).

La structure du sol elle-même peut conduire à modifier l'efficacité d'une culture intermédiaire. Les propriétés physiques du sol peuvent évoluer rapidement, en cas d'artificialisation du milieu (drainage) ou de changement de stratégie de travail du sol, ou à long terme avec la répétition des cultures intermédiaires elles-mêmes (cf. Chapitre 5). Les résultats de Hooker et al. (2008) montrent que la pratique des cultures intermédiaires interagit de façon significative avec l'option labour / non-labour permanent (Tableau 4.13a). Les raisons données sont les différences de type de percolation entre les deux systèmes. A l'opposé, les données obtenues sur le site de Boigneville (Tableau 4.13b) pour un système similaire mais dans un autre pédoclimat montre la similarité de l'efficacité des cultures intermédiaires dans les deux systèmes. Le drainage précis par modalité de travail du sol n'est pas connu dans ce dernier site. Il est donc probable que l'existence d'une interaction soit spécifique au site ou à la durée d'étude.

Site, rotation		a) Teagasc (Irlande), avoine-orge		b) Boigneville (France), blé-orge-pois	
		Travail réduit	Labour	Semis direct	Labour
Teneur mgNO ₃ .l ⁻¹	Sol nu	159	146	65	90
	CI	48	94	43	57
	Abattement % (SN)	-70%	-35%	-34%	-37%
Drainage moyen (mm/an)		278	223	142	142
Texture, profondeur		sable graveleux, 50 cm,		argilo-calcaïque, 90 cm	
CI (espèce, fréquence)		moutarde, 1/an pendant 2 ans		moutarde, 1/an pendant 17 ans	
Années		2003/2005		1992/2008	
Référence		Hooker et al., 2008		Constantin et al., 2011	

Tableau 4.13. Effets croisés du mode de travail du sol (à long terme) et de la présence/absence de CI sur deux sites en Europe

En conclusion, le caractère "*site specific*" de la lixiviation s'applique entièrement pour juger de l'efficacité des cultures intermédiaires. Il est toutefois probable que leur généralisation conduise à réduire, en valeur absolue, la variabilité spatio-temporelle de la concentration de l'eau de percolation. A l'échelle locale, une démarche à la fois déterministe et fréquentielle est nécessaire pour prendre en compte les propriétés physico-chimiques du milieu et la variabilité de son climatique, respectivement.

4.1.5.4. Conclusion

Les études des impacts des cultures intermédiaires en comparaison au témoin en sol nu montrent que la réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation est en moyenne de 55% pour des cultures intermédiaire non légumineuses tandis que la réduction du drainage maximale de l'ordre de 30 à 50 mm selon les conditions. Cette réduction (ou abattement) est significative dans 90% des cas dans les études annuelles et dans plus de 95% des situations pour la lixiviation et dans 99% des cas pour la concentration en nitrate de l'eau de percolation, dans les études pluriannuelles intégrant une culture intermédiaire par an. La variabilité de l'abattement diminue par effet de lissage à l'échelle interannuelle. Cette réduction est due, de façon très prédominante, à l'effet du piégeage par la culture intermédiaire, plutôt qu'à un moindre drainage, sauf en cas d'année climatique très atypique. L'efficacité du piégeage de l'azote est très sensible à la date de levée de la culture intermédiaire en interaction avec le climat et l'espèce botanique. En cas de fort excès d'azote dans le profil (notamment suite à une sur-fertilisation ou en cas de minéralisation accélérée de produits organiques), la culture intermédiaire ne permet de réduire que partiellement le surplus d'azote.

La réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation est, en moyenne, deux fois plus importante pour les cultures intermédiaires non-légumineuses que pour des cultures intermédiaires légumineuses pures. Cependant, l'efficacité de ces dernières reste en général significative. Les mélanges de cultures intermédiaires légumineuses et non-légumineuses apparaissent combiner les avantages des unes et des autres ; l'évolution de la composition spécifique des mélanges dépend des conditions pédoclimatiques et techniques locales ; cette plasticité semble favoriser une efficacité en terme de prévention de la lixiviation. L'efficacité de ces mélanges en situation de fort excédent d'azote n'est pas garantie. Les repousses peuvent avoir une efficacité certaine si elles sont bien gérées.

L'efficacité de la réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en azote des eaux de percolation dépend très fortement de la concurrence dynamique entre les processus de transfert d'azote en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire (puis la minéralisation des résidus). Plusieurs facteurs influent sur l'équilibre entre ces phénomènes concurrents : du côté culture, en priorité la date de levée de la culture intermédiaire, sa profondeur d'enracinement puis sa date de destruction ; du côté pédoclimat, la profondeur de sol, la distribution de l'azote dans le profil du sol et l'intensité des précipitations. La complexité de ce système dynamique (en anglais : "*timely competition*") explique la grande variabilité des résultats obtenus en termes de quantités lixiviées.

L'utilité potentielle des cultures intermédiaires dépend donc du type de sol et du climat. Leur efficacité est manifeste sous climats très pluvieux, alors que dans des situations à drainage faible ou fort aléa climatique, les résultats sont très variables, parfois contradictoires. Les caractéristiques du sol influent sur la vitesse de transfert de l'azote, la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire, la minéralisation des résidus, qui influencent la lixiviation. Le risque de lixiviation est d'autant plus grand que les sols sont peu profonds et de texture grossière ; les durées de couverture doivent y être suffisantes pour coïncider avec la période de drainage ; une implantation tardive ou une destruction précoce peuvent en réduire l'efficacité. Dans le cas opposé des sols argileux lourds, si l'abattement de concentration est souvent comparable, en terme relatif, à celui des autres sols, il est inférieur en valeur absolue, du fait de leur moindre sensibilité à la lixiviation, et ce, d'autant plus s'ils sont profonds. Il s'y ajoute des contraintes d'implantation (et/ou de destruction) dues à leur forte cohésion à l'état sec et leur faible vitesse de ressuyage.

4.1.6. Conclusion

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne apparaissent potentiellement complémentaires à la fertilisation raisonnée car ils ne s'appliquent pas à la même période d'action ni au même processus. Réciproquement, la fertilisation raisonnée doit intégrer les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire ou au contraire les éventuels effets positifs d'apport d'azote (cf. section 4.2.2). Cependant, l'effet de l'enfouissement des pailles peut être concurrentiel de celui de la culture intermédiaire en termes de piégeage dans l'horizon superficiel. Si le stock d'azote minéral de cet horizon est faible, cette concurrence peut compromettre la croissance initiale de la culture intermédiaire (cf. section 4.1.3). S'il est au

contraire très élevé, les effets de la culture intermédiaire et de l'enfouissement peuvent se conjuguer, à condition que les résidus du précédent soient pauvres en azote. Parallèlement, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'eau. La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour gérer les stocks d'eau et d'azote dans le profil.

La quantité d'azote piégée dans la biomasse d'une culture intermédiaire dépend de la date, des conditions d'implantation et de sa durée de fonctionnement, ainsi que de l'azote disponible dans le sol et de l'espèce de la culture intermédiaire ; elle peut atteindre 100 kgN.ha⁻¹ avec des graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères ou avec des légumineuses, mais en partie grâce à la fixation symbiotique. Elle est incomplètement mais positivement corrélée à la variation de stock d'azote minéral entre les traitements culture intermédiaire et sol nu en automne. Ces deux grandeurs sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation, sauf pour les légumineuses. La réduction effective de la lixiviation dépend du climat et de l'antériorité de la phase d'absorption sur la phase de drainage et donc de transfert du nitrate.

A l'échelle annuelle, l'introduction d'une culture intermédiaire permet une réduction significative des pertes d'azote par lixiviation, dans la très grande majorité des essais, mais est variable en intensité suivant les sites, l'espèce et les conditions d'implantation et de destruction. Le caractère local dans le temps et l'espace, à la fois des conditions de la croissance de la culture intermédiaire et de la lixiviation, explique cette variabilité. L'introduction d'une culture intermédiaire est un "fait technique", et la réponse d'un milieu à tout fait technique n'est pas univoque (Gras et al., 1987). Les facteurs qui influencent l'efficacité à l'échelle annuelle des cultures intermédiaires sont multiples et interactifs : "L'impact des cultures intermédiaires sur la qualité de l'eau est site-spécifique et dépend de la pluviosité et des températures hivernales du site, de la capacité de rétention en eau et des propriétés hydrauliques du sol, de la teneur en MOS et des résidus de culture et des quantité et date d'application des apports précédents d'azote." (Meisinger et al., 1991).

A l'échelle d'une rotation culturale, la fréquence des cultures intermédiaires et la profondeur maximale d'enracinement des cultures jouent sur l'efficacité moyenne. Sur des essais pluriannuels avec une culture intermédiaire semée chaque année, l'effet de la culture intermédiaire sur la concentration en azote des eaux de percolation s'est avéré important et significatif dans la quasi-totalité des situations ; la réduction est en moyenne de 56% par rapport au témoin sol nu pour le groupe de cultures intermédiaires en graminées, le plus représenté. Dans des contextes autres, à cause d'exigences écologiques différentes, l'efficacité moyenne des crucifères est comparable à celles des graminées. Celle des légumineuses est en moyenne deux fois moindre mais non nulle, tandis que les mélanges de légumineuses et non-légumineuses réunissent le plus fréquemment les avantages des deux types. Cela demande d'établir un compromis entre les exigences écologiques des différentes espèces. Leur complémentarité sur le plan de la résistance au stress hydrique automnal mériterait aussi d'être investiguée.

L'impact d'une généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire est dépendant de la structure de son assolement, en particulier la représentation des périodes d'interculture longues à l'échelle de la rotation, mais aussi des successions de cultures. Cependant, les cultures intermédiaires peuvent être également un levier d'une re-conception des systèmes de culture dans une démarche de prévention de la lixiviation, qui peut aboutir à changer l'assolement lui-même.

4.2. Conséquences des CIPAN sur la culture suivante

4.2.1. Effet sur le bilan hydrique de la culture suivante

Bien que fréquemment mentionné par les agriculteurs, l'effet des cultures intermédiaires sur l'alimentation hydrique de la culture suivante est rarement pris en compte dans les publications concernant les climats tempérés. De fait, cette perception est plausible en cas de destruction tardive au printemps d'une culture dérobée visant à en maximiser la production. Cependant, les publications n'ont pas permis d'investiguer ce mode de conduite qui sort du cadre de l'étude. Celle-ci concerne les cultures intermédiaires à des fins de prévention de la lixiviation ou de l'érosion. Nous n'avons identifié que 17 références mentionnant l'état du stock d'eau du sol au semis de la culture suivante, et seulement 9 évoquant l'effet des cultures intermédiaires sur l'alimentation hydrique de la culture suivante.

4.2.1.1. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur le stock d'eau du sol au semis de la culture suivante

En conditions de climat semi-aride

L'utilisation de l'eau par la culture intermédiaire est largement reconnue comme un problème pour la culture suivante sous les climats secs (Thorup-Kristensen et al., 2003). Unger and Vigil (1998) fixent la limite climatique à $P/ETP < 0,5$ car en dessous de ce seuil, l'utilisation de l'eau par les cultures intermédiaires réduit fortement les rendements des cultures suivantes et la recommandation est plutôt de mettre en place un mulch.

Par exemple, en Californie, Mitchell et al. (1999) rapportent une réduction du stock d'eau dans le sol de 70 mm en moyenne après une culture intermédiaire d'orge ou de vesce détruite tardivement (mi-mars), conduisant à une réduction significative de la croissance de la culture suivante. Corak et al. (1991), dans le Kentucky, observent lors de deux années sèches une réduction de 30 mm du stock d'eau dans le sol après une culture intermédiaire de vesce détruite au semis du maïs suivant. Cependant, l'effet sur le stock d'eau du sol de la transpiration des cultures intermédiaires peut être faible dans le cas de destructions précoces, et compensé par une amélioration des propriétés hydrologiques des sols (augmentation de la perméabilité, réduction du ruissellement), comme l'ont montré les études de modélisations en Californie de Joyce et al. (2002) et Islam et al. (2006).

En conditions de climat subhumide à humide

Dans les zones subhumides à humides, ($P/ETP > 0,5$, soit environ 750 mm de précipitations en Amérique du Nord d'après Unger et Vigil, 1998), l'effet des cultures intermédiaires sur la réserve hydrique à l'implantation de la culture suivante dépend essentiellement de la pluviométrie et de la date de destruction du couvert (Unger et Vigil, 1998 ; Thorup-Kristensen et al., 2003).

Lorsque la date de destruction de la culture intermédiaire est tardive, des diminutions significatives de la réserve hydrique du sol peuvent être observées. Ainsi Zhu et al. (2003) dans le Missouri montrent que des cultures intermédiaires de graminées détruites très tardivement (avril) conduisent à une réduction de 38% en moyenne de la réserve hydrique du sol. Ewing et al. (1991), en Caroline du Nord, montrent que la destruction très tardive d'un trèfle incarnat (1 semaine avant ou le jour du semis de maïs) réduit la réserve hydrique dans les 15 premiers centimètres du sol de 28 à 55% selon les années, et recommandent de détruire le trèfle au moins 7 à 10 jours avant le semis du maïs.

Sous climat tempéré intermédiaire

Dans tous les autres cas, aucun effet dépressif significatif sur la réserve hydrique au semis du suivant n'est observé, dans les contextes variés du Royaume-Uni (Allison et al., 1998 ; Garwood et al., 1999), de l'Amérique du Nord (Griffin et al., 2009 ; Isse et al., 1999 ; Logsdon et al., 2002 ; Strock et al., 2004) de l'Autriche (Rinnofner et al., 2008) et du nord de la France (Beaudoin et al., 2005 ; Justes et al., 1999). Au contraire, dans le Nord Dakota, Badarrudin et Meyer (1989) montrent que des légumineuses conduisent à une augmentation de 30 mm de la réserve en eau dans les 30 premiers centimètres du sol au printemps, par rapport à un sol nu.

Une compilation d'essais réalisés en France (Cohan et al., 2011) montre que les différences d'humidité du sol avec le témoin à la fin de l'interculture varient entre +3% et -6%, les diminutions les plus marquées apparaissant plutôt dans les horizons profonds. Cependant, ces différences sont gommées par les pluies survenant entre la destruction du couvert et le semis du suivant, et ne persistent jusqu'au semis de la culture suivante que pour les dates de destruction les plus tardives.

4.2.1.2. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur l'alimentation hydrique de la culture suivante

Dans les conditions de climat tempéré, toutes les études collectées évoquant l'effet de l'évapotranspiration des CI sur l'alimentation hydrique de la culture suivante concluent à un effet non significatif (Badaruddin et Meyer, 1989 ; Allison et al., 1998 ; Garwood et al., 1999 ; Griffin et al., 2009 ; Isse et al., 1999 ; Rinnofner et al., 2008 ; Strock et al., 2004).

Dans des cas extrêmes de destructions très tardives de ray-grass, une diminution de 10 à 25% du rendement du maïs a été observée dans le Nord de la France (Cohan et al., 2011), attribuée en partie au déficit hydrique.

Cependant, d'une manière générale, il est difficile de quantifier l'effet spécifique de l'évapotranspiration de la culture intermédiaire sur l'alimentation hydrique de la culture suivante, d'une part car, dans les expérimentations, la gestion des résidus de la culture intermédiaire (mulch, incorporation...) peut influencer le bilan hydrique du suivant, et d'autre part du fait des interactions entre les facteurs eau et azote.

4.2.1.3. Conclusion

La mise en place de cultures intermédiaires en climat tempéré n'induit pas de fortes modifications de la réserve en eau du sol au semis du suivant, sauf si sa destruction intervient très tardivement. Cette conclusion est cohérente avec celle établie sur l'impact des CI sur le drainage d'eau. Excepté dans des cas extrêmes, aucun effet significatif sur l'alimentation hydrique de la culture suivante n'a pu être démontré.

4.2.2. Effet azote sur la culture suivante

4.2.2.1. Introduction

Les expériences de terrain menées dans des sols et des conditions climatiques variés à l'échelle de la rotation ont montré que la libération de l'azote après incorporation d'une culture intermédiaire et son utilisation par les cultures suivantes peuvent être très variables (par exemple, Mitchel et Teel, 1977 ; Thorup-Kristensen, 1994 ; Vos et Van der Putten, 2001 ; Olesen et al., 2007). Outre la difficulté d'extrapoler les résultats à d'autres conditions expérimentales, le principal point soulevé par Thorup-Kristensen (1993) concerne la concurrence par préemption d'azote minéral du sol causée par les cultures intermédiaires. L'assimilation de l'azote par la culture suivante peut être réduite après une culture intermédiaire, parce l'azote minéralisé issu de la décomposition des résidus ne peut pas compenser l'épuisement en azote minéral dans le sol qui s'est produit pendant la croissance de la culture intermédiaire.

