

Quels leviers pour éviter les pertes d'azote suite au retournement de prairie ?

Connaissances sur l'azote minéralisé après un retournement de prairie

Une abondante minéralisation d'azote et de carbone

Lors du retournement d'une prairie, une très grande quantité d'azote se trouve minéralisée du fait de la forte **minéralisation de la matière organique du sol (MOS)** qui n'est plus contrebalancée par l'organisation (prélèvement par les plantes, immobilisation par les microorganismes) : à minéralisation nette équivalente, les flux bruts sont environ 4 fois plus élevés sous prairies que sous cultures. Cette importante minéralisation est **favorisée par** l'aération du sol, l'incorporation des résidus végétaux facilement dégradables, la mise en contact de la matière organique superficielle avec les microorganismes du sol, le morcellement des agrégats de la MOS facilitant son attaque par les microorganismes ([Vertès et al., 2007b](#)).

Quantités d'azote minéralisé au retournement

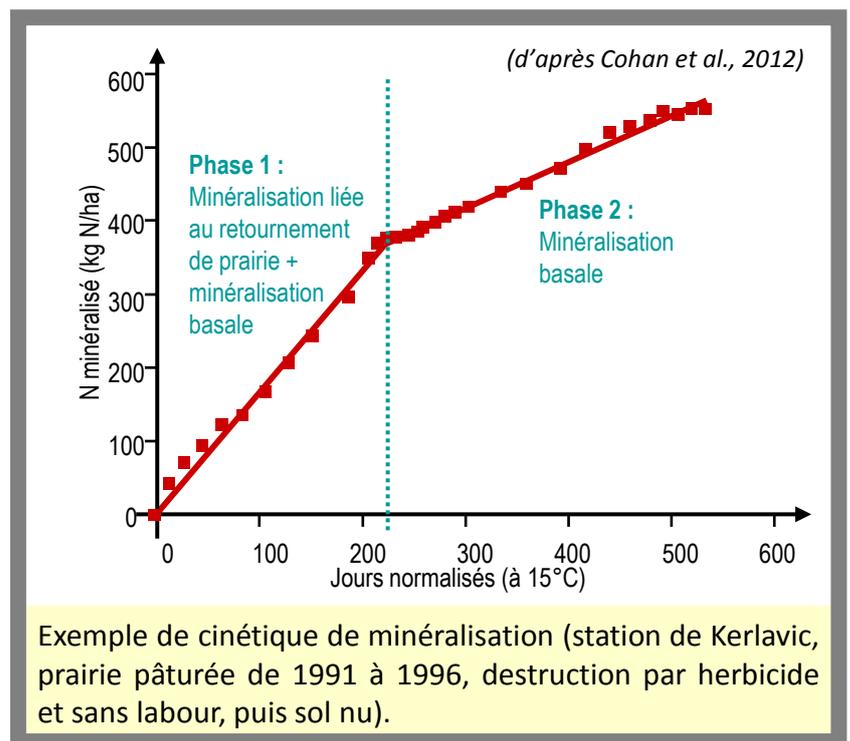
En cumulant la minéralisation basale et celle due à la destruction de la prairie, la quantité d'azote minéralisé est comprise entre 150 et 500 kg N/ha la première année (300 à 700 kg N/ha sur deux ans), pouvant conduire à des pertes par lixiviation très élevées (jusqu'à 350 kg N/ha mesuré, Shepherd et al., 2001).

Cinétiques de minéralisation

Deux phases peuvent être observées dans cette cinétique de minéralisation :

- la première phase correspond à une minéralisation rapide. Elle dure environ 200 jours normalisés* (de 80 à 250), soit 4 à 8 mois pour un retournement de printemps.
- la deuxième phase marque le retour à la minéralisation basale, plus lente.

* standardisation des jours à 15°C et sol à la capacité au champ



Quels facteurs sont susceptibles de limiter les pertes d'azote ?

- la saison du retournement
- les cultures implantées après le retournement et la gestion de l'interculture suivante
- la conduite de la prairie l'année précédent le retournement (fertilisation et mode d'exploitation)
- le travail du sol ?



Connaissances sur l'effet de la fertilisation de la prairie sur la quantité d'azote minéralisé au retournement

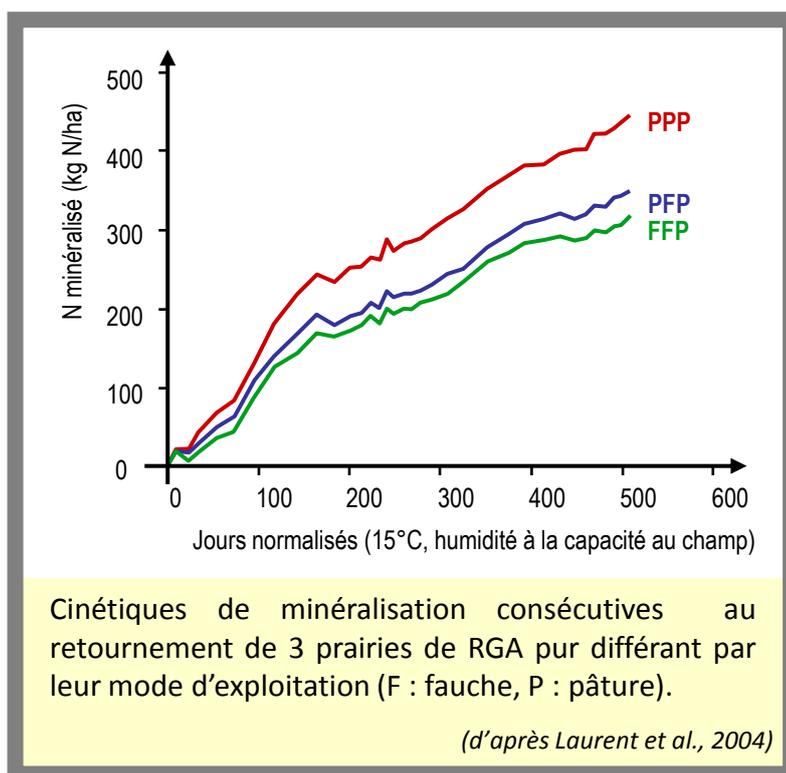
En tendance, plus le bilan cumulé d'azote sur la durée de vie de la prairie est élevé, plus il y aura d'azote minéralisé au retournement (Velthof et Oenema, 2001). Cette tendance présente néanmoins une forte hétérogénéité et des résultats contradictoires sont observés (Laurent et al., 2004)

Les apports d'azote, qu'ils soient sous forme de fertilisation minérale ou organique, issus de la fixation symbiotique ou liés aux restitutions par les animaux au pâturage, ont tendance à accroître l'accumulation d'azote dans la matière organique sous prairie, en stimulant l'activité microbienne et en augmentant la production végétale (et donc les restitutions).

Connaissances sur l'effet du mode d'exploitation de la prairie (fauche/pâturage) sur la quantité d'azote minéralisé au retournement

De façon générale, plus le pâturage a été important, plus il y aura d'azote minéralisé au retournement (Velthof et Oenema, 2001, Cohan et al., 2012). La fauche réduit fortement les restitutions d'azote au sol par les résidus végétaux et les déjections des animaux au pâturage, et permet de réduire la minéralisation au retournement par rapport au pâturage (moins d'azote minéralisé, mais une durée de minéralisation liée au retournement inchangée), et ce d'autant plus que les fauches sont systématiques (Laurent et al., 2004).

Ce constat n'est pas valable pour les prairies d'association raygrass – trèfle blanc, pour lesquelles la fauche ne réduit pas la minéralisation post destruction (COMIFER, 2013, basé sur les travaux de Laurent et al., 2004).



Les leviers en lien avec les itinéraires techniques l'année précédent le retournement

En dernière année avant retournement :

- **Réduire la fertilisation**
- **Réduire ou supprimer le pâturage** : introduire plus de fauche, proscrire le pâturage tardif.



Connaissances sur les effets de la saison du retournement sur les risques de lixiviation de nitrates

Le facteur essentiel permettant de limiter les **fuites d'azote après destruction de prairies est la saison de destruction : les risques de pertes sont plus importants après un retournement de prairie en été - automne qu'au printemps** (synthèses de [Velthof et Oenema, 2001](#) et [Vertès et al., 2007b](#)).

RETOURNEMENT DE PRINTEMPS

Plus des 3/4 des mises en cultures de prairies se font en sortie d'hiver pour implanter une culture de printemps (le plus souvent du maïs). Deux pratiques sont observées :

- Destruction précoce de la prairie en fin d'hiver (février à mi mars environ) : la minéralisation coïncide alors avec les besoins de la culture implantée en avril, dont les prélèvements permettront de valoriser une partie de l'azote minéralisé et de réduire les reliquats début drainage.
- Destruction plus tardive de la prairie au printemps, après avoir profité d'un dernier pâturage ou ensilage, juste avant d'implanter le maïs : la minéralisation se fera alors en partie après la période de besoins de la culture, ce qui limitera la production de celle-ci et laissera d'importants reliquats en début de période de drainage. Ayant moins bien profité de l'effet lié au retournement de la prairie, le maïs est généralement moins beau et nécessiterait une fertilisation au début de son implantation, ce qui est interdit. Ces retournements tardifs de printemps sont donc à éviter, sauf si l'on parvient à gérer par une couverture efficace du sol le prélèvement de l'azote libéré après l'absorption du maïs (CIPAN sous couvert par exemple).

Plusieurs cultures, gourmandes en azote et réussissant bien l'année du retournement, peuvent être implantées après un retournement de printemps : resemis d'une prairie ou implantation de **chou fourrager, colza fourrager, betterave fourragère** et **maïs**. La betterave fourragère est particulièrement efficace, car elle absorbe environ 400 kg N/ha/an, contre 200 kg N/ha/an pour le maïs ([Morvan et al., 2000](#)) et absorbe l'azote plus tardivement que le maïs, ce qui réduit d'autant les reliquats pouvant être lixiviés. Cependant, la culture de betterave nécessite du matériel spécifique pour la récolte et la distribution, et doit être réfléchi par rapport au désherbage et au temps de travail ([Le Gall et al., 2009](#)).

La succession prairie/maïs/blé présente donc plus de risque de lixiviation que celle la succession prairie/betterave/blé, particulièrement performante.

Rotation	Pertes (kg N-NO ₃ /ha) sur les deux ans de culture (modélisation STICS)
Prairie/betterave/blé	110
Prairie/maïs/blé	270
Prairie/blé/blé (retournement d'automne)	240 Morvan et al., 2000

RETOURNEMENT D'ETE

La succession prairie – colza protéagineux semblerait performante, la destruction d'été permettant l'exploitation de la prairie au printemps, et le colza ayant des besoins en azote élevés. Couvrant le sol en automne-hiver, il limite les pertes par lixiviation y compris pendant la période de drainage. Cependant, pour des raisons encore mal connues, cette culture est généralement moins belle l'année du retournement que l'année suivante (Cetiom, Laurent et al., 2004).

Connaissances sur les effets de la saison du retournement sur les risques de lixiviation de nitrates (suite)

RETOURNEMENT D'AUTOMNE

Ce type de retournement est réalisé pour l'implantation d'une céréale d'hiver ou la rénovation de la prairie. Mais ces cultures (ray-grass, blé) ne permettent pas l'établissement d'un couvert suffisamment développé pour valoriser l'azote minéralisé au cours de l'hiver : les pertes d'azote par lixiviation durant l'hiver suivant le retournement sont donc inévitables, notamment si l'hiver est doux et favorise la minéralisation ([Vertès et al., 2007a](#)).

Des successions innovantes sont actuellement testées en exploitations herbagères pour limiter les pertes d'azote par lixiviation en réalisant une destruction de printemps suivie d'une dérobée (avoine, colza fourrager) fauchée capable de valoriser une bonne partie de l'azote minéralisé, avant d'implanter une céréale d'hiver.

Les leviers en lien avec la saison du retournement

- **Favoriser les retournements de fin d'hiver**, puis semer une culture de printemps gourmande en azote ou réimplanter la prairie très tôt afin de fixer les reliquats d'azote avant le début de la période de drainage.
- **Eviter de laisser le sol nu après destruction de la prairie** : plus le délai entre le retournement et le resemis est long, plus le risque de fuites d'azote est élevé, lors des 2 premiers hivers suivant la destruction.
- **Pour les cultures récoltées en automne, implanter une CIPAN à l'interculture**. C'est en effet l'hiver suivant le retournement, après une culture telle que maïs, que le risque de fuites de nitrates est le plus grand. La CIPAN permet de réduire le niveau de lixiviation d'azote jusqu'à 60% par rapport à un sol nu après maïs. Pour le choix de l'interculture, se reporter par exemple à [Ferchaud \(2006\)](#) ou Justes et al. (2013).

Cependant, la récolte tardive du maïs grain rend difficile le développement suffisant de la CIPAN pour que celle-ci soit efficace. Face à ce problème, deux solutions sont actuellement proposées :

- Semer la CIPAN sous couvert de maïs (par exemple semis de RGI au stade 8-10 feuilles du maïs)
 - Utiliser des variétés de maïs à cycle court et implanter une dérobée pour compenser en partie les pertes de rendements du maïs ([Jegat et Decoopman, 2012](#)).
- Pendant toute la durée de la minéralisation liée au retournement de la prairie (1 an pour les prairies de moins de 5 ans, 2-3 ans pour les prairies plus âgées, selon Cohan et al., 2012), **choisir des couverts qui prélèvent bien l'azote et garder le sol couvert en permanence**.



Impact pas
clairement établi

Travail du sol

Connaissances sur les effets du travail du sol sur les risques de lixiviation de nitrates

Il existe très peu de dispositifs expérimentaux comparant l'effet des 2 types de techniques, labour ou désherbage + semis direct, sur la minéralisation après destruction. D'après Laurent et al. (2004), un **labour aurait pour effet d'accélérer la libération de l'azote facilement minéralisable, mais n'aboutirait pas à une plus grande quantité d'azote minéralisé**. Le non-travail du sol ne permettrait donc qu'un décalage modéré de la dynamique de minéralisation (synthèse de [Vertès et al., 2007b](#)).

Les leviers en lien avec le travail du sol

Il existe encore beaucoup d'inconnues concernant l'effet du travail du sol sur les fuites d'azote.

La compaction du sol (à 10-12 cm de profondeur) a été identifiée comme l'un des facteurs de dégradation des prairies, en perturbant l'enracinement et la vie biologique des sols. Le labour avant semis de culture ou d'une nouvelle prairie peut alors être préconisé pour supprimer la zone de tassement.

En l'absence de sol compacté, il peut à l'inverse être conseillé d'appliquer des techniques visant à réduire le travail du sol :

- Destruction de la prairie avec un herbicide total non rémanent avant de ressemer ([Lemasson et al., 2008](#))
- Implantation de la culture suivante avec un travail du sol superficiel ([Viaux et al., 1999](#))
- Semis direct de la culture (maïs ou céréales) sous couvert de prairie, ou dans des sillons « décapés d'herbe » : ces techniques, pas encore maîtrisées, présenteraient l'intérêt d'éviter l'effet lié au retournement de la prairie. Le principal problème rencontré dans les essais en cours est la faible compétitivité des plantules de la culture dans une prairie qui repousse rapidement et étouffe la nouvelle culture.

Voir aussi la [fiche n°8](#) traitant des techniques pour éviter le retournement de la prairie.



Impact très
important

Fertilisation de la culture après prairie

Les leviers en lien avec la fertilisation de la culture après prairie

Dans tous les cas, suivre les préconisations du COMIFER, en lien avec la réglementation de la Directive Nitrates :

- **Directive Nitrates appliquée à la Bretagne** (voir le site du [Préfet de la Région Bretagne](#)) : interdiction de fertiliser la culture suivante après retournement d'une prairie de plus de 3 ans.
- **Mesurer systématiquement les reliquats** après un retournement et avant le semis de la première culture étant donné la forte variabilité de la minéralisation entre ces deux événements, notamment après un retournement d'automne, car le drainage hivernal entraîne de forts écarts aux valeurs par défaut proposées par le COMIFER (Cohan et al., 2012).

Les leviers en lien avec la fertilisation de la culture après prairie

• Le **COMIFER (2013)** propose des tables permettant le calcul du surplus de minéralisation d'azote lié au retournement de la prairie (Mhp), dépendant de :

- l'âge de la prairie retournée x saison du retournement x rang de la culture suivant le retournement (Table 1)
- la composition de la prairie (RGA pur ou en association avec du trèfle blanc) x le mode d'exploitation de la prairie (fauche, pâture, mixte) (Table 2)

La quantité d'azote obtenue par la Table 1 doit être multipliée au coefficient de la Table 2. Par ailleurs, la minéralisation de l'humus est augmentée d'un facteur 1,1 (Mh x 1,1).

TABLE 1

		Âge de la prairie				
		< 18 mois	2-3 ans	4-5 ans	6-10 ans	> 10 ans
Destruction de printemps						
Rang de la culture post-destruction	1	20	60	100	120	140
	2	0	0	25	35	40
	3	0	0	0	0	0
Destruction d'automne						
Rang de la culture post-destruction	1	10	30	50	60	70
	2	0	0	0	0	0
	3	0	0	0	0	0

TABLE 2

Mode d'exploitation de la prairie	Composition de la prairie	
	RGA pur	Association RGA-TB
Pâture intégrale	1	1
Fauche + pâture	0,7	1
Fauche intégrale	0,4	1

Pour aller plus loin...

Cohan J.-P., Vertès F., Besnard A., Hanocq D., Grall J., Protin P.-V., Laurent F. (2012) *Impact des retournements des prairies sur la minéralisation de l'azote du sol : conséquences pour la gestion de la fertilisation*. In : « 30 ans de références pour comprendre et limiter les fuites d'azote à la parcelle ». Actes de la journée de synthèse scientifique organisée par les Chambres d'Agriculture de Bretagne, Arvalis-Institut du Végétal et INRA Agrocampus Ouest (Ploërmel, France, 3 février 2012), pages 41-44.

Ferchaud F. (2006) *Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : Synthèse des références applicables au contexte breton*. Agrocampus Rennes, CEVA Pleubian, 132 pages.

Jegat P., Decoopman B. (2012) *Azote : 30 ans de références*. Editions Chambres d'Agriculture de Bretagne et Terra, 15 pages.

Justes E., Réchauchère O., Savini I., Chemineau Ph. (2013) *Les cultures intermédiaires pour une production agricole durable*. Collection Matière à débattre et décider, Editions Quae, 105 pages.

Morvan et al (2000) *Intérêt environnemental de la betterave fourragère*. Fourrages, 163 : 315-322. [Lien](#)

Vertès F., J.-C. Simon, F. Laurent et A. Besnard (2007a) *Prairies et qualité de l'eau – Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques*. Fourrages, 192 : 423-440. [Lien](#)

Autres références citées :

COMIFER (2013) *Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l'élaboration des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairie*. Editions COMIFER (Paris), 159 pages. [Lien](#)

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S. (2004) *Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l'azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux*, Rapport Arvalis - INRA - Chambres d'agriculture de Bretagne, 76 p. Le Gall A., Beguin E., Dollé J.-B., Manneville V., Pflimlin A. (2009) *Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore*. Fourrages, 198 : 131-151. [Lien](#)

Lemasson C., Pierre P., Osson B. (2008) *Rénovation des prairies et sursemis. Comprendre, raisonner et choisir la méthode*. Fourrages, 195 : 315-330. [Lien](#)

Velthof G.L. et O. Oenema (2001) *Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen*. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 pages. [Lien](#)

Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007b) *Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations*. Grassland Science in Europe, 12 : 227-246. [Lien](#)

Viaux P., Bodet J.-M., Le Gall A. (1999) *Complémentarité herbe-cultures dans les rotations*. Fourrages, 160 : 345-358. [Lien](#)



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Validation scientifique : Françoise VERTES (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Prairies temporaires - cultures

Quelles incidences de l'assolement et de la rotation sur les fuites d'azote ?

Etat des lieux de la composition de la SFP et des rotations pratiquées, en Bretagne

Assolements :

SFP (Superficie Fourragère Principale = cultures fourragères et prairies) : 1/3 maïs et 2/3 prairies

Rotations :

- Sur la majorité de la sole de céréales à paille : successions avec maïs et 1 à 2 céréales à paille
- Moins de 20% de la sole de maïs en monoculture de maïs
- Légumineuses utilisées à moins de 10% dans les rotations (en % des surfaces grandes cultures)

Sources : [Agreste Bretagne, 2012](#), enquêtes pratiques culturales 2006 ([Agreste, 2010](#))

Rotations

Connaissances sur les intérêts des prairies de longue durée en rotation pour réduire les risques de lixiviation d'N

Selon [Viaux et al. \(1999\)](#) les prairies d'au moins 4-5 ans incluses dans des rotations présentent de nombreux atouts pour la durabilité des systèmes de production animale herbivore, en assurant de nombreux services écosystémiques :

De production

Elles fournissent sur une grande partie de l'année une **biomasse riche en protéines parfaitement adaptée à la nutrition des herbivores**

Elles permettent de valoriser des sols peu labourables (en pente, hydromorphes,) mais accessibles aux animaux

Elles ont un impact positif sur le rendement des cultures, et en limitent la variabilité interannuelle

Environnementaux :

Impacts sur les propriétés physiques du sol :

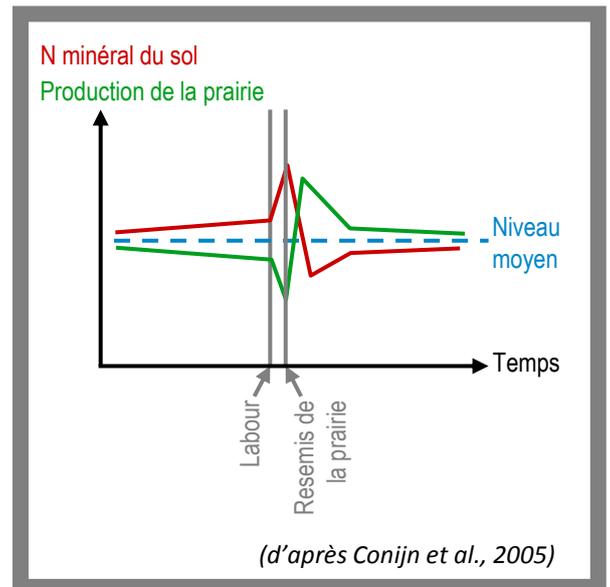
- Les prairies contribuent au stockage de matière organique, carbone et azote, dont une partie sera minéralisée lors du retournement et fournira des éléments nutritifs aux cultures suivantes de la rotation
- Elles créent une structure du sol favorable à l'implantation des cultures suivantes, par la formation d'agrégats stables et l'amélioration de la porosité du sol qui facilite le ressuyage. Elles peuvent augmenter la portance des sols et limiter l'érosion hydrique des sols.
- Elles favorisent la vie du sol et sa biodiversité
- **Elles ont un impact sur la flore adventice** : Les prairies limitent le développement et la spécialisation de la flore adventices dans les cultures de la rotation, permettant de diminuer l'usage de produits phytosanitaires
- A l'échelle de la rotation les prairies permettent de réduire de l'usage des produits phytosanitaires et atténuent leur transfert vers les eaux de surface par épuration
- **Elles contribuent à la biodiversité floristique et faunistique des territoires**

Néanmoins, une grande quantité d'azote étant minéralisé au moment du retournement, les risques de fuites de nitrates sont importants dans les rotations prairies – cultures, typiques des systèmes fourragers bretons

Connaissances sur l'évolution de l' N du sol dans les rotations avec prairies

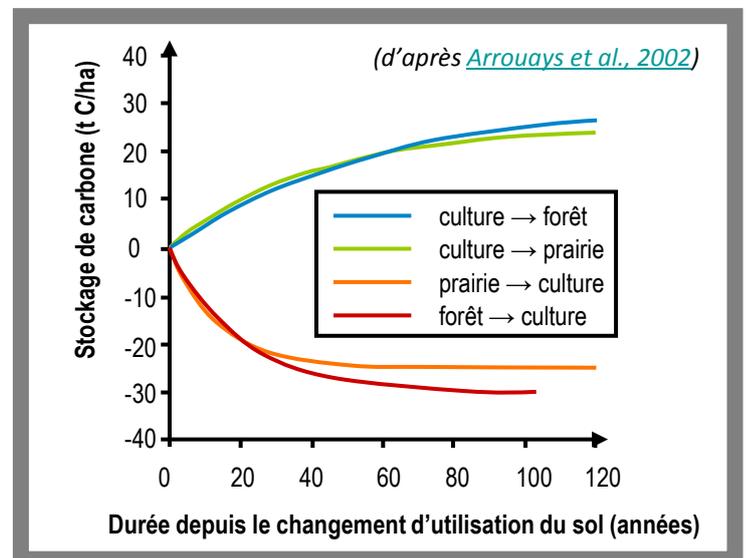
Les prairies ont une grande capacité d'organisation de l'azote. Plus la prairie vieillit, plus elle accumule de l'azote organique, jusqu'à un niveau d'équilibre. Sous ces prairies, la minéralisation d'azote et la lixiviation augmentent donc avec l'âge. Mais la production de la prairie a tendance à diminuer en parallèle.

Un labour permet la rénovation de la prairie (pour retrouver une productivité suffisante) ou la mise en culture (pour profiter des bénéfices liés au retournement de la prairie). Suite au retournement, une quantité importante d'azote est minéralisée, qui présente de forts risques de lixiviation ([Vertès et al., 2007a](#)).

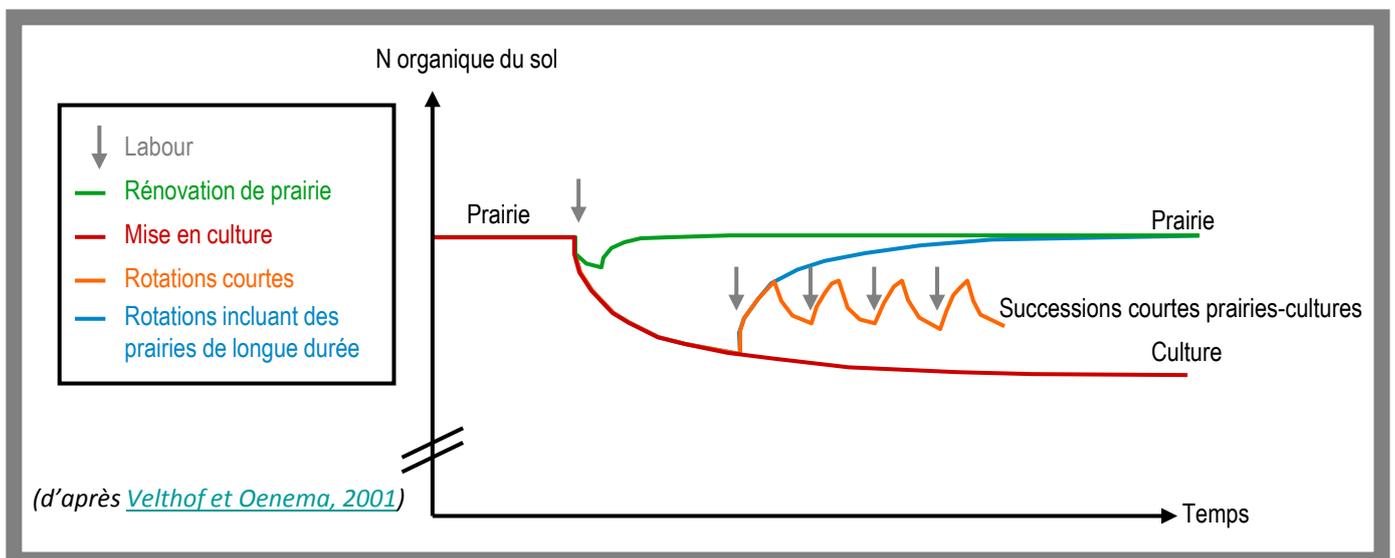


Une expertise scientifique collective INRA ([Arrouays et al., 2002](#)) a conclu à un stockage de C et N dans la MO du sol de 0,1 à 0,5 t C/ha/an lors du passage d'une culture à une forêt ou prairie, et à un déstockage de 1 à 1,3 t C/ha/an lors de la mise en culture d'une prairie ou d'une forêt.

