



• environnement •



Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau



Fiches techniques & scientifiques



Tomes 1 et 2



**CONSEIL SCIENTIFIQUE
DE L'ENVIRONNEMENT
DE BRETAGNE**



MEMBRES DU CONSEIL SCIENTIFIQUE

Président : Pierre AUROUSSEAU – Vice-présidente : Annie CUDENNEC

Géologie	M. Gérard GRUAU , CNRS, UMR-Université de Rennes I « Géosciences » – <i>Directeur de recherche</i>
Sol – Hydrologie	M. Pierre AUROUSSEAU , Agrocampus Rennes, UMR INRA « Sol – Agronomie – Spatialisation » (SAS) – <i>Professeur</i> M. Philippe MEROT , INRA Rennes, UMR SAS – <i>Directeur de recherche</i>
Écologie continentale	M. Yvan LAGADEUC , Université de Rennes I, UMR CNRS « Écobio » <i>Professeur, directeur de la fédération de recherche CAREN</i> M. Philippe VERNON , CNRS, UMR « Écobio » Université de Rennes I Station biologique de Paimpont <i>Directeur de recherche</i>
Écologie marine et littorale	M. Paul TRÉGUER , Université de Bretagne occidentale (UBO Brest), Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM) – <i>Professeur, directeur de l'IUEM</i> M^{me} Frédérique VIARD , CNRS, UMR « Évolution et génétique des populations marines », Station Biologique de Roscoff – <i>Chargée de recherche</i> M. Alain MENESGUEN , IFREMER Brest, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral (DEL) – <i>Directeur de recherche</i> M^{me} Catherine TALIDEC , IFREMER Lorient, Laboratoire des ressources halieutiques – <i>Chargée de recherche</i>
Agronomie	M. Philippe LETERME , Agrocampus Rennes, UMR INRA SAS, Département Agriculture, espaces ruraux et environnement – <i>Professeur</i>
Traitement et valorisation des déchets	M. José MARTINEZ , CEMAGREF Rennes, Unité de Recherche « Gestion environnementale et traitement biologique des déchets (GERE) » <i>Directeur de recherche, responsable de l'Unité GERE</i>
Traitement de l'air et de l'eau	M. Alain LAPLANCHE , École Nationale Supérieure de Chimie (ENSC Rennes) <i>Professeur, directeur du Laboratoire de Chimie des Nuisances et Génie de l'Environnement (CNGE)</i>
Santé et Environnement	M. René SEUX , École Nationale de la Santé Publique (ENSP Rennes) <i>Professeur, directeur du Laboratoire Environnement et Santé</i>
Santé humaine	Dr Alain BAERT , Centre Hospitalier Pontchaillou (CHU) de Rennes, Centre anti-poisons – <i>Médecin</i>
Géographie continentale ou littorale (aménagement)	M. Louis BRIGAND , Université de Bretagne occidentale (UBO Brest), IUEM, UMR « Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique (LETG) », Équipe Géomer Brest – <i>Professeur</i> M. Jean-Pierre MARCHAND , Université de Haute Bretagne (UHB Rennes II), UMR « Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique (LETG) », Équipe COSTEL Rennes – <i>Professeur</i>
Économie	M. Maurice BASLÉ , Université de Rennes I, Faculté des sciences économiques, Centre de recherche rennais en économie et management (CREM) – <i>Professeur</i> M. Philippe LE GOFFE , Agrocampus Rennes, Département Économie rurale et gestion – <i>Professeur</i> M. Jean BONCOEUR , Université de Bretagne occidentale (UBO Brest), IUEM, Centre de Droit et d'Économie de la Mer (CEDEM) – <i>Professeur</i>
Droit	M^{me} Annie CUDENNEC , Université de Bretagne occidentale (UBO Brest), IUEM, Centre de Droit et d'Économie de la Mer (CEDEM) – <i>Professeur, directrice du CEDEM</i> M. Patrick LE LOUARN , Université de Nantes, Centre d'étude des régulations publiques des espaces, de l'économie et de l'environnement (CERP3E) – <i>Maître de conférence, directeur du CERP3E</i> M^{me} Nathalie HERVE-FOURNEREAU , CNRS, UMR-Université de Rennes I « IODE », Faculté de droit et sciences politiques, centre de recherches européennes – <i>Chargée de recherche</i>
Sociologie	M^{me} Véronique Van TILBEURGH , Université de Haute Bretagne (UHB Rennes II), UFR Sciences humaines, Département de sociologie – <i>Maître de conférence</i>
Patrimoine naturel	Membre de droit : <i>Président du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) : Jean-Claude LEFEUVRE</i> , Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Université de Rennes I, UMR-CNRS « Écobio » <i>Professeur</i>

Secrétariat et coordination : Josette Launay – Tél. 02 23 48 56 32 – josette.launay@cseb-bretagne.fr

Les documents du CSEB sont téléchargeables sur le site :
<http://www.cseb-bretagne.fr>

Avant propos

Ce recueil de fiches constitue l'une des composantes de la réponse du Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne (CSEB) aux saisines qui lui ont été adressées par le Président du Conseil Régional sur l'évolution de la qualité des eaux en Bretagne et sur des recommandations pour un nouveau programme de reconquête de la qualité des eaux.

Le Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne (CSEB) est rapidement parvenu à l'idée que tout programme de reconquête de la qualité des eaux devait être fondé sur un socle commun de connaissances solides. Ainsi, les fiches contenues dans ce recueil ont été réalisées avec deux objectifs : d'une part, disposer d'une aide à la compréhension de l'évolution de la qualité de l'eau et d'autre part, de rassembler et vulgariser des notions techniques et scientifiques sur le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des bassins versants de Bretagne. Les fiches s'appuient parfois sur des données qui ont un caractère explicitement régional, mais elles présentent aussi un caractère plus universel.

La rédaction de ces fiches a fait l'objet de 2 tomes, regroupés ici en un seul volume : le premier tome (fiches A à F) a été commencé en 2004 par Valérie Viaud et a été poursuivie en 2005 par Emilie Novince et le second tome (fiches G à J) a été réalisé en 2007 par Julie Pagny. Ce travail a été financé par le Conseil régional de Bretagne et encadré par Pierre Arousseau et Josette Launay, respectivement président et chargée de mission du Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne.

Je tiens à remercier les rédactrices, les membres du Conseil scientifique qui ont participé à la rédaction et à la validation de ces fiches, les experts que nous avons consultés et nos collègues de la DIREN Bretagne pour leur concours.