L'effet azote d'une culture intermédiaire sur la culture suivante a été explicité de la façon suivante par Thorup Kristensen et Nielsen (1998). L'absorption de l'azote (Nabs) issu du pool inorganique du sol (Nmin) vers un pool d'azote organique dans la culture intermédiaire, va protéger l'azote contre la lixiviation. Après l'incorporation, une fraction (m) de l'azote de la culture intermédiaire est minéralisée et devient à nouveau disponible. Cependant, tout le stock d'azote disponible dans le sol à l'automne n'est pas perdu par lixiviation pendant l'hiver. Une fraction (r) de l'azote absorbé par les cultures intermédiaires aurait été retenue au sein de la zone d'enracinement même sans culture intermédiaire. L'apport d'azote (Neff, kgN.ha⁻¹) d'une culture intermédiaire à la culture suivante est donc :

$$\text{Neff} = (m - r) \times \text{Nabs}$$

m = fraction minéralisée de la quantité d'azote absorbé (Nabs) accessible à la culture, où $0,1 < m < 0,5$; $m = f(C/N, \text{lignine})$
 r = fraction de Nabs qui serait restée dans le sol si le sol était resté nu

Le terme r peut être assimilé au terme $(1-f)$, où f est la fraction lixiviée du surplus de stock d'azote minéral du témoin en début de drainage du sol. Un indicateur de la valeur de f est le rapport drainage/capacité de rétention en eau sur la profondeur d'enracinement, qui représente le taux de renouvellement du stock d'eau total du profil (Mary et al., 1997). Cependant, non seulement le stock total d'azote minéral, mais aussi sa répartition dans le profil, sont fortement affectés par la culture intermédiaire (Thorup-Kristensen et al, 2003). Cela justifie donc d'utiliser un modèle prenant en compte la distribution spatiale de l'azote minéral.

Le modèle sol-plante de simulation DAISY (Hansen et al, 2001) a été évalué pour sa capacité à simuler les effets de cultures intermédiaires sur les valeurs de Nmin et Neff au printemps (Thorup Kristensen et Nielsen, 1998). Ce modèle a été en mesure de prédire une grande partie de la variation de Nmin mesurée au printemps ($r^2 = 0,48$). Des scénarios, faisant varier le sol, les conditions climatiques, et la profondeur d'enracinement de la culture suivante ont été simulés (Tableau 4-14). Des simulations de r (fraction de Nabs qui serait restée dans le sol nu) avec le modèle sol-culture Daisy ont donné :

Prof. init. N min (m)	Profondeur enracinement (m)	D = 175 mm CR = 375 mm D/CR = 0.46	D = 375 mm CR = 150 mm D/CR = 2.50
0,00 – 0,25	0,25	0,06	0,01
0,00 – 0,25	0,50	0,19	0,00
0,00 – 0,25	1,00	0,71	0,01
0,50 – 0,75	1,00	0,24	0,00

Tableau 4-14. Simulations de la fraction "r" du stock d'azote minéral présent à l'initialisation du modèle le 1^{er} octobre encore retenue par le sol le 20 avril, en fonction de la position initiale de l'azote dans le profil, de la profondeur d'enracinement de la culture suivante et des conditions pédoclimatiques (D = drainage ; CR = capacité totale de rétention en eau). Simulation avec le modèle Daisy d'après Thorup Kristensen et Nielsen (1998) et calcul de D/CR d'après Mary et al. (1997).

Le terme Neff croît avec le rapport C/N des résidus de la culture intermédiaire et la fraction lixiviée du stock d'azote minéral de début de drainage (cf. section 4.2.2.3). Le risque d'effet préemptif s'accroît aussi avec la date d'incorporation (Thorup-Kristensen et al., 2003) : une incorporation tardive au printemps changera les paramètres qualitatifs des résidus tel le rapport C/N, et conduira à ralentir leur minéralisation tout en contribuant à en concentrer le produit dans la couche supérieure. Neff dépend aussi de la profondeur d'enracinement et donc d'absorption de la culture suivante (Thorup-Kristensen et al., 2003). Si celle-ci est profondément enracinée, l'intensité de la lixiviation sous sol nu sera plus faible et le risque d'effet dépressif de la culture intermédiaire sera plus élevé. Il existe donc une corrélation négative entre risque d'effet dépressif et la profondeur d'enracinement, en interaction avec le drainage d'eau et le stock d'azote nitrique initial. Nombre de ces facteurs sont influencés par le climat : Meisinger et al. (1991) ont simulé l'impact des cultures intermédiaires sur l'ensemble des USA à l'aide du modèle EPIC (Erosion-Productivity-Impact-Calculator ; Williams et al., 1984 cités par Meisinger et al., 1991) ; ils concluent que les cultures intermédiaires présentent un grand potentiel d'amélioration de la teneur en azote dans le Sud-Ouest des USA et dans les zones arides irriguées, tandis que les effets sont moindres mais non nuls dans les zones du Nord des USA.

Ces simulations montrent donc que la stratégie pour la croissance des cultures intermédiaires doit être adaptée à la situation réelle, en particulier en fonction de l'intensité du lessivage prévu et de la profondeur d'enracinement de la culture suivante. D'autre part, la mesure du stock d'azote minéral de fin de drainage (appelée communément "reliquat") doit être pratiquée sur la profondeur d'enracinement de la culture suivante.

4.2.2.2. Effet des cultures intermédiaires pièges à nitrate sur le stock d'azote minéral de fin de drainage

Le formalisme de calcul de Neff (correspondant à $(m - r) \times N_{abs}$; cf. section 4.2.2.1) peut s'appliquer à la prédiction de la quantité d'azote minéral présente en fin de drainage en minorant le terme "m", car la minéralisation des résidus est alors inachevée tandis que le terme "r" est inchangé, car le drainage est alors terminé. Cela a deux conséquences :

- Le stock total d'azote minéral de fin de drainage après culture intermédiaire présente une forte probabilité d'être plus faible qu'après un sol nu en interculture, sauf quand la fraction lixiviée (f) est très proche ou égale à 1.0 et lorsque la minéralisation (m) des résidus est forte et précoce. Cependant, l'azote disponible après culture intermédiaire est normalement plus fortement concentré dans les couches supérieures du sol et moins dans les couches profondes qu'après un sol nu (Thorup-Kristensen et al., 2003).
- La variabilité spatio-temporelle du stock d'azote minéral en sortie hiver a une forte probabilité d'être moindre après culture intermédiaire qu'après sol nu, sauf cas extrêmes d'enfouissement précoce d'une culture intermédiaire riche en azote. Cela est dû à la variabilité de la quantité initialement présente avant drainage et de l'intensité de la lixiviation sous sol nu. En présence d'une culture intermédiaire, cette variabilité est diminuée à cause de l'effet de piégeage. Cette différence de variabilité est à prendre en compte dans la stratégie de mesure des "reliques de sortie d'hiver" au sein d'une exploitation.

Plusieurs exemples l'illustrent en montrant comment interagissent des phénomènes contradictoires.

Dans l'expérimentation sur un sol sableux au Danemark déjà citée (section 4.1.3), 10 espèces de plantes très différentes ont été comparées pour leur capacité à réduire le stock d'N minéral du sol à l'automne et leur capacité à fournir de l'azote à la culture suivante (Thorup-Kristensen, 1994). Leur capacité à réduire la teneur en azote minéral dans le sol a été dépendante à la fois de la profondeur des racines et de la persistance des cultures à l'automne. Pour les cultures intermédiaires non persistantes, la minéralisation est survenue pendant l'hiver, et pour certaines assez tôt pour qu'une partie de la quantité minéralisée soit lixiviée. Pour les cultures les plus persistantes, la minéralisation s'est produite peu après l'incorporation au printemps. Cela conduit à des valeurs variables de reliquat au printemps ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) : 35-50 sous non-légumineuses persistantes, 55 après sol nu, 55-85 après légumineuses et 60-105 après non-légumineuses gélives. Le contexte pédoclimatique conduit à ce que le reliquat sous sol nu soit moindre que sous culture intermédiaire, sauf pour les cultures intermédiaires non-légumineuses persistantes.

L'étude de Moller et al., (2009), déjà citée, n'intègre pas de témoin en sol nu mais montre l'impact de dates extrêmes d'incorporation, croisées avec la nature de la culture intermédiaire, dans un contexte d'agriculture biologique. Contrairement aux légumineuses en culture principale, des cultures intermédiaires légumineuses peuvent systématiquement fournir de l'azote à la culture suivante. Pour le quantifier, deux séries d'essais ont été conduites avec des cultures intermédiaires, les unes détruites en octobre avant une culture de blé (Figure 4-19a), les autres en février, avant une culture de pomme de terre (Figure 4-19b). Les cultures intermédiaires ont accumulé de 56 à 108 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans la biomasse aérienne, dont 30-70 $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ issus de la fixation symbiotique pour les cultures intermédiaires légumineuses, selon l'offre du sol en azote et la longueur de la période de croissance de la culture intermédiaire. La concentration en azote de la biomasse aérienne des cultures intermédiaires de légumineuses était beaucoup plus élevée, et le ratio C/N beaucoup plus faible, que pour le radis. Lorsque les cultures intermédiaires ont été incorporées début octobre, la lixiviation du nitrate à plus de 120 cm de profondeur a augmenté après cultures intermédiaires légumineuses. Cependant, la plupart de cet azote n'est pas descendu au-delà de 1,5 m de profondeur et a été récupérée plus ou moins par le blé d'hiver suivant. Au printemps, la disponibilité de l'azote pour le blé d'hiver ou la pomme de terre était beaucoup plus grande après des légumineuses pures ou en mélange, ce qui a permis une absorption d'azote et des rendements significativement plus élevés pour les deux cultures principales. On peut ajouter que les profils d'azote ne se sont différenciés entre traitements qu'après incorporation de la culture intermédiaire (a *versus* b). Ceux mesurés en mars sont fortement différenciés sur les deux essais, avec une gamme de variation similaire, mais un positionnement de l'azote dans le profil très différent (Figure 4-19a,b).

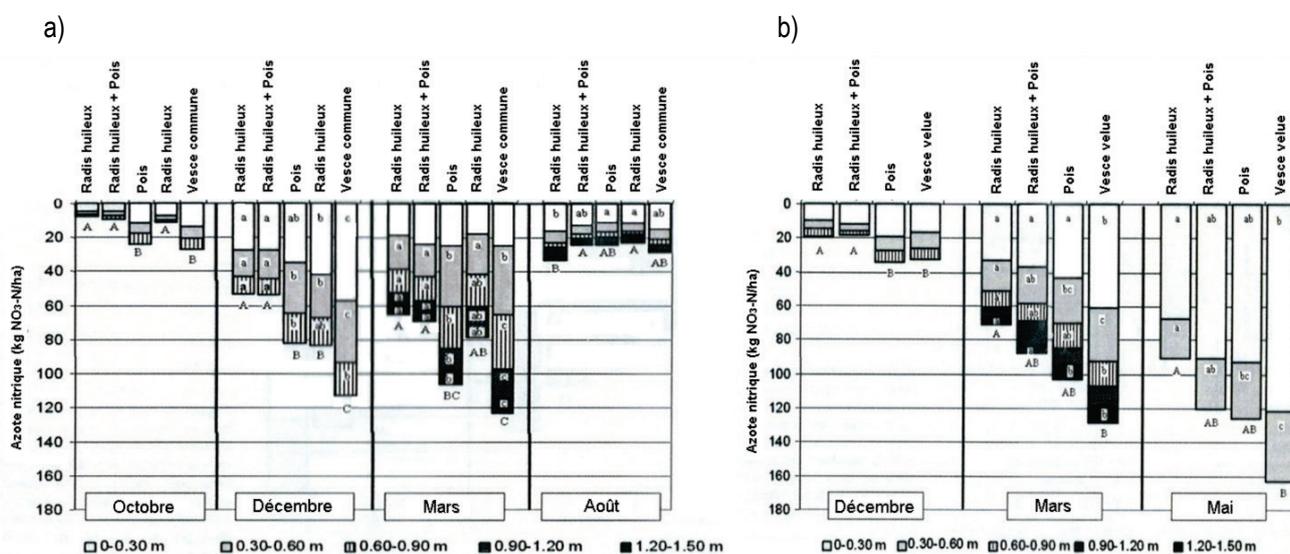


Figure 4-19. Suivi du stock d'azote minéral après culture et incorporation des résidus de culture intermédiaire dans un contexte d'agriculture biologique (Moller et al., 2009) : CI incorporée en octobre avant blé d'hiver (a) ou en février avant pomme de terre (b).

Les lettres capitales positionnées en bas des bâtonnets indiquent les groupes dont les cumuls d'azote sur le profil sont significativement différents.

4.2.2.3. Les facteurs expliquant la minéralisation des résidus de culture intermédiaire piège à nitrate

La culture intermédiaire est décomposée après sa destruction (cf. Chapitre 3) mais surtout après son incorporation dans le sol. La décomposition des résidus immobilise ou libère de l'azote minéral suivant son rapport C/N, selon un processus similaire à celui des résidus de cultures principales (cf. section "enfouissement de résidus de culture"); cet azote appartiendra transitoirement au pool d'azote organique microbien du sol. A moyen terme, l'azote issu des cultures intermédiaires va alimenter deux compartiments du sol, minéral et organique. Seul l'apport au pool minéral est traité dans ce chapitre. L'apport au pool organique est présenté dans le Chapitre 5 qui montre que la répétition des cultures intermédiaires a un impact notable à long terme sur le stockage de matière organique. La conséquence de ces effets cumulatifs est que la minéralisation basale du sol s'accroît à terme au prorata des entrées cumulées d'azote sous forme de culture intermédiaire (cf. section 4.3).

Méthodes : Différentes approches ont été utilisées pour quantifier la minéralisation de l'azote des résidus des cultures intermédiaires à l'échelle annuelle. La minéralisation de l'azote provenant des résidus de culture intermédiaire peut également être étudiée en utilisant le traçage avec l'isotope ^{15}N des résidus de la culture intermédiaire en expérimentation en micro-parcelles (Jensen, 1992 ; Thomsen et Jensen, 1994) ou en lysimètres après incorporation de résidus marqués au ^{15}N durant leur croissance (Chapot, 1995). Cependant, l'interprétation de ces expériences est compliquée par les effets de substitution résultant du fait que la minéralisation et l'immobilisation de l'azote du sol se produisent simultanément (Hart et al., 1996). Une autre méthode a été proposée par Justes et al. (1999), qui ont étudié l'effet de la destruction des résidus de culture intermédiaire sur la lixiviation des ions nitrate et la minéralisation nette de l'azote des cultures intermédiaires en utilisant le modèle de calcul LIXIM (Mary et al., 1999). La minéralisation de l'azote a également été étudiée en conditions expérimentales contrôlées en utilisant des expériences en pots : Thorup-Kristensen (1994) ont constaté que la libération de l'azote est relativement rapide et influencée par la qualité des résidus. Cette minéralisation peut aussi être évaluée en incubations de sol dans des conditions contrôlées, comme cela a déjà été réalisé par divers auteurs pour un large éventail de résidus de culture intermédiaire (Elers et Hartmann, 1988 ; Quemada et Cabrera, 1995 ; Breland, 1996 ; Vos et Van der Putten, 2001 ; Jensen et al, 2005).

Résultats : Ces études indiquent que la minéralisation en azote des résidus de culture intermédiaire est très variable. L'indicateur le plus robuste est incontestablement le ratio C/N, qui représente globalement la qualité biochimique des résidus. Ainsi, Nicolardot et al. (1995) ont étudié la décomposition de résidus de culture intermédiaire marqués par du ^{15}N au cours d'incubations de sol. D'autres études (Wivstad, 1997 ; Vanlauwe et al., 1997 ; Magid et al., 2004 ; Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005) ont montré que la qualité des résidus de culture intermédiaire peut différer largement de celle de résidus de végétaux matures, y compris les teneurs en azote des tissus végétaux. Ces différences sont susceptibles d'affecter les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote lors de la décomposition des résidus végétaux dans le sol. Néanmoins, seules quelques études ont, d'une part, quantifié conjointement la minéralisation du carbone et de l'azote à partir de résidus de culture intermédiaire et, d'autre part, évalué la performance de modèles de simulation en conditions réelles.