Le ressemis d'une prairie de longue durée ramène donc progressivement la MO à son niveau d'équilibre, tandis que la mise en culture amène progressivement à un équilibre plus bas.



Les rotations courtes de prairies temporaires et cultures conduisent à un niveau fluctuant intermédiaire, avec un moindre stockage de matière organique pour des prairies de courte durée comparées aux prairies de longue durée : la quantité d'azote minéralisé est donc plus faible au retournement pour les premières, mais les retournements sont plus fréquents (voir [fiche 6](#)).



Connaissances sur les fuites d'azote sous diverses rotations

Comparaison de la lixiviation sous rotation avec maïs ou sous prairie

Les **pertes d'azote par lixiviation sous maïs ensilage** sont plus importantes que sous prairie pâturée intensive, notamment en cas de sur-fertilisation, mais **équivalentes si la conduite du maïs est optimisée** (fertilisation raisonnée et implantation d'une culture intermédiaire) ([Laurent et al., 2000](#)).

Effet du type de culture sur la lixiviation

Après un retournement de prairie, 100 à 300 kg N/ha sont lessivés sous un sol nu l'hiver suivant la destruction ([Vertès et al., 2007b](#)). L'efficacité d'absorption des couverts suivant le retournement est primordiale pour limiter ces pertes. Sur le sujet, se reporter également à la [fiche 6](#).

Après un retournement de printemps, **maïs** et **betterave fourragère** sont efficaces pour absorber de grandes quantités d'azote (200 kg N/ha pour le maïs et 400 kg N/ha pour la betterave, [Vertès et al., 2007b](#)). La succession prairie temporaire/betterave/blé permet ainsi de diviser par 2,5 la perte d'azote par lixiviation sur les deux années de culture par rapport aux successions dans lesquelles la betterave est remplacée par du maïs ou du blé ([Journet, 2003](#)).

La couverture du sol l'hiver suivant le retournement par une **CIPAN** permet de réduire jusqu'à 60% la lixiviation d'azote ([Vertès et al., 2007b](#)) en immobilisant 50 à 90 kg N/ha ([Ferchaud, 2006](#)). L'efficacité de la CIPAN dépend de l'espèce choisie (voir [Ferchaud, 2006](#)) et de la date d'implantation (si trop tardive, pas de développement suffisant de la CIPAN pour pomper l'azote du sol avant drainage).

Lixiviation incompressible pour les principales rotations

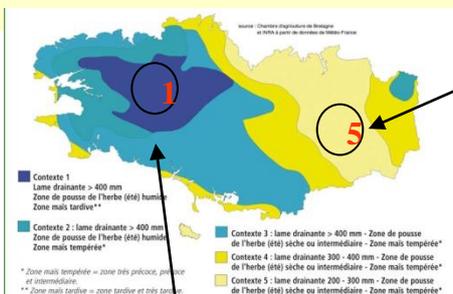
On peut classer le niveau de lixiviation annuel moyen pour les rotations les plus courantes en Bretagne, en fonction de l'utilisation du sol et de la gestion de la prairie ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#)).

Ce classement montre notamment que les pertes par lixiviation sont d'autant plus importantes que :

- la prairie est pâturée et le chargement animal important (voir [fiche 5](#))
- la culture est peu couvrante en période de drainage (CIPAN tardives ou céréales d'hiver)

Connaissances sur les fuites d'azote sous diverses rotations (suite)

Niveaux « plancher » de pertes d'azote par lixiviation pour les rotations les plus courantes (avec des pratiques optimisées) et une lame drainante hivernale supérieure à 400 mm (contexte typique de l'Ouest de la Bretagne ; pour les autres situations pédoclimatiques, se reporter aux [références agronomiques de Territ'Eau](#)).



5- Bassin Rennais:	
Coefficient de lessivage=0,72, pousse de l'herbe=zone sèche, récolte maïs=précoce	
Prairie <300 UGB.JPP/ha/an jamais retournée	< 15
Monoculture de maïs fourrage + cipan avant le 30/09	
Prairie 9 ans < 300 UGB.JPP/ha/an / blé (système herbager)	15-25
Maïs (grain ou fourrage)/blé/colza/blé+cipan	
Prairie 300-450 UGB.JPP jamais retournée	
Prairie 300-450 UGB.JPP/ha/an retournée en prairie	25-35
Maïs (grain ou fourrage)/blé + cipan courte durée /orge + cipa	
Maïs (grain ou fourrage)/blé+cipan	
Prairie 300-450 UGB.JPP/ha/an / maïs / blé	
Monoculture de maïs fourrage + cipan entre le 30/09 et 10/10	
Maïs/blé/orge + cipan	35-45
Maïs/blé+cipan/épinard+haricot/blé/orge+cipan	
Monoculture de maïs grain + sol nu	45-55

1- Centre Bretagne:	
Coefficient de lessivage=1, pousse de l'herbe=zone humide, récolte maïs=tardive	
Prairie <300 UGB.JPP/ha/an jamais retournée	15-25
Prairie 9 ans < 300 UGB.JPP/ha/an / blé (système herbager)	25-35
Prairie 300-550 UGB.JPP jamais retournée	35-45
Maïs (grain ou fourrage)/blé+cipan	
Maïs (grain ou fourrage)/blé/colza/blé+cipan	
Maïs (grain ou fourrage)/blé + cipan courte durée /orge + cipa	
Monoculture de maïs fourrage + cipan sous couvert	
Prairie 300-550 UGB.JPP/ha/an retournée en prairie	45-55
Prairie 300-550 UGB.JPP/ha/an / maïs / blé	
Maïs/blé/orge + cipan	
Maïs/blé+cipan/épinard+haricot/blé/orge+cipan	55-65
Monoculture de maïs fourrage + cipan après le 10/10	65-75
Monoculture de maïs grain + sol nu	

UGB.JPP = Unité Gros Bovin x jour de pâturage

Monoculture maïs

Rotations prairies -cultures

Rotations grandes cultures

Il s'agit ici de moyennes annuelles calculées sur l'ensemble de la rotation, mais ces pertes sont très variables selon les années : par exemple, sous prairie, les pertes peuvent être relativement faibles, mais elles sont souvent très importantes lors du retournement de la prairie. Il est donc essentiel de raisonner l'ensemble de la rotation et de la gestion de la prairie pour tenter de réduire ces pertes au retournement.

Connaissances sur l'effet de l'âge de la prairie sur la quantité d'azote minéralisé au retournement

Des quantités d'azote libérées au retournement augmentent avec l'âge de la prairie

En tendance, plus la prairie est âgée, plus la quantité d'azote minéralisée au retournement est importante (quantité croissante pour des prairie de 1 an < 3-4 ans < 7-10 ans), et donc plus il y a de risque de lixiviation ([Velthof et Oenema, 2001](#), Laurent et al., 2004, voir aussi [fiche 8](#)).

Les prairies âgées minéralisent en principe plus au retournement que les jeunes prairies parce que plus d'azote s'est accumulé, à la fois dans les 10 premiers centimètres du sol et dans les racines et chaumes du couvert prairial. La quantité d'azote organique accumulée dans le sol sous prairie augmente d'environ 100 kg N/ha/an pendant 10 à 30 ans après l'installation de la prairie, tandis que la quantité d'azote accumulée dans les racines et chaumes des prairies augmente de 20 à 30 kg N/ha/an pendant les 5 premières années ([Velthof et Oenema, 2001](#)). Ce stockage d'azote (et de carbone) sous forme de matière organique dans les sols ralentit avec l'âge de la prairie pour se stabiliser à la capacité de stockage du système (graphique p.2).

Un « effet prairie » plus durable avec l'âge de la prairie

La minéralisation liée au retournement s'observe plus longtemps pour les prairies plus âgées : on considère qu'elle dure environ un an pour les prairies de moins de 5 ans, et de 2 à 3 ans pour les prairies de plus de 5 ans (Comifer, 2013).

Et replacé à l'échelle de la rotation ?

Plus on laisse la prairie longtemps en place, plus d'un côté on réduit la fréquence des fortes minéralisations liées au retournement, mais d'un autre on augmente la quantité d'azote libérée à chaque retournement.

A l'échelle de la rotation, quelle est donc la durée de la prairie ayant le moins d'incidence sur la lixiviation d'azote ? La réponse n'est pas clairement établie, mais selon le référentiel Territ'Eau, la lixiviation annuelle moyenne calculée sur l'ensemble de la rotation est un peu inférieure dans les rotations intégrant des prairies temporaires de longue durée (6 ans) que des prairies de plus courte durée (4 ans) (voir [fiche 7](#)). Dans l'expertise collective INRA, [Peyraud, Cellier et al. \(2012\)](#) suggèrent une durée optimale de 5-6 ans pour les prairies temporaires. En conditions favorables et bien gérée, si la prairie reste productive, des durées d'exploitation plus longues améliorent le bilan environnemental.

Toutefois, les prairies intensément pâturées ont tendance à vieillir plus rapidement : il est alors nécessaire de trouver des solutions pour maintenir ces prairies pâturées suffisamment longtemps : se reporter à la [fiche 8](#).

Connaissances sur les effets de la composition floristique et du mode d'exploitation de la prairie détruite sur la quantité d'azote minéralisé au retournement

Effet du mode d'exploitation de la prairie

Les pertes sous prairies fauchés sont négligeables si la fertilisation est raisonnée (voir [fiche n°5](#)). La pratique « zéro pâturage » (affouragement en vert apporté aux animaux en stabulation) semble donc intéressante de prime abord, d'autant plus qu'elle permet la valorisation des lisiers sur d'autres cultures. Mais elle est plus coûteuse en matériel et énergie, et les pertes d'azote par volatilisation au bâtiment, au stockage et à l'épandage des effluents d'élevage sont bien plus importantes que celles des restitutions au pâturage ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#), voir les [fiches 2a, 3a et 3b](#)) : les pertes d'azote à l'échelle de l'exploitation sont donc plus importantes avec cette pratique du « zéro pâturage ». La fauche (seule ou associée au pâturage) permettant de constituer des stocks, d'utiliser en prairie des parcelles non accessibles aux animaux, complémentaire du pâturage dans le système fourrager.

Connaissances sur les effets de la composition floristique et du mode d'exploitation de la prairie détruite sur la quantité d'azote minéralisé au retournement (suite)

Effet de la composition floristique de la prairie détruite

La minéralisation d'azote après retournement des associations ray-grass anglais-trèfle blanc (RGA-TB) n'est pas significativement différente de celle du RGA pur ([Cohan et al., 2012](#)) sauf lorsque la légumineuse est très abondante (>50%, Laurent et al., 2004).

Effet du mode d'exploitation (fauche/pâturation) en fonction de la composition floristique

• Cas des graminées pures (RGA) :

Plus les prairies de graminées pures ont été exploitées par pâturage, plutôt qu'en fauche, ou plus l'intensité du pâturage était importante (donc en général aussi la fertilisation) plus il y aura d'azote minéralisé au retournement ([Velthof et Oenema, 2001](#), Laurent et al., 2004). L'introduction de fauches dans l'exploitation de la prairie permet de réduire significativement la quantité d'azote minéralisé au retournement.

• **Cas des associations RGA-TB** : contrairement aux prairies de graminées pures, la fauche ne diminue pas la minéralisation par rapport à pâturage (Comifer, 2013).

Les leviers en lien avec la composition floristique et le mode d'exploitation

- Il est conseillé d'introduire **plus de fauches** et de **supprimer les pâturages tardifs** en dernière année pour réduire la minéralisation post-destruction (Laurent et al., 2004, et voir [fiche n°6](#)).
- **Dans le raisonnement de la fertilisation de la culture suivant le retournement**, le [COMIFER \(2013\)](#) propose de retenir des quantités d'azote minérales fournies par le retournement de prairie :
 - égales pour les prairies pures RGA et d'association RGA-TB pâturées et pour les prairies d'association RGA-TB fauchées,
 - et inférieures pour les prairies pures RGA fauchées.

Assolement :

Impact de la composition de la SFP sur le niveau de lixiviation d'N

Connaissances sur la lixiviation d'N sous différents systèmes optimisés

Les exploitations dont la SFP est constituée d'une **forte proportion de prairies permanentes réduisent le risque de pertes d'azote par lixiviation (et par volatilisation)** associé aux conduites culturales et aux retournements ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#)).

Comparaison de trois systèmes conduits de manière optimisée (d'après Peyraud et al., 2009)	Systèmes basés sur :	Stocks	Maïs-herbe	Herbe
	Maïs dans SFP (%)	50-60	20-50	<20
	Chargements (UGB/ha SFP)	1,6-2,0	1,6-1,8	1,4-1,8
	Production laitière (L/has SFP)	8-11 000	7-11 000	6-9 000
	N lixivié (kg N/ha SAU)	50-70	40-60	30-40

Connaissances sur la lixiviation d’N sous différents systèmes optimisés (suite)

Les faibles pertes d’azote en systèmes herbagers s’expliquent par ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#)) :

- le moins grand recours aux entrées exogènes d’azote (concentrés) dans l’exploitation
- le moindre temps de résidence des animaux dans les bâtiments (phase durant laquelle les plus grosses pertes gazeuses d’azote se font dans les élevages, voir [fiches 2a, 2b et 2c](#))
- la meilleure utilisation de l’azote par les prairies que par les autres cultures
- la quasi absence de sols nus et de retournements entraînant les fortes minéralisations
- et le chargement moins important sur prairies permanentes du fait du moindre rendement.

Néanmoins, **à même chargement et lorsque la conduite de maïs est optimisée, la part du maïs dans la SFP impacte peu les niveaux de pertes nitriques par lixiviation.**

Deux études de Le Gall et Cabaret (2002, citées dans [Ferchaud, 2006](#)), comparant des systèmes fourragers à parts variables de maïs et prairies de RGA pur et à même chargement, ont montré que deux effets opposés se compensaient. **Lorsque la part de maïs décroît :**

- **les pertes nitriques sous prairies diminuent** (les prairies sont alors moins intensément pâturées : plus de fauche et diminution du nombre de jours de pâturage quand la surface en prairies augmente)
- **alors que les pertes sous maïs augmentent** (car il y a plus de retournements de prairies : plus la part de maïs augmente, plus la monoculture de maïs est présente).

Pour aller plus loin...

Ferchaud F. (2006) *Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l’eau dans les bassins versants : Synthèse des références applicables au contexte breton*. Agrocampus Rennes, CEVA Pleubian, 132 pages. [Lien](#)

Laurent F., Kerveillant P., Besnard A., Vertès F., Mary B., Recous S. (2004) *Effet de la destruction de prairies pâturées sur la minéralisation de l’azote : approche au champ et propositions de quantification. Synthèse de 7 dispositifs expérimentaux*, Rapport Arvalis - INRA - Chambres d’agriculture de Bretagne, 76 p.

Peyraud J.-L., P. Cellier, (coord.) (2012) *Les flux d’azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 527 pages. [Lien](#)

Vertès F., J.-C. Simon, F. Laurent et A. Besnard (2007a) *Prairies et qualité de l’eau – Evaluation des risques de lixiviation d’azote et optimisation des pratiques*. Fourrages, 192 : 423-440. [Lien](#)

Autres références citées :

Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (Eds.) (2002) Contribution à la lutte contre l’effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Synthèse de l’expertise collective INRA pour le MEDD. Editions INRA, Paris (France), 332 pages. [Lien](#)

Cohan J.-P., Vertès F., Besnard A., Hanocq D., Grall J., Protin P.-V., Laurent F. (2012) *Impact des retournements des prairies sur la minéralisation de l’azote du sol : conséquences pour la gestion de la fertilisation*. In : « 30 ans de références pour comprendre et limiter les fuites d’azote à la parcelle ». Actes de la journée de synthèse scientifique organisée par les Chambres d’Agriculture de Bretagne, Arvalis-Institut du Végétal et INRA Agrocampus Ouest (Ploërmel, France, 3 février 2012), pages 41-44. [Lien](#)

COMIFER (2013) *Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l’élaboration des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairies*. Editions COMIFER (Paris), 159 pages. [Lien](#)

Journet M. (2003) *Des systèmes herbagers économes : une alternative aux systèmes intensifs bretons*. Fourrages, 173 : 63-88. [Lien](#)

Laurent F., Vertès F., Farruggia A. et Kerveillant P. (2000) *Effets de la conduite de la prairie pâturée sur la lixiviation du nitrate. Propositions pour une maîtrise du risque à la parcelle*. Fourrages, 164 : 397-420. [Lien](#)

Peyraud J.-L., Le Gall A., Delaby L., Faverdin P., Brunshwig P., Caillaud D. (2009) *Quels systèmes fourragers et quels types de vaches laitières demain ?* Fourrages, 197 : 47-70. [Lien](#)

Velthof G.L. et O. Oenema (2001) *Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen*. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 399. 56 pages. [Lien](#)

Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007b) *Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations*. Grassland Science in Europe, 12 : 227-246. [Lien](#)

Vertès F., Benoît M., Dorioz J.-M. (2010) *Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites*. Fourrages, 202 : 83-94. [Lien](#)

Viaux P., Bodet J.-M., Le Gall A. (1999) *Complémentarité herbe-cultures dans les rotations*. Fourrages, 160 : 345-358. [Lien](#)



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Validation scientifique : Françoise VERTES (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Présentation des différents facteurs

Plusieurs moyens sont actuellement à l'étude pour éviter le retournement de la prairie et les pertes d'azote consécutives :

- convertir les prairies temporaires en prairies permanentes
- semer la culture sous couvert de prairie permanente
- allonger la durée de vie des prairies



Technique très
efficace

Convertir les prairies temporaires en prairies permanentes

Résultats attendus pour le levier prairies permanentes

Une lixiviation d'azote plus faible sous prairies permanentes

Les pertes d'azote sous prairie permanente pâturée sont moins importantes que sous rotations prairie-cultures ou rotations des cultures : l'absence d'effet lié au retournement de la prairie compense largement l'augmentation des pertes nitriques avec l'âge de la prairie (voir [fiche 7](#)).

Ainsi, pour une lame drainante de plus de 400 mm, la lixiviation annuelle moyenne sous une prairie permanente pâturée est de 35 kg N/ha/an, tandis qu'elle s'élève à 70 et 85 kg N/ha/an sous prairies de 6 et 4 ans respectivement inclus dans une rotation prairie/maïs+CIPAN/maïs/céréale (d'après le [référentiel Territ'Eau](#) et [Vertès et al., 2010](#)).

Dans le programme européen Green Dairy, [Raison et al. \(2008\)](#) suggèrent d'étudier la solution de transformer les prairies temporaires en rotation avec des cultures en une spatialisation des parcelles, avec d'un côté les prairies de longue durée, et de l'autre les cultures (mais l'évaluation quantitative des conséquences de cette hypothèse n'est pas disponible actuellement).

Mais perte de rendement et de bénéfice liée à l'intégration des prairies dans les rotations...

En régions de plaine les prairies permanentes sont souvent réservées aux sols de faible potentiel ou non cultivables et offrent des rendements moyens nettement inférieurs à ceux des prairies temporaires, conduites de manière intensive ([Agreste, 2000](#)). De bons rendements sont néanmoins observés en prairies permanentes fertilisées lorsque le climat est favorable (en Irlande par exemple).

Par ailleurs, [Vertès et al. \(2010\)](#) montrent que la prairie présente de réels atouts dans une rotation (en termes de fertilisation, de lutte contre le salissement, de vie du sol, de maintien de la biodiversité, de lutte contre l'érosion, d'épuration des produits phytosanitaires : voir [fiche 7](#)), comparés à des rotations culturales. La complémentarité est donc intéressante en systèmes de polyculture élevage. Le tout est alors d'arriver à valoriser au mieux l'azote libéré au moment du retournement de la prairie.



Technique pas encore au point

Semer des cultures sous couvert de prairie permanente (SCV)

Résultats attendus pour le levier SCV

Il a été proposé de **maintenir un couvert permanent en prairie ou légumineuses et de semer des cultures sous couvert** (exemple : maïs semé dans la prairie), pour éviter la minéralisation liée au retournement ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#)).

Ceci n'est pas encore suffisamment maîtrisé pour les couverts permanents de légumineuses (apportant azote à la culture et protection contre la lixiviation), et s'est avéré être un échec pour des couverts permanents de prairies : les couverts herbacés prairiaux sont trop compétitifs pour permettre un développement satisfaisant d'une céréale.

Concevoir et mettre au point des systèmes innovants à couverture permanente fait l'objet de travaux de recherche et développement en cours.



Techniques aléatoires et impact modéré

Allonger la durée de vie des prairies

Résultats attendus pour le levier allonger la durée de vie des prairies

Principe

L'allongement de la durée de vie des prairies a pour but de réduire la fréquence des retournements de prairie et les pertes d'azote par lixiviation qui leur sont associées, notamment lorsque ceux-ci engendrent la minéralisation de quantités telles d'azote qu'elles ne pourront être valorisées par aucune culture (cas des prairies abondamment fertilisées et au pâturage intensif, comme en système laitier breton). Mais le pâturage intensif est souvent à l'origine de la dégradation précoce de la prairie. Des solutions peuvent être proposées pour augmenter la durée de vie de la prairie.

Résultats chiffrés

L'impact sur la lixiviation de l'allongement de la durée de vie des prairies, bien que modéré, permet est modéré : sur l'ensemble d'une rotation, la lixiviation moyenne sous prairie de 6 ans est de 10 à 15 kg N/ha/an inférieure à celle sous prairie de 4 ans ([référentiel Territ'Eau](#)).

Inconvénients

- L'impact est plutôt modéré sur la diminution des pertes d'azote par lixiviation
- Les solutions proposées pour prolonger la durée de vie des prairies restent encore aléatoires, car on manque de connaissances sur la dynamique de chaque espèce végétale composant la prairie
- L'impact sur le système fourrager est important

Connaissances sur les facteurs, symptômes et solutions du vieillissement de la prairie

Les facteurs du vieillissement de la prairie ([Lemasson et al., 2008](#))

- **Surpâturage** (ex : surpâturage estival combiné à une sécheresse, parcelles « parking »)
- **Matraquage** (ex : pâturage en début de printemps sur des sols argileux humides, première exploitation sur jeunes semis)
- **Changement du mode d'exploitation** (ex : enrubanage précoce substitué par des foins tardifs, sélectionnant ainsi des espèces à épiaison précoce, comme le pâturin commun)
- **Pratiques de fertilisation** (ex : l'apport régulier de lisier sur prairies pâturées favorise des dicotylédones annuelles telles que le mouron des oiseaux et défavorise les légumineuses).

Symptômes du vieillissement de la prairie

Un vieillissement de la prairie se traduit par une diminution de la productivité de la prairie et une moindre qualité de l'herbe. Généralement, les espèces présentes initialement disparaissent, laissant le sol nu qui est ensuite colonisé par des espèces à faible valeur fourragère et invasives (par exemple, l'agrostide stolonifère et le brome mou) ([Lemasson et al., 2008](#)).

Solutions envisageables

Selon le niveau de gravité de la dégradation, on pourra :

- **améliorer simplement les pratiques**, lorsque les espèces présentes sont intéressantes et que la présence de sol nu est faible : fumure, mode d'exploitation (alternance fauche et pâturage), adéquation production/chargement ([Lambert et al., 1997](#))
- **réaliser un sursemis**, lorsque des trous importants apparaissent mais que les bonnes espèces sont toujours présentes
- ou **effectuer une rénovation totale de la prairie**, avec ou sans labour, si des espèces indésirables ont commencé à envahir les trous. Cette rénovation doit s'accompagner d'un **bon choix de combinaison d'espèces et variétés**.

Outre le sursemis, nous présenterons également les critères de choix des espèces à associer pour une prairie multi-espèces durable. Ce qui doit être complété par des pratiques adaptées pour éviter sa dégradation précoce...

Prairies multi-espèces : un levier pour des prairies plus durables

Des mélanges sont commercialisés depuis seulement 2004 ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)). La difficulté actuelle quant à leur utilisation est le manque de connaissances concernant :

- le choix des espèces à assembler, car on manque de recul sur la production et la persistance de chacune des espèces mises en mélange et dans divers contextes pédoclimatiques,
- et les itinéraires techniques à mettre en œuvre pour pérenniser ces prairies ([Duru, 2008](#)).

La technique du sursemis de légumineuses (en particulier trèfle) pourrait être combinée pour prolonger davantage la productivité de ce type de prairie ([Peyraud et al., 2010](#)).

Prairies multi-espèces : un levier pour des prairies plus durables

Avantages vis-à-vis des pertes d'azote par lixiviation

Les prairies multi-espèces permettent :

- de mieux valoriser l'azote du sol ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)) et d'avoir une bonne valeur nutritive pour les animaux (ex : les trèfles, reconnus pour la bonne valorisation et digestibilité des protéines, [Peyraud et al., 2010](#)), ce qui permet d'économiser en intrants pour la culture et en concentrés pour les animaux et de **réduire les entrées d'azote sur l'exploitation** ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#))
- **de réduire les pertes d'azote sous prairie**, le stockage d'azote sous prairie multispécifiques étant plus important ([Duru, 2008](#))
- **de prolonger la vie des prairies** avec des espèces qui s'implantent rapidement, très productives dès la première année, et d'autres qui s'établissent plus progressivement et seront plus productives au bout de quelques années ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)).

Autres avantages

Elles permettent également :

- **d'être plus productives** que les prairies d'association et en monoculture (en moyenne 1 t MS/ha en plus, [Peyraud et al., 2010](#)), **d'étaler la période de production sur l'année** et d'avoir un **rendement plus régulier entre années** ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)). Les différentes espèces utilisées dans le mélange ont en effet des optimums de production et des résistances dans des contextes pédoclimatiques variés
- d'avoir une bonne couverture du sol par l'implantation rapide et la production plus régulière grâce à la complémentarité des espèces, ce qui **réduit le développement d'adventices** défavorables à la production de la prairie et **contribue à la pérennité de la prairie** ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)).