Pierre Arousseau,
Président du Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne

Les personnes qui ont contribué à l'élaboration de ces fiches sont :

P. Arousseau, C. Cheverry, A. Jaffrézic, O. Le Pape, J. Haury et J.B. Sarr (Agrocampus Ouest), V. Viaud, C. Gascuel-Odoux, J. Molénat, P. Durand, P. Mérot, C. Martin et F. Ferchaud (INRA Rennes), G. Gruau et P. Marmonnier (Université de Rennes 1), J.F. Guillaud et A. Ménesguen (Ifremer), F. Birgand et P. Bordenave (Cemagref), E. Novince (Bretagne environnement), V. de Barmon, A.M. Ropert, C. Touffet, M. Guiho et F. Prioul (DIREN), G. Marjolet (CG 22), T. Panaget (DRASS), D. Maupas et O. Coulon (AELB), J.P. Porcher et T. Vigneron (ONEMA), J.P. Thorez (AREHN), A. Le Luron (SAGE Blavet), A. Thomas (SAGE Vilaine), C. Quélo (BV Ic), F. David (BV Gouët), C. Quintin (BV Loc'h), P. Poulaine (UBO Ecoflux), J.M. Dorioz et J. Lazzarotto (INRA Thonon), J. Pagny et J. Launay (CSEB).

**L'ensemble des fiches est téléchargeable sur le site du CSEB :
<http://www.cseb-bretagne.fr>**

SOMMAIRE

A

Processus hydrologiques dans les bassins versants

- **Fiche A-1** Organisation des bassins versants : compartimentation physique /compartimentation hydrologique fonctionnelle
- **Fiche A-2** Circulations d'eau dans les bassins versants : processus hydrologiques

B

Rôle, formes et transferts d'éléments, intervenant dans la qualité des eaux

- **Fiche B-1** Cycle de l'azote dans le sol
- **Fiche B-2** Transferts et transformations des nitrates dans les bassins versants bretons
- **Fiche B-3** Variations saisonnières des concentrations en nitrate : profils normaux / profils inverses
- **Fiche B-4** Rôle et sources du phosphore
- **Fiche B-5** Les formes et comportements du phosphore
- **Fiche B-6** Les modes de transfert du phosphore du sol vers le réseau hydrographique
- **Fiche B-7** Les facteurs de risque de transfert du phosphore dans les bassins versants
- **Fiche B-8** Origines et formes de la matière organique
- **Fiche B-9** La matière organique dans les eaux : méthodes d'analyse
- **Fiche B-10** La matière organique dans les eaux : réglementation, constats en Bretagne
- **Fiche B-11** Les processus de transfert de la matière organique dissoute du sol vers le milieu aquatique

C**Temps de réponse des bassins versants**

- **Fiche C-1** Introduction sur les temps de réponse des bassins versants
- **Fiche C-2** Temps de réaction
- **Fiche C-3** Temps moyen de résidence
- **Fiche C-4** Temps de mise à l'équilibre

D**Les mécanismes de perturbation littorale liés aux apports terrestres de nutriments**

- **Fiche D-1** Les temps de résidence des masses d'eaux côtières
- **Fiche D-2** La prolifération des algues vertes
- **Fiche D-3** La prolifération du phytoplancton

E**Indicateurs pour la représentation des données de suivi et leur méthode de calcul**

- **Fiche E-1** Calcul des flux annuels de nitrate par années civiles / par années hydrologiques
- **Fiche E-2** Indices d'écoulement de base (base flow index)
- **Fiche E-3** Modes de calcul des concentrations moyennes annuelles de nitrates
- **Fiche E-4** Modes de calcul des flux moyens annuels
- **Fiche E-5** Hydraulicité, correction de l'effet de la pluviosité: flux d'azote pondéré par l'hydraulicité
- **Fiche E-6** Méthode pour définir des objectifs de qualité dans les bassins versants en concentration, en flux et en bilan
- **Fiche E-7** Bassin versant, sous-bassin versant, tronçon et calcul de flux
- **Fiche E-8** Méthode d'interpolation de données manquantes dans une série de données chronologiques
- **Fiche E-9** Méthode d'extrapolation spatiale des données de débit
- **Fiche E-10** Moyennes mobiles

F**Clés de lecture ou d'interprétation des chroniques de suivi de la qualité des eaux**

- **Fiche F-1** Notion de cycles inter-annuels

G**Protocoles de suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants**

- **Fiche G-1** Les dynamiques de transfert en fonction des épisodes pluvieux
- **Fiche G-2** Les pas de temps d'échantillonnage pour un suivi de la qualité de l'eau (N, P, MO)
- **Fiche G-3** Recommandations pour les échantillonnages du phosphore et des pesticides dans les bassins versants
- **Fiche G-4** Protocoles d'analyses du phosphore et des pesticides
- **Fiche G-5** Les réseaux de suivi de la qualité de l'eau des eaux de surface continentales en Bretagne

H**Impacts de la gestion de l'interculture sur la qualité de l'eau**

- **Fiche H-1** Introduction à la gestion de l'interculture
- **Fiche H-2** Rôle et impacts des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN)
- **Fiche H-3** Implantation des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN)
- **Fiche H-4** Destruction des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN)
- **Fiche H-5** Impacts du travail simplifié du sol en interculture (résidus de culture, non-labour)

I

Le phosphore dans le sol

- **Fiche I-1** Formes du phosphore dans le sol et méthodes de mesure
- **Fiche I-2** Phosphore dans le sol : capacité maximale de fixation en phosphore, taux de saturation, pouvoir fixateur, coefficient de partage, pouvoir tampon.

J

Rôle des éléments du paysage dans le bassin versant

- **Fiche J-1** Le rôle des bandes enherbées vis-à-vis du phosphore
- **Fiche J-2** Réseau hydrographique : pourquoi un inventaire des cours d'eau ?
- **Fiche J-3** Réseau hydrographique : méthodes d'inventaire et de distinction fossé – cours d'eau
- **Fiche J-4** Organisation spatiale des haies et des talus dans le paysage : impacts sur l'eau et les sols

Glossaire

Tous les mots marqués par le symbole  sont définis dans le glossaire en fin de document.

A

Processus hydrologiques dans les bassins versants

- **Fiche A-1** Organisation des bassins versants : compartimentation physique /compartimentation hydrologique fonctionnelle
- **Fiche A-2** Circulations d'eau dans les bassins versants : processus hydrologiques

ORGANISATION DES BASSINS VERSANTS : COMPARTIMENTATION PHYSIQUE / COMPARTIMENTATION HYDROLOGIQUE FONCTIONNELLE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le **milieu physique** au sein des bassins versants est hétérogène et conduit à un premier type de compartimentation verticale des bassins versants. Il est composé de 3 couches :
 - le sol : généralement de type limono-acide
 - la roche altérée
 - la roche mère : socle ancien (schiste ou granite), peu perméable, fissuré et fracturé.
- La position de la **nappe d'eau**, qui contrôle en partie les transferts de solutés tels que les nitrates, conduit à un second type de compartimentation, plus fonctionnelle :
 - la **zone saturée** dans laquelle la nappe est présente
 - au dessus, la **zone non saturée**, partiellement remplie d'eau.Le niveau supérieur de la nappe dans les bassins versants sur socle est caractérisé par :
 - une faible profondeur (0 à 1 m dans les bas de versants, 2 à 10 m dans les hauts de versant),
 - une forte réactivité aux pluies en hiver,
 - une profondeur fluctuante, avec un battement de nappe supérieur à 5 m dans les hauts de versant.
- Ces deux facteurs, hétérogénéité du milieu physique et position de la nappe, contrôlent largement les schémas de transferts de solutés dans les bassins versants armoricains.