Comme indiqué par les divers auteurs ayant travaillé sur le sujet, les résidus de culture intermédiaire varient significativement dans leur composition (Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Justes et al., 2009). Les teneurs en azote minéral (principalement sous forme de nitrate) peuvent aussi être notables pour certains résidus issus de cultures intermédiaires ayant été implantées en situation de forte disponibilité en azote (Justes et al., 2009). La teneur en azote total contenu dans les résidus végétaux peut varier fortement, par exemple (Justes et al., 2009) de 1,36 à 4,10% de la matière sèche, celle du carbone organique en C est plus stable ($41,6 \pm 1,6\%$ matières sèches). Le ratio C/N varie donc fortement, avec des valeurs s'étageant de 9 à 40 (par exemple, Bagg et al., 2000 ; Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Justes et al., 2009 ; Gabriel et Quemada, 2011). Cette variabilité a des conséquences sur les bio-transformations de l'azote. Ainsi, Justes et al. (2009) ont montré que pour une gamme de résidus de cultures intermédiaires dont le ratio C/N variait de 9,5 à 34, étudiés au cours d'incubations de sol en conditions contrôlées, les taux de minéralisation en C étaient assez similaires, allant de 59% à 68% du carbone présent dans les résidus en 168 jours d'incubation à 15°C. Par contre, la minéralisation en azote des résidus s'est avérée beaucoup plus variable. Ainsi, pour un fort C/N, de l'ordre de 34, de l'organisation nette se produit de l'ordre de -20% de l'azote incorporé ($-4,9 \text{ mgN.g}^{-1}$ de C des résidus), indiquant que la décomposition des résidus induit une diminution de la disponibilité en azote minéral du sol. Toutefois, pour des valeurs de C/N

basses de l'ordre de 9,5, de la minéralisation nette se produit à hauteur d'environ 42% de l'azote organique contenu dans les résidus incorporés (38,0 mgN.g⁻¹ de C des résidus). Cet effet s'est avéré directement corrélé à la teneur en azote organique dans les résidus ou à leur ratio C/N (Justes et al., 2009).

L'effet de la disponibilité en azote du sol sur la concentration en azote total des résidus de récolte des cultures principales a été montré par de nombreux auteurs (par exemple Justes et al., 1999 ; Trinsoutrot et al., 2000b ; Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Magid et al., 2004). Cet effet est également vrai pour les cultures intermédiaires, comme rapporté par Wallgren et Linden (1994). L'azote disponible influe également sur le contenu en N minéral des cultures intermédiaires comme l'ont indiqué Thorup-Kristensen et al. (2003) et Justes et al. (2009), qui ont observé que l'azote nitrique peut représenter jusqu'à 25% du total en azote des résidus de culture intermédiaire. La composition biochimique des résidus de culture intermédiaire est également affectée par la disponibilité en azote. Trinsoutrot et al. (2000b) ont constaté des changements dans le contenu en hémicellulose, la cellulose et la lignine des résidus de colza avec des taux d'azote peu variables. Handayanto et al. (1995) ont rapporté que la fertilisation azotée affectait leur contenu en polyphénols mais pas en lignine. Les caractéristiques des cultures intermédiaires sont assez différentes de celles des résidus de culture échantillonnés au stade de maturité (Trinsoutrot et al., 2000a). Wivstad (1997) a montré que le contenu en azote diminue généralement avec l'âge de la plante, tout comme la composition biochimique est également affectée par l'âge des plantes (Vanlauwe et al., 1997). La paroi cellulaire et la teneur en lignine augmentent généralement avec l'âge de la plante (Wivstad, 1997). Magid et al. (2004) ont observé que le contenu en carbone soluble dans l'eau était plus élevé dans les cultures intermédiaires que dans les résidus de culture matures (pailles à la récolte). Thorup-Kristensen et al. (2003) ont constaté que la décomposition des résidus de culture intermédiaire dans le sol est en partie liée à leur composition biochimique. La cinétique de minéralisation en carbone des résidus de culture intermédiaire est plutôt homogène et varie beaucoup moins que celles observées pour les résidus matures (Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005). En effet, la variabilité de la composition biochimique des résidus de cultures intermédiaires est plus faible que celle observée pour les résidus matures. Dans ces études, la teneur en lignine peut représenter jusqu'à 20-23% du carbone total dans les résidus de récolte mûre, alors qu'elle ne représente que 10 à 15% des résidus de culture intermédiaire (Justes et al., 2009). La teneur en carbone soluble varie très fortement, de 2 à 47-57% du carbone total dans les résidus matures (Trinsoutrot et al., 2000a ; Jensen et al., 2005), tout comme pour les résidus de culture intermédiaire, de 13 à 39% (Justes et al., 2009).

Les facteurs intrinsèques de la qualité des résidus qui jouent un rôle dans la décomposition sont comparables pour les résidus de cultures intermédiaires jeunes et de récoltes matures (Trinsoutrot et al., 2000a). En revanche, la minéralisation de l'azote de la culture intermédiaire varie considérablement entre cultures intermédiaires, comme cela a été observé pour les résidus de récolte à maturité (Trinsoutrot et al., 2000a). Le principal facteur expliquant la minéralisation nette de l'azote est la teneur en azote du résidu végétal et le ratio C/N. De nombreux auteurs ont trouvé des relations significatives entre minéralisation de l'azote des cultures intermédiaires ou des résidus d'engrais verts et leurs teneurs en azote (Franzluebbbers et al, 1994 ; Thorup-Kristensen, 1994 ; Wivstad, 1999). La même conclusion a été retrouvée avec le ratio C/N (Franzluebbbers et al., 1994 ; Quemada et Cabrera, 1995 ; Clément et al., 1998 ; Jensen et al., 2005). La relation entre la minéralisation de l'azote et les caractéristiques biochimiques (teneurs en composés pariétaux et en polyphénols) n'a pas été mise en évidence de façon stable et pour une large gamme de résidus, comme indiqué par Thorup-Kristensen (1994) et Clément et al. (1998). Cependant, des relations significatives ont été établies avec des facteurs de qualité composites, plus complexes à mesurer que le ratio C/N ; on peut citer les ratios suivants : i) ratio C/N des fractions biochimiques (après extraction de type Van Soest, cité par Trinsoutrot et al., 2000a), ii) ratio polyphénols/N, iii) ratio (lignine + polyphénols)/N, ou encore iv) ratio lignine/N (Vanlauwe et al., 1997 ; Wivstad, 1999 ; Trinsoutrot et al., 2000a).

Ces résultats sont en accord avec la synthèse réalisée par Thorup-Kristensen et al. (2003) qui indique que l'effet de l'incorporation des résidus de culture intermédiaire sur la culture suivante est difficile à prédire sans modélisation. Le ratio C/N des résidus végétaux a été largement utilisé pour paramétrer les modèles afin de prédire la minéralisation de l'azote des résidus de récolte à maturité (par exemple, Whitmore et Handayanto, 1997 ; Hasegawa et al, 1999 ; Bruun et al, 2006) ou de culture intermédiaire (Torstensson et Aronsson, 2000 ; Blombäck et al, 2003 ; Müller et al, 2006). La relation étroite entre minéralisation de l'azote des résidus de culture intermédiaire de leur ratio C/N justifie son utilisation pour formaliser la minéralisation dans les modèles. Ainsi, le ratio C/N est utilisé pour formaliser et paramétrer le module de décomposition des résidus du modèle STICS (Brisson et al, 1998 ; Nicolardot et al., 2001). Ce travail a été également réalisé spécifiquement pour simuler les cinétiques de décomposition et de minéralisation en C et N des cultures intermédiaires pièges à nitrate (Justes et al., 2009) dans le modèle STICS (Nicolardot et al., 2001).

4.2.2.4. Conséquences pour la disponibilité en azote de la culture principale suivante

Au-delà de la connaissance de la dynamique de minéralisation de l'azote des résidus, il est nécessaire d'analyser la disponibilité de cet azote pour la culture suivante. Les quantités d'azote contenues dans la culture intermédiaire, les conditions climatiques et la nature de la culture suivante vont déterminer la proportion et la quantité d'azote qui seront utilisables pour la culture principale suivante. Ainsi dans l'expérimentation de Thorup-Kristensen (1994), sur 10 espèces différentes en sol sableux au Danemark, l'effet culture intermédiaire sur l'absorption de l'azote d'une culture d'orge suivante variait de 13 à 66 kgN.ha⁻¹; la variabilité entre cultures intermédiaires n'était pas due à un caractère unique, mais à une combinaison entre la profondeur des racines, la persistance, l'accumulation d'azote de la culture intermédiaire et aussi à l'état d'épuisement du stock d'azote minéral du sol au printemps. De nombreux travaux traitent de cette question, mais sans qu'un large consensus puisse être mis en évidence, comme on pouvait s'y attendre, compte tenu de la sensibilité de la lixiviation et du piégeage d'azote aux conditions de milieu, se croisant de plus avec la dépendance de l'effet N à la capacité d'absorption de la culture suivante. La variabilité des conditions de chaque expérimentation explique celle des résultats retrouvés dans la littérature.

Un seul point semble consensuel concernant la valeur maximum de l'effet de substitution d'intrant en azote, c'est-à-dire la réduction de fertilisation de la culture suivante permise par l'introduction d'une culture intermédiaire à la place du sol nu en interculture. On peut considérer qu'il sera au maximum de 60%, mais plus généralement inférieur à 50% (Thorup-Kristensen et al., 2003); ce fort niveau de libération d'azote est systématiquement observé en cas de cultures intermédiaires de légumineuses. Globalement la variabilité de la réponse est très large, indiquant des effets négatifs, nuls ou positifs (exemple, méta-analyse de Miguez et Bollero, 2005). Concernant les effets nuls ou légèrement négatifs, on peut citer les travaux de Baggs et al. (2000) qui ont montré que l'incorporation de résidus de culture intermédiaire (ratio C/N variant de 16 à 33) induit généralement de l'organisation nette avec peu ou pas d'effet sur une culture principale suivante d'avoine de printemps en Ecosse, sans doute parce que les quantités d'azote en jeu étaient faibles et que les conditions climatiques trop pluvieuses après incorporation n'ont pas permis que l'azote minéralisé de la décomposition des résidus de culture intermédiaire soit utilisé efficacement par la culture suivante.

Une méta-analyse a été réalisée par Miguez et Bollero (2005) à partir de 36 études réalisées aux USA et au Canada pour évaluer l'effet de cultures intermédiaires sur la culture du maïs suivante (Figure 4-20). Le ratio du rendement du

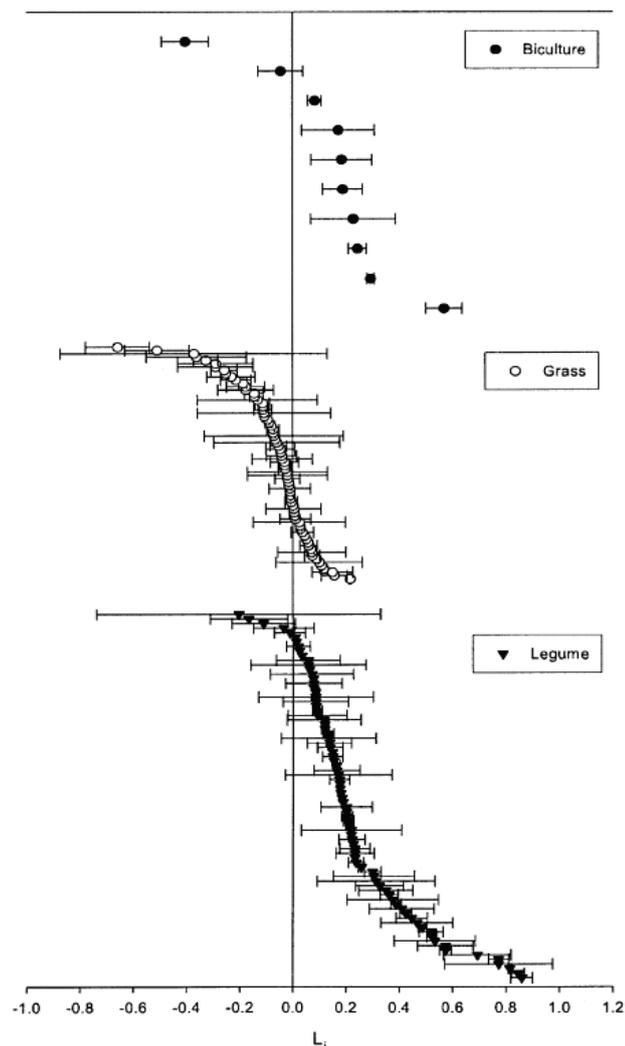


Figure 4-20. Equivalence en rendement de la culture suivante (maïs) de la culture intermédiaire, pour 3 classes de CI exprimé en ratio : $L_i = \text{Log} (\text{Rdt traitement} / \text{Rdt témoin})$. Méta-analyse de données d'Amérique du Nord (Miguez et al., 2005). L_i prend les valeurs -0.4, -0.2, 0.0, 0.2 et 0.4 quand le ratio des rendements est égal à 0.67, 0.82, 1.00, 1.22 et 1.49, respectivement. Pour chaque classe, l'effectif et le gain de rendement moyen (%) sont respectivement :

- Mélange Légumineuse + Graminée : (10), +21%,
- Graminée : (68), +0%,
- Légumineuse : (82), +24% (+37% si fertilisation du maïs < 100 kgN.ha⁻¹)

traitement avec culture intermédiaire / rendement du témoin est transformé avec la fonction Logarithme pour en normaliser la variabilité. Au-delà de la variabilité des résultats induite par les dates et conditions de semis et de destruction des cultures intermédiaires et les conditions climatiques, le type d'espèce utilisé comme culture intermédiaire détermine fortement l'effet sur la culture suivante. Cette synthèse indique que les cultures intermédiaires de graminées n'induisent pas d'effet positif pour le maïs suivant, qu'il soit fertilisé ou non, comme montré également par Schröder et al. (1996) avec du ray-grass. Une partie des études analysées indique même des effets négatifs, bien que ceux-ci soient faibles. Toutefois, Schröder et al. (1996) ont montré qu'un ray-grass recevant du lisier pouvait restituer de l'azote à la culture principale, illustrant l'effet de la quantité et de la teneur en azote des résidus de culture intermédiaire sur la disponibilité pour la culture suivante. Allison et al. (1998) ont montré que pour une large gamme de cultures intermédiaires non-légumineuses (phacélie, moutarde, radis ou repousses de céréales), l'effet sur la culture suivante était faible, voire nul, en système de culture en Angleterre car la quantité d'azote minéral au semis de la culture principale suivante (betterave sucrière) était peu modifiée. Ce résultat est interprété par les auteurs par un ratio C/N des résidus de culture intermédiaire de l'ordre de 20, induisant une faible libération d'azote par décomposition.

Par contre, l'usage de cultures intermédiaires de légumineuses induit en moyenne une augmentation moyenne de 37% du rendement du maïs non fertilisé (Miguez et Bollero, 2005), effet qui s'estompe pour le maïs fertilisé, et ce d'autant plus que la dose d'engrais est élevée : ceci peut s'expliquer par la loi des accroissements moins que proportionnels de l'efficacité des intrants tels que l'azote. Par ailleurs, l'utilisation en culture intermédiaire de mélange d'espèces de graminée-légumineuse (nommée bi-culture), de type vesce fourragère-seigle, permet en moyenne une augmentation de 21% du rendement du maïs, marquée toutefois par une large variabilité de réponse (Miguez et Bollero, 2005), sans doute en fonction du développement de la culture intermédiaire en mélange, de la proportion des deux espèces et des conditions climatiques. Bien que ces auteurs n'aient pas utilisé les valeurs du ratio C/N ou de la teneur en azote des résidus pour analyser ces différents effets, ils émettent l'hypothèse que ces effets sont dus aux quantités d'azote incorporées par les résidus de culture intermédiaire (en faisant référence à Thorup-Kristensen et al., 2003). En effet, les légumineuses permettant d'incorporer des quantités d'azote supérieures à 100 kg N.ha⁻¹ dans certaines études, comme indiqué par Sainju et al. (2006) pour de la vesce qui induit un effet positif pour la culture de sorgho suivante correspondant à environ la moitié de l'azote acquis par la légumineuse.

Une autre méta-analyse a été réalisée par Tonitto et al. (2006) pour analyser les effets des cultures intermédiaires sur la réduction des fuites de nitrate et sur la culture suivante dans divers systèmes de culture. Ces auteurs ont utilisé 31 études évaluant l'impact des cultures intermédiaires, légumineuses ou non sur maïs et sorgho fertilisés ou non. En moyenne, les rendements de la culture suivant une culture intermédiaire non-légumineuse se sont avérés non significativement différents de ceux sans culture intermédiaire, tandis que la lixiviation de nitrate a été fortement réduite, de 70% en moyenne. Ces auteurs ont aussi montré qu'une légumineuse n'induit pas nécessairement d'effet suffisant pour pallier l'absence de fertilisation azotée (minérale ou organique) en comparaison avec la même culture fertilisée comme trouvé par Gabriel et Quemada (2011) pour des expérimentations réalisées en Espagne. Toutefois, Tonitto et al. (2006) ont trouvé que lorsque la légumineuse fournit au moins 110 kgN.ha⁻¹ à la culture suivante, celle-ci atteint des rendements équivalents aux rendements des mêmes cultures fertilisées, dans 55% des observations. Les auteurs considèrent cette conclusion de leur méta-analyse sur le rendement de la culture suivante comme robuste, car ils n'ont pas pu mettre en évidence d'effet de la texture du sol, de la gestion du système, du potentiel de productivité des systèmes diversifiés dans une large gamme de facteurs environnementaux, climatiques et de gestion des cultures intermédiaires. Néanmoins, cette méta-analyse ne permet pas de quantifier et donc de prévoir précisément l'effet des cultures intermédiaires sur la fourniture en azote à la culture suivante, car les auteurs n'ont pas toujours pu comparer les effets pour des traitements non fertilisés, ni considérer le rendement relativement à la quantité d'azote absorbé de la culture suivante dans leur analyse. Ainsi, si la fertilisation en azote de la culture suivante est optimale sans culture intermédiaire, il paraît impossible de mettre en évidence un effet sur la culture suivante, sans que des effets autres que l'azote se produisent, ce qui ne semble pas être le cas dans les résultats rapportés dans ces travaux.