Critères de choix des espèces

Outre la valeur alimentaire, la longévité de la prairie est assurée par le choix :

- d'espèces adaptées aux **conditions pédoclimatiques**
- d'espèces adaptées au **mode d'exploitation de la prairie** (fauche ou pâturage)
- d'espèces **complémentaires** : des espèces qui n'ont pas les mêmes besoins en nutriments, ni aux mêmes moments, ou qui occupent différents horizons du sol, permettant ainsi :
 - d'optimiser les ressources ([Roinsard et Leroyer, 2011](#))
 - d'améliorer la résistance de la prairie face aux changements ou perturbations du milieu grâce à la diversité des comportements des différentes espèces ([Duru, 2008](#))
 - d'étaler la période de production ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#))
 - de combiner les espèces à croissance rapide (pour éviter l'installation d'adventices) avec des espèces à croissance lente (destinées à se pérenniser) ([Duru, 2008](#)).

On pourra notamment associer des **graminées** (système racinaire profond, production tôt au printemps) avec des **légumineuses** (système racinaire superficiel, fixation de l'azote atmosphérique permettant une économie en intrants azotés, production en printemps-été). Ou choisir des graminées aux périodes d'épiaison échelonnées ([Roinsard et Leroyer, 2011](#)).

- d'espèces **non concurrentielles** : pour éviter l'étouffement d'espèces par une autre, prendre en compte **l'agressivité** de chaque espèce ou variété vis-à-vis des autres ([Simon et al., 1997](#)).

Pour orienter votre choix, voir par exemple la [guide de la Chambre d'Agriculture des Pays-de-la-Loire](#).

Prairies multi-espèces : un levier pour des prairies plus durables (suite)

Itinéraires techniques pour maintenir les légumineuses dans des associations

- Eviter l'apport d'azote, qui a un effet dépressif sur les légumineuses
- Un rythme de 6 cycles de pâturage semble être un optimum pour maintenir et réguler le trèfle blanc
- Eviter le pâturage sur sol humide à structure fragile : le piétinement entraîne une dégradation du trèfle blanc (par tassement du sol et par écrasement et enfouissement de la plante) ([Simon et al., 1997](#)).

Le sursemis : un levier délicat pour remettre en état la prairie sans retournement

Le sursemis permet dans certains cas de réparer la prairie pour repousser de quelques années le retournement dans le cadre d'une rénovation totale. Cependant, le sursemis nécessite une suivi rigoureux et une exigence technique, sans quoi sa réussite reste aléatoire ([Lemasson et al., 2008](#), [Leconte et al., 1998](#)). Il est plus particulièrement préconisé **lorsque des trous importants sont visibles** (de la taille d'une assiette) , **mais que ceux-ci n'ont pas été encore colonisés par des espèces indésirables.**

Ne pas utiliser dans les cas suivants, qui conduisent à l'échec ([Lemasson et al., 2008](#))

- forte compétition avec la flore initiale (ex : forte proportion d'agrostis stolonifère)
- présence d'espèces allélopathiques (agrostides, chiendent, ortie...)
- manque d'eau au sursemis
- feutrage/mulch important (les graines germent mais ne s'enracinent pas)
- risque important d'attaques de ravageurs (limaces, taupins, campagnols, zabres...)

Conditions de mise en œuvre ([Lemasson et al., 2008](#))

- **Date de semis** : préférer un semis d'automne pour les graminées et un semis de printemps pour les légumineuses. Quatre périodes plus favorables au sursemis, selon les espèces ([Leconte et al., 1998](#), [Lemasson et al., 2008](#)) :

→ dès la mi-août, si les conditions hydriques sont favorables ; les températures douces sont alors favorables à l'implantation des espèces nouvellement semées, tandis que la végétation en place n'a à cette période qu'une croissance modérée

→ en hiver sur sol argileux repris en masse par le gel

→ tôt au printemps, au redémarrage de la végétation

→ derrière un ensilage, car la végétation redémarre plus lentement.

- **Choix des espèces** et variétés à sursemer, en fonction des espèces déjà présentes : espèces à **implantation rapide** et plutôt **agressives** ou résistantes à la force de concurrence du couvert déjà en place (voir par exemple [Lemasson et al., 2008](#), [Leconte et al., 1998](#)), venant compléter ou équilibrer les espèces présentes (principe comparable à la prairie multispécifique).

- **Doses de semis importantes** (par exemple 4 à 6 kg/ha pour du trèfle blanc).

Le sursemis : un levier délicat pour remettre en état la prairie sans retournement (suite)

Conditions de mise en œuvre (suite)

- Préparation de la parcelle ([Leconte et al., 1998](#), [Lemasson et al., 2008](#), [Le Gall et al., 2009](#)) :
 - Agir sur une **végétation rase** pour éviter l'ombrage et d'autres formes de compétition : pâturage, broyage ou traitement avec un désherbant total à dose sub létale ou un désherbant sélectif non rémanent. A maintenir rase par un pâturage rapide 3-4 semaines après semis, le temps de l'implantation du nouveau semis ([Institut de l'Élevage](#)).
 - **Préparer le sol** : hersage dynamique pour agrandir les trous dans la végétation, ameublir le sol et obtenir une terre fine en surface.
- **Semer à faible profondeur et rappuyer le sol** après semis (par passage du rouleau ou piétinement des animaux à la fin d'un pâturage) pour un bon contact entre de la graine avec le sol ([Leconte et al., 1998](#), [Lemasson et al., 2008](#)).
- **Supprimer les apports d'azote** durant l'implantation et limiter les apports la première année (les proscrire dans le cas de sursemis de légumineuses) ([Lemasson et al., 2008](#)).
- Ne pas semer dans le mulch ou le feutrage (problème d'ancrage de la graine germée), ou sous le feutrage par des semoirs à semis direct. Surveiller sa parcelle (notamment surveiller la prédation par les limaces) ([Lemasson et al., 2008](#))

Pour aller plus loin...

- Lemasson C, Pierre P., Osson B. (2008) *Rénovation des prairies et sursemis. Comprendre, raisonner et choisir la méthode*. Fourrages, 195 : 315-330. [Lien](#)
- Leconte D., Luxen P., Bourcier J.-F. (1998) *Raisonner l'entretien des prairies et le choix des techniques de rénovation*. Fourrages, 153 : 15-29. [Lien](#)
- Roinsard et Leroyer (2011) *Les prairies multi-espèces : sécurisation des systèmes fourragers dans les élevages conduits en agriculture biologique*. Contribution à l'autonomie des élevages – Synthèse bibliographique. RMT Prairies, 17 pages. [Lien](#)
- Simon J.-C., Leconte D., Vertès F., Le Meur D. (1997) *Maîtrise de la pérennité du trèfle blanc dans les associations*. Fourrages. 152 : 483-498. [Lien](#)

Autres références citées :

- Duru (2008) *Les prairies multispécifiques : vers la troisième révolution fourragère ? Bilan des journées et pistes de travail*. Fourrages, 195 : 331-342. [Lien](#)
- Lambert R., Lambert J., Peeters A., Toussaint B. (1997) *Effet du sursemis de ray-grass anglais sur une prairie de fauche en Ardenne belge*. Fourrages 152 : 499-505. [Lien](#)
- Le Gall A., Beguin E., Dollé J.-B., Manneville V., Pflimlin A. (2009) *Nouveaux compromis techniques pour concilier efficacité économique et environnementale en élevage herbivore*. Fourrages, 198 : 131-151. [Lien](#)
- Peyraud J.-L., P. Cellier, (coord.) (2012) *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), 527 pages. [Lien](#)
- Raison C., Chambaut H., Le Gall A., Pflimlin A. (2008) *Impact du système fourrager sur la qualité de l'eau : enseignements issus du projet Green Dairy*. Fourrages, 193 : 3-18. [Lien](#)
- Peyraud J.-L., Dupraz P., Samson E., Le Gall A., Delaby L. (2010) *Produire du lait en maximisant le pâturage pour concilier performances économiques et environnementales*. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants. 17 : 17-24. [Lien](#)
- Vertès F., Benoît M., Dorioz J.-M. (2010) *Couverts herbacés pérennes et enjeux environnementaux (en particulier eutrophisation) : atouts et limites*. Fourrages, 202 : 83-94. [Lien](#)

Vous pouvez également consulter la revue [Fourrages](#), qui propose régulièrement des communications sur ces sujets (en particulier lors des journées de l'AFPF).



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Validation scientifique : Françoise VERTES (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

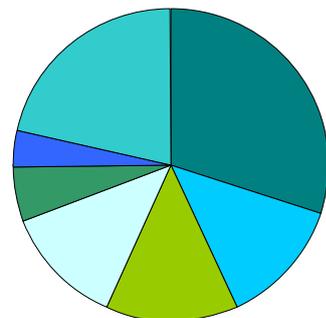
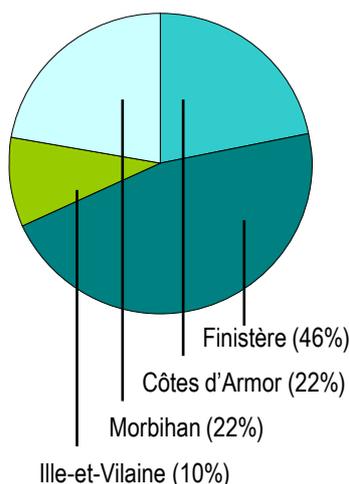
Quels leviers pour réduire les fuites d'azote en production légumière de plein champ ?



Etat des lieux sur les productions légumières, en Bretagne

• Une surface légumière de près de 50 000 ha ([Agreste, 2012](#))

• Une grande diversité des productions ([Agreste, 2012](#))

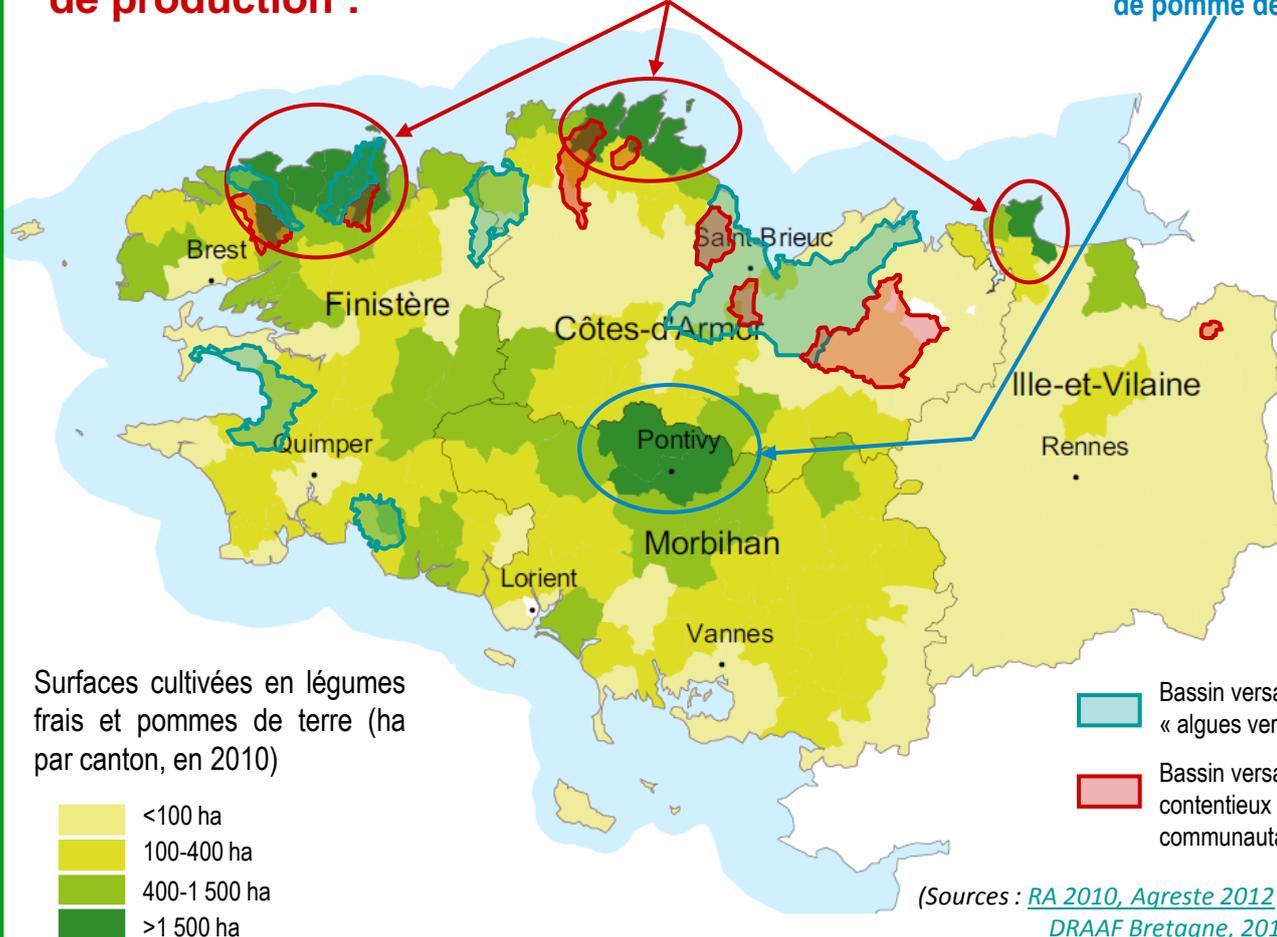


- Choux-fleurs (30%)
- Petits pois (13%)
- Haricots verts (13%)
- Artichauts (13%)
- Epinards (5%)
- Brocolis (4%)
- Autres (21%)

Principales zones de production :

3 zones de légumes majoritairement pour le marché du frais

Zone de production de pomme de terre



Connaissances sur les facteurs de risque de lixiviation d'azote dans les systèmes légumiers bretons

Vers 1990, de nombreux captages ont été fermés sur les zones légumières, les teneurs en nitrates dépassant largement les seuils de potabilité (teneurs allant de plus de 100 à 210 mg/L (d'après Société des Eaux de l'Ouest, dans Roche, 2000). Un drainage hivernal systématique alimentant des ressources en eau superficielles combiné à une forte minéralisation, explique cette augmentation significative de la teneur en nitrates dans les eaux de captage du Finistère. Ces teneurs étant plus importantes dans les zones de cultures légumières que dans les zones occupées par d'autres productions agricoles, y compris l'élevage (Roche, 2000), d'autres facteurs de risque sont donc liés aux spécificités des systèmes légumiers.

CONTEXTE PEDOCLIMATIQUE

• Une minéralisation très importante :

Selon Roche (2000), la minéralisation des sols finistériens en systèmes légumiers varie de 0,3 à 1,1 kg N/ha/jour (pour une teneur en matière organique autour de 2-3%). La lixiviation annuelle de l'azote minéralisé par un sol nu sans apport de matière organique exogène a varié entre 100 à 180 kg N/ha/an, faisant passer la teneur en MO initiale de 3,3% à 1,8% en 30 ans (données CATE en cases lysimétriques enregistrées entre 1983 et 2013). Cette forte minéralisation est liée à la fois :

- **au type de sol** : sablo-limoneux ou limoneux sableux, voire sableux le long des côtes ; l'argile, absente de ces sols, ne peut donc jouer son rôle de protection de la matière organique ;
- **au climat** : doux (température moyenne du sol de 15°C) et humide toute l'année, constituant des conditions optimales de minéralisation ;

• Un drainage important :

Par exemple une lame drainante de 750 mm à Saint-Pol-de-Léon, d'octobre à février (tandis que la moyenne est de 550 mm dans l'Ouest Bretagne), associée à une minéralisation importante de la matière organique du sol, accroît le risque de lixiviation de l'azote minéral pendant la période hivernale dans la zone légumière du Finistère (Roche, 2000).

FACTEURS LIÉS AUX SYSTÈMES LÉGUMIERS

• **Certaines cultures sont récoltées tardivement**, juste avant ou pendant la période de drainage et ne permettent pas d'implanter des CIPAN limitant l'impact du lessivage : chou-fleur d'automne précoce, chou romanesco, brocoli (récolte octobre-novembre), salade (récolte octobre), maïs et artichaut de 2^{ème} et 3^{ème} année qui sont en quasi arrêt de prélèvement à partir d'octobre.

• **Certaines cultures représentent un précédent riche**, laissant d'importantes quantités de résidus de cultures facilement minéralisables. Par exemple, le chou-fleur mobilise 300 kg N/ha, mais en exporte peu et en restitue 200 kg N/ha (Bissuel-Bélaygue et al., 2004) ; **quelques cultures, pour d'autres raisons, laissent d'importants reliquats en fin de culture** : pomme de terre primeur (plantée tôt dans un sol froid, est fertilisée avec des apports minéraux importants pour assurer une efficacité d'absorption non limitante en période de minéralisation faible), échalote avec plastique (plastique posé en février-mars, limite le drainage de fin d'hiver et sa couleur noire accroît la température du sol ce qui stimule la minéralisation).

Connaissances sur les facteurs de risque de lixiviation d'azote dans les systèmes légumiers bretons (suite)

Lorsque ces cultures sont récoltées suffisamment tôt (juin à juillet), les risques de lixiviation peuvent être réduits par l'implantation de CIPAN ou d'une culture mobilisant de grandes quantités d'azote (chou-fleur) avant la période de drainage.

- **Le travail du sol de manière répétée** (préparation du sol avant implantation, entretien de la culture, enfouissement des résidus de culture, sachant que plusieurs cultures peuvent se succéder dans l'année) et qui ne peuvent pas toujours être réalisés dans des conditions optimales. En outre, certaines récoltes sont réalisées en plusieurs passages alors que la portance du sol n'est pas favorable. Ces sols limoneux, insuffisamment riches en matière organique combinés aux nombreux travaux du sol sont alors tassés et désagrégés en surface (Coulomb et al, 1990 ; Abiven, 2004) : la battance de ces sols limoneux incite à travailler le sol, ce qui en retour aggrave le risque de battance et accélère encore la diminution du taux de matière organique du sol (Roche, 2000). Il est possible que ce travail répété du sol, qui accélère la minéralisation, entraîne un risque de lixiviation de nitrates plus important.
- **La fréquence d'apport de matières organiques n'est pas appropriée à la sollicitation de ces sols** : les sols ont tendance à être déstructurés par l'importance des travaux effectués en conditions dégradantes, avec des zones de compaction ou de battance (Roche, 2000). Le volume des apports organiques n'est par ailleurs pas le seul élément à prendre en compte : la fréquence de ces apports est également essentielle pour maintenir une bonne activité microbienne du sol et ainsi une bonne stabilité structurale du sol (Pacault, 2005).
- **Le chaulage**, nécessaire en cultures légumières (un pH supérieur à 7 protégeant les cultures de certaines maladies comme la hernie des crucifères), confère une meilleure structure au sol mais accélère la minéralisation (Abiven, 2004).

Etat des lieux des niveaux moyens de lixiviation d'azote

Pour une fertilisation optimisée, les pertes par lixiviation peuvent être de (données CATE en cases lysimétriques) :

- pour un sol nu non cultivé ni fertilisé pendant plus de 8 ans : autour de 150 kg N/ha/an
- pour un sol nu où arrêt récent d'une monoculture de chou-fleur : plus de 200 kg N/ha/an (à la minéralisation basale s'ajoutent les arrières-effets de la fertilisation et la minéralisation des déchets de récolte)
- pour une rotation chou fleur-pomme de terre : 33 à 44 kg N/ha/an
- pour une rotation chou fleur-artichaut : 20 à 45 kg N/ha/an

Dans la pratique, la fertilisation n'étant pas optimisée comme en station expérimentale, ces valeurs peuvent être bien plus élevées, mais surtout elles sont très variables, ce qui montre qu'il existe une marge de manœuvre à mobiliser pour réduire les pertes de nitrates dans les systèmes légumiers.

Des solutions sont disponibles et des travaux de recherche sont en cours pour optimiser la fertilisation et les systèmes de culture de manière à réduire la lixiviation des grandes quantités d'azote minéralisé, en prenant en compte le fait que le choix des rotations doit être également dicté par l'ensemble des contraintes de production (aspects économiques, pratiques, phytosanitaires...).

Synthèse des leviers en systèmes légumiers

• **Optimisation des systèmes de culture** (à raisonner globalement, avec les autres problématiques environnementales et économiques) :

Fiche
n°10

- **Adapter les successions culturales** pour une meilleure couverture du sol et une bonne absorption d'azote par le couvert avant et pendant la période de drainage
- **Planter des CIPAN aux périodes de drainage** semés après récolte ou sous couvert dans le cas de récoltes tardives : des connaissances existent sur les grandes cultures (voir [l'expertise scientifique collective de l'INRA sur les CIPAN](#)), des travaux de recherche sont en cours (CATE) pour les appliquer aux productions légumières.
- **Enfouissement de paille** à la récolte tardive au moment du pic de minéralisation, pour organiser l'azote plutôt que le minéraliser (sur la parcelle l'ayant produite ou sur d'autres, recherches en cours au CATE).

• **Amélioration du raisonnement de la fertilisation :**

Fiche
n°11

- **Ajuster la fertilisation aux besoins** (plans de fumure, Etap'N, PILazo...)
- Gérer les **restitutions de déchets de récolte** et prendre en compte leur valeur fertilisante dans les calculs pour la fertilisation
- Améliorer le raisonnement des **apports d'effluents d'élevage ou d'engrais verts** : prendre en compte leur valeur fertilisante dans les calculs pour la fertilisation.

• **Apport d'inhibiteurs de nitrification** au sol pour retarder la minéralisation à une période où seront présentes des cultures : ce levier ne semble pas adapté à ce climat, le report de minéralisation n'étant pas suffisant sous un climat aussi doux.

• **Echanges parcellaires avec des éleveurs** : un éleveur peut prêter à un légumier ses parcelles à proximité des bâtiments pour une culture légumière qui consomme beaucoup d'azote après pâture et prêter les parcelles plus éloignées pour du maïs après chou-fleur (arrière-effet du chou-fleur pour le maïs suivant). La moitié des producteurs de légumes du Léon sont également éleveurs et réalisent eux-mêmes ces rotations.

• **A l'échelle de la filière (y compris distributeurs et consommateurs) : revoir les cahiers des charges** concernant la qualité du produit en frais. A l'heure actuelle, ces critères de qualité imposés aux producteurs sont visuels (couleur, forme, absence de tâches) et sont à l'origine du raisonnement « risque zéro » par les producteurs. Par exemple, la contrainte de choux-fleurs totalement blancs pousse à la sur-fertilisation, favorisant le développement des feuilles protégeant la pomme ; en agriculture biologique, la récolte plus précoce (avant que la pomme soit exposée au soleil) aboutit à des calibres plus petits, qui ne sont pas acceptés dans les cahiers des charges en conventionnel.

Pour aller plus loin...

Chambres d'Agriculture de Bretagne (2008) *Fertilisation des légumes frais de plein champ : guide pratique 2008*. Comité de Développement de Zone Légumière du Nord-Finistère et Chambres d'Agriculture de Bretagne (France), 47 pages. [Lien](#)

Autres références citées :

Abiven S. (2004) *Relation entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol*. Thèse de Doctorat, Agrocampus Rennes (Rennes), 262 pages. [Lien](#)

Bissuel-Bélaygue C., Akkal-Corfini N., Menasseri S., Leterme P. (2004) *Effect of N fertilization of cauliflower crop on C and N mineralization from crop residues (field and laboratory incubation experiments)*. ISHS Symposium "Towards Ecologically Sound Fertilisation Strategies for Field Vegetable Production", 7-10 Juin 2004, Pérouse (Italie), poster.

Coulomb I., Manichon H., Roger-Estrade J. (1990) *Evolution de l'état structural sous l'action de systèmes de culture*. In : La structure du sol et son évolution, Laon (France), 9 Janvier 1990. INRA Editions, collection « Les colloques » n°53.

Pacault C. (2005) *Impact des systèmes de culture sur la qualité du sol et de l'eau : Cas des systèmes légumiers de plein champ du Nord Finistère*. Mémoire de DAA Agrocampus Rennes, 49 pages.

Roche V. (2000) *Le retour des moissons dans le Léon ! Etat initial de l'opération locale agri-environnementale légumière de Cléder*. Mémoire de fin d'études, ENSAR (Rennes), 51 pages.



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Apport de données : Vianney ESTORGUES (Chambre d'Agriculture du Finistère), François ORSINI (CATE)

Rellecteur : Yann BINAUT (Syndicat Mixte du Trégor)

Validation scientifique : Nouraya AKKAL-CORFINI (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Peut-on modifier les systèmes de culture légumiers pour réduire les fuites d'azote ?

Les leviers en lien avec les systèmes de culture

• Choix des espèces :

• Reliquats post-récolte et capacités d'absorption selon les espèces :

- Certaines espèces constituent des précédents riches : elles peuvent présenter plus de risques en termes de lixiviation d'azote. En rouge : précédents riches (restituant >100 kg N/ha, contenu principalement dans les feuilles) ; orange : précédent moyennement riches (50 à 100 kg N/ha) ; vert : précédent pauvre (<50 kg N/ha).
- Toutes les cultures n'ont par ailleurs pas la même capacité de prélèvement d'azote (mobilisation d'azote) : en rouge les espèces mobilisant plus de 150 kg N/ha.