COMPARTIMENTATION PHYSIQUE DES BASSINS VERSANTS BRETONS

Dans les bassins versants, les milieux traversés par l'eau et les solutés qu'elle véhicule tels que les nitrates, entre la surface du sol et le cours d'eau, sont divers. **Les bassins versants bretons sont pour la plupart des bassins sur socle ancien granitique ou schisteux.** On peut y distinguer 3 couches de nature et de propriétés différentes (Figure 1).

Le sol

En Bretagne, **le sol est généralement de type limoneux acide.** La teneur en matière organique est variable à l'échelle régionale. Les sols sont **d'épaisseur moyenne**, de l'ordre du mètre. La profondeur est toutefois très variable à l'échelle locale et difficile à apprécier. Les sols présentent une forte perméabilité. Ils sont généralement bien drainés en haut de versant et hydromorphes en bas de versant (Curmi et al., 1998). Ils sont le lieu de transformations biogéochimiques de l'azote en raison de la présence de matière organique et d'une forte activité biologique (*voir fiche B-1*).

● La roche altérée (altérites de schiste, ou arènes granitiques)

Elle résulte des processus d'altération de la roche mère sous-jacente. L'épaisseur de la couche altérée est très variable, de l'ordre de une à plusieurs dizaines de mètres, et généralement plus importante en haut qu'en bas de versant. Les propriétés hydrologiques des altérites dépendent de leur caractéristiques minéralogiques et granulométriques, de leur degré d'altération et de leur épaisseur : elles sont très variables à l'échelle locale.

● La roche mère (ou substrat, substratum, socle)

Elle est constituée de terrains cristallins : schistes, granites, gneiss pour la plupart. La roche mère est **très peu perméable**. Les substrats en Bretagne sont des milieux dits **fracturés** : l'eau circule dans les fissures et les fractures et non pas dans la matrice de la roche. Les propriétés d'écoulement dépendent de son état de fracturation, de leur connectivité, très variable spatialement, et du réseau de fractures. Il peut toutefois y avoir des échanges d'éléments chimiques entre la roche et l'eau qui circule dans les fissures.

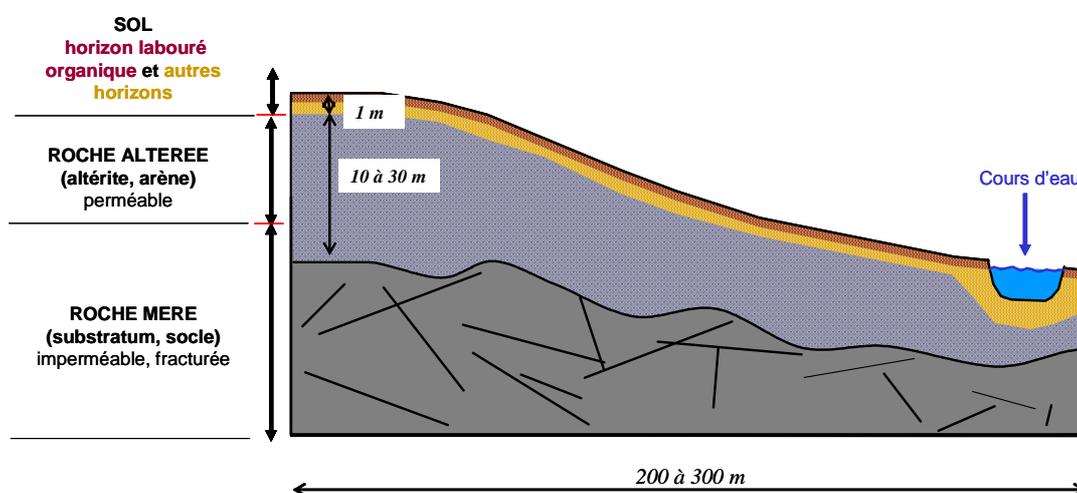


Figure 1 : Coupe schématique d'un versant.

● COMPARTIMENTATION HYDROLOGIQUE FONCTIONNELLE

Il est possible d'adopter un autre point de vue et de définir, au sein du bassin, des compartiments au fonctionnement hydrologique comparable, à partir de la position de la nappe, qui contrôle en grande partie l'hydrologie des bassins versants bretons.

La nappe peut se situer dans les 3 milieux constitutifs du bassin versant, sol, altérite ou socle :

- dans la porosité interstitielle du sol et de l'altérite (porosité liée à l'assemblage des particules de sol ou d'altérite et à l'activité biologique),
- dans les fractures ou les fissures du substrat géologique.

Les altérites constituent un **aquifère** de grande capacité dans les bassins versants armoricains, alors que les fissures et les fractures du substrat géologique non altéré constituent un réservoir de capacité plus faible mais de forte transmissivité, c'est-à-dire que les transferts y sont relativement plus rapides (Martin, 2003)

● **Compartimentation verticale : zone saturée, zone non saturée, zone de battement de nappe**

Le toit de la **nappe** est localisé très différemment dans les trois milieux (sol, altérite, socle) selon les saisons et la position topographique dans le bassin.

Le **niveau de la nappe est caractérisé par de fortes fluctuations saisonnières** (Gascuel-Oudoux et al., 2004) :

- En haut de versant : la profondeur de la nappe est de 1 à 2 m sous la surface du sol, durant les périodes de hautes eaux (décembre à mars, selon les années climatiques), elle peut atteindre 8 à 10 m dans les périodes de basses eaux (juin à septembre).
- En bas de versant, les fluctuations sont plus faibles : la nappe affleure à la surface du sol en hiver et descend à 1 ou 2 m de profondeur durant les mois d'été

A partir de la localisation de la nappe au cours des saisons, on définit donc **trois zones fonctionnelles** (Figure 2) :

- la **zone non saturée** : il s'agit de la zone située en surface, que la nappe n'atteint pas et dont une partie de la porosité seulement est remplie d'eau. Selon les bassins versants et la position topographique considérée, la zone non saturée est constituée par le sol et/ou l'altérite.
- la **zone de battement de nappe** : elle correspond à la zone dans laquelle la nappe fluctue au cours de l'année. Elle est saturée en eau pendant une partie de l'année.
- la **zone saturée** : il s'agit de la zone, située en profondeur, que la nappe occupe pendant toute l'année et dont toute la porosité est remplie par de l'eau en permanence.