Au final, les ordres de grandeur indiqués par Thorup-Kristensen et al. (2003) sur le supplément d'azote disponible pour la culture suivante sont de l'ordre de 20 à 40 kgN.ha⁻¹ pour des espèces non-légumineuses (graminées, crucifères) en climat scandinave ou tempéré, hors situation de fort excédent d'azote minéral du sol et de 50 à 100 kgN.ha⁻¹, en cas de culture intermédiaire de type légumineuse bien développée durant l'automne. Par ailleurs, Garwood et al. (1999) ou encore Thorup-Kristensen et Dresboll (2010) ont montré que la date

d'incorporation de la culture intermédiaire influence fortement l'effet pour la culture suivante ; cette date de destruction constitue donc un levier important à considérer. Ainsi, une date d'incorporation trop tardive au printemps peut induire un effet négatif pour la culture suivante (blé ou orge de printemps, ou betterave sucrière) en réduisant la disponibilité en azote, alors que l'effet peut être positif en cas de destruction plus précoce (Garwood et al., 1999). L'optimum de la date d'incorporation dépend de nombreux paramètres liés à la culture intermédiaire elle-même (quantité d'azote, ratio C/N notamment) mais aussi du niveau de drainage hivernal et du type de sol (Thorup-Kristensen et Dresboll, 2010).

4.2.2.5. Conclusion

L'effet de "fourniture d'azote" d'une culture intermédiaire à la culture suivante, à l'échelle annuelle, peut être quantifié en comparaison avec la situation témoin (au sol nu). Il résulte de la double interaction de la fonction piégeage de l'azote avec l'intensité de la lixiviation et avec les propriétés biochimiques des résidus de la culture intermédiaire qui déterminent l'intensité et la dynamique des flux de décomposition et de minéralisation-organisation. Ces deux interactions sont fortement conditionnées par le pédoclimat et les pratiques culturales, comme cela a été montré dans les sections précédentes. L'effet de substitution en azote d'une culture intermédiaire (ou effet "engrais vert"), c'est-à-dire la réduction en terme d'engrais azoté qu'elle permet, est donc spécifique au site-année. A la variabilité de la disponibilité de l'azote issu de la minéralisation des résidus de culture intermédiaire s'ajoute la variabilité des conditions de son utilisation par la culture suivante. Les facteurs prépondérants de la culture suivante sont l'espèce, le calendrier d'implantation, la fertilisation minérale, qui jouent sur la dynamique et la profondeur finale de l'enracinement et de des capacités d'absorption d'azote de cette culture.

L'indicateur le plus robuste de la quantité d'azote libérée est le rapport C/N, associé à la quantité d'azote contenue dans la culture intermédiaire (racines et parties aériennes). Mais ce rapport C/N est très variable selon le type de résidu, et dépend fortement de la teneur en azote total et la fraction minérale (qui augmente quand les CI ont été implantées en situation de forte disponibilité en azote dans le sol) ; la teneur en carbone étant peu variable (entre 38 et 44%). Pour des C/N élevés (>30), la décomposition des résidus peut s'accompagner d'une diminution de la disponibilité en azote minéral dans le sol dû à une organisation nette et donc il ne se produit pas de libération d'azote (effet "engrais vert") à court terme pour la culture suivante. A l'inverse, pour des C/N <12, environ la moitié de l'azote contenu dans les résidus est minéralisé et disponible pour la culture principale suivante. L'effet de substitution d'intrant en azote est au maximum de 50-60%, mais plus généralement de l'ordre de 10 à 40% car le C/N des cultures intermédiaires est souvent compris entre 12 et 20. L'espèce en culture intermédiaire détermine fortement l'effet sur la culture suivante : l'utilisation de légumineuses, pures ou en mélange, conduisent souvent à une augmentation du rendement de la culture suivante due à des teneurs en azote élevée grâce à la fixation symbiotique. Toutefois, cette augmentation ne se produit pas en cas de fertilisation élevée de la culture suivante. Enfin, les espèces de non-légumineuses n'induisent généralement pas d'effet positif sur la culture suivante.

Du fait des effets conjoints des quantités d'azote absorbées ou acquises par la culture intermédiaire, du ratio C/N des résidus, des conditions pédoclimatiques après incorporation et de la nature de la culture suivante, notamment sa dynamique d'installation et de croissance du système racinaire, la prédiction de l'effet "engrais vert" des cultures intermédiaires sur la culture suivante est difficile, et l'une des solutions pour l'améliorer est de réaliser des simulations au moyen d'un modèle sol-plante adapté, qui prenne en compte les différents processus en dynamique (Thorup-Kristensen et al., 2003). Cela nous a conduits à réaliser des simulations pour évaluer l'effet de différents itinéraires techniques des cultures intermédiaires sur la culture principale suivante, pour divers contextes pédoclimatiques français. Nous pouvons postuler que les effets vont varier en fonction des itinéraires techniques, de l'espèce de culture intermédiaire, des situations pédoclimatiques, en particulier de la variabilité climatique interannuelle. Ce travail (cf. Chapitre 10) devrait permettre de caractériser l'effet des différents facteurs et l'ordre de grandeur des effets des cultures intermédiaires sur la culture principale suivante.

4.3. Effets à long terme des cultures intermédiaires pièges à nitrate d'espèces non légumineuses

Les articles cités dans ce chapitre ne sont pas tous issus du corpus bibliographique extrait du WOS. La majorité des références a été identifiée à partir de la bibliographie mais aussi et surtout du travail de thèse de J. Constantin (2010), dont il reprend les principales conclusions, pour des cultures intermédiaires non légumineuses.

4.3.1. Impact des cultures intermédiaires pièges à nitrate successives sur la minéralisation d'azote

Après la destruction d'une culture intermédiaire, selon l'espèce, 26 à 40% de l'azote de ses résidus est rapidement minéralisé dans l'année suivant leur incorporation (Chapot et al., 1990 ; Thomsen et al., 2001). Sauf pertes, l'azote restant dans la matière organique du sol sous forme plus ou moins stable sera minéralisé après plusieurs mois ou années. Ainsi, des cultures intermédiaires implantées régulièrement en interculture dans les rotations de grande culture peuvent significativement augmenter le stockage d'azote organique dans le sol (Sainju et al., 2002 ; Blombäck et al., 2003 ; Thomsen and Christensen, 2004 ; Berntsen et al., 2006). Ces changements de stock de la matière organique du sol étant très lents (Kuo et Jellum, 2000), les effets des CIPAN ne sont donc évaluables qu'à l'échelle de la dizaine d'années au minimum bien que le rendement en matière organique des résidus de culture intermédiaire soit supérieur à celui de résidus pauvres en azote comme la paille (cf. Chapitre 5). Cette échelle de temps permet de détecter les impacts de cultures intermédiaires successives, notamment ceux liés à l'évolution de la matière organique du sol, et de prendre en compte l'émergence d'éventuels effets à long terme qui pourraient différer de ceux observés après une seule implantation de cultures intermédiaires.

En considérant les expérimentations sur l'impact des cultures intermédiaires d'une durée dépassant 5 ans, peu d'essais ont conduit à conclure à un surcroît de minéralisation, dû à la répétition des cultures intermédiaires. Il apparaît néanmoins qu'à long terme, les cultures intermédiaires successives entraînent une augmentation marquée de la minéralisation d'azote (Schröder et al., 1996 ; Torstensson and Aronsson, 2000) partiellement due à un accroissement de la part d'azote organique labile après 3 à 7 ans (Thorup-Kristensen et al., 2003). Ainsi, la minéralisation augmenterait annuellement par la minéralisation des résidus de la culture intermédiaire détruite dans l'année, mais aussi, progressivement, par le biais de l'augmentation de l'azote organique du sol, dû à l'enfouissement des cultures intermédiaires précédentes. L'existence de cet effet cumulatif sur la minéralisation de l'azote du sol a été mise en évidence expérimentalement par Constantin et al. (2011a) ; son intensité dépend à la fois de la nature des résidus de CIPAN et des caractéristiques du sol. En effet, les processus de biotransformation de l'azote dans le sol, et notamment la dynamique de minéralisation-immobilisation, sont fortement dépendants de la dynamique du carbone qui pilote l'activité de la faune et des microorganismes hétérotrophes. En conséquence, ces processus varient avec l'espèce de culture intermédiaire, son rapport C/N et la disponibilité en azote minéral du sol.

Lors de la destruction d'une CIPAN, une partie de l'azote issu des résidus est rapidement minéralisée au cours de leur décomposition dans le sol ou en surface du sol. Cette fraction est d'autant plus faible que le C/N des résidus est fort (Trinsoutrot et al., 2000a ; Nicolardot et al., 2001 ; Jensen et al., 2005), contribuant donc plus ou moins à la minéralisation annuelle d'azote (à court terme). La fraction d'azote restant issu des résidus de CIPAN entre dans le pool de biomasse microbienne, puis dans la matière organique stabilisée ("humus") ; cela a pour effet d'accroître à long terme le potentiel de minéralisation du sol. Par ailleurs, la décomposition rapide des résidus de CIPAN génère des besoins en azote importants pour les organismes décomposeurs, de sorte qu'elle est très souvent accompagnée d'une organisation de l'azote minéral du sol. Celle-ci permet d'assurer à la fois la croissance de la biomasse microbienne et la néoformation d'humus. Ces entrées d'azote (et de carbone) dans le pool des matières organiques humifiées du sol peuvent conduire à des effets cumulatifs importants lorsque les CIPAN sont implantées de façon répétée en interculture dans les systèmes de grande culture.

L'importance de l'effet cumulatif dépend de la quantité de carbone apportée par les CIPAN ainsi que de leur taux d'humification, défini par le rapport entre la quantité de carbone humifiée et la quantité de carbone apportée au terme de l'année. Plusieurs travaux ont montré que, contrairement à ce qui était couramment supposé, le taux d'humification des résidus de CIPAN n'est pas plus faible que celui des résidus matures de type paille de céréales, et qu'il peut même être plus élevé : ceci a été montré au laboratoire (Nicolardot et al., 2001 ; Justes et al., 2009) et au champ (Constantin et al., 2010), confirmant la majeure partie des résultats de la littérature (voir la discussion de ce point au Chapitre 5). Les résultats suggèrent que le taux d'humification varie modérément entre espèces et en fonction de la composition du végétal (souvent exprimée par le rapport C/N). La quantité de carbone séquestrée et l'effet cumulatif associé dépendront donc davantage de la quantité totale de carbone restituée. Enfin, les caractéristiques du sol (teneur en argile et en calcaire notamment) modulent la vitesse de minéralisation de l'humus. Cette vitesse est ralentie en sol argileux ou très calcaire, de sorte que la MO humifiée néoformée sera aussi plus stable et les effets cumulatifs moins importants dans ces types de sol.

La conséquence de l'effet cumulatif est d'augmenter au cours du temps le taux de minéralisation annuelle (apparent) des cultures intermédiaires, lorsque celles-ci sont répétées chaque année. Ainsi après 13 ans de CIPAN successives, le taux de minéralisation apparent atteint 72-77% à Boigneville avec la moutarde, alors que le taux annuel réel (d'une incorporation unique de CIPAN) est inférieur à 40% (Constantin et al., 2011). Les simulations indiquent que le taux de minéralisation apparent est proche de 100% au bout d'une vingtaine d'années (Constantin et al., 2012) et que le supplément de minéralisation attendu est alors approximativement égal à la quantité d'azote apportée chaque année par la CIPAN. Ces taux sont donc bien supérieurs à ceux observés pour une implantation ponctuelle de CIPAN. Par simulation avec le modèle STICS, avec une même rotation et des CIPAN implantées tous les ans, le stockage d'azote organique atteint un palier au bout de 30 à 40 ans (Figure 4-21). Parallèlement, la minéralisation annuelle augmente progressivement jusqu'à atteindre un plateau, qui, après 23-45 ans, peut dépasser 100% de l'azote apporté par la culture intermédiaire de l'année considérée (Constantin et al., 2011b). Ce taux apparent de minéralisation s'explique par le fait que la quantité d'azote minéralisé depuis le supplément d'azote organique dans le sol, dû aux CIPAN implantées successivement, à laquelle s'ajoute la quantité d'azote minéralisé depuis les résidus de la CIPAN de l'année considérée, dépasse la quantité d'azote contenu dans cette culture intermédiaire.

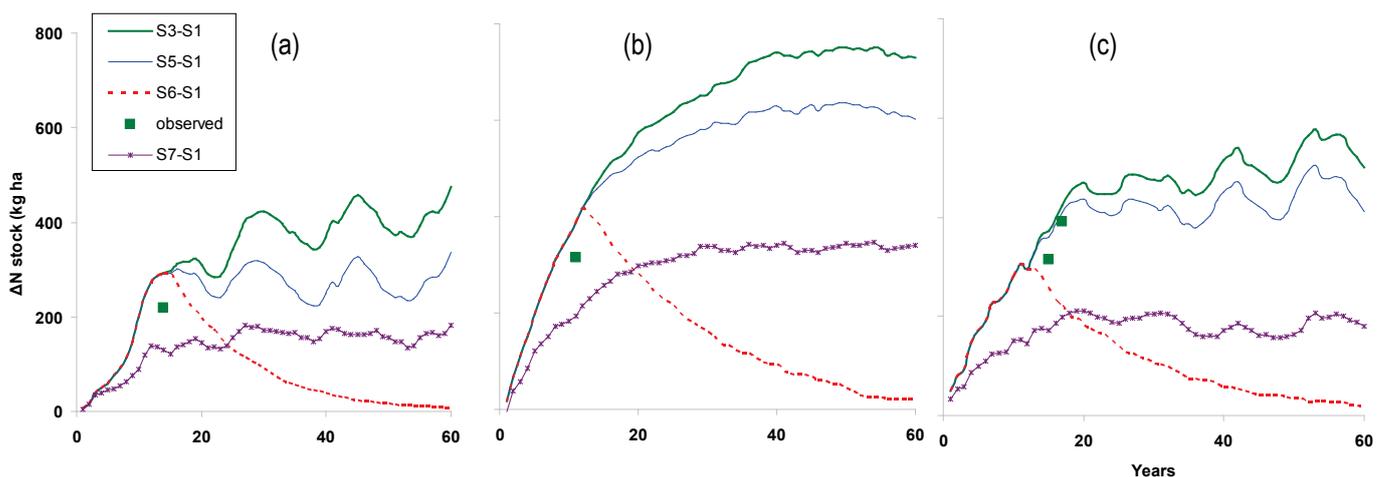


Figure 4-21. Simulation et observation de la masse d'azote séquestrée ($\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) grâce aux CI par scénario en différence avec le témoin (S1) : S3 = poursuite de l'expérimentation ; S5 = S3 avec réduction de fertilisation ; S6 = arrêt des CI en fin d'expérimentation ; S7 = S3 avec CI deux fois moins fréquentes. Valeurs observées en motif carré. Valeurs simulées en ligne continue ou discontinue.

Application aux sites de (a) Boigneville dans l'Essonne, (b) Kerlavec dans le Finistère et (c) Thibie dans la Marne. Les matériaux-sols sont respectivement du limon-argileux sur calcaire profond, du limon sableux sur granit et du limon calcaire sur craie à poche. Les espèces utilisées comme cultures intermédiaires sont de la moutarde blanche, du ray-grass d'Italie ou du radis à Boigneville, Kerlavec et Thibie respectivement. Dans le scénario (S1), elles sont implantées tous les ans à Boigneville et Thibie, et tous les deux ans à Kerlavec, selon le site considéré (Constantin et al., 2010 ; Beudoin et al., 2011).