Culture	Mobilisation (kg N/ha)	Exportation (kg N/ha)	Restitution (kg N/ha)
Artichaut : drageon	110-120	20-41	79-90
2 ^{ème} année	125-150	25-65	85-100
3 ^{ème} année	165	54	111
Carotte	110-160	45-80	65-80
Chicorée	140	115	25
Choux pommés milan ou vert	220	115	105
Chou-fleur	210-320	60-87	150-233
Courgette	185	75	110
Echalote et oignon rosé	100	92	8 (mais forts reliquats avec paillage plastique)
Endive racine	130	85	45
Fenouil	160	40	120
Haricot vert et flageolet	160	40	120
Laitue et chicorée	80	72	8
Oignon Japonais	150	130	20
Poireau	170	165	5
Pomme de terre	185-250	115-175	70-75

(d'après Chambre d'Agriculture du Finistère, 2008)

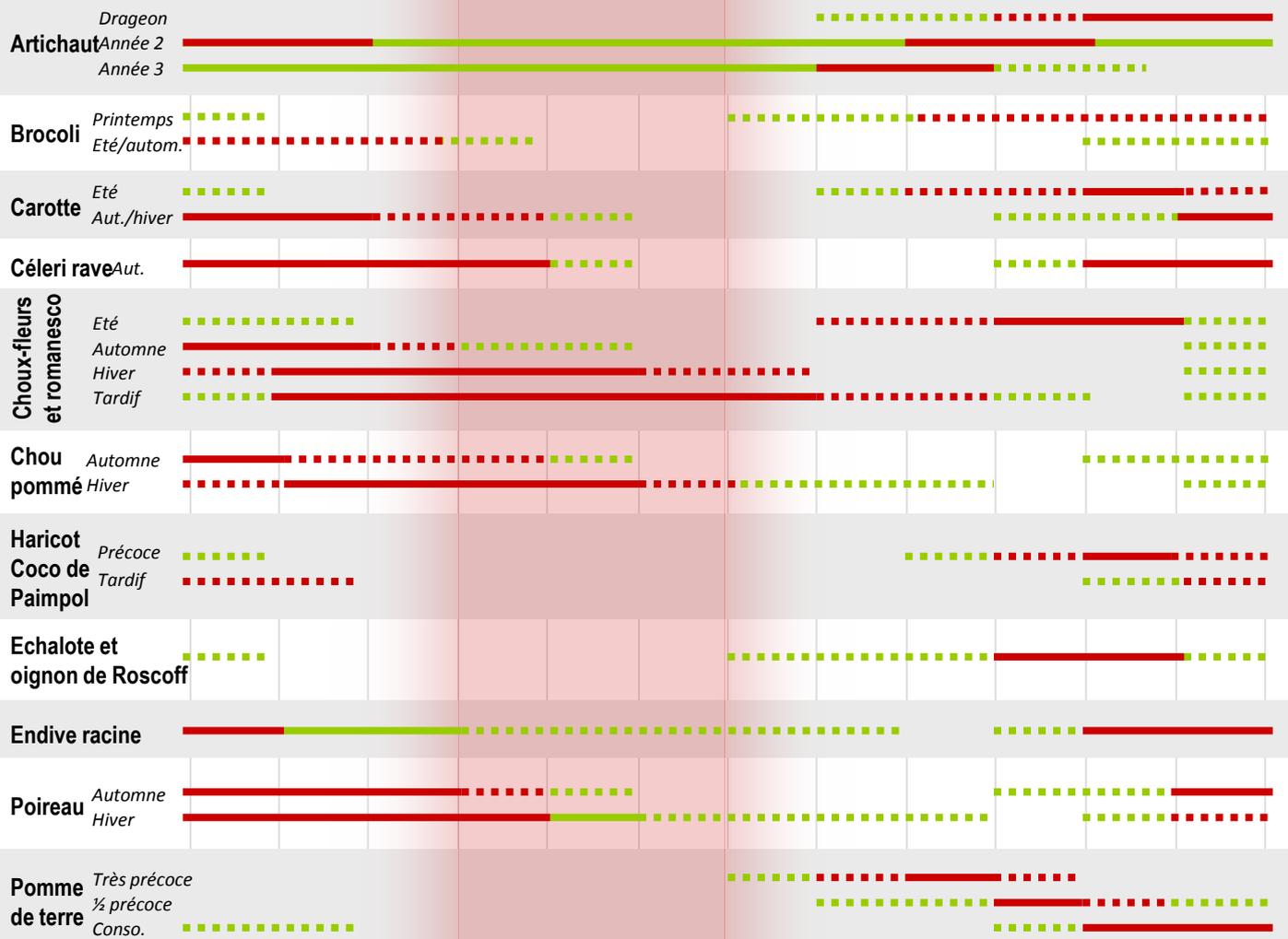
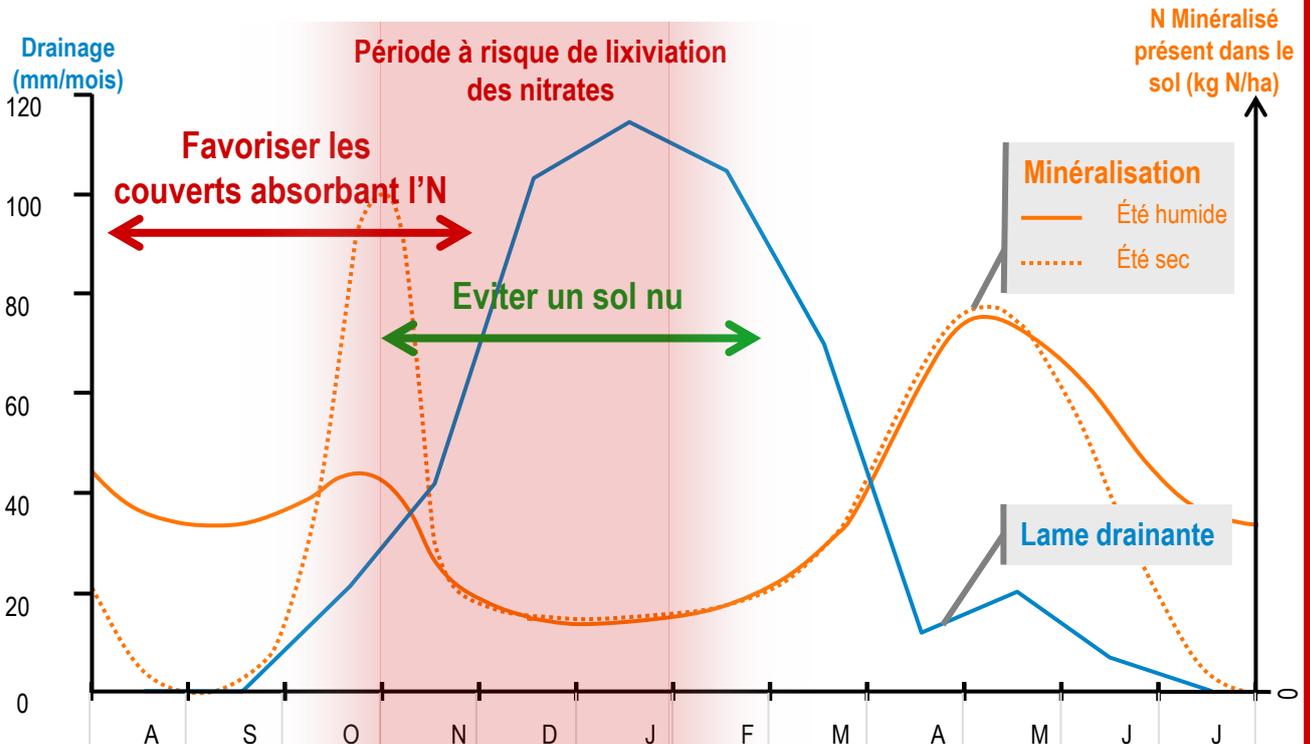
Le choix des successions culturales permet de réduire les risques de lixiviation, notamment :

- en plaçant des espèces gourmandes en azote après un précédent riche,
- en utilisant des espèces valorisant les reliquats et l'azote minéralisé avant le début de la période de drainage,
- et en réduisant la fréquence et la durée des périodes où le sol est nu, et notamment en veillant bien à laisser le sol couvert en période de drainage.

La minéralisation est plus importante entre août et mi-octobre. Si aucune culture n'est présente ou si elle n'est pas capable d'absorber tout cet azote lorsque commence le drainage en novembre, le risque de lixiviation est très important. Pour visualiser la période de prélèvement d'azote par les cultures au regard des périodes de minéralisation et de drainage, voir le diagramme page suivante.

NB : le choix des successions dépend également du raisonnement phytosanitaire (maladies, ravageurs, adventices) et des contraintes économiques (demandes du marché, organisation du travail de l'exploitation).

Diagramme synthétique mettant en relation les périodes de présence et d'absorption des cultures et les périodes de drainage et de minéralisation de l'N



Légende : ■ Périodes de présence de la culture ⋯ Périodes possibles pour la plantation/semis ou la récolte ■ Périodes d'absorption par la culture

Origine des données :
 Drainage mensuel moyen : cas de l'Ouest Bretagne, au drainage annuel moyen de 550 mm/an ; Variations mensuelles théoriques de la quantité d'azote minéralisé présent dans le sol en système légumier du Finistère Nord (d'après Simon, communication personnelle, et Simon, 1999, dans Ferchaud, 2006).
 Absorption par les cultures : [CA Bretagne, 2008](#).

Les leviers en lien avec les systèmes de culture

• **Qualité du sol (structure et statut organique) selon les espèces** : le travail répété du sol (fragmentation, binage), nécessaire pour certaines cultures, accélère la minéralisation et provoque donc la disparition de la matière organique. La matière organique est pourtant essentielle pour la structure du sol et la rétention d'éléments polluants de l'eau (Salles, 2007). De plus, selon les outils utilisés et la fréquence des passages, le travail du sol a tendance à émietter la terre, souvent limoneuse, qui devient plus sensible à la battance (Pacault, 2005).

Les rotations doivent donc également prendre en compte les atouts ou inconvénients que présente chaque espèce vis-à-vis de la qualité du sol pour maintenir une structure du sol et un statut organique acceptables : voir quelques exemples dans le tableau suivant (selon Pacault, 2005, Salles, 2007, Terrom, 2012).

Espèces	Atouts	Inconvénients
Chou-fleur	<ul style="list-style-type: none">- Maintien du statut organique (déchets de récolte)- Bonne pompe à nitrates, y compris en période de drainage	<ul style="list-style-type: none">- Dégrade la structure du sol (nombreux travaux de fragmentation)- Restitue beaucoup d'azote par les résidus, qui peuvent être valorisés par une culture suivante aux forts besoins en azote et sans fertilisation minérale azotée
Artichaut	<ul style="list-style-type: none">- Maintien du statut organique (déchets de récolte)- Amélioration de la stabilité structurale (déchets de récolte)- Culture pérenne à fort enracinement	<ul style="list-style-type: none">- Implanté sur sol riche en N, alors que mobilise peu d'N : lixiviation N sous et après artichaut (notamment sous artichaut de 3 ans, du fait de la mauvaise adéquation entre période de besoins de la plante et minéralisation)- Faible absorption en automne et hiver
Céréales	<ul style="list-style-type: none">- Amélioration de la structure du sol (si restitution des pailles)- Possibilité de les conduire à bas niveaux d'intrants	

• **Couverture efficace du sol aux périodes critiques** (phases de minéralisation et de drainage en automne-hiver) :

- soit par le choix des successions (voir les périodes de présence et d'absorption d'N par les espèces dans le diagramme page précédente)
- soit par l'implantation de CIPAN

N'autoriser un sol nu que temporairement et en dehors des périodes de drainage (d'avril à mi-septembre) (Salles, 2007).

L'implantation de CIPAN aux périodes de drainage permettrait de mobiliser entre 30 et 100 kg d'N/ha selon l'espèce et la date de semis (données CATE). Des connaissances existent sur les grandes cultures, mais des études sont à mener pour voir dans quelle mesure l'intégration des CIPAN est réalisable dans les systèmes légumiers. Deux situations sont envisageables :

- **Semer après récolte** lorsque cela est possible, suffisamment tôt (fin septembre au plus tard) pour que le couvert soit bien développé pour absorber l'azote minéralisé à l'automne.
- **Semer sous couvert** dans le cas de récoltes d'octobre et novembre (choux) et de cultures absorbant peu l'azote en automne-hiver (artichaut) ; des essais sont en cours au CATE (29) et à la SECL (22) pour en vérifier la faisabilité (gène possible pour le passage entre les rangs à la récolte ou lors des travaux intermédiaires, concurrence pour l'eau en été, favorisation de maladies) et réfléchir aux mélanges et aux possibilités de répondre à ces contraintes.

Les leviers en lien avec les systèmes de culture (suite)

• **Enfouissement de paille** au moment du pic de minéralisation, pour organiser l'azote plutôt que le minéraliser. Une tonne de paille permettrait d'organiser 12 à 15 kg d'N (données CATE). Il peut être envisagé d'utiliser les pailles :

- pour les enfouir sur la même parcelle, mais les reliquats azotés après une céréale sont faibles
- pour les enfouir sur d'autres parcelles que celles l'ayant produite, après des cultures laissant de gros reliquats et des sols nus en période de drainage pour organiser l'azote en excès ; cependant cela requiert du travail supplémentaire pour le transfert de paille entre parcelles
- pour l'échange avec du fumier ou un autre engrais organique.

Aucune étude à ce jour n'a comparé l'impact environnemental de ces trois propositions.

• **Organiser des actions collectives pour inciter et faciliter l'application de certaines pratiques** (Akkal-Corfini, communication personnelle).

Les Chambres d'Agriculture du Finistère et des Côtes d'Armor ont mené des actions facilitant les échanges entre paille et produits organiques.

Il pourrait être intéressant de voir naître des actions pour organiser les achats de produits organiques. Par exemple, la création d'une plateforme à proximité des producteurs pourrait centraliser les commandes de produits organiques et rapprocher le lieu de retrait de ces produits, ce qui constituerait un gain de temps pour les producteurs de légumes.

L'épandage de ces produits organiques pourrait lui aussi être facilité par la mise en commun ou la mise à disposition du matériel d'épandage et d'un ouvrier affecté à cette tâche.

Pour aller plus loin...

Chambre d'Agriculture du Finistère (2002) *L'agronomie et la fertilisation des cultures légumières*. Comité de Développement des Agriculteurs de la Zone Légumière et Chambre d'Agriculture du Finistère (Saint-Pol-de-Léon, France), 142 pages.

Chambres d'Agriculture de Bretagne (2008) *Fertilisation des légumes frais de plein champ : guide pratique 2008*. Comité de Développement de Zone Légumière du Nord-Finistère et Chambres d'Agriculture de Bretagne (France), 47 pages. [Lien](#)

Autres références citées :

Ferchaud F. (2006) *Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : Synthèse des références applicables au contexte breton*. Agrocampus Rennes, CEVA Pleubian, 132 pages.

Pacault C. (2005) *Impact des systèmes de culture sur la qualité du sol et de l'eau : Cas des systèmes légumiers de plein champ du Nord Finistère*. Mémoire de DAA Agrocampus Rennes, 49 pages.

Salles P. (2007) *Conception d'un outil d'évaluation multicritère de la durabilité des successions en systèmes légumiers de plein champ : DEXi-Légumes*. Mémoire de Master professionnel Université Rennes 1 / Agrocampus Rennes, 52 pages.

Terrom M. (2012) *Bilan azoté à l'échelle de la rotation chou-fleur/artichaut : devenir des résidus d'artichauts marqués au 15N dans des cases lysimétriques*. Mémoire de Master AgroCampus Ouest / Université de Rennes 1 (Rennes), 45 pages.



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Apport de données : Vianney ESTORGUES (Chambre d'Agriculture du Finistère), François ORSINI (CATE)

Recteur : Yann BINAUT (Syndicat Mixte du Trégor)

Validation scientifique : Nouraya AKKAL-CORFINI (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Comment optimiser la fertilisation des cultures légumières pour réduire les fuites d'azote ?

Etat des lieux des pratiques de fertilisation

APPORTS AZOTES MINÉRAUX ET ORGANIQUES

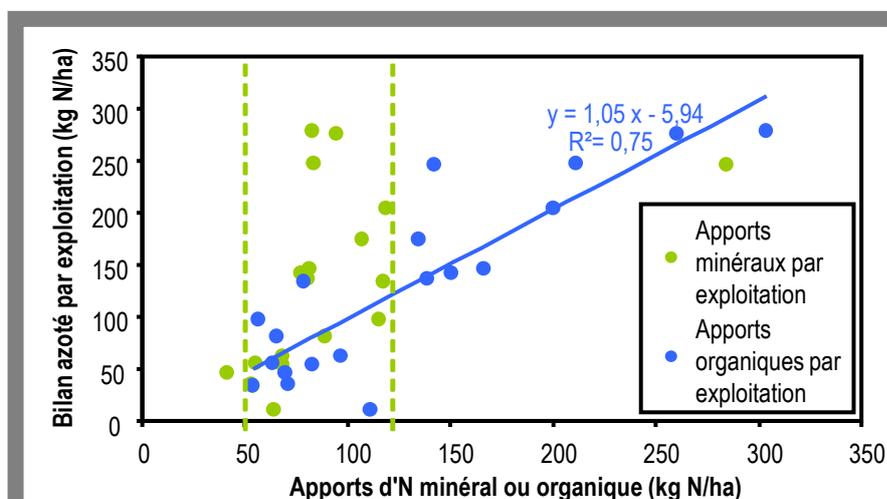
Selon une enquête menée dans la zone légumière de Cléder (Finistère) en 2000 (Roche, 2000) :

Fertilisation minérale : entre 50 et 120 kg N/ha/an

Fertilisation organique : entre 50 et 300 kg N/ha/an

BILAN AZOTÉ

En 2000, Roche montrait qu'alors l'excédent du bilan azoté à l'exploitation (fortement excédentaire du fait de l'utilisation de fumier de volailles pour contribuer à décharger les exploitations d'élevage de volailles voisines), était étroitement corrélé à la dose d'azote organique apportée : les producteurs ne prenaient pas en compte dans le calcul de la fertilisation azotée les résidus de culture et les fournitures du sol, dont les arrières-effets des produits organiques.



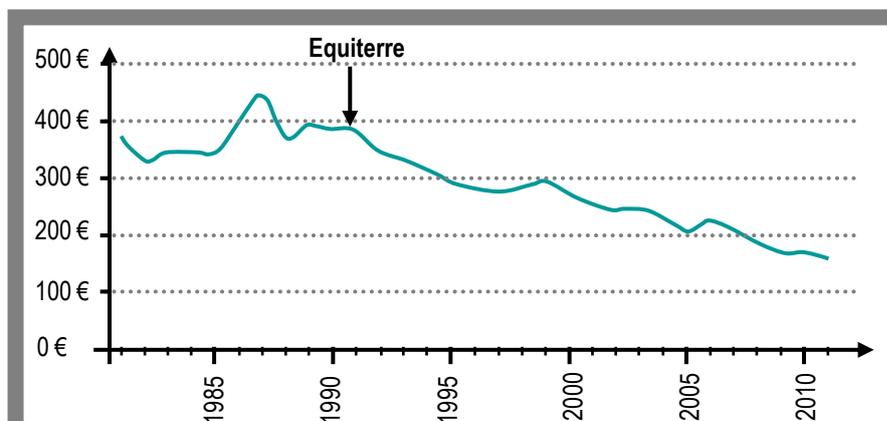
Bilan azoté par exploitation expliqué par les apports d'azote minéraux et organiques.

(d'après l'enquête publiée dans Roche, 2000)

Ceci était lié notamment au manque de connaissances par les producteurs sur la dynamique de minéralisation des résidus et des produits organiques pour anticiper les quantités d'azote disponibles pour la culture.

Actuellement, les valeurs de l'excédent du bilan azoté sont probablement plus basses, car le recours aux engrais minéraux a diminué de plus de moitié depuis les années 1990 (date de mise en place d'Equiterre et début de l'augmentation du prix des engrais).

Mais aucune enquête récente ne permet de faire un état des lieux complet des pratiques actuelles de fertilisation en systèmes légumiers.



Evolution des coûts (par ha) des engrais minéraux sur culture de chou-fleur (selon l'indice Ipampa sur résultats comptables).

(source : CA 29, CER France 29)

Connaissances sur l'impact de la fertilisation sur l'azote potentiellement lixiviable

La fertilisation azotée est à la fois responsable :

- de reliquats avant drainage plus importants lorsque l'azote est apporté en **excès par rapport à l'absorption** par les plantes,
- et d'une **minéralisation plus rapide et d'une plus grande quantité** d'azote.

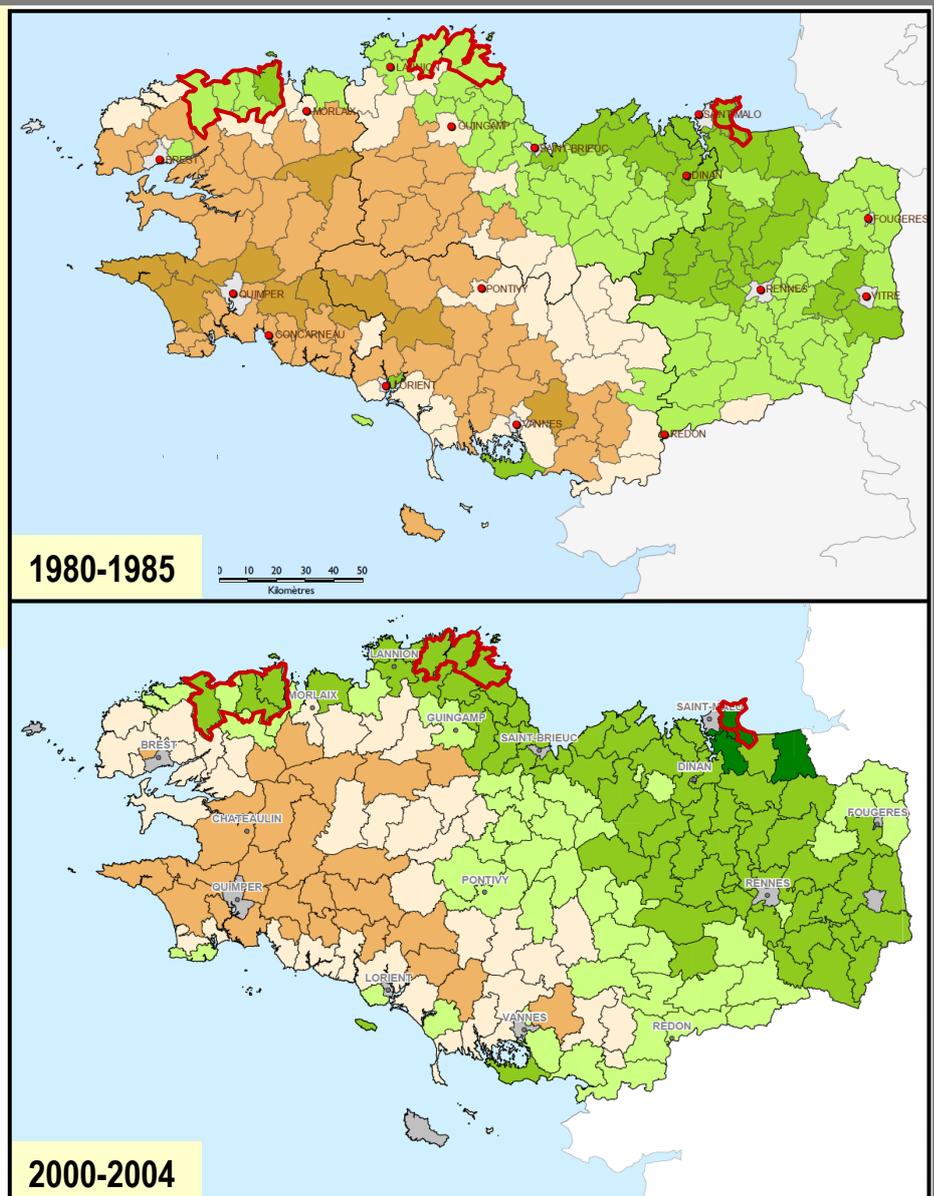
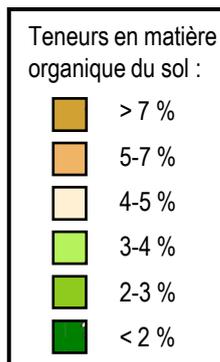
Cette plus forte minéralisation est liée à une stimulation de la biomasse microbienne minéralisatrice (+13 kg N/ha pour chou-fleur) et à un enrichissement en azote des résidus de culture (+34 kg N/ha pour chou-fleur, +25 kg N/ha pour artichaut fertilisés à 300 et 500 N par rapport à non fertilisés, Bissuel-Bélaygue et al., 2004, Mahmoud et Abd EL-Kader, 2012).

Connaissances sur l'évolution de la matière organique dans les zones légumières et ses conséquences

Evolution de la MO en Bretagne

La diminution du taux de matière organique en Bretagne n'est pas réduite aux zones légumières. Cependant, les taux dans ces zones étant déjà initialement bas, cette diminution atteint des niveaux préoccupants.

(d'après [GIS sol, sur bretagne-environnement.org](http://GISsol_sur_bretagne-environnement.org))



Cette diminution du taux de MO est liée à (Roche, 2000) :

- Température douce toute l'année entraînant une minéralisation basale importante
- Phénomène de dilution du fait des labours plus profonds
- Travail répété du sol dont l'aération accélère la minéralisation
- Restitution de déchets de récolte fortement décomposables et présence de beaucoup d'azote dans le sol, ce qui stimule les microorganismes minéralisateurs du sol
- pH élevés en zones légumières, du fait du chaulage, qui accroissent la minéralisation.

Connaissances sur l'évolution de la matière organique dans les zones légumières et ses conséquences (suite)

Conséquences sur la lixiviation

Alors que la teneur en matière organique a diminué de moitié, la quantité d'azote minéralisé et de nitrates lixiviés dans un sol nu n'a pas baissé sur 30 ans d'observation en cases lysimétriques, et ceci sans fertilisation ni travail du sol (F. Orsini, CATE, communication personnelle).

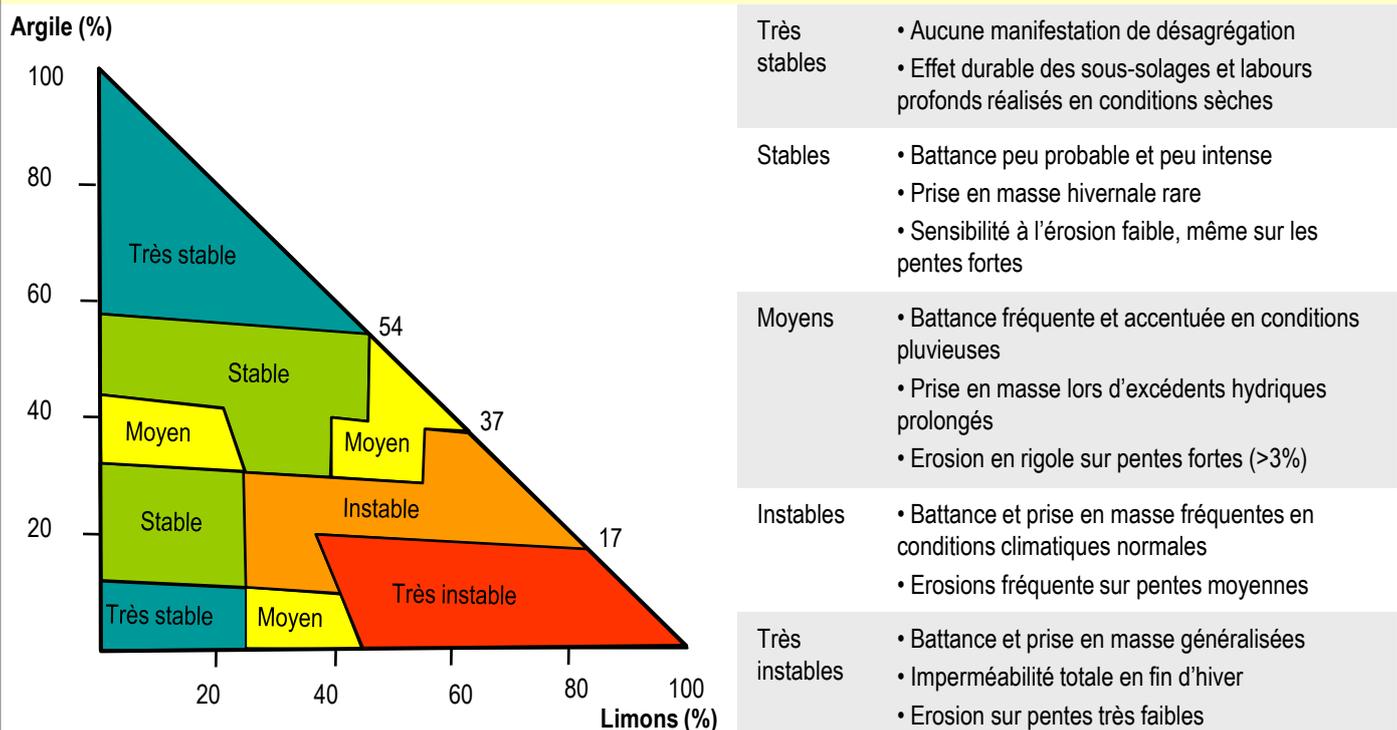
La baisse de la teneur en matière organique ne s'accompagne donc pas forcément d'une diminution de la minéralisation basale et de la lixiviation, par contre elle entraîne une déstructuration (compaction et désagrégation en surface) du sol qui nécessite plus de travaux du sol, ce qui aggrave les phénomènes de diminution de la MO et de fragilité de la structure du sol. Il est probable que la lixiviation augmente avec l'intensité du travail du sol, celui-ci stimulant la minéralisation. C'est pourquoi il est également important de s'intéresser au lien entre la teneur en matière organique et la stabilité structurale.