Les propriétés hydrodynamiques (transfert, vitesse de l'eau) des 3 compartiments sont différentes.

● **Compartimentation horizontale : zone bien drainée, zone humide de bas de versant**

La position de la nappe par rapport à la surface topographique conduit à définir une compartimentation latérale des versants (amont - aval) en deux domaines :

- une **zone bien drainée** correspondant aux **domaines de plateau et de haut de versant**, où les **sols sont bien drainés et où une circulation verticale de l'eau domine** (voir fiche A-2) ;
- une **zone humide de bas de versant**, où les écoulements convergent et où la **nappe remonte jusque dans les horizons les plus superficiels du sol et affleure une partie de l'année**. Les sols présentent un caractère hydromorphe, avec un engorgement temporaire ou permanent.

L'extension relative des deux domaines est variable entre les bassins versants. Les zones humides de bas de versant représentent en moyenne 15 à 20% de la surface des bassins versants bretons (Mérot et al., 1999).

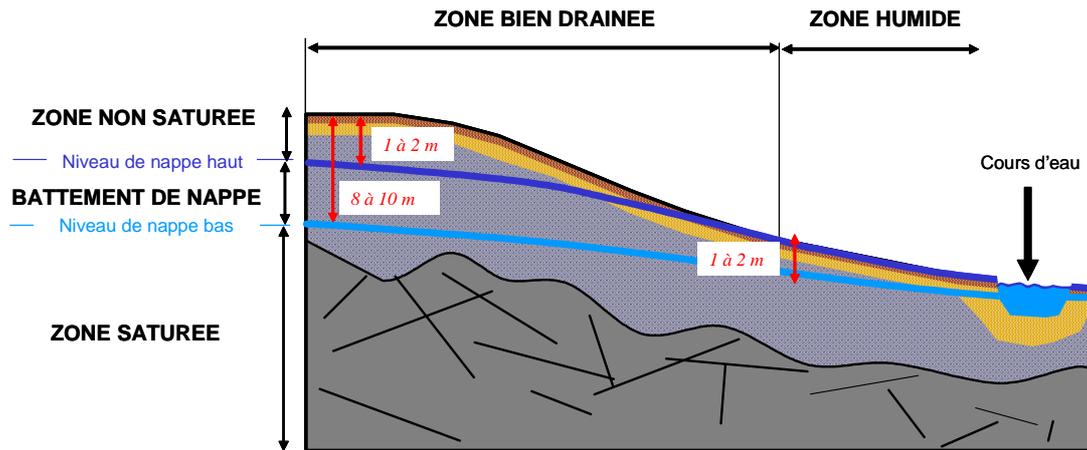


Figure 2 : Compartimentation fonctionnelle d'un versant, liée à la localisation du toit de la nappe.



REFERENCES

Curmi P. ; Walter C. ; Hallaire V. ; Gascuel-Oudoux C. ; Widiatmaka ; Taha A. ; Zida M., 1998. Les sols du bassin versant du Coet-Dan : caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques. In : C. Cheverry (ed), Agriculture Intensive et Qualité des Eaux. INRA. P 109-127.

Gascuel-Oudoux C. ; Aquilina L. ; Martin C. Molénat J., 2004. Modèles hydrologiques et temps de réponse. In Savoirs et Savoir-faire sur les bassins versant. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural. Vannes, 20-22 avril 2004. p 195-203.

Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versant agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, 267p.

Mérot P. ; Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C. ; Durand P. ; Kao C. ; Arlot M.P. ; Nédélec Y. ; Chaumont C. ; Pinay G. ; Curmi P. ; Esneault C. ; Ruiz L. ; Beaujouan V. ; Bariuso E. ; Burel F. ; Baudry J. ; Hubert-Moy L. ; Levasseur J. ; Clément B. ; Hollier-Larousse A. ; Walter C., 1999. TY-FON : Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse. Rapport de synthèse de deuxième année, Mars 1999, 34 p. + annexes.

CIRCULATIONS D'EAU DANS LES BASSINS VERSANTS : PROCESSUS HYDROLOGIQUES

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les différents types d'écoulements d'eau dans les bassins versants sur socle sont synthétisés dans la Figure 1 :

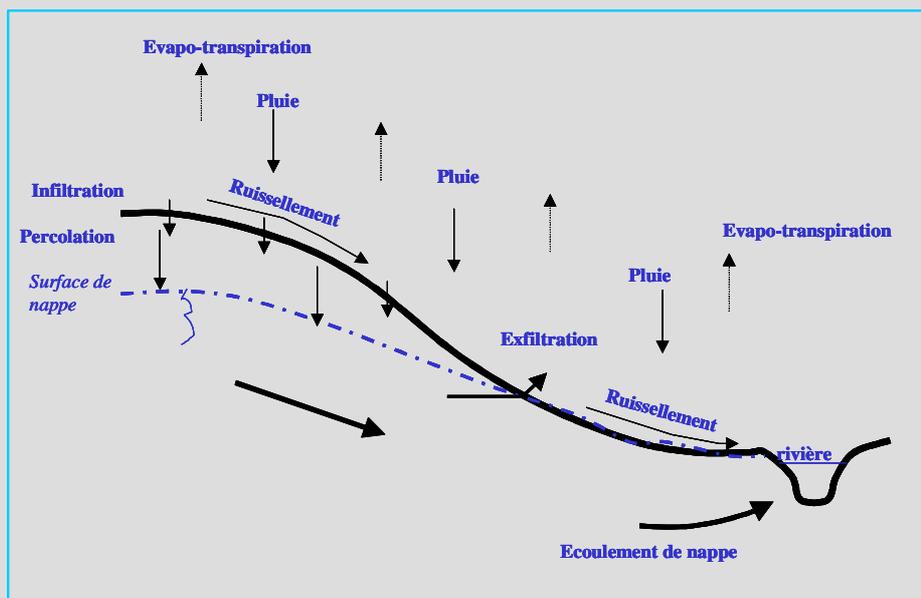


Figure 1 : Les écoulements d'eau dans les bassins versants sur socle.