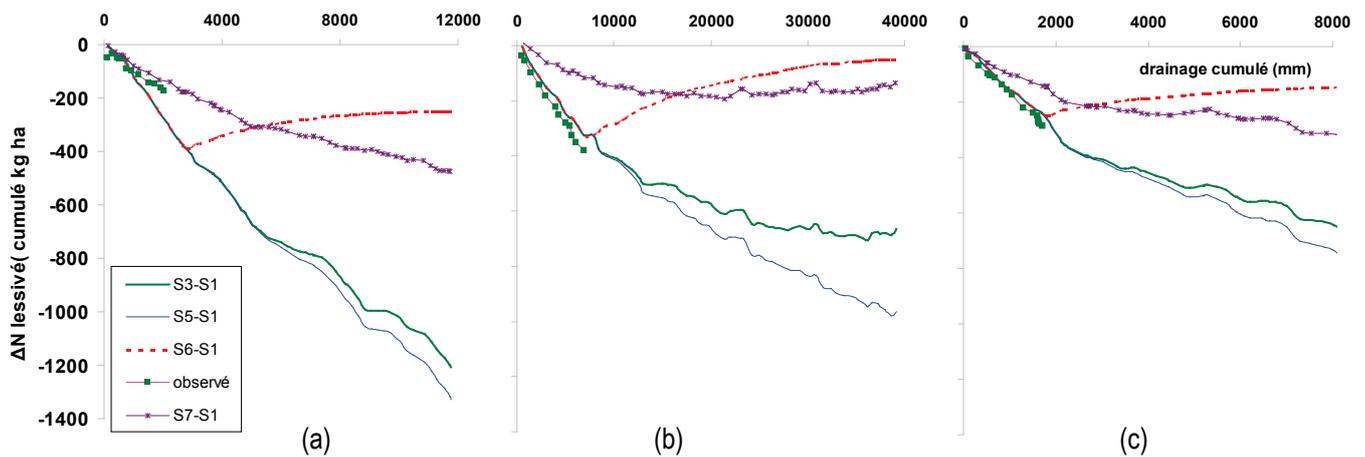


Figure 4-22. Simulation et observation de l'abatement du lessivage d'azote (kgN ha⁻¹) en fonction du cumul de drainage (mm) par scénario en différence avec le témoin.

Légende identique à celle de la Figure 4-21 (Constantin et al., 2010 ; Beaudoin et al., 2011).

4.3.2. Conséquences sur la lixiviation

Il apparaît que l'accroissement de la matière organique du sol lié aux cultures intermédiaires est principalement dû à la réduction de la lixiviation, l'azote ainsi "sauvé" par les cultures intermédiaires se retrouve majoritairement dans la matière organique du sol et est donc fortement recyclé (Constantin et al., 2010 ; Poudel et al., 2001). Ce surcroît de minéralisation est absorbé en grande partie par les cultures principales et intermédiaires de la rotation (cf. section 4.1.2.2). Cependant, la hausse de minéralisation associée à ce phénomène peut aussi diminuer l'efficacité des cultures intermédiaires pour réduire la lixiviation d'azote après plusieurs années, voire augmenter le risque de lixiviation, par rapport à une parcelle n'ayant jamais eu de culture intermédiaire, dès l'interruption de cette pratique de couverture du sol en interculture. En effet, l'augmentation de la minéralisation sur le long terme expliquerait qu'après plusieurs années de cultures intermédiaires successives, leur arrêt provoque un accroissement de la lixiviation, comparé au témoin sans culture intermédiaire. Ainsi, Hansen et al. (2000) ont montré qu'après 19 ans d'implantations annuelles de culture intermédiaire, la lixiviation sur les 4 années suivant leur abandon était plus forte, de 29%, que pour des parcelles n'en ayant jamais eu. De même, dans le cas de l'interruption des CIPAN après 5 années, 30% de l'azote non lixivié grâce aux cultures intermédiaires l'a été dans les 4 années suivant leur abandon (Thomsen et Christensen, 1999). D'après des résultats de simulations, cet effet peut perdurer pendant plusieurs dizaines d'années après 13 à 17 ans de CIPAN successives, avec une diminution progressive de cet effet négatif au cours du temps ; cependant, malgré ces pertes plus élevées après abandon des CIPAN, la quantité d'azote lixivié reste moins importante sur 60 ans quand des cultures intermédiaires ont été implantées les 13-17 premières années (Constantin et al., 2011b, Figure 4-22).

Dans le cas d'une l'implantation systématique de CIPAN, et sans ajustement de la fertilisation azotée, les cultures intermédiaires ont conservé une forte efficacité pour réduire les fuites de nitrate pendant 13 à 17 ans, malgré une minéralisation accrue avec des réductions de 36 à 62% en moyenne selon les sites, par rapport au témoin en sol nu, permettant d'atteindre des concentrations nitriques des eaux de drainage inférieures au seuil de potabilité de 50 mgNO₃.l⁻¹ (Constantin et al., 2011a-b). Cependant, une prolongation de l'étude par simulation sur 60 ans a révélé que le non-ajustement de la fertilisation des cultures principales pouvait, à long terme, entraîner une réduction non significative de l'efficacité des cultures intermédiaires à limiter la lixiviation du nitrate (Figure 4-21 ; scénario S5-S1). Ce résultat confirme la nécessité d'ajuster la fertilisation, comme avancé par Berntsen et al. (2006), bien qu'il existe des divergences sur l'échelle de temps à partir de laquelle cet ajustement serait nécessaire pour maintenir l'efficacité des cultures intermédiaires vis-à-vis de la lixiviation, de 10 à 17 ans selon les cas. L'adaptation de la fertilisation azotée pourrait se traduire par une réduction de 15 à 27 kg.ha⁻¹.an⁻¹ des apports tout en maintenant la production au niveau du témoin avec interculture en sol nu (scénario S3-S1). Ce résultat est cohérent avec ceux de Hansen et al. (2000) et de Berntsen et al. (2006). Dans le cas d'une fréquence plus faible d'implantation de culture intermédiaire dans la rotation, celle-ci reste efficace pour réduire les fuites de nitrate comparée à une implantation systématique annuelle. Même avec cette moindre fréquence

d'implantation, la réduction de fertilisation semble nécessaire au bout de plusieurs années pour maintenir l'efficacité de piégeage de nitrate, en contradiction avec l'hypothèse de MacDonald et al. (2005) qui suggérait que l'ajustement de la fertilisation azotée n'était pas nécessaire dans le cas de cultures intermédiaires peu développées, implantées tous les 3 à 4 ans (scénario S7-S1). Ainsi, la fertilisation azotée, qui doit être ajustée à l'échelle annuelle afin de prendre en compte des phénomènes de compétition préemptive pour l'azote minéral du sol, doit également être ajustée à long terme afin de prendre en compte l'augmentation de la minéralisation de la matière organique du sol.

4.3.3. Conséquences sur la culture suivante

Il existe trop peu de résultats publiés sur des effets à long terme sur la production et la fertilisation pour en tirer des conclusions générales. Cependant, les études réalisées montrent que malgré des effets parfois négatifs sur le rendement et l'absorption d'azote de la culture suivante les premières années, liés à des phénomènes de compétition préemptive pour l'azote minéral du sol (Thorup-Kristensen et Nielsen 1998), les cultures intermédiaires ont eu tendance à long terme à accroître l'absorption d'azote, l'efficacité d'utilisation de l'azote et le rendement, même si cet effet d'accroissement n'est pas systématiquement observé.

Ainsi, l'évolution de la minéralisation, partiellement due à l'augmentation de la matière organique du sol, peut permettre un accroissement du prélèvement d'azote par la culture suivante après une ou deux décennies (Hansen et al., 2000 ; Constantin et al., 2011a), ce qui pourrait expliquer une légère augmentation des rendements par rapport à ceux d'une culture identique précédée d'un sol nu au lieu d'une culture intermédiaire, jusqu'à 15% dans certains cas (Hansen & Djurhuus, 1997b). Ainsi, l'implantation quasi-systématique de culture intermédiaire pourrait permettre de limiter la fertilisation azotée pour l'obtention d'un rendement similaire à celui d'un témoin fertilisé sans culture intermédiaire (Hansen et al., 2000). Cet effet est peu ou pas visible sur des cultures de légumineuses (pois) ce qui nous suggère un effet azote des cultures intermédiaires, lié à l'évolution de la minéralisation, comme suggéré par Schröder et al. (1996). Ces auteurs ont trouvé que l'effet du ray-grass sur l'absorption d'azote par le maïs suivant augmentait au cours des 6 années d'expérimentation, et ont attribué ce phénomène aux effets cumulatifs des cultures intermédiaires successives sur la minéralisation d'azote. Le supplément d'absorption d'azote serait donc principalement dû à la minéralisation accrue de l'azote du sol due aux cultures intermédiaires successives, qui dépasse la compensation d'éventuels effets de compétition préemptive sur l'azote minéral du sol observés à la destruction des cultures intermédiaires.

Thomsen et Christensen (2004) ont mis en évidence cet effet sur une expérimentation de 10 ans (1989-1998) avec du ray-grass implanté annuellement. En mesurant les quantités d'azote absorbé par le blé, 2 et 3 ans après l'arrêt des cultures intermédiaires, ces auteurs ont trouvé une augmentation du prélèvement d'azote de 8 et 5 kgN.ha⁻¹ respectivement, comparé à une parcelle n'ayant jamais eu de culture intermédiaire. Thomsen et Christensen (1999) et Hansen et al. (2000) ont rapporté des effets positifs similaires sur l'orge de printemps après l'arrêt du ray-grass en interculture, toujours visible 4 ans après l'interruption de l'implantation de culture intermédiaire.

Ainsi, les effets cumulatifs apparaissant sur l'absorption d'azote et le rendement de la culture suivante résultent probablement de ceux sur la minéralisation nette de l'azote, bien que d'autres effets d'amélioration de la structure du sol ou de son fonctionnement biologique puissent également intervenir (Breland, 1995 ; Mendes et al., 1999).

Conclusion

La répétition de l'incorporation de résidus de culture intermédiaire peut entraîner des effets cumulatifs sur le stockage de matières organiques dans le sol et sur leur potentiel de minéralisation. Ce dernier s'accroît au prorata des entrées cumulées d'azote sous forme de culture intermédiaire pour atteindre un palier au bout de 20 à 40 ans, qui dépend de la nature et du rapport C/N des résidus de culture intermédiaire. Ce surcroît de minéralisation permet généralement d'augmenter l'absorption des cultures principales. Malgré la minéralisation accrue provoquée par l'enfouissement successif de cultures intermédiaires, celles-ci restent efficaces pour réduire la lixiviation d'azote nitrique à long terme. Il est cependant nécessaire, au bout de plusieurs années (plus de 10 ans), d'ajuster la fertilisation azotée afin de prendre en compte cette minéralisation supplémentaire et d'ainsi maintenir un fort niveau d'efficacité des cultures intermédiaires.

4.4. Conclusion générale

Un bilan concernant les "ressources" bibliographiques disponibles et valorisées

La ressource documentaire internationale concernant l'effet "piégeage de nitrate" et l'effet "engrais vert" des cultures intermédiaires est importante. Elle intègre une forte diversité de problématiques mais est généralement centrée sur une application locale, manquant souvent de généralité dans l'analyse des processus ou pour l'extrapolation des résultats obtenus sur un site spécifique. Cette diversité a néanmoins été partiellement explorée dans 4 revues bibliographiques et 3 méta-analyses. Les méta-analyses réunissaient peu de données du continent européen. Celles concernant les flux d'eau et de nitrate étaient trop partielles et/ou trop dépendantes de données régionales ; cela a conduit à réaliser de nouvelles méta-analyses dans le cadre de cette étude. L'enjeu était d'obtenir des informations les plus génériques possibles sur la nature des effets et les sens de variation, sans recourir à l'utilisation de méthodes statistiques *ad hoc*. Celles concernant l'effet de fourniture d'azote pour la culture suivante mobilisaient, d'une façon très cohérente, des données d'Amérique du Nord. La confrontation de leurs conclusions à celles des études européennes a permis de juger de leur pertinence, à défaut de pouvoir transposer directement les données chiffrées aux conditions françaises.

Aucune méta-analyse publiée ne répondait directement aux questions posées concernant : 1) l'efficacité des mélanges d'espèces, 2) les limites des cultures intermédiaires en sol argileux, 3) l'efficacité de légumineuses, 4) l'efficacité des cultures intermédiaires avec les apports d'effluents, 5) les impacts sur le bilan hydrique, 6) l'efficacité des repousses, 7) l'effet de la gestion résidus de récolte, 8) les cultures sous couverts de maïs grain. Pour y répondre, les résultats d'une centaine de références du corpus ont été mobilisés, auxquelles se sont ajoutées une trentaine d'autres, utiles dans l'introduction et les questions sur l'interculture. La consultation des articles jugés les plus pertinents (entre 4 et 8) sur chaque question a permis de conclure de façon qualitative sur les sens de variation des effets mais pas de façon quantitative, mise à part la quantification de l'impact de la gestion des pailles sur le cycle de l'azote. En conséquence, cette analyse bibliographique a montré le besoin d'engager des simulations pour avoir une réponse quantitative dans la mesure où le domaine de définition du modèle utilisé le permet. Il serait aussi utile d'effectuer une revue bibliographique ciblée sur chacune des questions de la maîtrise de l'efficacité des mélanges d'espèces ou des cultures intermédiaires semées sous couvert de maïs, dont les références consultées sont insuffisantes en nombre pour pouvoir généraliser, et des limites possibles de la pratique des cultures intermédiaires en sol argileux, dont les références consultées montrent une certaine variabilité sans avoir suffisamment d'information sur les conditions locales d'expérimentation.

Un bilan des connaissances acquises sur le sujet

La quantité d'azote piégée dans la biomasse d'une culture intermédiaire peut atteindre 100 kgN.ha⁻¹ avec des graminées, 200 kgN.ha⁻¹ pour les crucifères ou avec des légumineuses, en partie grâce à la fixation symbiotique pour ces dernières. Elle dépend de la date, des conditions d'implantation et de la durée de croissance ainsi que de la quantité d'azote minéral disponible dans le sol et de l'espèce de la culture intermédiaire. La quantité d'azote absorbée et la variation du stock d'azote minéral entre les traitements de culture intermédiaire et sol nu en automne sont des indicateurs de la réduction potentielle de la lixiviation, sauf en cas de légumineuses. La réduction effective de la lixiviation dépend de la concurrence dynamique (en anglais : "*timely competition*") entre les processus de transfert d'azote nitrique en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire, puis de la vitesse de minéralisation des résidus après leur incorporation dans le sol.

Les caractéristiques du pédoclimat influent fortement sur la vitesse de transfert de l'azote nitrique, mais aussi sur la profondeur d'enracinement de la culture intermédiaire ou la minéralisation des résidus. Le risque de lixiviation est d'autant plus grand que les sols sont peu profonds et de texture grossière, et que le climat est pluvieux. La phase d'absorption de la culture intermédiaire doit y être adaptée à celle de la dynamique du drainage. Il est donc impératif que la culture intermédiaire piège de l'azote minéral du sol avant que le drainage ne devienne intense. Cela pose la question de la gestion de l'interculture après récolte d'automne ; la gestion des résidus n'est pas suffisante pour limiter la lixiviation. La pratique de semis de culture intermédiaire sous couvert d'une culture récoltée à l'automne devrait faire l'objet d'une recherche spécifique tant sur les contraintes (compétition avec la culture principale, gestion des adventices, gestion de la fertilisation) que sur l'enjeu en terme de maîtrise des pertes d'azote nitrique hivernales. Dans les cas de sols argileux lourds, les contraintes d'implantation, souvent associées à une moindre efficacité de l'abattement en valeur absolue (et non en relatif), demandent une

adaptation spécifique de la conduite des cultures intermédiaires, mais la revue bibliographique n'a pas permis de traiter complètement cette question. Des simulations avec différentes dates de semis et de destruction précoces seront utiles pour mieux analyser cette problématique spécifique.

L'efficacité des cultures intermédiaires pour la réduction de la teneur en nitrate de l'eau de percolation (ou de drainage) est significative dans 90% des cas, mais avec une très forte variabilité. Elle est avérée à l'échelle interannuelle dans presque toutes les situations, en comparaison au témoin en sol nu. Cette réduction est due, de façon très prédominante, à l'effet du piégeage par la culture intermédiaire de l'azote minéral du profil de sol, et non à une réduction du volume de drainage. Si l'efficacité des cultures intermédiaires dépend du niveau de drainage, leur impact sur le drainage ou sur le stock d'eau en sortie d'hiver est faible, avec une réduction du drainage est de l'ordre de 30 à 50 mm, soit à 6 à 10% du volume annuel dans les expérimentations rapportées dans la bibliographie. En climat tempéré, cette réduction n'induit pas de fortes modifications de la réserve en eau du sol au semis du suivant, sauf si la destruction intervient très tardivement et à une date très proche du semis de la culture principale suivante, mais elle peut avoir un impact sur la ressource en eau à l'échelle plus globale du bassin versant. Ce dernier point n'est pas traité spécifiquement dans la bibliographie.

Le facteur "espèce" est déterminant dans la gestion de la concurrence dynamique et dans la restitution d'azote à la culture suivante. La réduction des quantités lixiviées d'azote et de la concentration en nitrate des eaux de drainage est en moyenne deux fois plus élevée pour les cultures intermédiaires non-légumineuses que pour des cultures intermédiaires de légumineuses, l'efficacité de ces dernières restant en général significative bien que nettement inférieure à celle des cultures intermédiaires non-légumineuses. Compte tenu de leur capacité à fixer l'azote atmosphérique et à en restituer une plus grande partie à la culture suivante du fait de leur teneur plus élevée en azote, les mélanges de cultures intermédiaires légumineuses et non-légumineuses apparaissent combiner les avantages des unes et des autres en termes de production de biomasse et de réduction du stock d'azote minéral avant drainage. Cependant, les références, moins nombreuses sur la réduction de la lixiviation, montrent qu'elle n'est pas toujours aussi importante qu'avec des cultures intermédiaires non-légumineuses. Cette revue bibliographique, qu'il conviendrait certainement de compléter en particulier sur ce dernier point, permet de faire une première synthèse des ordres de grandeur de ces effets selon les types d'espèces utilisées comme culture intermédiaire (Tableau 4-15).