Conséquences sur la stabilité structurale des sols

Des effets négatifs de la diminution de la teneur en MO se font sentir sur la **qualité physique des sols**. Combiné à la texture et à l'intensité du travail du sol dans les systèmes légumiers, ce faible taux de matière organique est responsable de la désagrégation des sols en surface (notamment battance) souvent observés. En effet, les sols des zones légumières du Nord Bretagne sont jugés instables à très instables selon les classes de stabilité structurale établies par Monnier et Stengel (1982).

Triangle textural renseigné en classes de stabilité structurale

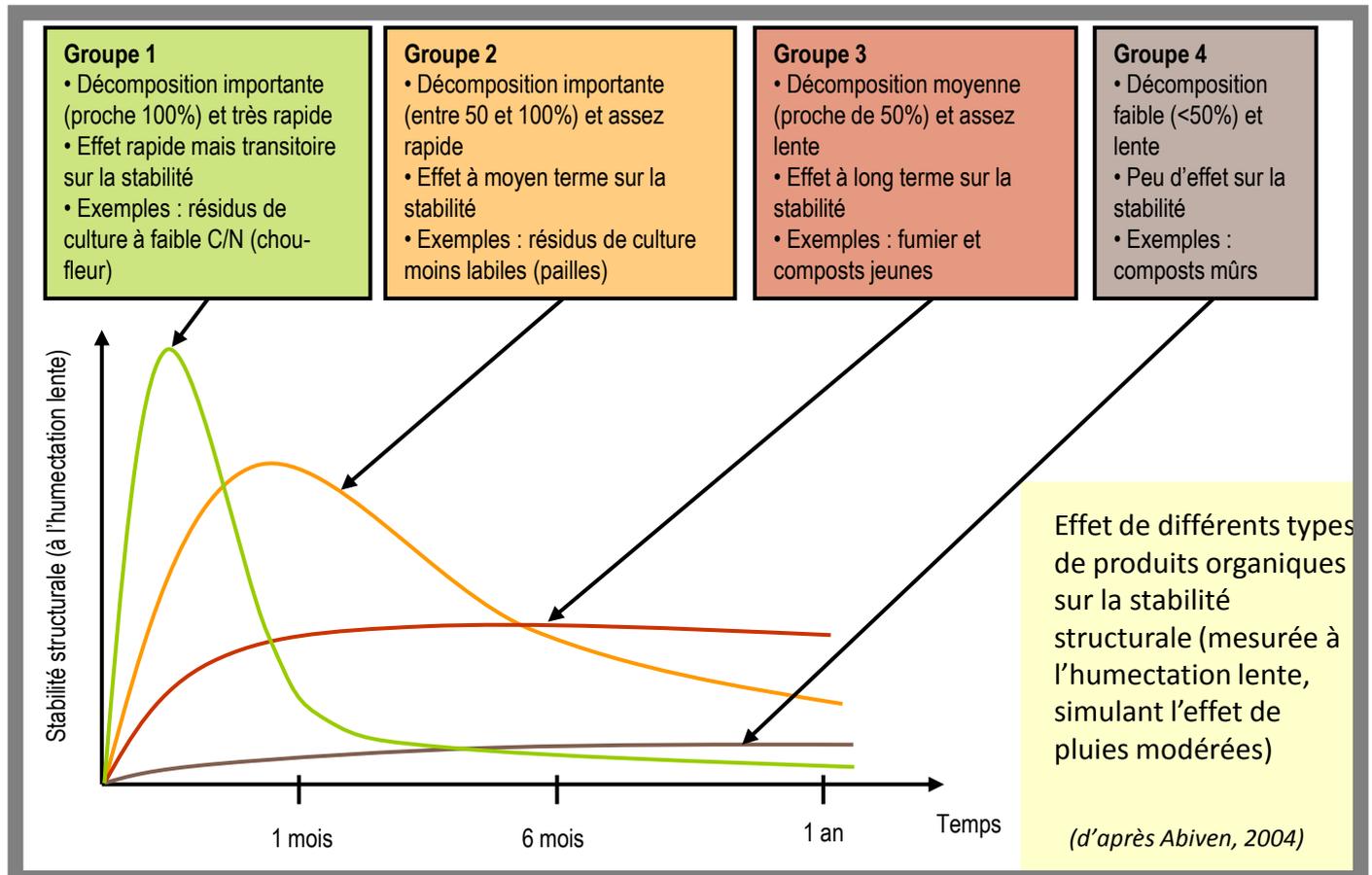
(d'après Monnier et Stengel, 1982)



Selon ces auteurs (Monnier et Stengel, 1982), les sols limoneux seraient très instables jusqu'à 2% de matière organique, instables à 3% MO et moyennement stables à 4% MO. D'autres références indiquent une stabilité structurale suffisante des sols des zones légumières pour des teneurs en matière organique bien inférieures (MO suffisante autour de 1,6-1,7% selon l'équation de Rémy et Marin-Lafîche, 1976, sols limoneux moyennement stables autour de 2% selon Le Bissonais, 2003, rapporté dans [AgroTransfert R&T et les CA Picardie, 2007](#)). Mais toutes ces références sont basées sur une appréciation globale de la structure des sols et donc qui relèvent plus de l'avis d'experts que de mesures. Mais les échantillons ayant servi à établir toutes ces relations n'incluaient pas des sols de culture légumière. Aujourd'hui le référentiel existant couvrant différentes textures, différents systèmes de cultures et différents types d'apport, ne permet pas encore de définir la teneur optimale de matière organique que doit avoir un sol.

Connaissances sur l'évolution de la matière organique dans les zones légumières et ses conséquences (suite)

La stabilité structurale d'un sol dépend du niveau de matière organique accumulée sur le long terme et de l'apport récent de matière organique. L'effet d'un apport récent dépendra très fortement de la qualité de la matière organique apportée. En effet, il s'avère que l'effet de l'apport d'un produit organique sur la stabilité structurale du sol dépend avant tout de l'activité biologique que génère sa décomposition (Abiven, 2004). Ainsi, le produit organique augmente d'autant plus fortement la stabilité structurale que sa décomposition est importante, mais cet effet est d'autant plus fugace que la décomposition est rapide.



L'apport de produits déjà stabilisés (cas des composts mûrs, **groupe 4**) a peu d'effet sur la stabilité structurale. Au contraire, les produits organiques à minéralisation très rapide (typiquement des résidus de culture à faible C/N, tels que ceux de chou-fleur, **groupe 1**) ont un effet très marqué mais fugace (de l'ordre de la semaine après l'apport). Cet effet est également important et plus prolongé (de l'ordre du mois) dans le cas des résidus de culture à fort C/N (tels que des pailles, **groupe 2**). Des produits organiques à décomposition plus progressive (tels que les fumiers et composts jeunes, **groupe 3**) ont un effet moins marqué mais plus durable sur la stabilité structurale (plusieurs années). Ces résultats sont valables pour la mesure de la stabilité structurale à une humectation lente (reproduisant l'effet de pluies modérées).

La **fréquence des apports** de produits organiques dépend donc de la nature du produit (son effet sur la stabilité structurale étant de plus ou moins longue durée) et du besoin de maintien ou de redressement de la stabilité structurale du sol.

Pour d'autres mesures de la stabilité structurale, la résistance à la désagrégation mécanique et celle à une humectation rapide reproduisant l'effet d'une pluie intense), ce sont les produits organiques de groupes 2 et 3 qui ont l'effet le plus marqué sur ces caractéristiques de la stabilité structurale (Abiven, 2004).

Les leviers en lien avec les systèmes de culture

Les conseils suivants se basent tous sur trois principes de base à respecter conjointement :

- connaître les besoins des cultures
- prendre en compte la fourniture par le sol (reliquats, minéralisation de la matière organique du sol), les apports organiques et les restitutions par les déchets de cultures
- faire correspondre au mieux les apports avec les besoins des cultures.

Raisonner la fertilisation en fonction des besoins des cultures

Certaines cultures ont tendance à être sur-fertilisées pour sécuriser les rendements et la qualité de la production (Terrom, 2012). Des outils de raisonnement de la fertilisation permettraient de rassurer les producteurs tout en s'approchant des stricts besoins des cultures.

- Dans chaque région, la Chambre d'Agriculture propose un accompagnement collectif par les réseaux **Equiterre** (dans le Finistère), **Fertijuste** (Ille-et-Vilaine) et **Fertiprim** (Côtes d'Armor). Pour chaque culture, plusieurs flashes de fin septembre à mars conseillent l'ensemble des producteurs du département en établissent une fourchette de la dose d'azote à apporter. Cette fourchette est basée sur des mesures d'azote nitrique (l'azote ammoniacal d'engrais récemment épandus n'étant pas pris en compte) du sol réalisées sur toute la zone légumière de la région et pour différents précédents culturaux. Selon le secteur (effet du pédoclimat) et le précédent cultural, on optera pour le haut ou le bas de cette fourchette. Cependant, d'autres facteurs (historique de la parcelle, taux de matière organique, fertilisation antérieure), qui jouent également sur la quantité d'azote présente dans le sol, induisent de grandes variations entre prélèvements d'un même secteur et pour une même culture. Pour sécuriser le rendement, le conseil s'appuie sur les valeurs moyennes de fourniture d'azote nitrique par le sol : une marge de progrès existe donc encore pour l'ajustement de la fertilisation à la parcelle (V. Estorgues, CA29, communication personnelle).
- Des conseils individualisés à la parcelle se développent avec l'action Etap'Azote et les outils Nitracheck et PILazo. L'**Etap'N** est un conseil individualisé basé sur des mesures de l'azote nitrique du sol proposé sur certains territoires concernés par le Plan Algues Vertes. L'exploitant peut également s'équiper lui-même de l'outil **Nitracheck**, cet appareil lui permettant de doser l'azote nitrique présent dans le sol à des périodes stratégiques pour le calcul de la fertilisation. L'investissement matériel est peu important (350 € le kit complet) et rapidement amorti par l'économie d'intrants azotés, mais cela demande un accompagnement pour la prise en main de l'outil et l'interprétation des résultats. La méthode **PILazo** (CTIFL, 2012 ; Raynal-Lacroix, 2012 ; Raynal-Lacroix et Porteneuve, 2007 et 2011), comparable à la méthode JUBIL sur blé, permet la détermination de l'état nutritif de la culture par dosage d'azote dans le jus de certains organes de la plante. Cette méthode est opérationnelle pour la carotte et la pomme de terre ; elle est en cours de validation sur chou-fleur (hiver 2013-2014 par CA29 dans le cadre d'un appel à projet Algues Vertes /DRAAF Bretagne).

Gérer les restitutions de déchets de récolte et prendre en compte leur valeur fertilisante dans les calculs pour la fertilisation

Selon la nature des résidus, ceux-ci fournissent à la culture suivante beaucoup ou peu d'azote (voir [fiche n°10](#) pour les quantités d'azotes restituées par chaque culture). Ainsi, les résidus de chou-fleur apportent une grande quantité d'azote (environ 180 kg N/ha). Ces quantités peuvent être plus importantes sur l'année lorsque deux cultures de légumes se succèdent (Pacault, 2005).

Les leviers en lien avec les systèmes de culture (suite)

Gérer les restitutions de déchets de récolte et prendre en compte leur valeur fertilisante dans les calculs pour la fertilisation (suite)

- Adapter la fertilisation en fonction des quantités d'azote restituées par ces déchets de culture et des besoins de la culture suivante. Les résidus de culture de chou-fleur peuvent contribuer pour moitié à la fertilisation azotée de la pomme de terre suivante (Akkal-Corfini et al., 2010a) et aucun apport supplémentaire d'azote n'est nécessaire pour le drageon d'artichaut suivant le chou-fleur (Terrom, 2012). Si la fertilisation est bien gérée, la plupart des restitutions azotées sont valorisées par la culture suivante ou organisées dans le sol, mais peu sont perdues par lixiviation (Terrom, 2012).
- Raisonner les successions en fonction de la quantité d'azote restitué (voir [fiche n°10](#)). Pour éviter la lixiviation de l'azote provenant de résidus de culture particulièrement riches en azote et rapidement minéralisables, il faut s'assurer de la mise en place immédiate d'une culture mobilisant de grandes quantités d'azote. Laissés sur un sol nu, ces résidus risqueraient d'accroître fortement la quantité d'azote minéralisé puis lixivié en période de drainage (Bissuel-Bélaygue, AgroCampus Ouest, communication personnelle).

Actuellement, les restitutions sont prises en compte par l'effet précédent « riche », « moyen » ou « pauvre » : une dose d'azote est préconisée pour la culture en fonction de la catégorie dans laquelle le précédent se situe (voir les détails des quantités d'N restituées dans la [fiche 10](#)).

Précédents pauvres (laissent 0 à 50 kg N/ha dans les restitutions)	Précédents moyennement riches (laissent 50 à 100 kg N/ha dans les restitutions)	Précédents riches (laissent plus de 100 kg N/ha dans les restitutions)
<ul style="list-style-type: none">• Céréales• CIPAN après céréales• Chou pomme (<i>fort taux de récolte</i>)• Pomme de terre (<i>récoltée août-sept.</i>)• Drageon• Ray-grass annuel fauché• Sol nu l'hiver• Oignon• Poireau• Échalote• Endive et céleri• Salade	<ul style="list-style-type: none">• Brocoli et chou-fleur (<i>récoltés automne</i>)• CIPAN après précédent riche• Chou pomme (<i>faible taux de récolte</i>)• Pomme de terre (<i>récoltée mai-juin</i>)• Artichaut de 2 ans et plus• Carotte• Épinard• Pois	<ul style="list-style-type: none">• Brocoli et chou-fleur (<i>récoltés printemps</i>)• Chou-fleur d'hiver• Vieille pâture de 3 ans et plus• Haricot

(d'après [CA Bretagne, 2008](#))

Le raisonnement de la fertilisation pourrait être affiné par la prise en compte de la quantité d'azote minéral ou rapidement minéralisable des déchets de récolte (Pacault, 2005). Des études sont néanmoins nécessaires pour préciser la part de l'azote restitué qui pourra être utilisée par la culture suivante (effet direct) et celle qui sera progressivement mise à disposition des cultures suivantes (arrière-effet).

Attention : les restitutions des déchets de récolte des légumes peuvent être vecteurs de maladies (Akkal-Corfini et al, 2010b). Le choix des pratiques se réfléchit globalement en intégrant les autres préoccupations environnementales et économiques, et non seulement les risques de pollution azotée.

Adapter la nature et la fréquence des apports de matières organiques aux besoins et prendre en compte leur valeur fertilisante dans les calculs pour la fertilisation

Nous incitons à combiner des objectifs d'amélioration de la stabilité structurale et de fertilisation en favorisant des apports organiques. Dans ces sols facilement compactés et battants, l'amélioration de la stabilité structurale permettrait d'éviter les travaux de sous-solage et de décompactage précédent l'implantation de chaque culture, ces travaux stimulant la minéralisation. Cependant, l'achat de ces produits organiques est coûteux pour les producteurs, ce qui limite actuellement leur utilisation (Roche, 2000).

- **Prendre en compte la dynamique de libération des éléments nutritifs** (effet direct et arrières-effets) dans les calculs pour la fertilisation. Des outils de pilotage de la fertilisation sont alors nécessaires, tels que l'estimation très régulière de la fourniture par le sol via la mesure des reliquats et l'état nutritif de la culture par l'outil PILazo. On pourra également prévoir la dynamique de minéralisation par l'utilisation de modèles, tels que le modèle AMG (Andriulo et al., 1999) développé par Agro-Transfert R&T, ou l'outil de pilotage de la fertilisation azotée Azofert (Dubrulle et al., 2004 ; [Machet et Dubrulle, 2009](#)). Ces outils devront être au préalable testés en conditions réelles et paramétrés de manière adaptée au secteur. On pourra encore utiliser des outils fonctionnant à l'échelle de la succession qui permettent de raisonner la fertilisation en prenant en compte les arrières-effets des apports successifs (ex : Syst'N, en projet d'adaptation sur cultures légumières).

- **Préférer des apports fréquents** à des apports massifs en une fois, ce qui permet de stimuler la biomasse microbienne, qui est responsable de la stabilité structurale (Abiven, 2004).

- **Varié la nature des apports organiques** : ceux qui se décomposent rapidement ont un impact sur le court terme, tandis que ceux qui se décomposent progressivement agiront sur la stabilité structurale sur le long terme. Privilégier des apports de MO de groupes 2 et 3 (Abiven, 2004). Des apports de MO à décomposition lente peuvent être intéressants dans des contextes visant à entretenir le taux de MO et à libérer progressivement l'N (ex : artichaut, besoins plus prononcés en 2^{ème} et 3^{ème} année, tandis que l'apport ne peut se faire qu'en 1^{ère} année). Il est moins facile de prévoir la quantité de nutriments mis à disposition de la culture par des produits organiques à décomposition lente. Des engrais organiques se décomposant rapidement et libérant beaucoup d'éléments nutritifs pour la culture suivante présentent l'intérêt d'être plus faciles à gérer. Cependant, la disponibilité en azote de ce type de produit organique étant rapide, le risque de lixiviation peut être accru si les apports ne correspondent pas aux besoins des cultures (que ce soit pour la période ou la dose d'azote disponible) : ces apports doivent être raisonnés dans le plan de fertilisation. Attention à l'apport trop répété de certains engrais organiques (notamment les fumiers de volailles), pouvant entraîner une accumulation en certains éléments (notamment en phosphore ; Roche, 2000).

L'utilisation plus massive d'effluents d'élevage (aux caractéristiques sanitaires acceptables) en production légumière pourrait contribuer au transfert d'effluents au sein d'un territoire, afin de décharger les zones d'élevage en ZES qui jouxtent les zones de production de légumes. Mais ces transferts ont un coût : des échanges contre de la paille ou du méteil sont souvent envisagés, alors que la paille présente également un intérêt à être restituée sur les parcelles pour limiter le tassement du sol et en augmenter le taux de MO. Une organisation à l'échelle du territoire et des compensations financières faciliteraient le développement de ces transferts.

Pour aller plus

loin...

- Chambre d'Agriculture du Finistère (2002) *L'agronomie et la fertilisation des cultures légumières*. Comité de Développement des Agriculteurs de la Zone Légumière et Chambre d'Agriculture du Finistère (Saint-Pol-de-Léon, France), 142 pages.
- Chambres d'Agriculture de Bretagne (2008) *Fertilisation des légumes frais de plein champ : guide pratique 2008*. Comité de Développement de Zone Légumière du Nord-Finistère et Chambres d'Agriculture de Bretagne (France), 47 pages. [Lien](#)
- CTIFL (2012) *Éléments de décision pour une fertilisation raisonnée en azote sur les cultures fruitières et légumières*. CTIFL, 10 pages. [Lien](#)
- Raynal-Lacroix C. et Porteneuve C. (2011) *Optimiser la fertilisation azotée du chou-fleur d'hiver : bilan de 8 années d'essai*. Infos-Ctifl, 277 : 45-49. [Lien](#)

Autres références citées :

- Abiven S. (2004) *Relation entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol*. Thèse de Doctorat, Agrocampus Rennes (Rennes), 262 pages. [Lien](#)
- Akkal-Corfini N., Morvan T., Menasseri-Aubry S., Bissuel-Bélaygue C., Poulain D., Orsini F., Leterme P. (2010a) *Nitrogen mineralization, plant uptake and nitrate leaching following the incorporation of (15N)-labelled cauliflower crop residues (Brassica oleracea) into the soil: a 3-year lysimeter study*. Plant and Soil, 328 (1/2) : 17-26.
- Akkal-Corfini N., Glerant P., Carpentier A., Faloya V. (2010b) *From understanding of current cropping system to co-building of profitable systems with low levels of inputs in open-field vegetable production*. 28th International Horticultural Congress, 22-27 juillet 2010, Lisbonne (Portugal), poster.
- Andren O., Paustian K. (1987) *Barley straw decomposition in the field: a comparison of models*. Ecology 68(5) : 1190-1200.
- Andriulo A., Mary B., Guérif J. (1999) *Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas*. Agronomie 19(5) : 365-377.
- Bissuel-Bélaygue C., Akkal-Corfini N., Menasseri S., Leterme P. (2004) *Effect of N fertilization of cauliflower crop on C and N mineralization from crop residues (field and laboratory incubation experiments)*. ISHS Symposium "Towards Ecologically Sound Fertilisation Strategies for Field Vegetable Production", 7-10 Juin 2004, Pérouse (Italie), poster.
- Dubrulle P., Machet J.-M., Damay N. (2004) *Azofert : a new decision support tool for fertiliser N recommendations*. In : « Controlling nitrogen flows and losses », 12th Nitrogen Workshop, 21-24 Septembre 2003, Université d'Exeter, Devon (Grande-Bretagne), pages 500-501.
- Hénin S., Dupuis M. (1945) *Essai de bilan de la matière organique du sol*. Annales Agronomiques 15(1) : 17-29.
- Le Bissonnais Y., Duval O., Chenu C. (2003) *Comment mesurer la stabilité structurale des agrégats du sol pour évaluer sa sensibilité à la battance et à l'érosion ?* In : « Les fertilités du sol et les systèmes de culture » 6^{èmes} rencontres de la fertilisation raisonnée (COMIFER) et de l'analyse de terre (GEMAS), 18-19 novembre 2003, Blois (France), pages 9-106.
- Machet J.-M., Dubrulle P. (2009) *Fertilisation azotée des cultures: la nouvelle méthode AZOFERT*. In : « Pour une fumure efficace préservant l'environnement » Journées d'information en agriculture d'Agroscope, 6 Février 2009, Changins-Nyon (Suisse). [Lien](#)
- Mahmoud E.K., Abd EL-Kader N.K. (2012) *How the nitrogen fertilization dose affects the biochemical composition and net mineralization of the artichoke residues?* Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 12 (1) : 23-31.
- Monnier G., Stengel P. (1982) *La composition granulométrique des sols : un moyen de prévoir la fertilité physique*. BTI 370-372 : 503-512.
- Pacault C. (2005) *Impact des systèmes de culture sur la qualité du sol et de l'eau : Cas des systèmes légumiers de plein champ du Nord Finistère*. Mémoire de DAA Agrocampus Rennes, 49 pages.
- Raynal-Lacroix C. (2012) *Optimiser les fertilisations : éléments clés de la qualité des légumes*. Colloque AgriRéseau « Recherches et Innovations Technologiques », Dummondville (Québec, Canada), 13 et 14 Février 2013. [Lien](#)
- Raynal-Lacroix C. et Porteneuve C. (2007) *La fertilisation azotée du chou-fleur d'hiver*. Infos-Ctifl, 235 : 41-46.
- Roche V. (2000) *Le retour des moissons dans le Léon ! Etat initial de l'opération locale agri-environnementale légumière de Cléder*. Mémoire de fin d'études, ENSAR (Rennes), 51 pages.
- Rouan C. (2001) *Effets d'amendements organiques sur la stabilité structurale de sols limoneux en systèmes légumiers bretons*. Mémoire de fin d'étude de l'ENSAR (Rennes), 43 pages + annexes.
- Terrom M. (2012) *Bilan azoté à l'échelle de la rotation chou-fleur/artichaut : devenir des résidus d'artichauts marqués au 15N dans des cases lysimétriques*. Mémoire de Master AgroCampus Ouest / Université de Rennes 1 (Rennes), 45 pages.



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Apport de données : Vianney ESTORGUES (Chambre d'Agriculture du Finistère), François ORSINI (CATE)

Recteur : Yann BINAUT (Syndicat Mixte du Trégor)

Validation scientifique : Nouraya AKKAL-CORFINI (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Quelles sont les structures d'appui scientifique et technique en productions légumières ?