- L'écoulement de nappe**, qui désigne l'eau qui s'est infiltrée dans le sol des bassins versants (par opposition au ruissellement en surface du sol) et qui a été transférée via la nappe jusqu'à l'exutoire, est l'un des chemins majeurs de circulation de l'eau dans les bassins versants armoricains :
 - à l'échelle de l'année hydrologique, l'écoulement de nappe représente 95% de l'écoulement total,
 - à l'échelle de la crue, l'écoulement de nappe représente 70 à 90% de l'écoulement total, le ruissellement reste modéré (10 à 30%).
 Les écoulements de nappe sont aussi appelés **écoulements souterrains**.
- L'écoulement de l'eau vers la nappe** dans la zone non saturée est essentiellement **vertical**. Ces transferts sont lents avec une **vitesse de l'ordre du mètre par an**. Les **écoulements de nappe** sont essentiellement **latéraux**. Les temps de transfert sont hétérogènes allant de quelques jours, en bas de versant, à plusieurs années.
- Trois grandes familles de facteurs contrôlent les écoulements** d'eau :
 - La **végétation** : influence le retour de l'eau vers l'atmosphère par évaporation et transpiration et l'infiltration dans le sol
 - La **topographie** : influence la vitesse des écoulements
 - La **pédo-géologie** : joue sur la perméabilité, la porosité, le partage des écoulements entre la surface et la subsurface,
- Les nitrates, éléments très solubles, sont transportés par les écoulements souterrains (infiltration, percolation, écoulements de nappe). Les eaux de ruissellement sont généralement peu chargées en nitrates.

● ENTREE D'EAU DANS LES BASSINS VERSANTS : NOTION DE PLUIE EFFICACE

L'eau de pluie précipitée sur un bassin versant se répartie en deux composantes :

- l'eau qui retourne à l'atmosphère par évaporation ou par la transpiration des végétaux,
- l'eau qui s'écoule en surface du sol ou qui s'infiltre dans le sol et qui participe à l'écoulement dans la rivière. Cette composante est appelée  **pluie efficace**.

Dans le reste de cette fiche, on ne s'intéressera qu'à l'eau qui contribue à l'écoulement dans un bassin versant : les processus d'évapotranspiration ne sont pas détaillés ici.

● LES ECOULEMENTS D'EAU DANS LES BASSINS VERSANTS BRETONS

La quantité d'eau collectée puis transportée par le cours d'eau provient :

- des précipitations directes à la surface du cours d'eau
- l'eau qui circule à la surface du sol (ruissellement)
- l'eau qui s'infiltre et qui est transférée via le sol et la nappe du bassin versant jusqu'à l'exutoire du bassin :  **écoulements souterrains** (en anglais : subsurface flow)

La proportion entre les écoulements de surface et les écoulements souterrains est définie par la quantité d'eau infiltrée dans le sol.

● **L'infiltration**

 **L'infiltration** désigne le passage de l'eau de la surface du sol vers l'intérieur de celui-ci.

L'estimation de l'importance du processus d'infiltration permet de déterminer quelle fraction de la pluie va participer à l'écoulement de surface, et quelle fraction va alimenter les écoulements souterrains et donc aussi participer à la  **recharge** des nappes souterraines. L'eau d'infiltration remplit en premier lieu les interstices du sol en surface et pénètre par la suite dans le sol. La progression de l'eau dans le sol est régie par la gravité, force motrice dominante lorsque le sol est saturé en eau, à laquelle s'ajoutent des forces d'attraction exercées par le sol sur l'eau (suction), lorsqu'il n'est pas saturé.

L'infiltration est contrôlée par la  **capacité d'infiltration** (ou infiltrabilité) locale du sol en surface, qui représente le flux d'eau maximal (en $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$) que le sol est capable d'absorber à travers sa surface, lorsqu'il reçoit une pluie efficace ou s'il est recouvert d'eau.

La capacité d'infiltration dépend :

- de la texture du sol : elle décroît des sables vers les limons et les argiles.
- de son état structural (présence d'agrégats, de mottes, d'une croûte de battance moins perméable en surface)
- de son humidité : elle décroît quand l'humidité augmente.

Elle est **très variable dans l'espace**, en raison de la variabilité spatiale des propriétés des sols, **et dans le temps** :

- à l'échelle de l'événement pluvieux en raison de la modification de l'humidité du sol et de la dégradation possible de son état structural qui évoluent sous l'effet de l'impact des gouttes de pluie,
- à l'échelle intra-annuelle car l'état structural du sol dépend de l'activité biologique des sols et des pratiques agricoles.

Le ruissellement

Le **ruissellement** désigne l'écoulement de l'eau à la surface du sol. Il se produit dans deux types de situations :

- lorsque la capacité d'infiltration du sol est dépassée
- lorsque le sol est saturé jusqu'à la surface.

Le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration du sol, dit ruissellement hortonien

Le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration survient lorsque l'intensité de la pluie (IP en mm/h) est supérieure à la capacité d'infiltration du sol (CI en mm/h).

- Si $IP < CI$: il n'y a pas de ruissellement
- Si $IP > CI$: il y a ruissellement R avec $R = P - CI$.

Dans le massif armoricain, la capacité d'infiltration des sols varie de l'ordre de 1 mm/h à au moins plusieurs dizaines de mm/h. L'intensité des pluies est rarement supérieure à 10 mm/h (1 à 3 fois par an en fonction des localisations) : compte tenu des propriétés hydrodynamiques des sols et des intensités de pluie, le **ruissellement hortonien se produit rarement dans les bassins versants bretons et ne contribue que pour une faible part aux écoulements annuels**. Il est favorisé sur les sols nus où une croûte de battance peut se développer en surface du sol et limiter l'infiltration (Figure 2).