Effets	Facteurs	Non légumineuse Graminées	Non légumineuse Crucifères	Légumineuse	Mélanges Légum. & non-légum
Exigences		Semis assez précoce Non ou peu gélives	Semis précoce gélive = f(espèce)	Semis très précoce Gélives	Adapter le mélange
Abattement de lixiviation (taux / témoin)		0,3 à 0,8	0,3 à 0,9	0,0 à 0,4	0,2 à 0,6 (à confirmer*)
Effet azote à court terme (N libéré en % N absorbé)		-0,2 à +0,1	-0,1 à +0,3	+0,1 à +0,5	+0,1 à +0,4 (à confirmer*)
Atouts		Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou dans climat océanique	Large efficacité & Efficacité à haut niveau d'intrant en azote ou climat continental	Efficacité à bas niveaux d'intrant en azote	Efficacité intermédiaire & plasticité / à disponibilité en N Moindre compétition en semis sous couvert
Systèmes déconseillés ou à proscrire		Sol argileux (/ destruction tardive).	Sol argileux si non gélive (/ destruction tardive).	Systèmes intensifs en azote & apports d'effluents	Systèmes intensifs en azote
Suggestions d'étude ou de recherche		Efficacité de mélanges de non-légumineuses pour résister à la sécheresse et/ou maximiser le piégeage Optimisation du semis d'une culture intermédiaire sous couvert de maïs grain		Capacités au piégeage et tolérance de la fixation à l'azote minéral par espèce	Composition spécifique et maîtrise du mélange en fonction du milieu

*à confirmer par une étude bibliographique ciblée et des simulations incluant une association d'espèces.

Tableau 4-15. Récapitulatif des effets, atouts et limites des différents types de culture intermédiaire en fonction du contexte par catégories (moyenne et amplitude).

En plus de la quantité d'azote acquise immobilisée par la culture intermédiaire, l'indicateur le plus robuste de la quantité d'azote minéralisé et disponible pour la culture suivante est le rapport C/N. Ce rapport varie avec les espèces et les conditions de croissance des cultures intermédiaires, il augmente quand les cultures intermédiaires ont été implantées en situation de forte disponibilité en azote dans le sol ou pour les légumineuses. Le rapport C/N ainsi que l'espèce de la culture intermédiaire jouent sur l'occurrence d'effets cumulatifs à long terme (> 20 ans) sur la minéralisation de l'azote issu du stock d'azote organique du sol. Cet effet cumulatif doit conduire à une adaptation de la fertilisation azotée, une fois les cultures intermédiaires intégrées dans la rotation et donc utilisées de façon systématique en interculture chaque fois que la durée le permet. La libération d'azote issue des résidus de CIPAN est au maximum de 60% de l'azote contenu dans la plante pour des C/N de l'ordre de 10, mais est généralement inférieur à 50%, allant jusqu'à des effets d'organisation nette pour des résidus à forts C/N (>30). L'utilisation de légumineuses, pures ou en mélange, conduit souvent à une augmentation du rendement de la culture suivante par effet de substitution d'intrant azoté, sauf en cas de fertilisation élevée de cette culture (effet d'accroissement moins que proportionnel et de situations qui deviennent non limitantes en azote), alors que les espèces non légumineuses ne conduisent pas, en moyenne, à une augmentation du rendement. La fertilisation raisonnée doit aussi bien intégrer les éventuels effets dépressifs sur le stock d'azote minéral causés par la culture intermédiaire que les éventuels effets positifs de restitution d'azote par la minéralisation des résidus de culture intermédiaire.

Les principaux modes de gestion de l'interculture en automne (par exemple, gestion des résidus et semis de culture intermédiaire) apparaissent potentiellement complémentaires pour réduire la lixiviation car ils ne s'appliquent pas à la même période d'action ni aux mêmes processus du cycle de l'azote. En particulier, le mode de gestion des résidus (incorporation *versus* mulch) a un effet sur la dynamique de l'azote minéral et de l'eau dans la profondeur d'incorporation des résidus (quelques centimètres avec un déchaumage), alors que la culture intermédiaire va absorber de l'azote minéral en profondeur dans le profil du sol (plusieurs dizaines de centimètres). La gestion des résidus et l'implantation des cultures intermédiaires peuvent être coordonnées pour conjuguer ces effets. Plus globalement, cette gestion de l'eau et de l'azote est à concilier avec les autres finalités de l'interculture, c'est-à-dire la gestion des résidus de récolte, la maîtrise des adventices et des ravageurs, la protection du sol et l'implantation de la culture suivante. Cela indique la nécessité de mener des travaux pour optimiser la gestion de l'interculture en fonction des objectifs prioritaires visés.

L'impact d'une généralisation des cultures intermédiaires à l'échelle d'un territoire dépend de la structure de son assolement, en particulier de la représentation des intercultures longues à l'échelle de la rotation, sans sous-estimer l'efficacité dans certaines successions culturales avec une interculture plus courte. Cependant, les cultures intermédiaires peuvent être également un levier d'une re-conception des systèmes de culture dans une démarche stratégique de prévention de la lixiviation, qui peut aboutir à changer l'assolement lui-même en fonction de l'objectif recherché ; cette problématique n'est toutefois pas traitée dans la présente étude.

Les conséquences et les enseignements pour les simulations

L'ensemble des composantes associées à l'introduction d'une culture intermédiaire en font un "système de culture intermédiaire" (Meisinger et al., 1991). Plusieurs facteurs influent sur la concurrence dynamique entre les processus de transfert d'azote en profondeur et son absorption par la culture intermédiaire, puis la minéralisation des résidus. Concernant la culture, c'est en priorité la date de levée de la culture intermédiaire, sa capacité d'enracinement (vitesse, densité et profondeur), puis la date de destruction de la culture intermédiaire qui doivent être analysées. Concernant le pédoclimat, ce sont les facteurs suivants qui doivent être évalués : la profondeur de sol, la quantité et la distribution de l'azote minéral dans le profil du sol et l'intensité des précipitations. La complexité de ce système dynamique ("*timely competition*") explique la grande variabilité des résultats obtenus en termes de quantités lixiviées et de taux d'abattement de la concentration en nitrate de l'eau de drainage par la culture intermédiaire. En conséquence, il est difficile de prévoir précisément l'effet des cultures intermédiaires, en termes de concurrence dynamique ou d'effet pour la culture suivante, du fait des effets conjoints des quantités d'azote absorbées ou acquises par la culture intermédiaire, du ratio C/N des résidus, des conditions pédoclimatiques après incorporation et de la nature de la culture suivante, notamment sa dynamique d'installation et de croissance du système racinaire. Une des solutions pour mieux prévoir les conséquences des cultures intermédiaires pour la culture suivante est donc de réaliser des simulations au moyen d'un modèle sol-plante adapté, qui prenne en compte les différents processus en dynamique (Thorup-Kristensen et al., 2003).

La quantification des impacts des cultures intermédiaires, tant sur la qualité de l'eau que sur la culture suivante, mais surtout sa mise en relation avec les principaux déterminants pédoclimatiques et techniques, peuvent éclairer la prise de décision sur l'itinéraire technique "optimal" des cultures intermédiaires en fonction du contexte dans lequel elles seront utilisées. Cependant, compte tenu de la variabilité climatique, l'efficacité des cultures intermédiaires, tant pour la réduction de la lixiviation que pour la restitution d'azote, n'est prédictible qu'en termes probabilistes. La modélisation est un outil pertinent pour prendre en compte les interactions entre de nombreux facteurs qui conduisent à ce que la lixiviation soit "*site specific*". Elle donne aussi la possibilité de conduire une étude fréquentielle sur le climat.

Il est cependant difficile de la généraliser à tous les contextes en renseignant correctement ses entrées. Le modèle peut être mieux utilisé dans ce cas pour une étude de sensibilité, c'est-à-dire pour quantifier la réponse d'une variable d'intérêt à la variation d'un ou plusieurs paramètres d'entrée. Une connaissance du contexte local pourra aider ensuite à en valoriser les sorties à bon escient, mais cela requiert un travail spécifique. Les travaux de modélisation ne peuvent pas non plus prendre en compte toutes les propriétés des sols, en particulier le transfert par cheminement préférentiel dans certains sols (argileux par exemple), ni tous les couverts, en particulier les associations d'espèces. Un travail préalable sur des données expérimentales et la prise en compte du domaine de validité du modèle vis-à-vis des processus simulés est nécessaire pour connaître le niveau de performance du modèle et sa robustesse pour une large gamme de conditions pédoclimatiques.

Références bibliographiques citées

- Abrahamson D.A., Radcliffe D.E., Steiner J.L., Cabrera M.L., Hanson J.D., Rojas K.W., Schomberg H.H., Fisher D.S., Schwartz L., Hoogenboom G. (2005). Calibration of the root zone water quality model for simulating tile drainage and leached nitrate in the Georgia Piedmont. *Agronomy Journal* 97:1584-1602.
- Acutis M., Ducco G., Grignani C. (2000). Stochastic use of the LEACHN model to forecast nitrate leaching in different maize cropping systems". *European Journal of Agronomy* 13(2-3): 191-206.
- Addiscott T.M., Whitmore A.P. (1991). Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities, *Soil Use and Management.*, vol.7, Number2, June 1991.
- Addiscott T.M., Whitmore A.P., Powelson D.S. (1991). *Farming, Fertilizers and the Nitrate problem*. CAB International, 170 p.
- Addiscott T.M., Wagenet R.J. (1985). Concept of solute leaching in soils : a review of modelling approaches : *Journal of Soil Science*, 36, 411-424.
- Allison M.F., Armstrong M.J., Jaggard K.W., Todd A.D. (1998). Integration of nitrate cover crops into sugarbeet (*Beta vulgaris*) rotations. I. Management and effectiveness of nitrate cover crops. *Journal of Agricultural Science* 130:53-60.
- Andren O., Paustian K. (1990). Barley straw decomposition in the field. a comparison of models, *Ecology*, Vol 68, N°5 1190-1200.
- Arlot M.P. (1999). Nitrates dans les eaux, Drainage acteur, drainage témoin ?, Thèse de l'Université Paris VI, Géologie appliquée, spécialité "Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux", 374 pp.
- Aronsson H. (2000). Nitrogen turnover and leaching in cropping systems with ryegrass catch crops, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. pp. 32.
- Aronsson H., Torstensson G. (1998). Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops". *Soil Use and Management* 14(1): 6-13.
- Aronsson H., Stenberg M., Ulen B. (2011). Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop". *Soil Use and Management* 27(1): 54-68.
- ARVALIS (2011). Cultures intermédiaires - impacts et conduite. Arvalis-Institut du Végétal, Août 2011. 236 p.
- Askegaard M., (2008). Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123(1/3): 99-108.
- Askegaard M., Eriksen J. (2007). Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 170(6): 773-780.
- Askegaard M., Olesen J.E., Kristensen K. (2005). Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21(2): 181-188.
- Badaruddin M., Meyer D.W. (1989). Water use by legumes and its effect on soil water status. *Crop Science* 29:1212-1216.
- Baggs E.M., Watson C.A., et al. (2000). The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56(2): 153-163.
- Baker J.M., Griffis T.J. (2009). Evaluating the potential use of winter cover crops in corn-soybean systems for sustainable co-production of food and fuel. *Agricultural and Forest Meteorology* 149:2120-2132. DOI: 10.1016/j.agrformet.2009.05.017.
- BallCoelho B.R., Roy R.C. (1997). Overseeding rye into corn reduces NO₃ leaching and increases yields". *Canadian Journal of Soil Science* 77(3): 443-451.
- BallCoelho B.R., Roy R.C., et al. (2005). Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and nitrogen balance. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 543-554.
- Ballif J.L. (1996). Les lysimètres en sol de craie de Châlons-sur-Marne. In: Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990, JC Muller (ed.) COMIFER-INRA Editions, pp. 115-149.
- Beaudoin N. (2006). Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrrique d'un aquifère en zone de grande culture. Ph.D. thesis, INA-PG, Paris. 177 pp + annexes.
- Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B. (2008). Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the "on farm" database of Bruyères catchment, *European Journal of Agronomy*, 29, 1, 46-57
- Beaudoin N., Denys D., Muller J.C., Monbrun M.D., Ledain C. (1992). Influence d'une culture de luzerne sur le lessivage du nitrate dans les sols de Champagne crayeuse, *Fourrages* 129, 45-58.
- Beaudoin N., Mary B., Durand P., Machet J.M., Nicolardot B. (2005). Nitrate concentration in soils and subsoils as affected by farming practices in intensive agricultural areas., keynote paper, 14th Nitrogen Workshop, Maastricht, October, keynote paper, 3 p.
- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 111:292-310. DOI: 10.1016/j.agee.2005.06.006.
- Beaudoin N., Constantin J., Barataud F., Burel E., Foissy D., Aubrion G., Mary B. (2011). Impacts à long terme de changements de pratiques culturales sur le lessivage du nitrate. Colloque du PIREN Seine- Paris. 6-8 fév. 2011. 20 p.
- Beaudoin, N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B. (2008). Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the "on farm" database of Bruyères catchment. *European Journal of Agronomy* 29(1): 46-57.

- Beckie H.J., Brandt S.A., Schoenau J.J., Campbell C.A., Henry J.L., Janzen H.H. (1997). Nitrogen contribution of field pea in annual cropping systems. 2. Total nitrogen benefit. *Can. J. Plant Sci.* 77: 323-331.
- Bergkvist G., Stenberg M., Wetterlind J., Bath B., Elfstrand S. (2011). Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley-Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research* 120(2): 292-298.
- Bernsten J., Petersen B.M., Jacobsen B.H., Olesen J.E., Hutchings J. (2003). Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agr. Syst.* 76: 817-839.
- Bergstrom L., Kirchmann H. (2004). Leaching and crop uptake of nitrogen from nitrogen-15-labeled green manures and ammonium nitrate". *Journal of Environmental Quality* 33(5): 1786-1792.
- Berntsen J., Olesen J. E., Petersen B.M., Hansen E.M. (2006). Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy* 25(4): 383-390.
- Billen G., Thieu V., Garnier J., Silvestre M. (2009). Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Sheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 234-246.
- Blombäck K., Eckersten H., et al. (2003). Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agricultural Systems* (76): 95-114.
- Borin M., Giupponi C., Morari F. (1997). Effects of four cultivation systems for maize on nitrogen leaching 1. Field experiment. *European Journal of Agronomy* 6:101-112.
- Brandi-Dohrn F.M., Dick R.P., et al. (1997). Nitrate leaching under a cereal Rye Cover Crop". *Journal of Environmental Quality* 26 181-188.
- Breland T.A. (1995). Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in spring wheat: Effects on soil structure. *Soil Use Manag.* 11, 163-167.
- Breland T.A. (1996). Green manuring with clover and ryegrass catch crops undersown in small grains: effects on soil mineral nitrogen in field and laboratory experiments. *Acta Agric. Scand. Sect. B* 46, 178-185.
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N. Eds. (2008.). Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *INRA Science Update*, 297 p.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.-H., Ruget F., Gate P., Devienne F., Antonioletti R., Dürr C., Nicoullaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., Delécolle R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I- Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311-346.
- Bruckler L., de Cockborne A.M., Renault P., Claudot B. (1997). Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrig. Sci.* 17: 53-61.
- Bruun S., Luxhoi J., Magid J., de Neegaard A., Jensen L.S. (2006). A nitrogen mineralization model based on relationships for gross mineralization and immobilization. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2712-2721.
- Burel E., Billen G., Barataud F., Foissy D., Fiorelli J.L., Beaudoin N. (2011.). Evaluer la capacité de l'agriculture biologique à préserver ou à restaurer la qualité de l'eau en termes de lixiviation nitriques. Programme PIREN-Seine : Evaluation de la lixiviation nitrique en agriculture biologique. Rapport d'étude, 39 p.
- Burns I.G. (1976). Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *Journal of Agricultural Science* 86: 305-313.
- Campbell C.A., Selles F., Zentner R.P., Jong R.d., Lemke R., Hamel C. (2006). Nitrate leaching in the semiarid prairie: effect of cropping frequency, crop type, and fertilizer after 37 years. *Canadian Journal of Soil Science* 86(4): 701-710.
- Catt J.A., Howse K.R., et al. (1998). Strategies to reduce nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effect of winter cover crops and unfertilized grass leys. *Plant and Soil* 203: 57-69.
- Chapot J.Y. (1990). Labeled nitrogen recovery from an intermediate cover crop study on lysimeters during 7 years. *C R Acad Agric Fr* 81: 145-162.
- Chapot J.Y. (1992). Contribution à l'étude des effets eau et azote de cultures piège à nitrate, entre blé et maïs. Séminaire "Altération et restauration de la qualité des eaux continentales", Port Leucate, Germon J.C, Legrad P., Moletta R. Eds.
- Chapot J.Y. (1995). Fate of nitrogen from an intermediate cover crop of mustard by labelled nitrogen-15. Study on lysimeters during seven years. *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France* 81(4): 145-162.
- Chaussod R., Nicolardot N., Catroux G., Chrétien J. (1986.). Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Science du Sol* 2, 213-226.
- Clement A., Ladha J.K., Chalifour F.P. (1998). Nitrogen dynamics of various manure species and the relationship to lowland rice production. *Agron. J.* 90, 149-154.
- Coelho B.R.B., Roy R.C., et al. (2005). Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and nitrogen balance. *Canadian Journal of Plant Science* 85(3): 543-554.
- Cohan J.P. et al. (2011). Diagnostic du risque de lixiviation du nitrate et leviers d'action. In *Cultures intermédiaires - impacts et conduite*. Arvalis-Institut du Végétal. 236 p
- Cohan J.P. et al. (2011). Ecophysiologie des couverts intermédiaires. In *Cultures intermédiaires - impacts et conduite*. Arvalis-Institut du Végétal. 236 p, 27-43
- Cohan J.P., Laurent F., et al. (2011). Diagnostic du risque de lixiviation du nitrate et leviers d'action.". 128-126.
- Cohan J.P., Labreuche J., et al. (2011). Ecophysiologie des couverts intermédiaires.". 27-43.
- Conijn J.G. (2005). Simulated short and long term effects of grassland reseeding on N leaching. 14th N workshop Abstracts. 24-26 october 2005, Maastricht.