Organisme structurant la filière légumes en Bretagne :

CERAFEL

(Comité Économique Régional des Fruits et Légumes)

Saint-Martin-des-Champs (29)

Site internet : <http://www.cerafel.com/>

Statut : Association d'Organisations de Producteurs regroupant 7 OP et 2100 producteurs bretons

Missions : Coordination régionale de la filière légumes : harmonisation et mise en œuvre des règles communes de production, de commercialisation, de mise en marché et de prix (marque régionale Prince de Bretagne)

Structures généralistes de recherche, expérimentation, conseil et formation sur les légumes :

CTIFL

(Centre Technique Interprofessionnel des fruits et Légumes)

Site national : <http://www.ctifl.fr/>

Missions : Expérimentation, formation et diffusion de connaissances au niveau national

INRA

Rennes (35), Plougoulm (29)

Site internet : <http://www.rennes.inra.fr/>

Missions : Recherche sur durabilité des systèmes de culture légumiers (UMR SAS) et amélioration des plantes maraîchères (Unité Expérimentale d'Amélioration des Plantes Maraîchères)

Chambres d'agriculture de Bretagne

CA des Côtes d'Armor (Syntec) – Pleumeur-Gautier (22) - [Site](#)

CA du Finistère (équipe des conseillers spécialisés légumes – Saint Pol de Léon (29) - <http://agri29-legumes.com/>

CA d'Ille-et-Vilaine (Pôle technique zone légumière) – La Gouesnière (35) - [Site](#)

CA du Morbihan (Station Expérimentale Horticole de Bretagne Sud) – Auray (56) - [Site](#)

Missions : Conseil, formation et diffusion de connaissances

ISFFEL

(Institut Supérieur de Formation Fruits et Légumes)

Saint Pol de Léon (29)

Site internet : <http://www.isffel.fr/>

Missions : Formation

Structures d'expérimentation spécialisées :

Bretagne plants

Hanvec (29)

Site internet : <http://www.plantsdebretagne.com/>

Missions : Expérimentation en Plant de pommes de terre

CATE

(Comité d'Action Technique et Economique)

Saint Pol de Léon (29)

Site internet : <http://www.station-cate.fr/index.php>

Missions : Expérimentation

Orientations : Légumes de plein champ et serre verre (+horticulture ornementale, champignons cultivés)

OBS

(Organisation Bretonne de Sélection)

Plougoum (29)

Site internet : <http://www.o-b-s.com/>

Missions : Création variétale, multiplication de semences et de plants

SECL 22

(Station Expérimentale en Cultures Légumières)

Pleumeur-Gautier (22) – [Site internet](#)

Missions : Expérimentation

Orientations : Légumes bio de plein champ et légumes sous abris

SEHBS

(Station Expérimentale Horticole de Bretagne Sud)

Auray (56) - [Site internet](#)

Missions : Expérimentation

Orientations : Biomatériaux, légumes de maraîchage et diversification en fruits rouges

Station Expérimentale de Kerguéhennec

Bignan (56) - [Site internet](#)

Missions : Expérimentation

Orientations : Légumes transformés (haricot d'industrie)

VEGENOV-BBV

(Bretagne Biotechnologie Végétale)

St Pol de Léon (29)

Site internet : <http://www.vegenov.com/>

Missions : Création variétale et multiplication

Orientations : Amélioration génétique, protection des plantes, qualité sensorielle et nutritionnelle



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

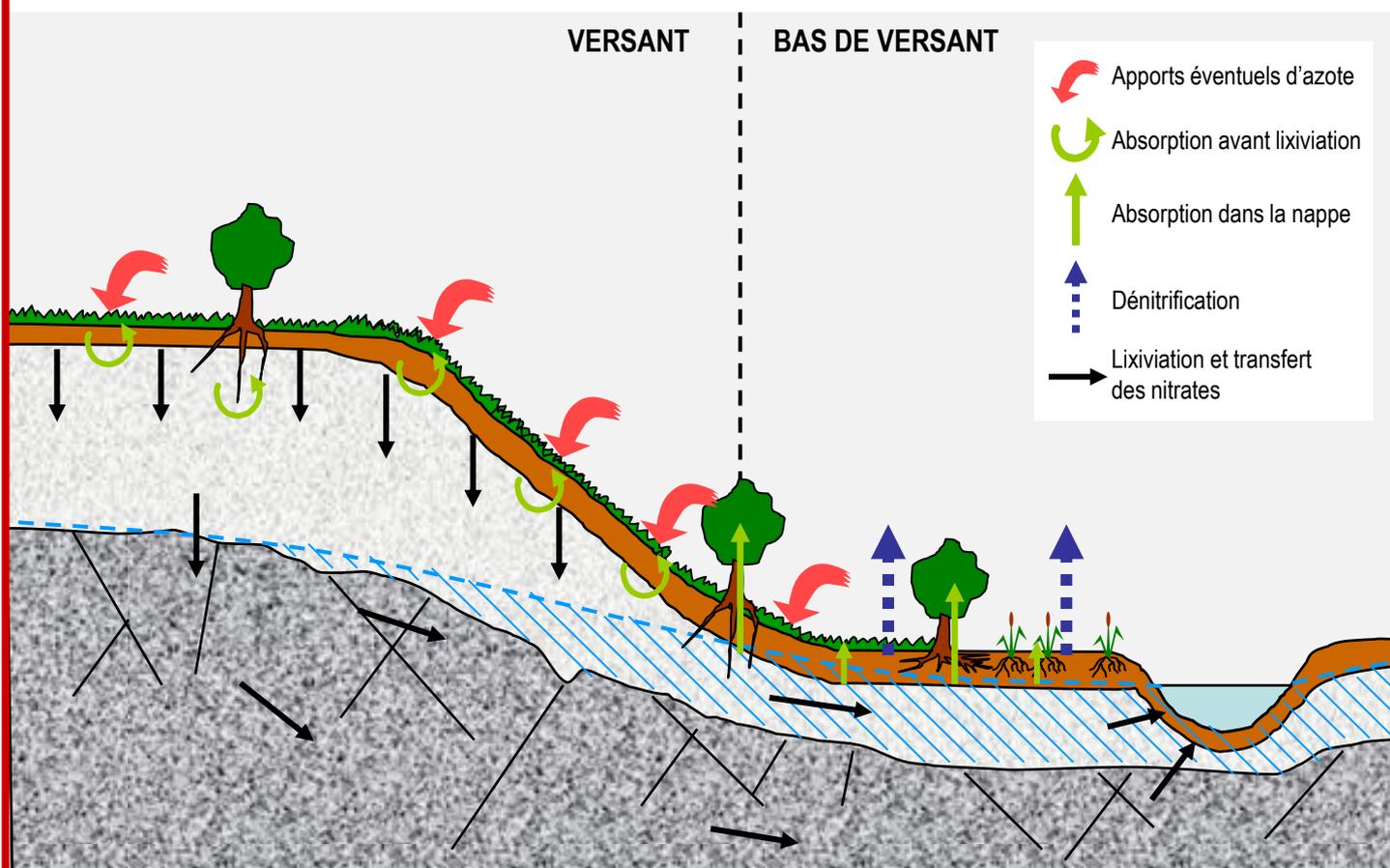
Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Ce qu'il faut retenir

90 à 95% des nitrates qui se retrouvent dans le cours d'eau transitent d'abord par la **nappe**. Pour limiter ces transferts vers le cours d'eau, deux actions sont possibles à l'échelle du bassin versant :

- Limiter **dans tout le versant** le transfert vertical des nitrates de la parcelle vers la nappe en favorisant leur absorption par une végétation à enracinement profond
- Consommer les nitrates par dénitrification ou stockage dans la végétation en **bas de versant**, où le toit de la nappe affleure.

L'efficacité des structures du paysage est encore peu quantifiée, mais le levier principal reste sans aucun doute l'**amélioration des pratiques agricoles** afin de réduire la pression azotée et d'éviter le déstockage de l'azote dans les sols.



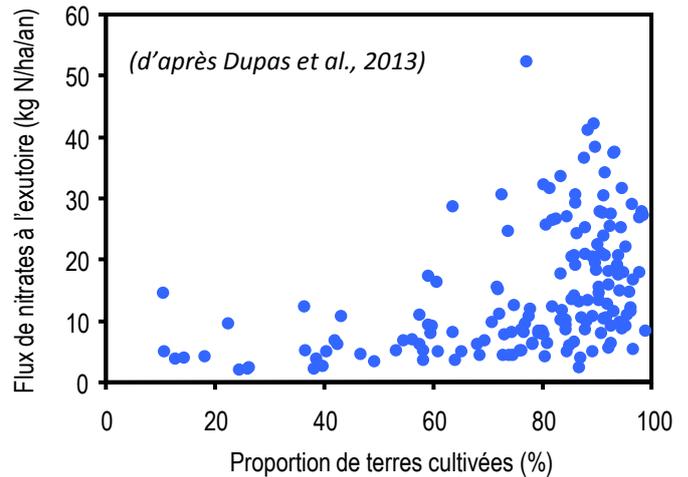
Origine des nitrates dans la rivière

• L'agriculture :

En France, l'activité agricole est la principale origine de la pollution des milieux aquatiques par les nitrates ([CORPEN, 2007](#)).

• La nappe :

La nappe est le grand réservoir de nitrate dans le bassin versant. En Bretagne 90 à 95% de l'écoulement dans la rivière provient de la nappe ([Territ'EAU, 2009](#)).



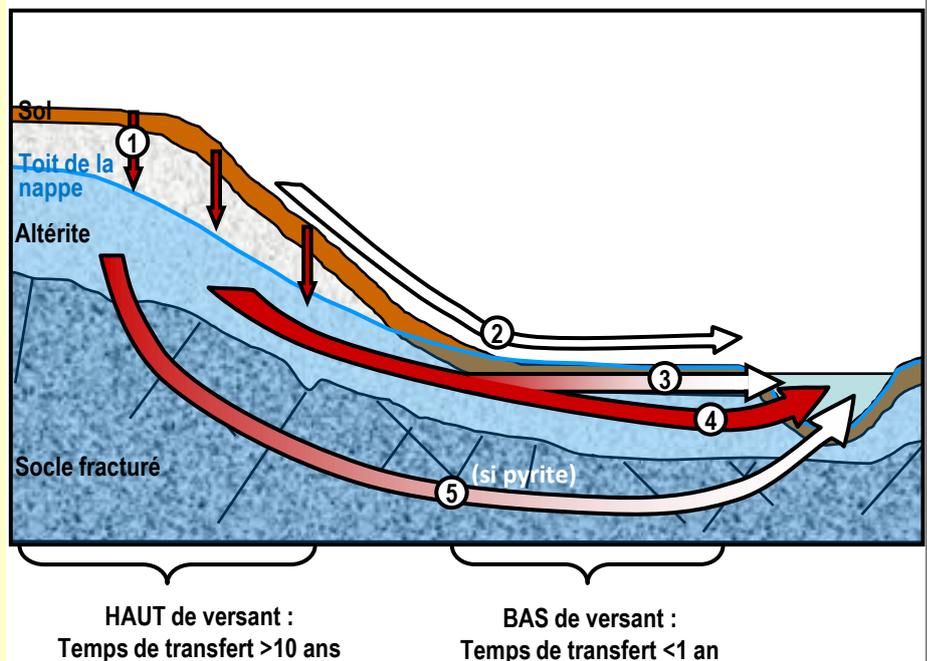
Lorsque la pluie s'infiltré dans le sol et recharge la nappe, les nitrates, issus de la minéralisation des résidus organiques ou des engrais azotés, sont lixivés. La quantité lixiviée dépend de nombreux facteurs, décrits en [fiche n°0](#). Les nitrates sont par la suite transférés au cours d'eau via la nappe.

La concentration en nitrates dans la nappe n'est pas homogène : il existe différents compartiments, plus ou moins profonds, qui contribuent plus ou moins au cours d'eau selon les saisons. Les temps de transfert au cours d'eau diffèrent en fonction des compartiments de la nappe et de l'éloignement au cours d'eau. La nappe peut être appauvrie en nitrates, notamment par dénitrification, lorsqu'elle circule dans des horizons du sol superficiels riches en matière organique, ou en profondeur au contact de pyrite dans la roche altérée.

Les différents types d'écoulement dans un bassin versant en période de nappe haute. Le fonctionnement complet d'un bassin versant de ce type et les variantes retrouvées en Bretagne sont décrits dans la fiche CSEB B-3.

- ① Infiltration et percolation
- ② Ruissellement
- ③ Transfert de subsurface
- ④ Transfert par la nappe superficielle
- ⑤ Transfert profond

- Flux pauvre en NO_3^-
→ Flux chargé en NO_3^-



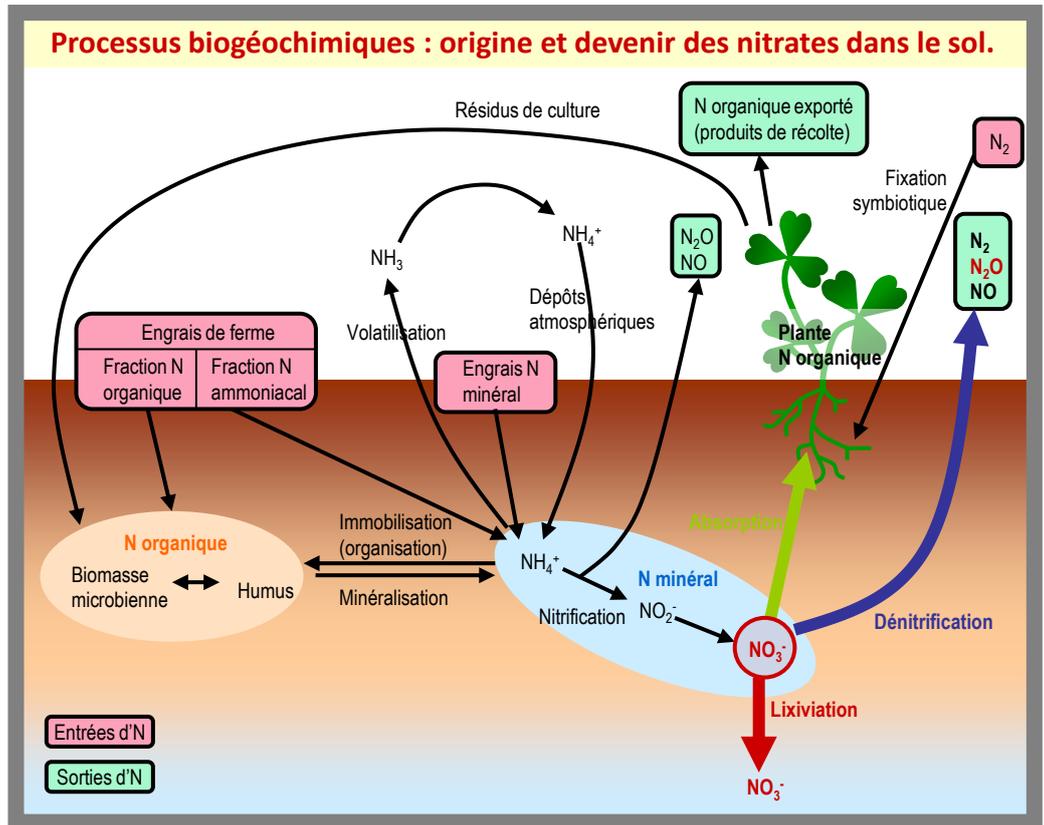
Enfin, où peut-on agir dans un bassin versant ?

- dans tout le versant, pour limiter le transfert vertical des nitrates des horizons superficiels vers la nappe
- en bas de versant, où le toit de la nappe atteint les horizons superficiels.

Processus permettant d'éliminer les nitrates

Absorption et stockage par la végétation

Pour leur nutrition, les plantes prélèvent l'azote minéral en solution dans le sol, majoritairement sous forme nitrate. Il peut s'agir d'azote apporté à la parcelle prélevé avant sa migration en profondeur vers la nappe. Le nitrate en excès, lixivié au-delà de la zone d'exploration des racines, peut être prélevé plus bas dans le versant lorsque la nappe se retrouve à portée des racines.



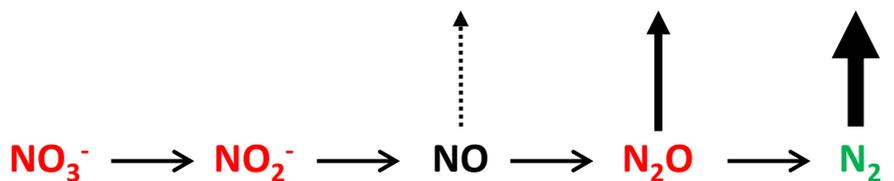
L'azote ainsi absorbé est soit exporté si les plantes sont récoltées, soit stocké dans la végétation pérenne, soit restitué au sol sous forme de matière organique à l'automne.

Les **haies** ou d'**autres structures arborées** sont particulièrement intéressantes pour absorber le nitrate du fait de leur système racinaire profond et de leur capacité à le stocker dans le bois, donc à long terme.

Dénitrification

Lorsque l'oxygène est en quantité très limitée dans le sol (cas de la saturation en eau prolongée d'un sol), certaines bactéries utilisent l'oxygène du nitrate pour leur respiration. Si la dénitrification est complète, l'azote est libéré sous forme de N₂.

Mais dans certains cas (anoxie partielle, pH acide, limitation en carbone... ([Germon et Couton, 1999](#), [Garnier et al., 2012](#))), elle n'est pas complète et aboutit à la production de N₂O, gaz à effet de serre.



Où se produit la dénitrification ?

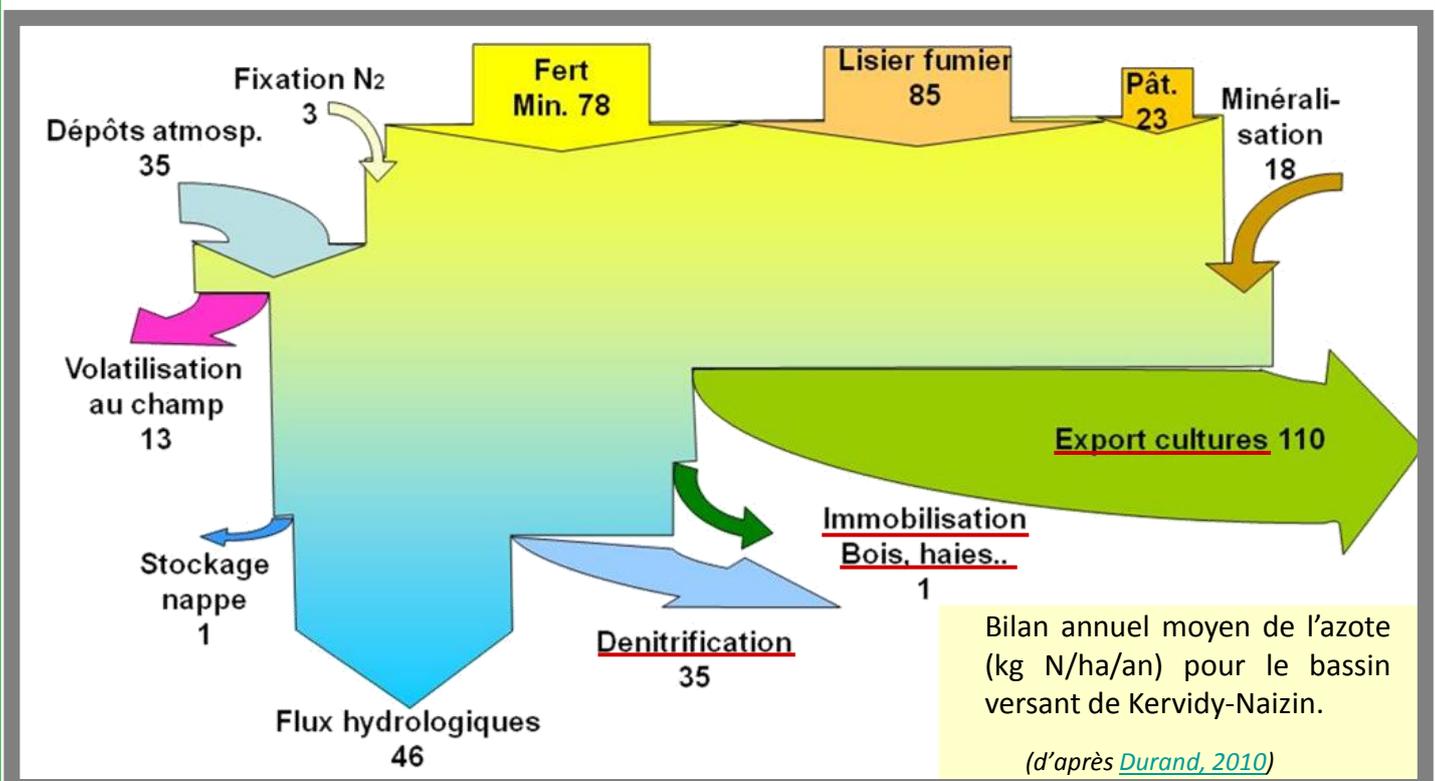
- Dans les horizons organiques des **zones humides de bas de versant**, où les conditions de la dénitrification sont réunies.
- Plus **localement un peu partout dans le bassin versant**, dans des volumes pédologiques riches en matière organique et saturés durablement en eau. Mais les conditions favorables à la dénitrification dans le versant sont moins fréquemment réunies que dans le bas de versant ([Oehler, 2006](#)).
- Dans le **fond du cours d'eau** en présence de sédiments favorisant l'anoxie.
- Dans la **nappe profonde en présence de pyrite** (Pauwels et al., 2010), mais ce minéral est en quantité non renouvelable.

Exemple de l'abattement annuel par les structures du paysage dans le BV de Kervidy-Naizin (56)

Ce bassin versant appartient à l'Observatoire de Recherche en Environnement [Agrhys](#). Il est particulièrement étudié car représentatif d'une agriculture intensive bretonne (polyculture-élevage à 90% en production laitière et porcine, utilisation du sol partagée entre maïs, céréales d'hiver et pâturage).

Dans ce bassin, selon les modélisations de [Durand \(2010\)](#) et Benhamou (2012), les prélèvements d'azote s'élèvent à :

- 30 à 35 kg N/ha/an par dénitrification (notamment par les zones humides)
- 1 à 2 kg N/ha/an par immobilisation dans le bois des arbres (notamment haies)
- 110 à 150 kg N/ha/an par exportation des produits des cultures



Bien qu'elle permette un certain abattement de l'azote dans le bassin versant, la dénitrification ne peut constituer la principale voie pour limiter la pollution des eaux par les nitrates : dans l'exemple du BV de Kervidy-Naizin elle compense seulement l'azote provenant des dépôts atmosphériques. La marge de manœuvre est plus grande par l'optimisation des pratiques agricoles (notamment, l'ajustement de la dose et de la date des apports d'N aux cultures).

Mais ce bilan peut varier selon les bassins versants. En particulier, il est difficile de relier directement le nombre ou la surface de structures du paysage avec un taux d'abattement des nitrates dans un bassin versant, car cet abattement dépend surtout du positionnement et de l'efficacité des structures du paysage plus que de leur densité dans le BV.

La lame d'eau est un autre facteur déterminant dans ces calculs de bilan.

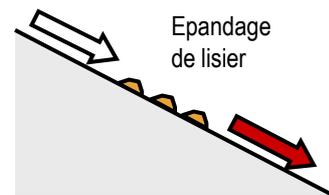
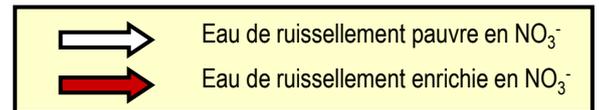
Eclairage : Les eaux de ruissellement contribuent-elles à la pollution du cours d'eau par les nitrates ?

De manière générale, **le ruissellement de surface n'entraîne pas les nitrates** qui se trouvent dans le sol et la nappe, mais d'autres polluants tels que le phosphore et les produits phytosanitaires. C'est dans ces autres problématiques qu'il faudra veiller à réduire le ruissellement et à favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol (drainage vertical). Ces précautions n'ont en revanche aucune incidence sur les flux de nitrates.

Cependant il existe quelques situations avec transfert des nitrates par l'eau de ruissellement.

Exceptions :

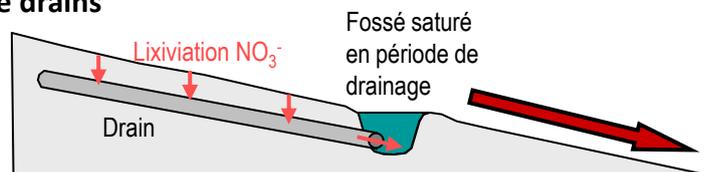
- Ruissellement sur des sources de **pollution ponctuelle** (épandage de lisier, dépôts de fumier, bâtiments d'élevage...)



- **Résurgence de la nappe** (exfiltration)



- Débordement d'un **fossé de collecte de drains**



Ces situations sont facilement identifiables et des solutions peuvent être mises en œuvre pour supprimer ces situations à risque ou pour éviter le ruissellement à l'aval (talus, haies, bandes enherbées...).

Pour aller plus loin...

- Grimaldi C., Pinay G., Baudry J. (2012) *Une gestion à l'échelle des paysages : exemple des zones tampons (ripisylves, zones humides, bandes enherbées)*. Carrefours de l'innovation agronomique (INRA), colloque « Eaux et milieux aquatiques continentaux : comprendre et observer pour gérer et restaurer les écosystèmes », 2 octobre 2012 (Rennes). [Lien](#)
- Territ'EAU (2009) *Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle : Bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton*. AgroTransfert Bretagne. [Partie 1](#) - [Partie 2](#)
- CSEB (2008) *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : recueil de fiches techniques & scientifiques* (Tome 1, 2005 et Tome 2, 2008). 325 pages. [Lien](#)

Autres références citées :

- Benhamou C. (2012) *Modélisation de l'effet des interactions haies-cultures sur les transferts d'eau et d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant agricole*. Thèse de Doctorat, Agrocampus Ouest (Rennes), 194 pages.
- CORPEN (2007) *Les fonctions environnementales des zones tampons : Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux (1^{ère} édition)*. Editions CORPEN (Paris), 176 pages. [Lien](#), [Annexes](#)
- Dupas R., Curie F., Gascuel-Oudou C., Moatar F., Delmas M., Parnaudeau V., Durand P. (2013) *Assessing N emissions in surface water at the national level: comparison of country-wide vs. regionalized models*. Science of the Total Environment, 443 : 152–162.
- Durand P. (2010) *Les leviers agronomiques disponibles à différentes échelles pour jouer sur la cascade de l'azote*. Séminaire GCHPE2, INRA. [Lien](#)
- Garnier J., Billen G., Vilain G., Benoit M., Passy P., Tallec G., Toumebize J., Billy C., Ansart P., Buvat S., Sebilo M., Kao C. (2012) *Transferts et transformations de l'azote dans le bassin de l'Orgeval*. 50 ans de l'Orgeval-37^e journées du GFHN, 20 au 23 Novembre 2012 (IRSTEA), Paris. [Lien](#)
- Gemon J.-C., Couton Y. (1999) *La dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution*. Courrier de l'Environnement de l'INRA, 38 : 67-74. [Lien](#)
- Oehler F. (2006) *Mesure de la dénitrification et modélisation spatialisée des flux d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant d'élevage*. Thèse de Doctorat, ENSAR (Rennes), 199 pages. [Lien](#)



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Validation scientifique : Catherine GRIMALDI (INRA), Chantal GASCUEL-ODOUX (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Avant-propos

Deux principales structures du paysage peuvent réduire les flux de nitrates dans un bassin versant : les zones humides, les zones arborées. D'autres structures complémentaires (fossés) permettent d'en améliorer l'efficacité.

L'efficacité de ces structures du paysage est très variable en fonction de leur localisation (cf. [fiche n°13](#)) mais aussi en fonction des conditions pédoclimatiques (teneur des sols en matière organique et en eau, température, état de la végétation...) et donc des saisons.

Il est possible de mettre en œuvre différents moyens pour optimiser leur efficacité et de jouer sur la complémentarité des différentes structures.

Zones humides

Description :

- Zones humides ripariennes (au bord du cours d'eau) ou sur le versant, dont les sols sont saturés une partie de l'année.
- Plans d'eau libre (tels que mares, étangs, fossés).
- Zones humides artificielles construites (généralement plans d'eau libre). Ce type de ZH n'est pas traité ici, mais on pourra se référer au site zonestampons.onema.fr.

Processus d'élimination des nitrates :

• Dénitrification :

Dans une zone humide, les nitrates sont essentiellement éliminés par dénitrification (voir [fiche n°13](#)). Celle-ci est surtout efficace dans les horizons superficiels du sol lorsque la nappe affleure en surface (absence d'oxygène et présence de matière organique).

• Absorption des nitrates :

Lorsque la végétation est active (du printemps à l'automne), les nitrates peuvent être prélevés par les racines et l'azote accumulé dans la biomasse. Si la zone humide est exploitée (fauche de prairie, exportation de cultures), l'azote est en partie exporté ; sinon, il n'est pas vraiment éliminé car il retourne au sol sous forme organique avant d'être minéralisé à nouveau.