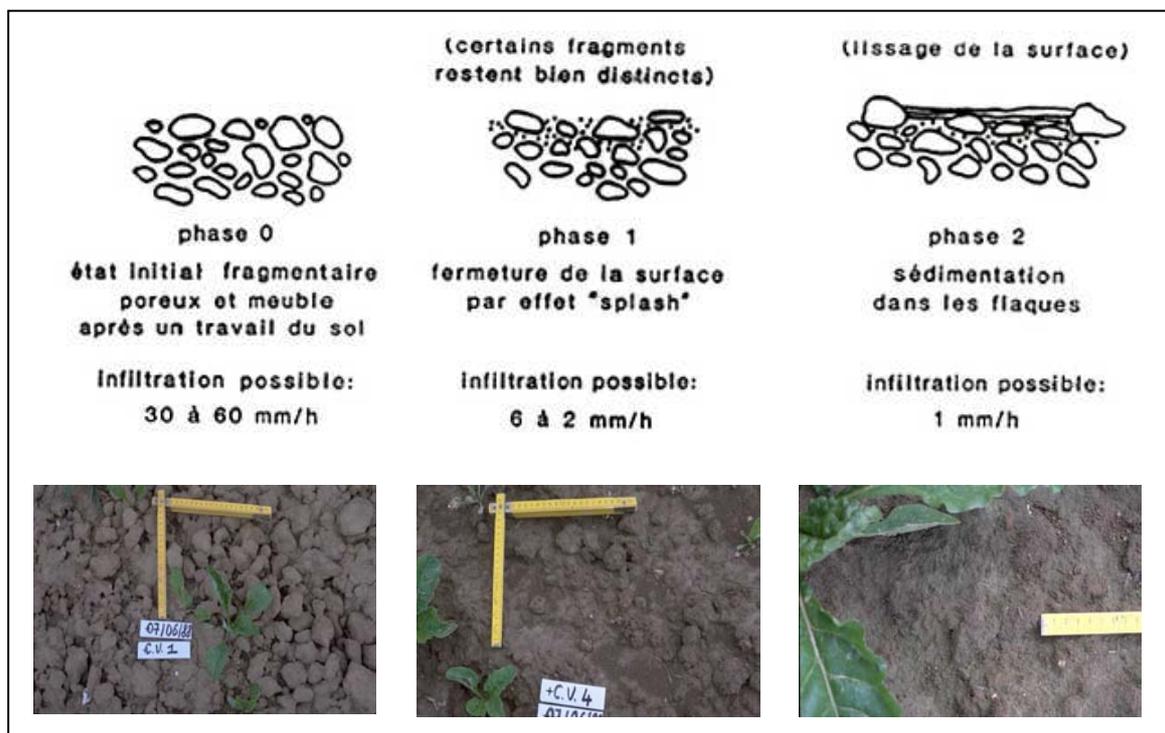


Figure 2 : Formation d'une croûte de battance à la surface du sol sous l'effet des pluies (Boiffin, 1984).

Les eaux de ruissellement peuvent se réinfiltrer au cours de leur cheminement vers le cours d'eau, en fonction de variabilité spatiale de la topographie, des propriétés du sol, des couverts végétaux.

Le ruissellement hortonien est responsable entre autres des transferts de pesticides et de phosphore sur les plateaux et les hauts de versants.

- **Le ruissellement sur surface saturée**

Il se produit sur les sols dont le profil est saturé (par le dessous), les pluies (P) tombant sur ces surfaces ne peuvent pas s'infiltrer et ruissellent vers la rivière : dans ce cas $R=P$ et $I=0$ (avec I , infiltration). Contrairement au ruissellement hortonien, les quantités ruisselées ne dépendent pas de l'intensité des pluies.

Le ruissellement sur surface saturée est le principal type de ruissellement qui se produit dans les bassins versants bretons. Il intervient surtout dans les zones de bas de versant, où la nappe est située à faible profondeur et où le sol est saturé une partie de l'année. L'étendue des zones saturées est variable entre les bassins versants, elle est en partie contrôlée par la topographie. Elle varie également dans le temps, à l'échelle intra-annuelle et à l'échelle de la crue (Figure 3).

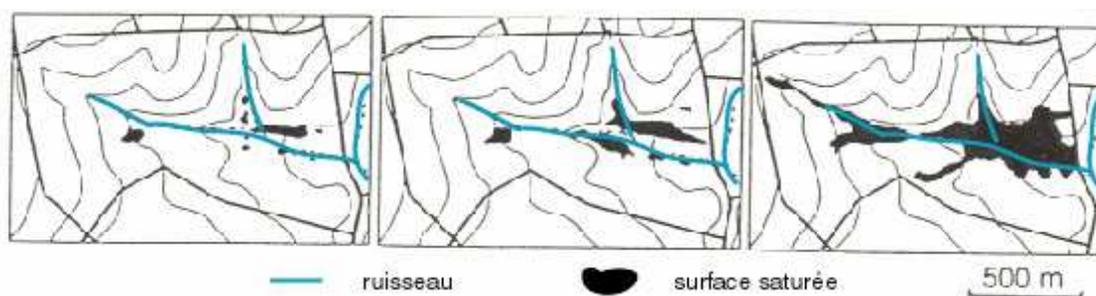


Figure 3 : Variation de l'extension de la surface saturée sur le site du Mercy (bassin versant de Kervidy-Naizin). D'après Gascuel et al., 1999.

- **Les écoulements de subsurface ou souterrains : percolation et écoulements de nappe**

- **Les écoulements dans le sol**

Alimentation et stockage d'eau

La teneur en eau est fonction de la porosité et de la perméabilité du sol. Le volume maximal d'eau qu'un sol peut contenir correspond à la capacité de rétention du sol qui dépend essentiellement de la texture (granulométrie) du sol : elle décroît des argiles vers les limons et les sables. Lorsque la capacité de rétention est atteinte, l'eau se situe dans les porosités gravitaires où elle va percoler pour rejoindre la nappe.

Déplacement de l'eau dans le sol : processus de percolation

La **percolation** désigne l'écoulement de l'eau dans le sol (milieu poreux proche de la saturation) en direction de la nappe phréatique, sous l'influence majeure de la gravité. Ce processus succède à l'infiltration et participe majoritairement à l'alimentation en eau des nappes souterraines.

L'augmentation de la teneur en eau en surface sous l'effet des précipitations ne détermine pas automatiquement un transfert en profondeur : l'eau peut rester retenue dans le sol par les forces d'attraction exercées par le sol sur l'eau (force de capillarité).

Dans le sol, l'eau s'écoule essentiellement verticalement, sous l'effet de la gravité. Des écoulements horizontaux (dits « écoulements hypodermiques ») peuvent se développer localement dans le cas où un horizon de sol peu perméable est présent à faible profondeur, par exemple au niveau d'une semelle de labour.

Selon le type de sol, les conditions d'humidité et l'intensité des pluies, l'eau circule dans la matrice du sol, c'est-à-dire dans la microporosité ou dans des macropores (emplacement d'anciennes racines, galeries créées par la faune du sol, fentes de dessiccation) (Figure 4) :

- dans la microporosité, le flux infiltré pousse par « effet piston » l'eau déjà présente dans le sol. La vitesse de transfert dépend de la structure et de la texture du sol. Les transferts sont lents et de l'ordre de 1 à 5 m.an⁻¹ dans les sols bretons (Gascuel-Oudou et Mérot, 1986 ; Legout, 2003) et dépendent essentiellement de la pluie efficace ;
- dans les macropores, la vitesse peut être très rapide (environ 1m.h⁻¹); on parle alors d'un effet de « court-circuit ».

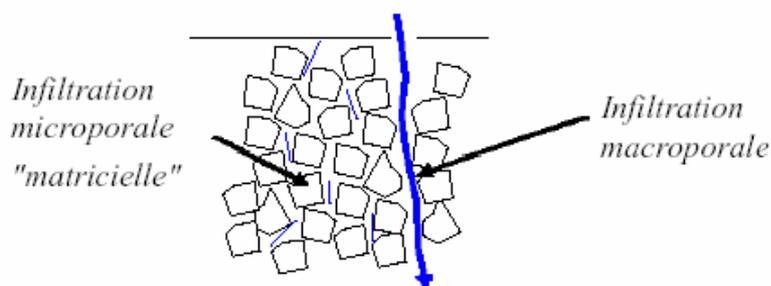


Figure 4 : Schéma de la percolation de l'eau dans le sol.