- Conrad Y., Fohrer N. (2009). Modelling of nitrogen leaching under a complex winter wheat and red clover crop rotation in a drained agricultural field. *Physics and Chemistry of the Earth* 34:530-540.
- Constantin J. (2010). Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme: impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite. Ph.D. thesis, AgroParisTec, Paris
- Constantin J., Beaudoin N., Laurent F., Cohan J.P., Duyme F., Mary B. (2011a). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9>.
- Constantin J., Beaudoin N., Launay M., Duval J., Mary B. (2011b). Long-term nitrogen dynamic in various catch crop scenarios: test and simulations with STICS model in temperate country. *Agricult. Ecosys. Envir.*, 10.1016/j.agee.2011.06.006.
- Constantin J., Mary B., Laurent F., Aubrion G., Fontaine A., Kerveillant P., Beaudoin N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agricult. Ecosys. Envir.*, volume 135, issue 4, pp 268-278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>
- Coppens P., Garnier P., De Gryze S., Merckx R., Recous S., (2006). Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns; *European Journal of Soil Science*, 57, 894–905
- Corak S.J., Frye W.W., Smith M.S. (1991). Legume mulch and nitrogen-fertilizer effects on soil-water and corn production. *Soil Science Society of America Journal* 55:1395-1400.
- CORPEN (2006). Des indicateurs azote pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. Projet de brochure. Sous-groupe "indicateurs".
- Corwin D.L., Wagenet R.J. (1996). Applications of GIS to the modelling of non point source pollutants in the vadose zone: a conference overview. *J. Environ. Qual.* 25: 403-411
- Crews T.E., Peoples M.B. (2004) Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological tradeoffs and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 279–297.
- Dabney S.M. (1998). Cover crop impacts on watershed hydrology. *Journal of Soil and Water Conservation* 53:207-213.
- Dabney S.M., Delgado J.A., et al. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality". *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32 (7&8): 1221-1250.
- Darwis D., Machet J.M., Mary B., Recous S. (1994). Effect of straw management on nitrogen soil dynamics and nitrate leaching. 201-206.
- Davies D.B., Garwood T.W.D., et al. (1996). Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia". *Journal of Agricultural Science* 126: 75-86.
- Decrem M., Spiess E., et al. (2007). Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land". *Agronomy for Sustainable Development* 27(3): 243-253.
- Delphin J.E. (1986). Evaluation du pouvoir minéralisateur de sols agricoles en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. *Agronomie* 6, 453-458.
- Destain et al. (2010).
- Denys D., Mary B. (1994). Effet des cultures intermédiaires sur les pertes en nitrate en région de grande culture. CR Action AGIR., 10 p+ annexe.
- Destain J.P., Reuter V., Goffart J.P. (2010). Autumn cover crops and green manures: environment protection and agronomic interest". *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement* 14: 73-78.
- Di H.J., Cameron K.C. (2005). Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 202–212.
- Di H.J., Cameron K.C. (2002). Nitrate leaching in temperate agrosystems: source, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46:237-256.
- Dinnes D.L., Karlen D.L., Jaynes D.B., Kaspar T.C., Hatfield J.L., Colvin T.S., Cambardella C.A. (2002). Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils. *Agronomy Journal* 94:153-171.
- 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.
- Ducharne A., Baubion C., et al. (2007). Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes". *Science of the Total Environment* 375(1-3): 292-311.
- Elers B., Hartmann H.D. (1988). Modellversuche zur mineralisation von Gründungsplanzen. *Landwirtsch. Forsch.* 41, 246-252.
- Eltun R., Korsaeath A., Nordheim O. (2002). A comparison of environmental, soil fertility, yield, economical effects in six cropping systems based on an 8-year experiment in Norway, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90: 155-168
- Endale D.M., Schomberg H.H., Jenkins M.B., Franklin D.H., Fisher D.S. (2010). Management implications of conservation tillage and poultry litter use for Southern Piedmont USA cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 88:299-313. DOI: 10.1007/s10705-009-9318-z.
- Eriksen J., Askegaard M., Kristensen K. (1999b). Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management*, 15: 176-182.
- Eriksen J., Askegaard M., Soegaard K. (2008). Productivity and N-leaching in organic dairy grass-arable crop rotations. *Grassland Science in Europe*, Vol 13. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Pages: 556-558
- Ewing R.P., Waggoner M.G., Denton H.P. (1991). Tillage and crop cover management effects on soil water and corn yield. *Soil Science Society of America Journal* 55:1081-1085.

- Faget M., Liedgens M., Feil B., Stamp P., Herrera J.M. (2012). Root growth of maize in an Italian ryegrass living mulch studied with a non-destructive method. *European Journal of Agronomy*, 36, 1-8.
- Feaga J. B., Selker J. S., et al. (2010). Long-Term Nitrate Leaching Under Vegetable Production with Cover Crops in the Pacific Northwest. *Soil Science Society of America Journal* 74(1): 186-195.
- Ferchaud F., Ballu S., Leterme P. (2006). Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : synthèse des références applicables au contexte breton. Programme Prolittoral. CEVA et Agrocampus Rennes. 126 p.
- Ferguson R.B., Nienaber J.A. Eigenberg R.A., Woodbury B.L. (2005). Long-term effects of sustained beef feedlot manure application on soil nutrients, corn silage yield, and nutrient uptake. *Journal of Environmental Quality* 34(5): 1672-1681.
- Feyereisen G.W., Sands G.R., Strock J.S., Wilson B.N., Porter P.M. (2007). Hydrology and nitrogen components of a simple rye growth model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 133:90-99.
- Fontaine S., Barot S., Barré S., Bdioui N., Mary B., Rumpel C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 7167, 277-280.
- Fowler C.J.E., Condon L.M., et al. (2004). Effects of green manures on nitrogen loss and availability in an organic cropping system. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47(1): 95-100.
- Franzluebbers K., Weaver R.W., Juo A.S.R. (1994). Mineralization of labeled N from cowpea [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] plant parts at two growth stages in sandy soil. *Plant Soil* 160, 259-266.
- Gabriel J.L., Quemada M. (2011). Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: yield, N uptake and fertiliser fate. *European Journal of Agronomy* 34(3): 133-143.
- Garnier P., Néel C., Mary B., Lafolie F. (2001). Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science* 52: 253-268.
- Garnier P., Néel C., Aïta C., Recous S., Lafolie F., Mary B., (2003). Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation, *European Journal of Soil Science*, 54, 555–568.
- Garwood T.W.D., Davies D.B., Hartley A.R. (1999). The effect of winter cover crops on yield of the following spring crops and nitrogen balance in a calcareous loam. *Journal of Agricultural Science* 132:1-11.
- Gaury F. (1992). Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSA Rennes, 229 p. + annexes.
- Gras R., Benoit M., Deffontaines J.P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osry P.L. (1989). Le fait technique en agronomie. Collection alternatives rurales. INRA - L'harmattan.
- Greenwood D.J., Gastal F., Lemaire G., Draycott A., Millard P., Neeteson J.J. (1991). Growth rate and % N of field grown crops: theory and experiment. *Annals of Botany* 67, 181-190.
- Griffin T.S., Larkin R.P., Honeycutt C.W. (2009). Delayed Tillage and Cover Crop Effects in Potato Systems. *American Journal of Potato Research* 86:79-87. DOI: 10.1007/s12230-008-9050-2.
- Handayanto E., Cadish G., Giller K.E. (1995). Manipulation of quality and mineralization of tropical legume tree prunings by varying nitrogen supply. *Plant Soil* 176, 149-160.
- Hansen S., Thirup C., Refsgaard J.C., Jensen L.S. (2001). Modeling nitrate leaching at different scales. Application of Daisy model. Shaffer-Liwang-Hansen Eds, Lewis Publishers. §16, 511-548.
- Hansen E.M., Djurhuus J. (1996). Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management* 12(4): 199-204.
- Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J. (2000). Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agron J* 92: 909-914.
- Hart P.B.S., Rayner J.H., Jenkinson D.S. (1986). Influence of pool substitution on the interpretation of fertilizer experiment with N15, *Journal of Soil Science*, 37, 3, 389-403
- Hasegawa H., Labavitch J.M., McGuire A.M., Bryant D.C., Denison R.F. (1999). Testing CERES model predictions of N release from legume cover crop residue. *Field Crop Res.* 63, 255-267.
- Haugaard-Nielsen H., Mundus S. Jensen E.S. (2009). Nitrogen dynamics following grain legumes and subsequent catch crops and the effects on succeeding cereal crops; *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 3, 281-291.
- Henke J., Bottcher U., et al. (2008). Evaluation of different agronomic strategies to reduce nitrate leaching after winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) using a simulation model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(3): 299-314.
- Herrera J.M., Feil B., Stamp P., Liedgens M. (2010). Root Growth and Nitrate-Nitrogen Leaching of Catch Crops following Spring Wheat. *Journal of Environmental Quality* 39(3): 845-854.
- Hoffmann M., Johnsson H. (1999). A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. *Environmental Modeling And Assessment*, 4: 35-44.
- Hooker K.V., Coxon C.E., et al. (2008). Evaluation of cover crop and reduced cultivation for reducing nitrate leaching in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 37(1): 138-145.
- Islam N., Wallender W.W., Mitchell J., Wicks S., Howitt R.E. (2006). A comprehensive experimental study with mathematical modeling to investigate the effects of cropping practices on water balance variables. *Agricultural Water Management* 82:129-147.
- Isse A.A., MacKenzie A.F., Stewart K., Cloutier D.C., Smith D.L. (1999). Cover crops and nutrient retention for subsequent sweet corn production. *Agronomy Journal* 91:934-939.
- Jensen E.S. (1992). The release and fate of nitrogen from catch-crop materials decomposing under field conditions. *J. Soil Sci.* 43, 335-345.

- Jensen L.S., Salo T., Palmason F., Breland T.A., Henriksen T.M., Stenberg B., Pedersen A., Lundström C., Esala M. (2005). Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soils. *Plant Soil* 273, 307-326.
- Johnson P.A., Shepherd M.A., Hatley D.J., Smith P.N. (2002). Nitrate leaching from a shallow limestone soil growing a five course combinable crop rotation: the effects of crop husbandry and nitrogen fertilizer rate on losses from the second complete rotation. *Soil Use and Management*, 18, 68-76.
- Joyce B.A., Wallender W.W., Mitchell J.P., Huyck L.M., Temple S.R., Brostrom P.N., Hsiao T.C. (2002). Infiltration and soil water storage under winter cover cropping in California's Sacramento Valley. *Transactions of the Asae* 45:315-326.
- Justes E., Mary B., Meynard J.M., Machet J.M., Thelier-Huché L. (1994). Determination of a critical nitrogen dilution curve for winter wheat crops. *Annals of Botany*, 74, 397-407.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B. (1999). Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55:207-220.
- Justes E., Mary B., Nicolardot B. (2009). Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant and Soil*, 325:171-185.
- Kaspar T.C., Jaynes D.B., Parkin T.B., Moorman T.B. (2007). Rye cover crop and gamagrass strip effects on NO₃ concentration and load in tile drainage. *Journal of Environmental Quality* 36:1503-1511. DOI: 10.2134/jeq2006.0468.
- Kladivko E.J., Frankenberger J.R., Jaynes D.B., Meek D.W., Jenkinson B.J., Fausey N.R. (2004). Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *Journal of Environmental Quality* 33:1803-1813.
- Kovács G.J., Neméth T., Ritchie J.T. (1995). Testing simulation models for the assessment of crop production and nitrate leaching in Hungary. *Agricultural Systems* 49: 385-397.
- Kuo S., Jellum E.J. (2000). Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biol. Fertil. Soils* 31: 470-47.
- Lacroix A., Beaudoin N., Makowski D. (2004). Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53: 115-127.
- Lafolie F., Neel C. (1997). Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) Les Colloques de l'INRA 83, 55-67.
- Larsson M.H., Johnsson H. (2003). Simulation of nitrate leaching using a modelling system with automatic parameterization routines. *Soil Use and Management* 19:172-181. DOI: 10.1079/sum2003189.
- Larsson M.H., Kyllmar K., Jonasson L., Johnsson H. (2005). Estimating reduction of nitrogen leaching from arable land and the related costs. *Ambio* 34:538-543.
- Laurent F., Mary B. (1992). Management of nitrogen in farming systems and the prevention of nitrate leaching. *Aspects Appl. Biol.* 30, 45-62.
- Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R. (1995). Cultures intermédiaires pièges à nitrate-Comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206, XXXVII-XLIX.
- Lemaire G., Salette J., (1984). Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères .I. Etude de l'effet du milieu. *Agronomie* 4 :423-430.
- Lemaire G., Gastal F. (1997). N uptake and distribution in plant canopies. In *Diagnosis of the nitrogen status in crops*, Lemaire G. (ed.), Springer-Verlag, 3-44.
- Li H., Liang X., Chen Y., Lian Y., Tian G., Ni W. (2008). Effect of nitrification inhibitor DMPP on nitrogen leaching, nitrifying organisms, and enzyme activities in a rice-oilseed rape cropping system. *Journal of Environmental Sciences* 20: 149-155.
- Logsdon S.D., Kaspar T.C., Meek D.W., Prueger J.H. (2002). Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soil monoliths. *Agronomy Journal* 94:807-814.
- Lord E.I., Shepherd M.A. (1993). Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *J. Soil Sci.* 44, 435-449.
- MacDonald A.J., Poulton P.R., Howe M.T., Goulding K.W.T., Powlson D.S. (2005). The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. *Plant and Soil* 273: 355-373.
- Machet J.M., Laurent F., Chapot, J.Y., Doré, T., Dulout, A. (1997). Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 271-288.
- Magid J., Luxhoi J., Lyshede O.B. (2004). Decomposition of plant residues at low temperatures separates turnover of nitrogen and energy rich tissue components in time. *Plant Soil* 258, 351-365.
- Makowski D., Wallach D., Meynard J.M. (1999). Models of yield, grain protein and residual mineral N responses to applied N for winter wheat. *Agronomy Journal* 91: 377-385.
- Malone R.W., Ma L., Heilman P., Karlen D.L., Kanwar R.S., Hatfield J.L. (2007). Simulated N management effects on corn yield and tile-drainage nitrate loss. *Geoderma* 140:272-283.
- Mariotti A. (1998). Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la science* 249:60-65.
- Mariotti A. (1997). Introduction: quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Lemaire & Nicolardot Ed., INRA Editions, pp 9-24.
- Martinez J., Guiraud G. (1990). A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science* 41(1): 5-16.