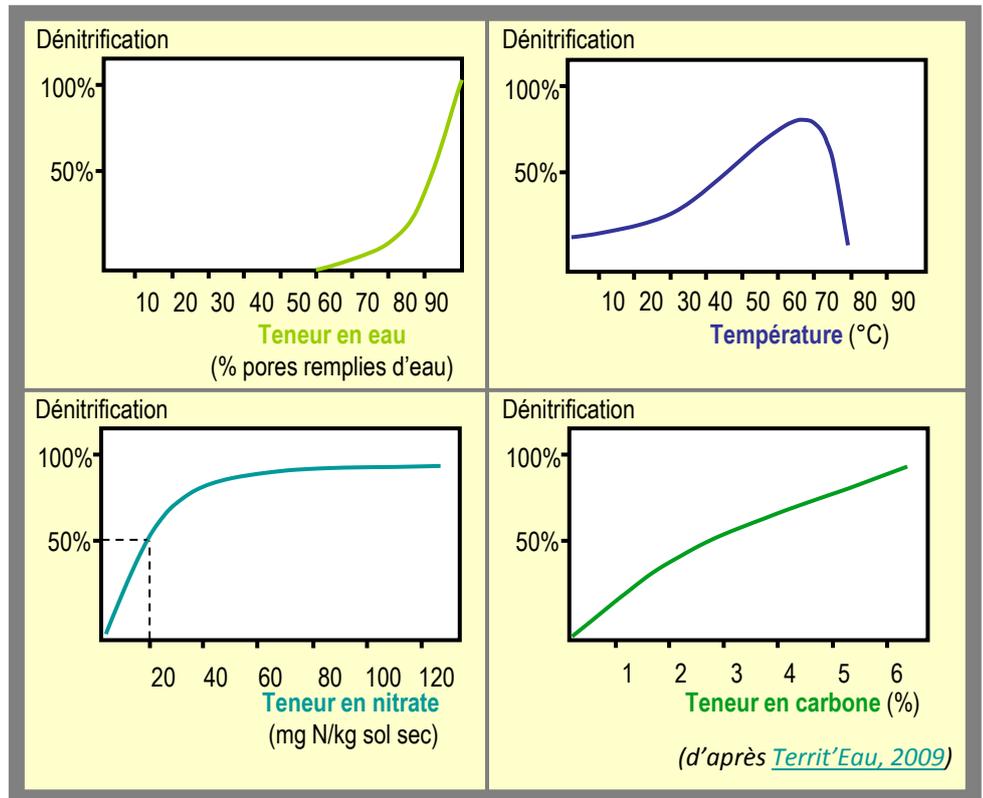
Conditions favorables à la dénitrification :

Conditions biogéochimiques :

- Taux d'oxygène bas (favorisé par la saturation en eau : l'eau remplace l'air dans les pores du sol)
- Température élevée
- Teneur élevée en nitrates
- Teneur élevée en carbone
- pH neutre

Conditions hydrologiques :

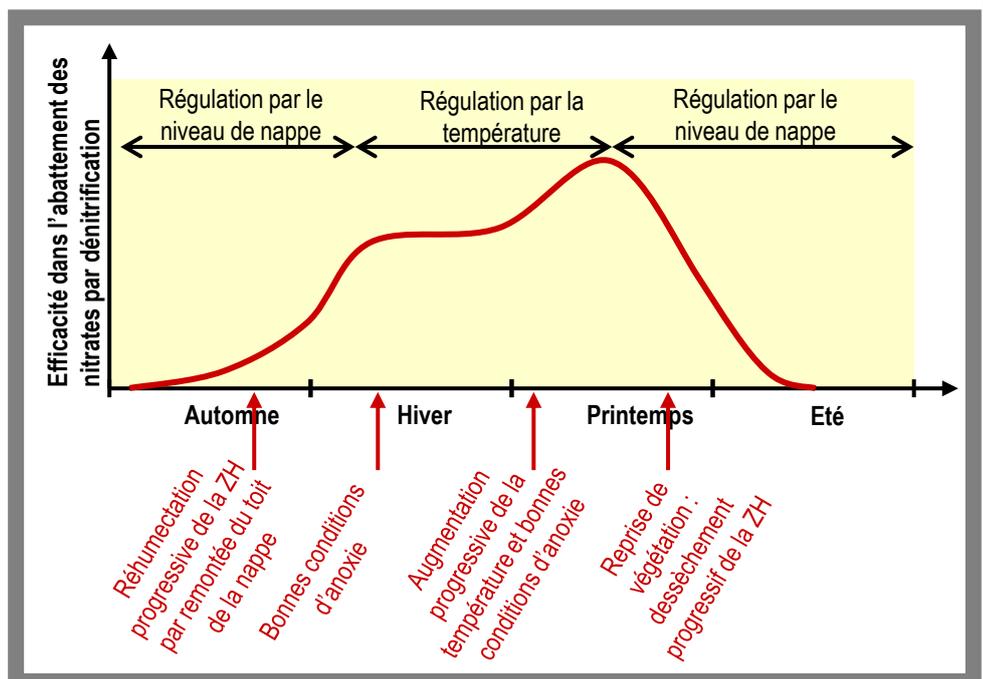
- Saturation durable
- Saturation superficielle
- Temps de résidence supérieur aux vitesses de transfert et des réactions



Les facteurs favorisant la dénitrification ne sont pas toujours réunis au même moment ni au même endroit dans la zone humide. Selon les zones humides, on peut espérer une dénitrification moyenne allant de 30 à 140 kg N/ha/an ([Territ'Eau, 2012](#)).

Saisonnalité de la dénitrification :

L'efficacité de la dénitrification est très variable selon le fonctionnement de la ZH et selon les saisons.

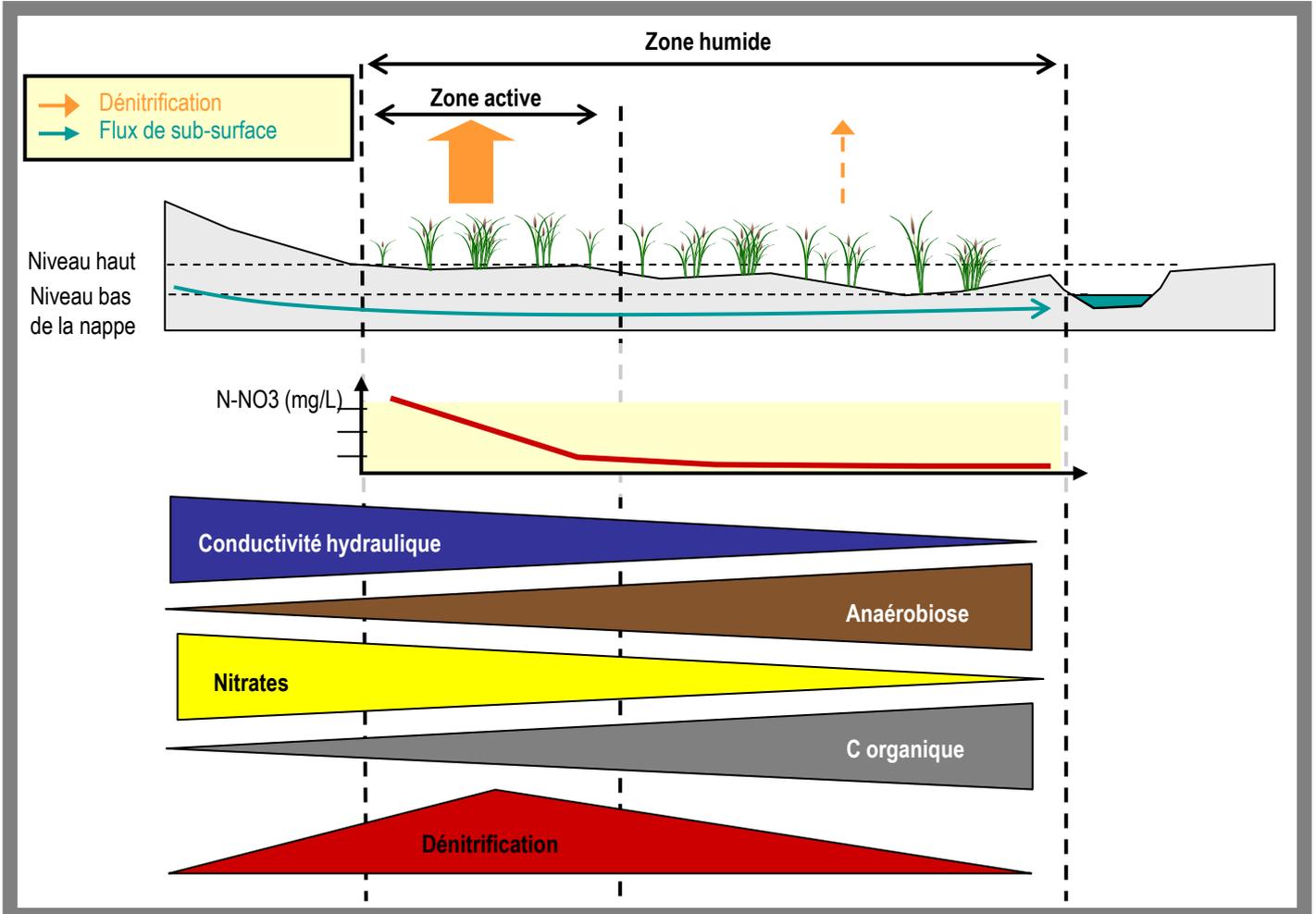


Optimisation de l'efficacité de la dénitrification :

➤ Quelles sont les situations favorables ?

- Dans la zone humide

La zone la plus active pour la dénitrification se trouve à l'entrée de la zone humide.

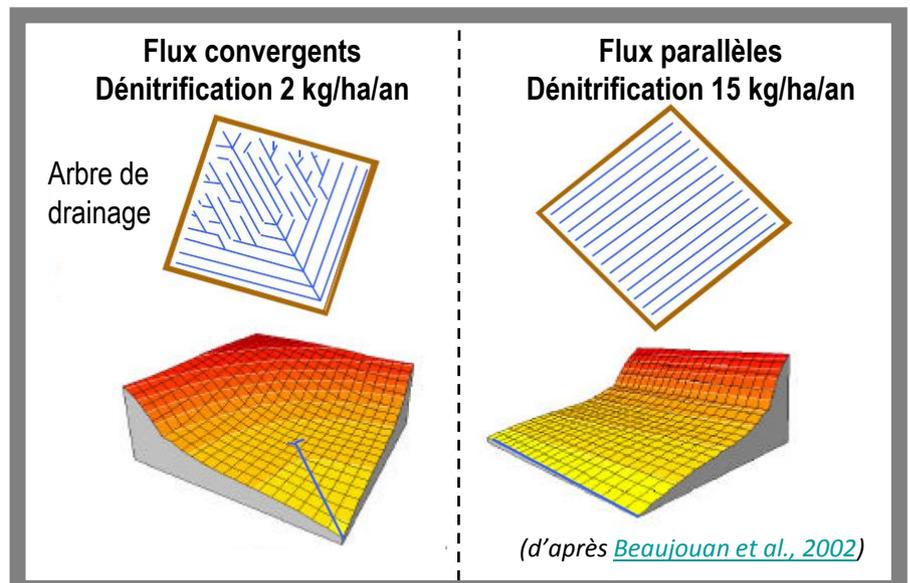


Contrairement aux zones humides artificielles dimensionnées en fonction du flux de nitrates entrant, il est très difficile de préconiser une largeur optimale de zone humide naturelle. Des mesures dans la ZH sont nécessaires.

- Dans le bassin versant

Lorsque les flux dans la nappe sont parallèles, c'est-à-dire qu'ils pénètrent dans la ZH de manière diffuse et bien répartie, la ZH est plus efficace que dans le cas de flux convergents.

En effet, c'est la longueur de l'interface entre le versant et la ZH qui compte, plus que la surface totale de ZH (Clément et al., 2002). Une largeur minimale est toutefois nécessaire pour permettre à la dénitrification de se produire.



Zones humides (suite)

• Ordre des bassins versants

Plus l'ordre du bassin versant augmente :

- plus le temps de transfert dans le réseau hydrographique augmente permettant une plus grande efficacité de la dénitrification dans le fond du cours d'eau,
- plus le rôle tampon des zones humides augmente car leur extension par rapport à la surface du versant augmente et car elles sont moins mises en culture ([Montreuil, 2008](#)).

Il existe un fort effet de la saison :

- le rôle tampon des ZH sur les concentrations de nitrates augmente en période d'étiage (basses eaux) à condition que les sols restent saturés superficiellement en eau.
- le rôle tampon des ZH sur les flux de nitrate augmente en période de hautes eaux lorsque les flux entrant dans les ZH augmentent.

Même si le rôle tampon des ZH augmente avec l'ordre des bassins versants il est souvent plus facile d'intervenir pour augmenter leur efficacité dans les bassins versants d'ordre inférieur. Par ailleurs en Bretagne l'immense majorité des cours d'eau sont d'ordre 1 à 3, ce qui justifie de s'intéresser aux ZH qui les bordent.

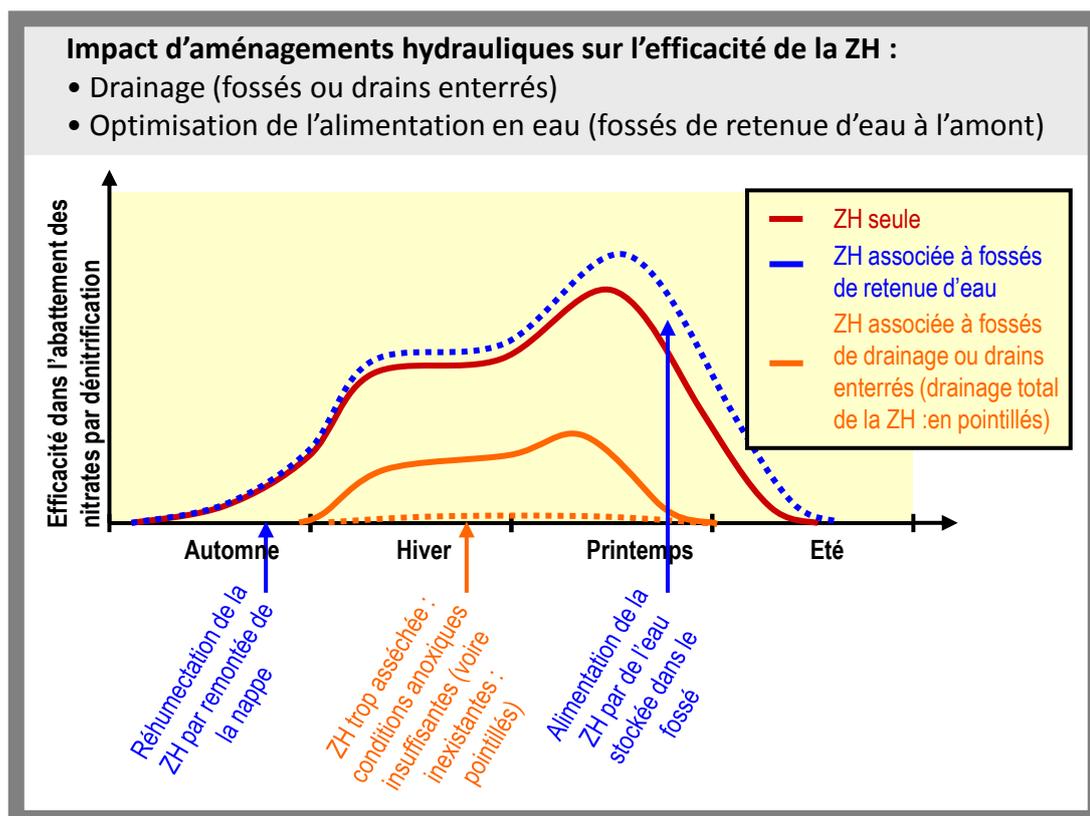
➤ Quels sont les aménagements modifiant l'efficacité de la zone humide ?

A éviter, car réduisant l'efficacité d'une ZH :

- leur assèchement, en particulier si drainage,
- un écoulement trop rapide (temps de résidence de la nappe trop faible, courts-circuits par fossés ou drains) ou au contraire une stagnation totale (non renouvellement des flux de nitrates).

A favoriser, pour améliorer l'efficacité d'une ZH :

- les **aménagements hydrauliques** optimisant l'écoulement de la nappe pour que les flux de nitrates transitent par la ZH (ralentissement de l'écoulement, contrôle du niveau de la nappe pour passage dans les horizons organiques, redistribution en cas de flux convergents, prolongement de la durée de saturation),
- une **gestion de la végétation** (nature et quantité de matière organique restituée, exportation...) favorisant la dénitrification et/ou la sortie d'azote du système.



Zones humides (suite)

Autres intérêts ou inconvénients des zones humides :

- Intérêts : caractère patrimonial (conservation d'espèces végétales, animales) des zones humides naturelles. Toutes les ZH naturelles ne sont pas efficaces pour la dénitrification et n'ont pas pour unique vocation la réduction des flux de nitrates.
- Effet négatif majeur : production de N_2O (puissant gaz à effet de serre) lorsque la dénitrification n'est pas complète (notamment dans des conditions d'anoxie partielle).

Zones arborées

Description :

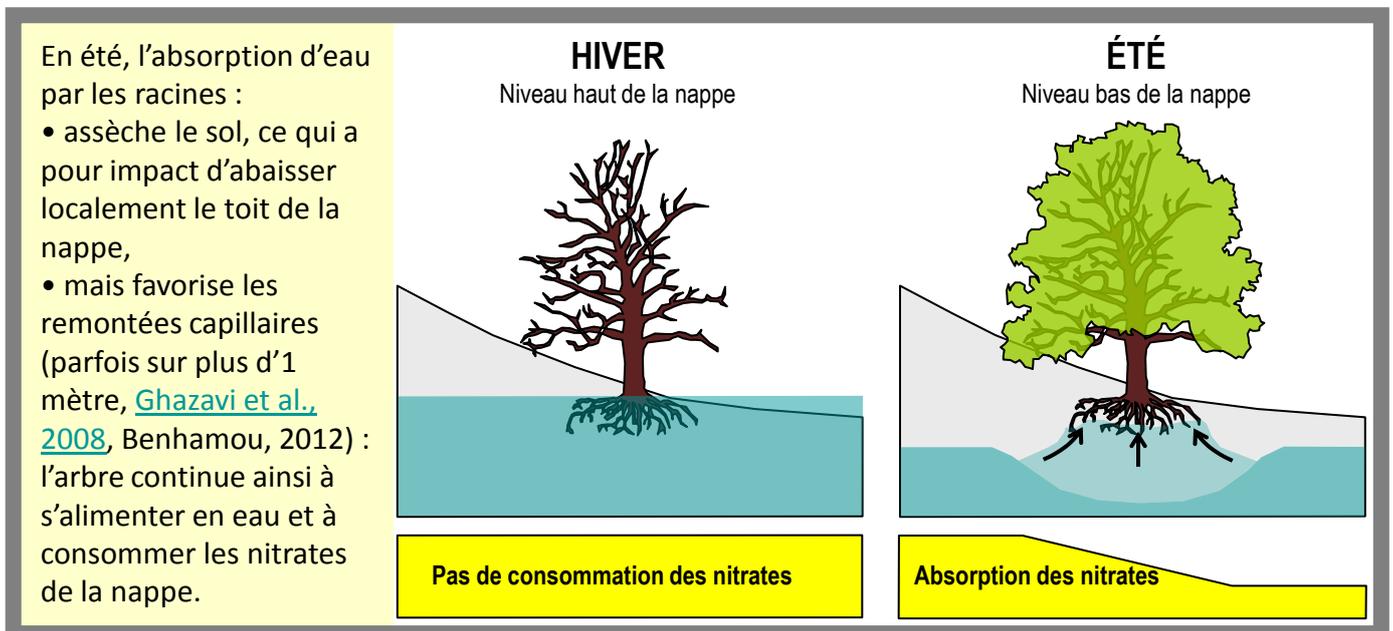
Linéaires ou surfaces arborées, positionnés :

- en bordure du cours d'eau (ripisylves),
- en bas de versant (haies de ceinture de fond de vallée),
- ou dans le versant (haies, ceintures boisées).

Processus d'élimination des nitrates :

• Absorption des nitrates :

Les arbres absorbent les nitrates dans la solution du sol. Leur système racinaire est profond et s'étend latéralement, parfois à plusieurs mètres de distance des troncs. Lorsque les arbres sont associés à des cultures (haies, agroforesterie), leurs racines interceptent les nitrates en excès sous les cultures et évitent leur lixiviation en profondeur vers la nappe. En bas de versant, les arbres peuvent puiser directement les nitrates dans la nappe.



L'azote stocké dans les feuilles n'est pas éliminé : il retourne au sol à l'automne sous forme organique avant d'être minéralisé. L'azote est éliminé du sol lorsqu'il est stocké dans le bois des arbres en croissance ou exporté par la taille des arbres.

L'absorption des nitrates dépend de multiples facteurs :

- le type d'arbres, leur âge et leur entretien (la taille commence par réduire la capacité d'absorption),
- leur activité physiologique (disponibilité de l'eau ou stress hydrique, saison...),
- la disponibilité des nutriments (proximité des cultures fertilisées, compétition entre les arbres).

Zones arborées (suite)

A l'échelle du bassin versant, l'abattement des nitrates par absorption par les zones arborées est encore mal connu, il dépend de multiples facteurs.

Par modélisation sur le bassin de Kervidy-Naizin (ORE Agrhys), Benhamou (2012) montre qu'une densité de linéaire de haies de 140 m/ha permettrait en moyenne de réduire les flux de nitrates à l'exutoire de 9,2 %, contre seulement 3,6 % avec les 48 m/ha actuels. L'augmentation de la densité de haies permet un abattement des nitrates :

grâce à :

- un stockage d'azote dans le bois,
- une diminution de la minéralisation nette d'azote dans le sol,
- une diminution des intrants associée à une réduction des surfaces agricoles productives,
- une réduction des flux hydriques à l'exutoire du fait de la consommation d'eau par les arbres,

et malgré :

- une diminution de la dénitrification dans les zones humides,
- et une diminution de l'exportation d'azote par les cultures.

Une expérimentation visant l'épuration d'effluents et de boues de stations par des saules plantés en bordure du cours d'eau et exploités en taillis à très courte rotation (programme [Wilwater, 2007](#)) a permis d'estimer l'exportation d'azote par les arbres de l'ordre de 30 à 100 kg N/ha/an.

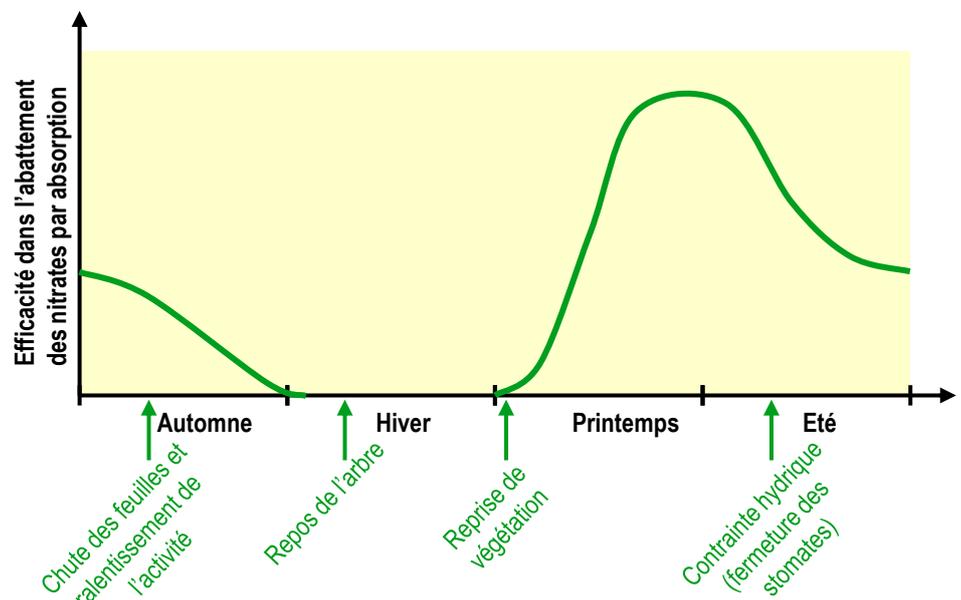
• Dénitrification :

En bas de versant, il n'est pas évident de prédire dans quel sens la présence des arbres modifie l'efficacité de la dénitrification (Benhamou, 2012). D'un côté elle est favorisée par la restitution de matière organique, et d'un autre côté elle peut être limitée par l'abaissement de la nappe liée à la transpiration des arbres.

Saisonnalité de l'absorption :

L'efficacité de l'absorption des nitrates varie au cours de l'année.

A noter que les périodes d'efficacité sont décalées par rapport à celles d'une zone humide (élimination par dénitrification).



Autres intérêts ou inconvénients des zones arborées :

Intérêts :

- la partie aérienne des arbres piège et absorbe du NH_3 gazeux, issu de l'élevage ([Peyraud, Cellier et al., 2012](#) ; voir [fiches 1 à 3](#) sur les élevages).
- la présence de zones arborées favorise la biodiversité.
- les zones arborées permettent de lutter contre l'érosion des sols et le ruissellement transportant des polluants (phosphore, pesticides).
- Enfin, elles présentent une valeur esthétique et patrimoniale, et potentiellement économique (saulaie).