L'eau percolée jusqu'à la base de la zone non saturée recharge la nappe permanente.

Dynamique saisonnière des transferts d'eau dans le sol

L'eau stockée dans le sol du fait de la forte capacité de rétention de ce milieu est transpirée par les plantes au cours des mois les plus chauds. Ce mécanisme est responsable d'une limitation de la recharge de la nappe au cours de l'été : la nappe n'est plus alimentée et une part de l'eau stockée retourne vers l'atmosphère, directement ou via les plantes. Cela entraîne un tarissement des cours d'eau, c'est-à-dire une baisse du niveau de la nappe et du débit des rivières. Par contre, tout au long de l'hiver, la nappe se recharge une fois que le sol s'est totalement réhumecté au cours de l'automne. La recharge s'explique par des précipitations plus importantes et par une évapotranspiration plus faible.

• Les écoulements dans la nappe

Alimentation et stockage d'eau dans la nappe

La nappe est alimentée par l'eau de la recharge.

La capacité de stockage des nappes dépend de la porosité de la roche mère (volume des fissures) et de l'altérite.

Seule une fraction du volume d'eau contenu dans les nappes, l'eau gravitaire, est mobile. L'autre fraction, l'eau de rétention, n'est pas mobilisable, car elle est retenue dans les vides, à la surface des grains ou des parois des fissures, par des forces supérieures à celle de la gravité. Le volume d'eau mobile est caractérisé par la  **porosité efficace**, correspondant au rapport du volume d'eau gravitaire au volume total de la roche saturée en eau.

Déplacement de l'eau dans la nappe

Dans la nappe, la gravité et la pression font migrer l'eau du point haut du versant vers la rivière, point bas. Les écoulements de nappe sont essentiellement latéraux : la circulation de l'eau au sein de la nappe suit le champ de potentiel et se fait selon des boucles qui peuvent s'approfondir si elles ne sont pas limitées par une barrière imperméable (Figure 5).

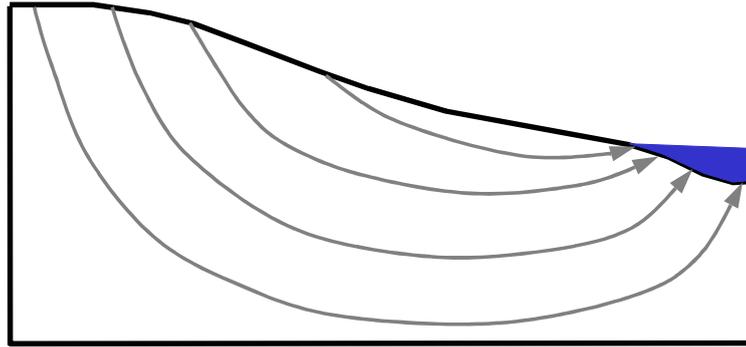


Figure 5 : Circulation de l'eau dans un versant.

La vitesse de transfert de l'eau dans la nappe dépend :

- De la **conductivité des milieux** : celle-ci est liée à la nature des milieux traversés (nature de la roche mère, degré d'altération). Les propriétés physiques des milieux vont conférer aux « réservoirs hydrologiques » des propriétés différentes. La conductivité des milieux est constante dans le temps mais très variable dans l'espace au sein d'un même bassin versant, et d'un bassin à l'autre.
- Des **gradients moteurs** : les écoulements de nappe sont déterminés par la différence de charge hydraulique entre deux points. Le gradient hydraulique correspond à la pente de la surface de la nappe. Plus ce gradient est fort, plus la vitesse de transfert est élevée. Le gradient hydraulique est variable au cours du temps : les pluies hivernales contribuent à l'augmentation du gradient par la mise en charge de la nappe.

Il n'existe pas actuellement de mesures directes des chemins et des vitesses d'écoulements dans les nappes des bassins versants. Dans le bassin versant de Kervidy-Naizin (Morbihan), l'utilisation d'une méthode de modélisation numérique (MODFLOW-MT3D) à l'échelle du versant (Molénat et Gascuel-Oudou, 2002) a permis de montrer que :

- Les **vitesses de transfert sont très variables en fonction de la position topographique** : en bas de versant, l'eau va en quelques jours ou mois à la rivière, alors que celle située sur les plateaux mettra quelques années (Figure 6). En amont sur les plateaux, le gradient hydraulique et la conductivité hydraulique imposent des vitesses de transfert très lentes.
- **L'eau de la rivière**, qui vient essentiellement de la nappe, **regroupe des eaux de provenance et donc d'âges très différents**.

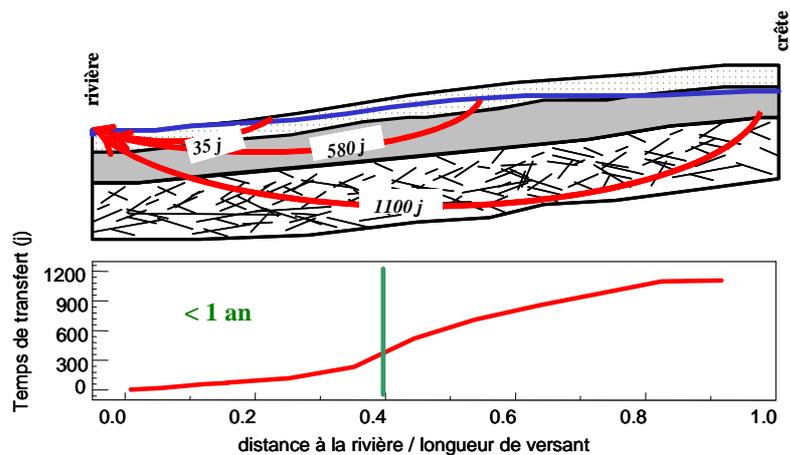


Figure 6 : Temps de transferts dans le bassin versant de Kervidy, estimés par modélisation numérique à l'aide du modèle MODFLOW-MT3D (d'après Molénat et Gascuel-Oudou, 2002)

Deux types d'écoulements de nappe sont souvent distingués :

- **Les écoulements de nappe rapides** qui correspondent aux écoulements de la nappe de versant (jusqu'à 15-20 m de profondeur) et qui contribuent majoritairement aux écoulements des cours d'eau en période de hautes eaux, en hiver.
- **Les écoulements de nappe lents**, qui correspondent aux écoulements de la nappe plus profonde (au-delà de 20 m de profondeur) et qui contribuent majoritairement aux écoulements des cours d'eau en période de basses eaux, en été.