- Mary B., Beaudoin N., Benoit M. (1997). Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In : "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes" (G. Lemaire et B. Nicolardot, eds.) Les Colloques de l'INRA 83, 289-312.
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N. (2002). La gestion durable de la fertilisation azotée; proceedings of the 65th IIRB Congress, 13-14 February 2002; Brussels (B).
- Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50: 549-566.
- Mary B., Recous S., Darwis S., Robin D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181: 71-82.
- Mary B., Recous S., Robin D. (1998). A model for calculating nitrogen fluxes in soil using ¹⁵N tracing. *Soil Biology and Biochemistry* 30 1963-1979.
- Meisinger J.J., Hargrove W.L., Mikkelsen R.L., William J.R., Benson V.W. (1991). Effects of cover crops on groundwater quality. In: *Cover crops for clean water*, eds. W.L. Hargrove, Jackson, Tennessee. Soil and Water Conservation Society, 57-68.
- Mendes I.C., Bandick A.K., Dick R.P., Bottomley P.J. (1999). Microbial biomass and activities in soil aggregates affected by winter cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 873-881.
- Merbach W., Holzel D., Schalitz G., Pickert J., Jacob H.J., Latus C. (1997). Lysimeter investigations on the effect of winter catch crops and weeded fallow on the N-dynamics in a sandy treposol soil of northeast Germany. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 33(1-2): 53-59.
- Meynard J.M., Doré T., Habib R. (2001). L'évaluation et la conception de systèmes de culture pour une agriculture durable. *Compte rendu Acad. Agric. Fr.*
- Meynard J.M., Justes E., Machet J.M., Recous S. (1997). Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: Lemaire, G., Nicolardot, B. (Eds.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. INRA Editions, Paris, pp. 183-200.
- Michelin J., Mariotti A. (2001). Dénitrification naturelle en zone humide d'un petit bassin versant en Champagne crayeuse. In: *Colloque ESRA'2000*. S2-35. Poitiers 13-15 septembre 2000.
- Miguez F.E., Bollero G.A. (2005). Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. *Crop Science* 45(6): 2318-2329.
- Mitchell J.P., Peters D.W., Shennan C. (1999). Changes in soil water storage in winter fallowed and cover cropped soils. *Journal of Sustainable Agriculture* 15:19-31.
- Mohammadi G.R., Ghobadi M.E. (2010). The effects of different autumn-seeded cover crops on subsequent irrigated corn response to nitrogen fertilizer. *Agricultural Sciences* 1:148-153.
- Moller K., Reents H.J. (2009). Effects of various cover crops after peas on nitrate leaching and nitrogen supply to succeeding winter wheat or potato crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 172(2): 277-287.
- Moller K., Stinner W., et al. (2008). Growth, composition, biological N₂ fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk". *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82(3): 233-249.
- Morari F., Lugato E., Polese R., Berti R., Giardini L. (2012). Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 47-56.
- Morlon P., Trouche G., Soulard C., Maigrot J.L., Guyard P.O. (1998). Diagnostic de la pollution azotée de l'eau par approche historique multi-échelles. *Cahiers Agricultures*, 7: 15-27.
- Muller J.C. (1996). Etude lysimétrique et agronomie. Intérêt et limites de la méthode. Situation en France. In: *Trente ans de lysimétrie en France 1960-1990*, JC Muller (ed.) COMIFER-INRA Editions, pp. 9-43.
- Muller T., von Fragstein P., Niemsdorff. (2006). Organic fertilizers derived from plant materials Part II: Turnover in field trials. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 169(2): 265-273.
- Munoz-Carpena R., Ritter A., Bosch D.D., Schaffer B., Potter T.L. (2008). Summer cover crop impacts on soil percolation and nitrogen leaching from a winter corn field. *Agricultural Water Management* 95:633-644. DOI: 10.1016/j.agwat.2008.01.005.
- Nangia V., Gowda R.H., Mulla D.J., Sands G.R. (2008). Water quality modeling of fertilizer management impacts on nitrate losses in tile drains at the field scale. *Journal of Environmental Quality* 37:296-307.
- Nicholson F.A., Chambers B.J., Mills A.R., Strachan P.J. (1997). Effects of repeated straw addition on crop fertiliser requirements, soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses. *Soil Use Management* 13: 136-142.
- Nicolardot B., Denys D., Lagacherie B., Chêneby D., Mariotti M. (1995). Decomposition of ¹⁵N-labelled catch-crop residues in soil: evaluation of N mineralization and plant-N uptake potentials under controlled conditions. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 115-123.
- Nicolardot B., Recous S., Mary B. (2001). Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228: 83-103.
- Normand B., Mary B., Czernichowski I., Beaudoin N., Mouvet C., Bazerque M.F., Groell F. (2004). Programme expérimental de suivi de la qualité de l'eau sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales. *Rapport de synthèse*. 66 p.
- Nykänen A., Salo T., Granstedt A. (2009). Simulated cereal nitrogen uptake and soil mineral nitrogen after clover-grass leys. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 85:1-15.

- Nylinder J., Stenberg M., Jansson P.E., Klemmedtsson A.K., Weslien P., Klemmedtsson L. (2011). Modelling uncertainty for nitrate leaching and nitrous oxide emissions based on a Swedish experiment with organic crop rotation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 141:167-183.
- Olesen J.E., Hansen E.M., Askegaard M., Rasmussen I.A. (2007). The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. *Field Crops Res.* 100, 168-178.
- Olesen J.E., Askegaard M., Bernsten J. (2004). Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. In: D.J. Hatch et al. eds., Wageningen Acad. Publishers, 389-396.
- Olesen J.E., Askegaard M., et al. (2009). Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy* 30(2): 119-128.
- Oorts K., Laurent F., Mary B. (2007). Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil & Tillage Research* 94, 441-456.
- Pedersen A., Thorup-Kristensen K., Jensen L.S. (2009). Simulating nitrate retention in soils and the effect of catch crop use and rooting pattern under the climatic conditions of Northern Europe. *Soil Use and Management* 25:243-254. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2009.00220.x.
- Perego A., Basile A., Bonfante A., De Mascellis R., Terribile F., Brenna S., Acutis M. (2012). Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 57-65.
- Peyraud J.L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O. (éditeurs) (2012). *Les flux d'azote liés aux élevages : Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*, INRA (France), 68 p.
- Pierce F.J., Nowak P., Roberts P.C. (1999). Aspects of Precision Agriculture. *Advances in Agronomy* 67: 1-85.
- Poudel D.D., Horwath W.R., Mitchell J.P., Temple S.R. (2001). Impacts of cropping systems on soil nitrogen storage and loss. *Agric. Syst.* 68: 253-268.
- Qi Z.M., Halmers M.J. (2010). Soil Water Dynamics under Winter Rye Cover Crop in Central Iowa. *Vadose Zone Journal* 9:53-60. DOI: 10.2136/vzj2008.0163.
- Quemada M., Cabrera M.L. (1995). Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 471-477.
- Recous S., Aita C., Mary B. (1999). In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. *Soil Biology & Biochemistry* 31 119-133.
- Recous S., Fresneau C., Faurie G., Mary B. (1988). The fate of labelled 15N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. I - Nitrogen transformations in the soil. *Plant and Soil* 112: 205-214.
- Recous S., Machel J.M. (1999). Short-term immobilisation and crop uptake of fertiliser nitrogen applied to winter-wheat: effect of date of application in spring. *Plant and Soil* 206, 137-149.
- Rinnofner T., Friedel J.K., Kruijff R.D., Pietsch G., Freyer B. (2008). Effect of catch crops on N dynamics and following crops in organic farming. *Agronomy for Sustainable Development* 28:551-558. DOI: 10.1051/agro:2008028.
- Ritter W.F., Scarborough R.W., Chirnside A.E.M. (1998). Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology* 34(1-2): 1-15.
- Robert P. (1997). "Precision Farming" aux USA déjà une réalité ! *Perspectives Agricoles* N°222, pp 43-47.
- Rochester I.J., Peoples M.B., et al. (2001). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. *Field Crops Research* 70(1): 27-41.
- Ross S.M., Izaurralde R.C., Janzen H.H., Robertson J.A., McGill W.B. (2008). The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada , *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127, 3-4: 241-250
- Rousselle V. (1913). Le mouvement des nitrates dans le sol. *Annales sciences agron., 4eme série, I*, 97-115.
- Saffih-Hdadi K., Mary B. (2008). Modelling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 594-607.
- Sainju U.M., Singh B.P., Whitehead W.F. (2002). Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy soils in Georgia, USA. *Soil Till. Res.* 63: 167-179.
- Sainju U.M., Whitehead W.F., Singh B.P., Wang S. (2006). Tillage, cover crops, and nitrogen fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *European Journal of Agronomy* 25(4): 372-382.
- Schnebelen N., Nicoulaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E. (2004). The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie* 24: 423-435.
- Schnebelen N., Nicoulaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E. (2004). The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie* 24: 423-435.
- Schomberg H.H., Cabrera M.L. (2001). Modeling in situ N mineralization in conservation tillage fields: comparison of two versions of the CERES nitrogen submodel. *Ecological Modelling* 145:1-15.
- Schröder J.J., VanDijk W., DeGroot W.J.M. (1996). Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Neth J Agr Sci* 44: 293-315
- Sébilio M., Billen G., Grably M., Mariotti A. (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as marker of riparian and benthic denitrification at the scale of whole Seine river system. *Biogeochemistry*, 53: 35-51.
- Shepherd M.A., Webb J. (1999). Effects of overwinter cover on nitrate loss and drainage from a sandy soil: consequences for water management? *Soil Use and Management* 15:109-116. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1999.tb00073.x.
- Simmelsgaard S.E. (1998). The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management* 14:30-36.

- Simon J.C. (1992). Systèmes de culture prairiaux à rotation rapide : nature des contraintes, effets cumulatifs. "Un point sur... les systèmes de culture", INRA.
- Simon J.C., Lecorre L. (1988). Lessivage d'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère, Fourrages, 114, 193-207.
- Singer J.W., Malone R.W., Jaynes D.B., Ma L. (2011). Cover crop effects on nitrogen load in tile drainage from Walnut Creek Iowa using root zone water quality (RZWQ) model. *Agricultural Water Management*: 1622-1628.
- Stenberg M., Aronsson H., Linden B., Rydberg T., Gustafson A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50:115-125.
- Stenberg M., Aronsson H., Linden B., Rydberg T., Gustafson A. (1999). Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop. *Soil & Tillage Research* 50(2): 115-125.
- Strock J.S., Porter P.M., Russelle M.P. (2004). Cover cropping to reduce nitrate loss through subsurface drainage in the northern US Corn Belt. *Journal of Environmental Quality* 33:1010-1016.
- Thomsen I.K. (2005). Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111:21-29.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (2004). Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use Manag* 20: 432-438.
- Thomsen I.K., Olesen J.E., Schjonning P., Jensen B., Christensen B.T. (2001). Net mineralization of soil N and ¹⁵N-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. *Soil Biol Biochem* 33: 277-285.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1998). Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crops yields. *Agric. Ecosys. and Environ.* 68: 73-84.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1999). Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use Manag* 15: 195-200.
- Thomsen I.K., Jensen E.S. (1994). Recovery of nitrogen by spring barley following incorporation of ¹⁵N-labelled straw and catch crop material. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49, 115-122.
- Thorup-alkristensen K. (2001). Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230, 185-195
- Thorup-Kristensen K. (1993). The effect of nitrogen catch crops on the nitrogen nutrition of a succeeding crop. I. Effects through mineralization and pre-emptive competition. *Acta Agric. Scand. Sect. B* 43, 74-81.
- 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* 79:227-302.
- Thorup-Kristensen K. (1994). The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. *Fertilizer Research* 37(3): 227-234.
- Thorup-Kristensen K., Dresboll D.B. (2010). Incorporation time of nitrogen catch crops influences the N effect for the succeeding crop. *Soil Use and Management* 26(1): 27-35.
- Thorup-Kristensen K., Nielsen N.E. (1998). Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. *Plant and Soil* 203(1): 79-89.
- 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: 227-302.
- Tonitto C., David M.B., Drinkwater L.E. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:58-72.
- Tonitto C., David M.B., Li C.S., Drinkwater L.E. (2007). Application of the DNDC model to tile-drained Illinois agroecosystems: model comparison of conventional and diversified rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78:65-81. DOI: 10.1007/s10705-006-9074-2.
- Tonitto C., David M.B., et al. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112(1): 58-72.
- Torstensson G., Aronsson H. (2000). Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56(2): 139-152.
- Torstensson G., Aronsson H., Bergstrom L. (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98(3): 603-615.
- Tournebize J., Arlot M.P., Billy C., Birgand F., Gillet J.P., Dutertre A. (2008). Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénierie EAT*: 5-25.
- Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B., Linères M., Chêneby D., Nicolardot B. (2000a). Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non limiting nitrogen conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 918-926.
- Trinsoutrot I., Recous S., Mary B., Nicolardot B. (2000b). C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N Brassica napus L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1717-1730.
- Turpin N., Vernier F., Joncour F. (1997). Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique. *Ingénieries - EAT* 11:3-16.
- Unger P.W., Vigil M.F. (1998). Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 53:200-207.
- Vachaud G., Dancette C., Sonko M., Thony L.L. (1978). Méthode de caractérisation hydrodynamique in situ d'un sol non saturé. Application à deux types de sol du sébégal en vue de la détermination des termes du bilan hydrique. *Ann. Agron.* 29(1), 131-144.

- Vachier P., Dever L., Fontes J.ChC. (1987). Mouvements de l'eau dans la zone non saturée et alimentation de la nappe de la craie de Champagne (France) : Approches isotopique et chimique. In International symposium on the use of isotope techniques in water resources development. IAEA-SM-299/053. Vienne (Autriche).
- Valé M. (2006). Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Thèse INPL Toulouse, France, pp 182.
- Van der Ploeg R.R., Ringe H., Machulla G. (1995). Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *Journal of Environmental Quality*, 24, 725-733.
- Van Dijk W., Dekker P., Van der Schoot J.R. (2003). In: Controlling nitrogen flows and losses. D.J. Hatch et al. eds., Wageningen Acad. Publishers, 459-460.
- Vandenbergh C. (2010)). Mise en relation de l'évolution de l'agriculture et de la qualité de l'eau entre 1950 et 2000. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 14:9-16.
- Vanlauwe B., Diels J., Sanginga N., Merckx R. (1997). Residue quality and decomposition. An unsteady relationship? In *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. Eds Cadish G and Giller K E. pp. 157-166. CAB International, Wallingford.
- Vauclin M (1994). Revue et état de l'art. Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des sciences de l'eau*, 7(1): 55-76.
- Vertès F., Laurent F., Recous S., Leterme P., Mary B. (2001). Nitrogen mineralization under bare soils after the destruction of grazed pastures. In: *Sustainable management of soil organic matter*, Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Eds.). CAB International, ISBN 085199 465-2, 239-246.
- Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe*, 12, 227-246.
- Voisin A.S., Salon C., Munier-Jolain N.G., Ney B. (2002). Quantitative effects of soil nitrate, growth potential and phenology on symbiotic nitrogen fixation of pea (*Pisum sativum* L.). *Plant Soil* 243, 31-42.
- Vos J., Van der Putten P.E.L. (2001). Field observations on nitrogen catch crops. III. Transfer of nitrogen to the succeeding main crop. *Plant Soil* 236, 263-273.
- Wallgren B., Linden B. (1994). Effects of catch crops and ploughing times on soil mineral nitrogen. *Swedish J. Agric. Res.* 24, 67-75.
- Weihermüller L., Siemens J., Deurer M., Knoblauch S., Rupp H., Göttlein A., Pütz T. (2007). In situ soil water extraction: A review. *J. Environ. Qual.*; 36:1735-1748.
- Wells A.T., Chan K.Y., Cornish P.S. (2000.). Comparison of conventional and alternative vegetable farming systems on the properties of a yellow earth in New South Wales; *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 80, 1-2: 47-60
- Whisler F.D., Acock B., Baker D.N., Fye R.E., Hodges H.F., Lambert J.R., Lemmon H.E., McKinion J.M., Reddy V.R. (1986.). Crop simulation models in agronomic systems. *Advances in agronomy*, vol 40, 141-208.
- Whitmore A.P., Handayanto E. (1997). Simulating the mineralization of N from crop residues in relation to residue quality. In *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. Eds Cadish G and Giller K E. pp. 337-348. CAB International, Wallingford.
- Whitmore A.P., Schroder J.J. (2007). Intercropping reduces nitrate leaching from under field crops without loss of yield: A modelling study. *European Journal of Agronomy*, 27, 81-88.
- Wivstad M. (1997). Plant morphology and content of nitrogen, cell wall and lignin at different phenological stages of red clover and yellow sweetclover. *Swedish J. Agric. Res.* 27, 3-14.
- Yridoe E.K., Voroney R.P., et al. (1997). Impact of Alternative Farm Management Practices on Nitrogen Pollution of Grounwater : Evaluation and application of CENTURY Model.". *J. Environ. Qual.* 26 1255-1263.
- Yu Q., Chen Y., Ye X., Zhang Q., Zhang Z., Tian P. (2007.). Evaluation of nitrification inhibitor 3,4-dimethyl pyrazole phosphate on nitrogen leaching in undisturbed soil columns. *Chemosphere*, 67: 872-878.
- Zavattaro, L, Monaco, S., Saco, D., Grignani, C., 2012. Options to reduce N loss maize in intensive cropping systems in Northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 24-35.
- Zhou X.M., Madramootoo C.A., MacKenzie A.F., Kaluli J.W., Smith D.L. (2000). Corn yield and fertilizer N recovery in water-table-controlled corn-rye-grass systems. *European Journal of Agronomy*, 12, 83-92
- Zhu J.C., Gantzer C.J., Anderson S.H., Beuselinck P.R., Alberts E.E. (1991). Water use evaluation of winter cover crops for no-till soybeans. *Journal of Soil and Water Conservation* 46:446-449.
- Zhu Y., Fox R. H., Toth J.D. (2003). Tillage Effects on Nitrate Leaching Measured by Pan and Wick Lysimeters. *Soil science Society of America Journal* 67: 1517-1523.