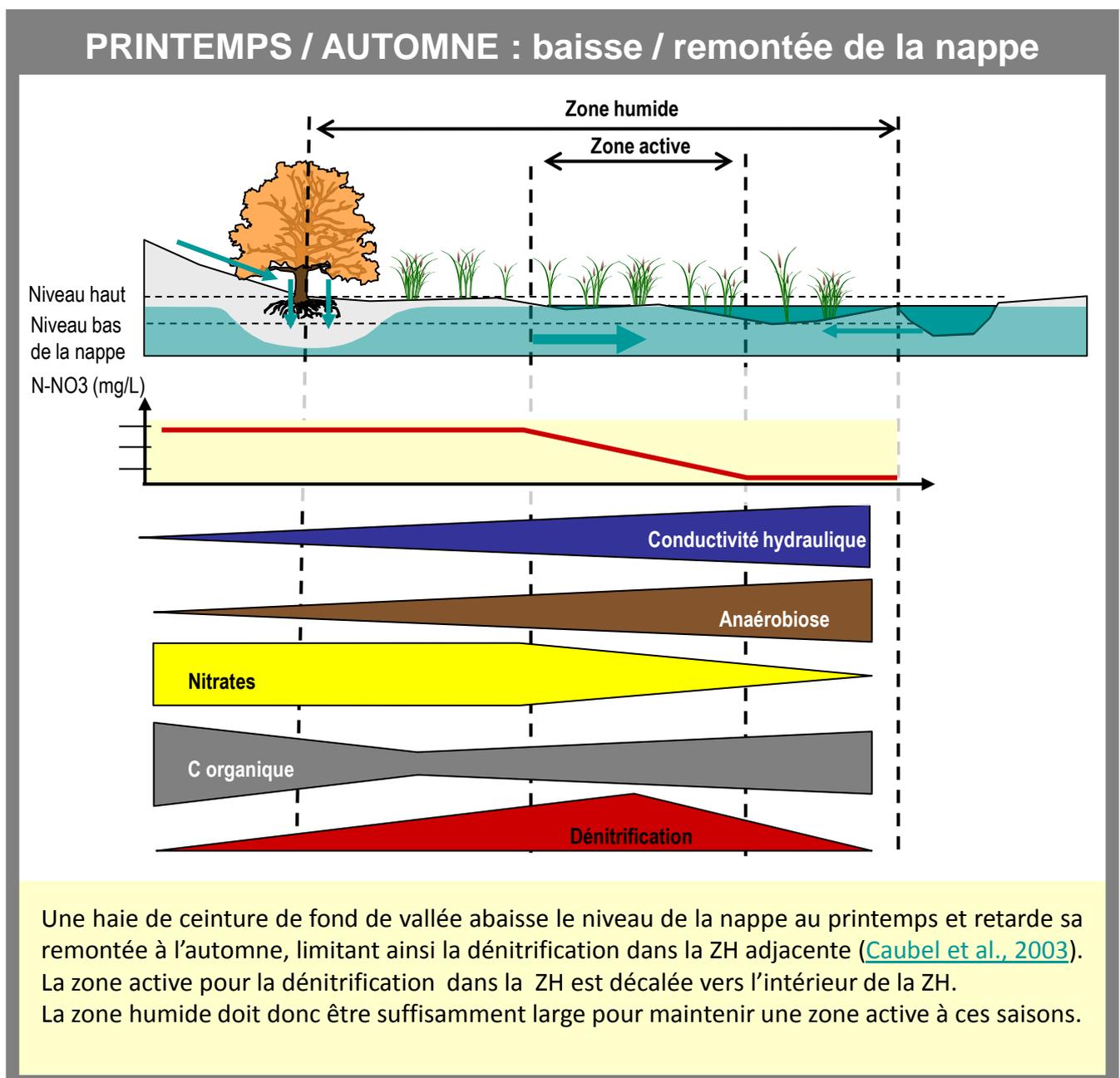
Zones arborées (suite)

Inconvénients :

- Les arbres à proximité d'une ZH abaissent le niveau de la nappe (Caubel et al., 2003). Voir ci-dessous comment raisonner l'influence d'une haie de ceinture de fond de vallée par rapport à la largeur totale de la ZH associée.
- Les arbres à proximité d'une culture sont généralement en compétition avec celle-ci pour l'eau, les nutriments et la lumière, malgré des systèmes racinaires pouvant être complémentaires. La compétition est moins forte en bas de versant pour l'eau et l'azote rendus plus disponibles par la proximité de la nappe (Benhamou, 2012).

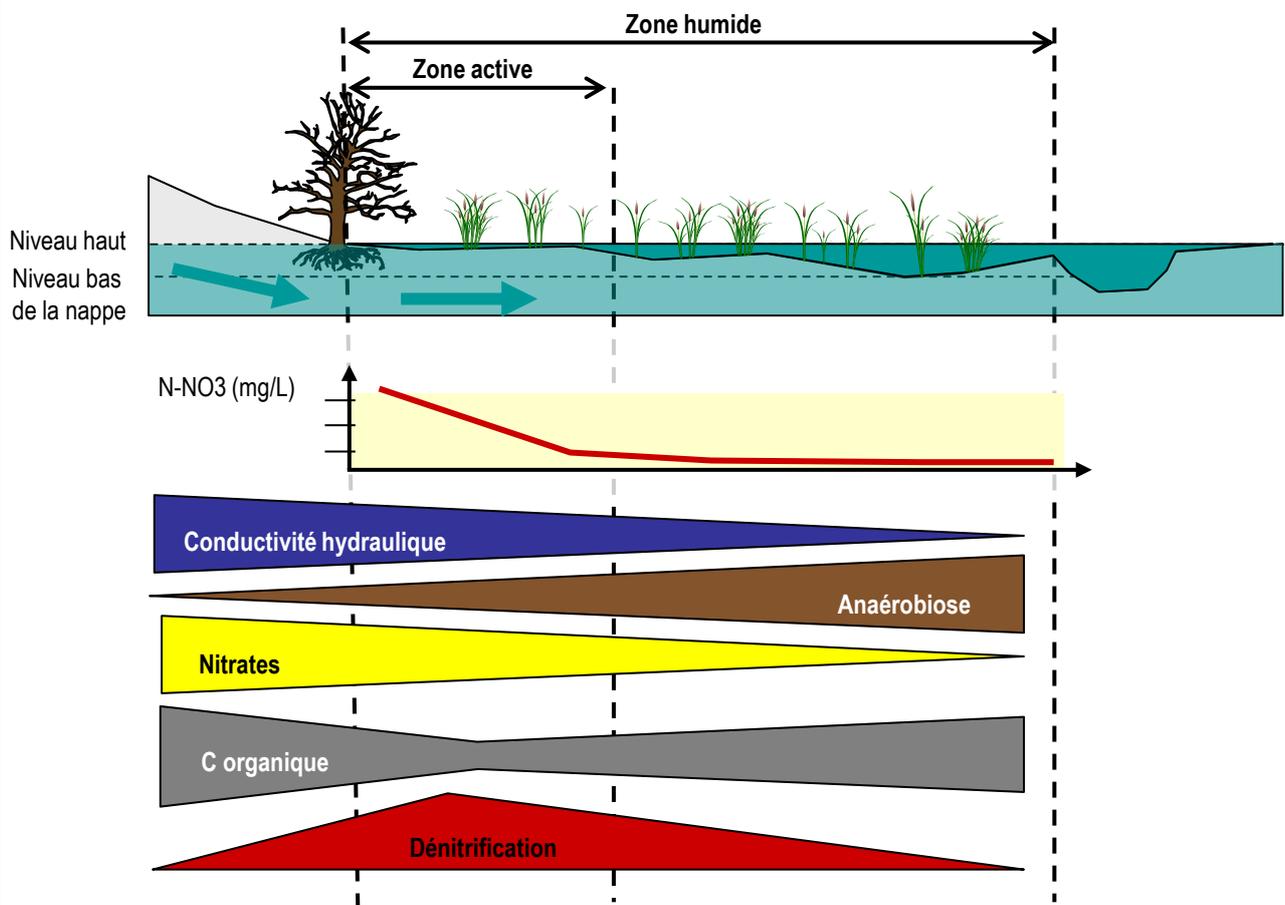
Complémentarité de structures du paysage

Cas d'une zone humide associée à une ceinture de fond de vallée



Complémentarité de structures du paysage (suite)

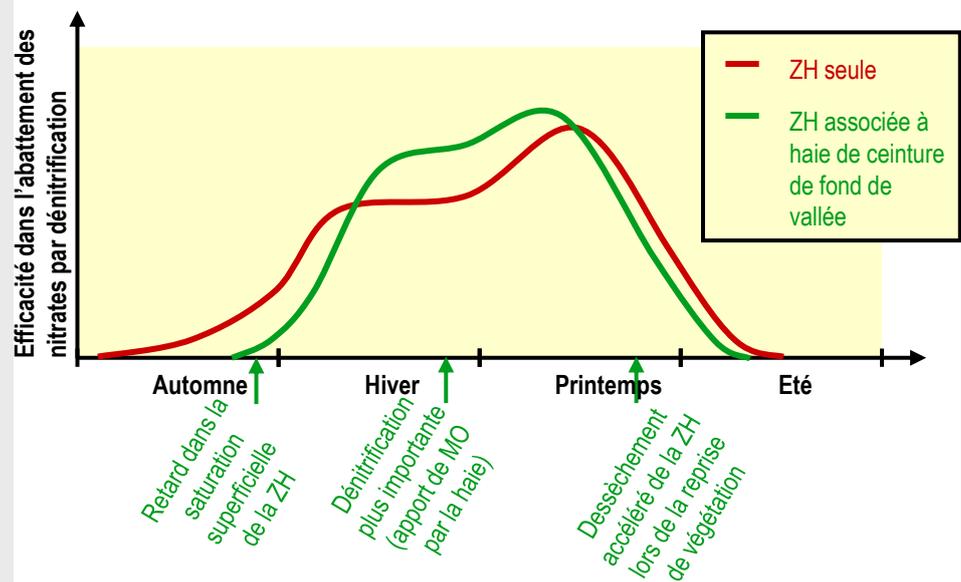
HIVER : zone humide totalement saturée en eau



En hiver, toute la ZH est saturée en eau. La zone active pour la dénitrification de la ZH se rapproche de la haie, d'autant que le sol y est enrichi en matière organique (restitution par la chute des feuilles, rétention en amont de la haie des particules organiques arrêtées avec le ruissellement). La température devient le facteur limitant.

Variations saisonnières de l'efficacité d'une zone humide associée à une haie de ceinture de fond de vallée.

Il est difficile de prévoir si l'effet de la haie est positif sur le bilan annuel de la dénitrification par la zone humide.



Des structures complémentaires pour améliorer le fonctionnement des zones humides et zones arborées

D'autres structures, combinées aux zones humides ou aux zones arborées, peuvent en améliorer l'efficacité, contribuent à la rétention des nitrates ou limitent leur transfert rapide vers le cours d'eau.

Fossés :

Les fossés placés perpendiculairement à la pente permettent :

- d'intercepter des écoulements rapides d'eau de surface ou de sub-surface,
- de les stocker et de les restituer au sol progressivement,
- de rediriger les flux de nitrates vers des zones épuratrices,
- et de dénitrifier si les conditions nécessaires à la dénitrification y sont réunies.

Ils peuvent être enherbés, ce qui ralentit d'autant plus les écoulements et apporte de la matière organique favorisant la dénitrification.

Exemples d'utilisation :

- Fossé placé en amont d'une zone humide pour en améliorer l'efficacité : le fossé ralentit l'écoulement de sub-surface à l'entrée de la ZH, stocke l'eau et la restitue progressivement pour augmenter son temps de résidence dans la ZH et prolonger la durée de saturation en eau propice à la dénitrification.
- Fossé interceptant des écoulements rapides et empêchant leur transfert direct dans le cours d'eau: le fossé peut servir de lieu de dénitrification et/ou ralentir et réorienter les flux vers une autre zone épuratrice (par exemple une zone humide ou une saulaie). En particulier, ce type de fossé peut être placé en sortie de drains.

Talus, Bandes enherbées

Les talus peuvent être mobilisés dans les cas particuliers de ruissellement chargé en nitrates décrits à la fin de la [fiche 13](#). Ils constituent des obstacles à l'écoulement de surface et favorisent l'infiltration vers l'écoulement de sub-surface. Ils peuvent être plantés d'arbres, ce qui accentue ce rôle.

Noter que seuls les fossés décrits ci-dessus peuvent avoir un effet positif sur l'abattement des nitrates. Les fossés de drainage ou ceux qui accélèrent les transferts de nitrates vers le cours d'eau ont un effet négatif. Par ailleurs les bandes enherbées qui réduisent le ruissellement ne sont efficaces que dans des situations exceptionnelles d'émission localisée de nitrates à la surface du sol puisque les nitrates transitent essentiellement par la nappe. Mais elles s'apparentent parfois à des prairies, dont le produit de la fauche peut être exporté.

Pour aller plus loin...

- Grimaldi C., Pinay G., Baudry J. (2012) *Une gestion à l'échelle des paysages : exemple des zones tampons (ripisylves, zones humides, bandes enherbées)*. Carrefours de l'innovation agronomique (INRA), colloque « Eaux et milieux aquatiques continentaux : comprendre et observer pour gérer et restaurer les écosystèmes », 2 octobre 2012 (Rennes). [Lien](#)
- Territ'EAU (2009) *Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle : Bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton*. AgroTransfert Bretagne. [Partie 1](#) - [Partie 2](#)
- CSEB (2008) *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : recueil de fiches techniques & scientifiques* (Tome 1, 2005 et Tome 2, 2008). 325 pages. [Lien](#)

A consulter également : les fiches de l'[ONEMA](#) sur les différentes structures du paysage et le site du [Groupe Technique Zones Tampon](#).

Autres références citées :

- Beaujouan V., Durand P., Ruiz L., Arousseau P., Cotteret G. (2002) *A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship*. Hydrological Processes, 16 : 493–507. [Lien](#)
- Benhamou C. (2012) *Modélisation de l'effet des interactions haies-cultures sur les transferts d'eau et d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant agricole*. Thèse de Doctorat, Agrocampus Ouest (Rennes). 194 pages.
- Caubel V., Grimaldi C., Mérot P., Grimaldi M. (2003) *Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement*. Hydrological Processes, 17 : 1811–1821. [Lien](#)
- Clément J.-C., Pinay G., Marmonier P. (2002) *Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands*. Journal of Environmental Quality, 31:1025–1037.
- Ghazavi G., Thomas Z., Hamon Y., Marie J. C., Corson M., Merot P. (2008) *Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake*. Hydrological Processes, 22 : 4723–4735. [Lien](#)
- Oehler F., Bordenave P., Durand P. (2007) *Variations of denitrification in a farming catchment area*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 120 : 313–324.
- Montreuil O. (2008) *Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines*. Thèse de Doctorat, Agrocampus Ouest (Rennes), 230 pages. [Lien](#)
- Peyraud J.-L., P. Cellier, (coord.) (2012) *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France), 527 pages. [Lien](#)



Rédaction : Pascaline MOREAU (AGROCAMPUS OUEST)

Encadrement du projet : Matthieu CAROF (AGROCAMPUS OUEST), Catherine GRIMALDI (INRA), Virginie PARNAUDEAU (INRA)

Validation scientifique : Catherine GRIMALDI (INRA), Chantal GASCUEL-ODOUX (INRA)

Ces fiches ont été réalisées avec le soutien financier de la Région Bretagne

Avant-propos

L'objectif de cette fiche est de donner les clés pour :

- Repérer les situations à risques en terme de transfert de nitrates jusqu'au cours d'eau
- Identifier les structures du paysage, zones tampons existantes ou à créer, capables d'abattre les flux de nitrates en fonction de leur localisation.

A la suite du diagnostic du bassin versant, il sera possible de définir les solutions possibles pour :

- Augmenter l'efficacité des zones tampons existantes
- Envisager d'en restaurer ou reconquérir certaines sur des zones stratégiques, voire d'en créer de nouvelles.

Identifier les situations à risques

Pollution ponctuelle de nitrates avec écoulement direct dans le cours d'eau :

- Pâturage en bord de cours d'eau (chargement élevé, accès direct au cours d'eau...)
- Culture fertilisée en bord de cours d'eau
- Bâtiments d'élevage et stockage d'effluents avec surfaces ruisselantes

Pollution diffuse et écoulement rapide de la nappe chargée en nitrates vers le cours d'eau :

- Convergence des flux de la nappe par drainage naturel (talweg)
- Fossés favorisant l'écoulement (parallèles au sens de la pente)
- Drains se déversant dans le cours d'eau
- Sources (zones de résurgence de la nappe, visibles en hiver)

Les situations à risque de **pollution ponctuelle** sont bien sûr à éviter. Leur impact peut être réduit en empêchant le transfert des nitrates par ruissellement vers le cours d'eau.

Dans le cas général de **pollution diffuse**, ce sont les flux de nitrates transportés par la nappe qui doivent être interceptés pour permettre la dénitrification ou l'absorption des nitrates par la végétation. Ces deux processus se produisent à faible profondeur, lorsque le toit de la nappe est proche de la surface.

Caractériser le niveau de la nappe dans le bassin versant

La profondeur du toit de la nappe au cours de l'année peut être déterminée par des observations de terrain portant sur :

- la présence de zones humides : végétation typique, sols hydromorphes (couleur associée aux conditions réductrices), sols gorgés d'eau en hiver... Notons que les ZH sont généralement localisées en bas de versant, sauf en cas de résurgence de la nappe ou de sous-sol imperméable à faible profondeur sur le versant.
- la profondeur de l'eau dans les puits, les captages, des piézomètres.

La présence de drains agricoles installés pour abaisser le toit de la nappe est aussi à rechercher.

Identifier les zones humides efficaces

Trois types de ZH peuvent être délimitées, pour lesquelles la méthode de délimitation et les actions envisageables seront différentes (Mérot et al., 2000, Territ'Eau, 2009).

Zones humides potentielles ou topoclimatiques :

Définition : Ce sont des zones présentant une forte probabilité d'être humides (critères topographiques et climatiques), mais qui ne le sont pas toujours réellement du fait des aménagements anthropiques (drains agricoles ou fossés drainants, remblais) ou du fait de l'hétérogénéité des substrats.

Diagnostic : Elles sont délimitées à partir d'un modèle calculant des indices topographiques prenant en compte la pente du versant et l'aire drainée (d'alimentation) en amont. On délimite ainsi essentiellement les zones en fond de vallée ; les zones humides de résurgence et de plateau ne sont pas diagnostiquées du fait du manque de connaissances sur les hétérogénéités de profondeur et de perméabilité du substrat. Une carte des zones humides potentielles en Bretagne est disponible sur le site de Territ'Eau ([lien](#)).

Actions possibles : Pour reconquérir une zone humide potentielle, il est possible de colmater les drains, ou de supprimer les remblais puis protéger du remblaiement par un talus placé en amont, d'aménager les fossés pour ralentir et stocker l'eau (cf. ci-après sur les fossés).

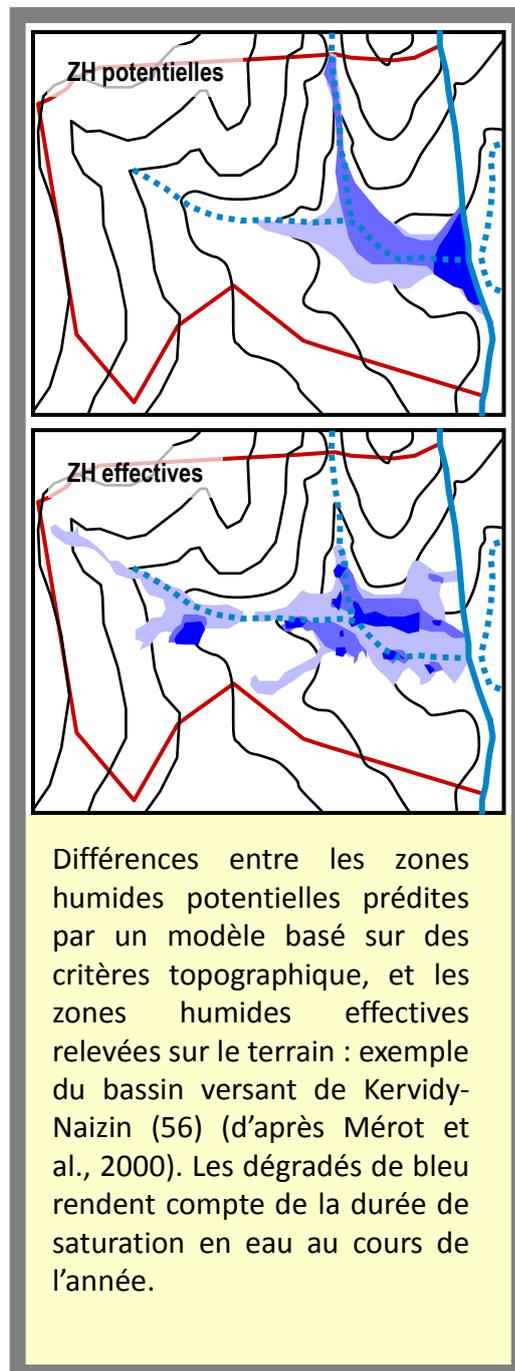
Zones humides effectives :

Définition : Ce sont les zones qui sont réellement humides car la nappe y affleure à la surface en hiver. Toutes ces zones ne dénitrifient pas forcément.

Diagnostic : Elles sont délimitées essentiellement par des relevés de terrain basés sur des observations morphologiques du sol (traits d'hydromorphie du sol : voir le guide du [MEDDE, GIS Sol, 2013](#)) ou de la diversité floristique lorsque la végétation est en place depuis déjà plusieurs années (voir par exemple les grilles de lecture du paysage de [Territ'Eau](#)).

On peut aller plus loin en réalisant des observations ou mesures de la dynamique spatiale et temporelle de la saturation de ces zones, par des images satellitaires (télé-détection), ou encore par des données de débit ou de piézométrie couplées à des approches de modélisation. Un recensement des zones humides effectives en Bretagne est en cours selon le protocole de [l'Agence de l'Eau \(2010\)](#).

Actions possibles : Pour favoriser la dénitrification dans une ZH effective, on peut ralentir les flux entrant dans la ZH, y conduire les flux chargés en nitrates, planter des arbres pour augmenter le taux de matière organique, réaliser des aménagements hydrauliques pour prolonger la période de saturation en eau.



Identifier les zones humides efficaces (suite)

Zones humides efficaces :

Définition : Ce sont les zones humides qui dénitrifient à certaines périodes de l'année ; les conditions pédoclimatiques dans la zone humide n'étant pas homogènes, certaines parties sont capables de dénitrifier, d'autres non, ce qui rend complexe le diagnostic.

Diagnostic : L'estimation de la capacité dénitrifiante d'une ZH n'est pas évidente. Elle passe soit par un suivi et des mesures spatiales fines des teneurs en nitrates dans la nappe (flux entrant et sortant de la ZH), soit par la modélisation en intégrant les flux de nitrates entrant dans la ZH (vitesse, profondeur...), leurs modalités d'écoulement et les conditions permettant la dénitrification (teneur en matière organique, température...). Dans les ZH non cultivées, la végétation naturelle renseigne sur le degré de saturation en eau et l'abondance des nitrates (végétation oligotrophe/mésotrophe/eutrophe), mais cela ne permet pas de prévoir la capacité potentielle de la ZH à dénitrifier. [La méthode la plus opérationnelle actuellement consiste à réaliser un diagnostic proposé par Territ'Eau \(lien\) pour définir le potentiel dénitrifiant d'une zone humide associé à un test de terrain fer/nitrate.](#)

Des fossés pour renforcer l'efficacité des ZH

Des fossés peuvent être utilisés pour :

- Orienter les flux d'eau et de nitrates vers la ZH en favorisant leur entrée de manière diffuse sur toute la longueur d'interface avec le versant
- Ralentir si besoin les flux à l'entrée d'une ZH par des fossés perpendiculaires à la pente ; ces fossés permettent aussi de recueillir les écoulements d'eau superficiels faisant suite aux orages et de stocker l'eau pour la restituer progressivement à la ZH et prolonger la saturation en eau des sols
- Dénitrifier, c'est-à-dire jouer le rôle d'une zone humide artificielle, notamment en aval d'une zone à risque d'émission de nitrates (pollution ponctuelle, sortie de drains...) ; un fossé végétalisé permet de ralentir les flux et d'apporter la matière organique favorisant la dénitrification.

Identifier les structures arborées efficaces

Il s'agit de protéger ou d'installer les arbres permettant de remplir l'une ou l'autre des trois fonctions suivantes :

- **Fonction d'absorption des nitrates avant lixiviation vers la nappe** : dans tout le bassin versant les arbres situés à proximité immédiate des parcelles agricoles (zones émettrices) peuvent développer un système racinaire profond et étendu latéralement, absorbant les nitrates en excès sous les cultures (haies, agroforesterie).
- **Fonction d'absorption des nitrates dans la nappe** : en bas de versant, les racines des arbres peuvent absorber directement les nitrates dans la nappe ou sa frange capillaire (haies, ripisylves, ceintures boisées).
- **Fonction de dénitrification** : à l'amont des zones humides, les arbres peuvent ralentir les flux d'eau entrant dans la ZH et enrichir le sol en matière organique. Ils peuvent toutefois abaisser le toit de la nappe (nécessité d'une ZH suffisamment large : voir [fiche n°14](#)).

Mais aussi : agir dès la source

Autres éléments à prendre en compte pour l'action

Améliorer les pratiques agricoles

L'optimisation des capacités épuratrices des structures du paysage ne constitue pas le levier principal. La réduction des flux de nitrates dans le cours d'eau passe avant tout par la réduction des émissions à la source : il est prioritaire d'améliorer les pratiques agricoles pour **réduire la pression azotée et le déstockage dans les sol**.

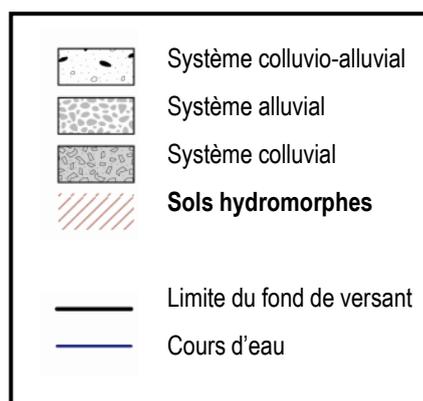
Adapter les actions en fonction de l'ordre des bassins versants

Agir dans les petits bassins versants en amont :

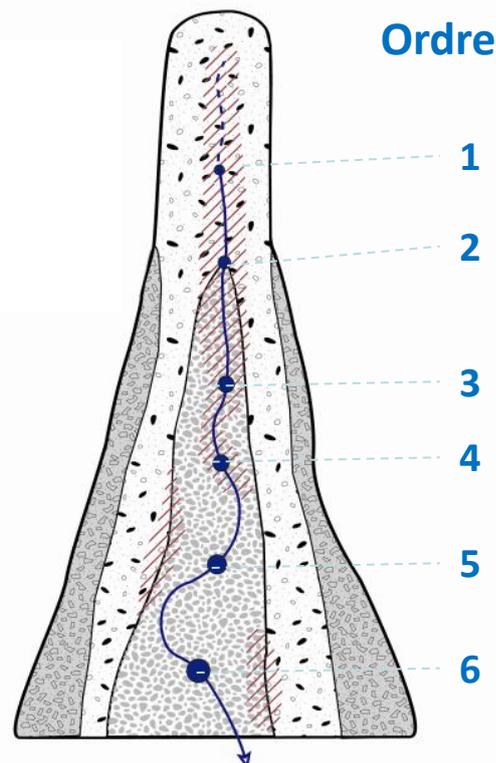
- Plus proches de la source de pollution
- Des quantités plus raisonnables à traiter
- Des actions à une échelle plus facilement gérable

Mais ne pas négliger le potentiel des bassins en aval :

- Grand potentiel de dénitrification des plaines alluviales



D'après Mourier et al., 2008



Pour aller plus loin...

Territ'Eau (2009) *Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle : Bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton*. AgroTransfert Bretagne. [Lien partie 1](#) - [Lien Partie 2](#)

MEDDE, GIS Sol (2013) *Guide pour l'identification et la délimitation des sols de zones humides*. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Groupement d'Intérêt Scientifique Sol, 63 pages. [Lien](#)

Autres références citées :

Agence de l'Eau (2010) *Guide d'inventaire des zones humides dans le cadre de l'élaboration ou de la révision des Sage*. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 56 pages. [Lien](#)

Mérot Ph., et al. (2000) *TY-FON : Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse*. Rapport de synthèse final pour le PNRZH, INRA (Rennes), 115 pages. [Lien](#)

Mourier, B., Walter, C., Merot, P., 2008. Soil distribution in valleys according to stream order. *Catena*, 72(3): 395-404.