Bilan : caractéristiques hydrologiques des nappes des bassins sur socle

Les nappes sont peu profondes : dans les bassins sur socle, les nappes sont superficielles par rapport à d'autres contextes : le toit de la nappe est situé à moins de trente mètres de la surface du sol.

Les nappes sont fluctuantes : Le niveau de la nappe est caractérisé par de fortes fluctuations saisonnières avec un battement de nappe qui peut dépasser 5 m et qui varie dans l'espace en fonction de la localisation topographique dans le versant :

- En haut de versant : la profondeur moyenne de la nappe est de 1 à 2 m sous la surface du sol, durant les périodes de hautes eaux (décembre à mars, selon les années climatiques), elles peuvent atteindre 8 à 10 m en moyenne dans les périodes de basses eaux (juin à septembre).
- En bas de versant, les fluctuations sont plus faibles : la nappe affleure à la surface du sol en hiver et descend à 1 ou 2 m de profondeur durant les mois d'été.

Les nappes sont réactives aux pluies en hiver : les nappes sont réactives aux pluies car la porosité de l'altérite et de la roche mère est relativement faible. La nappe peut monter de plusieurs centimètres en quelques heures lors des pluies hivernales. La réactivité de la nappe dépend de la porosité du sol et de l'altérite, qui contrôlent la percolation de l'eau jusqu'au toit de la nappe. La porosité de l'altérite dépend de la nature de la roche mère et du degré d'altération. Elle peut être très variable à courte distance.

● SYNTHESE : ECOULEMENTS EN CRUE ET HORS CRUE

● Les écoulements en crue

En période de crue, l'eau qui arrive à la rivière provient (Durand et Juan Torres, 1996) :

- du ruissellement sur surface saturée 10 à 30%
- de la nappe 70 à 90 %

Dans les bassins bretons, l'essentiel du ruissellement est de type ruissellement sur surface saturée et exfiltration (Figure 7).

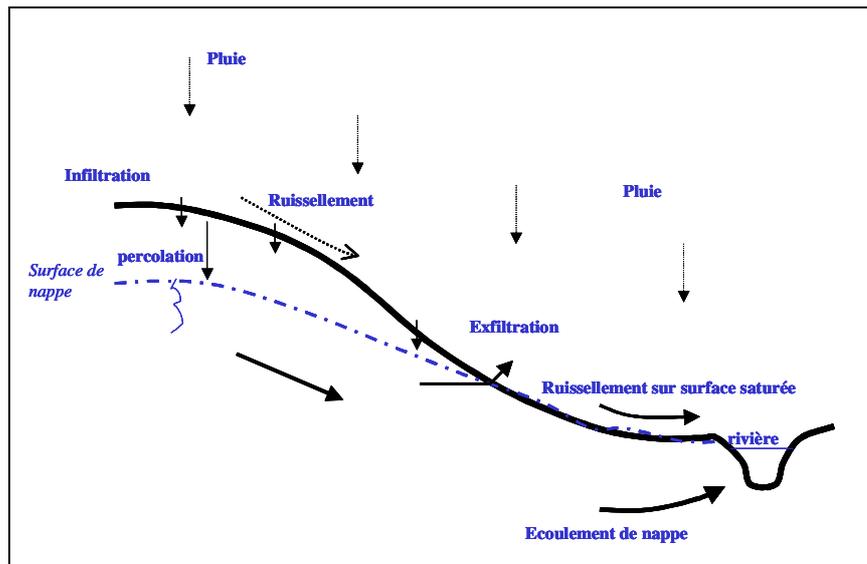


Figure 7 : Ecoulements d'eau dans un versant lors d'une crue.

● Les écoulements hors crue

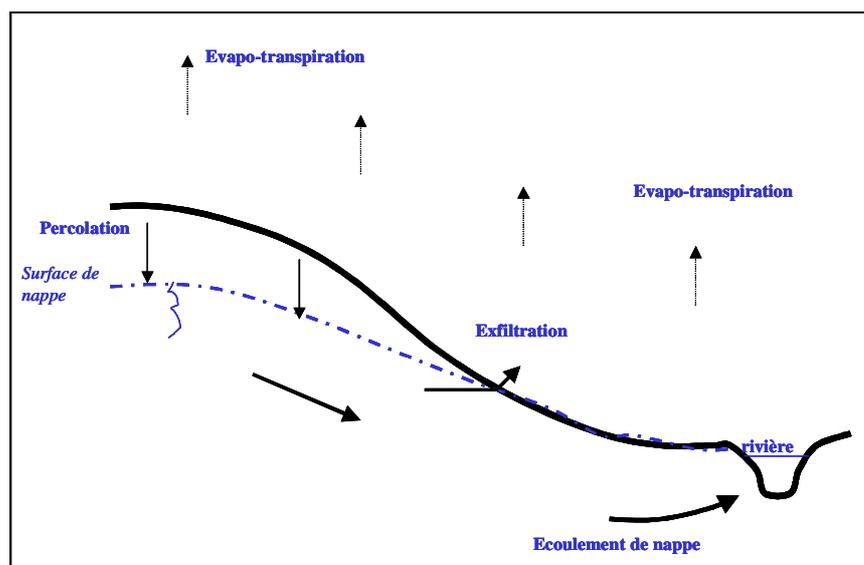


Figure 8 : Ecoulements d'eau dans un versant hors crue.

Hors période de crue, l'eau des cours d'eau provient uniquement des écoulements de nappe (Figure 8).

- **Bilan : contribution des différents écoulements à l'échelle de l'année hydrologique**

Sur une année, 90 à 95% de l'eau des cours d'eau provient de la nappe (Molénat et al. 1999).

 **REFERENCES**

Boiffin J., 1984. La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. Thèse INA-PG, 320 p.

Durand P. ; Juan Torres J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments : the interests and limits of mixing models. Journal of Hydrology, 181 : 1-22.

Gascuel-Oudou C. ; Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Gascuel-Oudou C. ; Mérot P. ; Durand P., 1999. Genèse des crues normales dans les petits bassins versants ruraux. Colloque de la Société Hydrotechnique de France. 160^{ème} session du comité scientifique et technique, Lyon, mars 1999 : 59-68.

Molénat J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole : étude expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1 : 249p.

Molénat J. ; Gascuel-Oudou C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 : 479.

B

Rôle, formes et transferts d'éléments intervenant dans la qualité des eaux

AZOTE

- **Fiche B-1** Cycle de l'azote dans le sol
- **Fiche B-2** Transferts et transformations des nitrates dans les bassins versants bretons
- **Fiche B-3** Variations saisonnières des concentrations en nitrate : profils normaux / profils inverses

CYCLE DE L'AZOTE DANS LE SOL

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Dans le sol, l'azote se présente sous **différentes formes organiques ou minérales**.
- Le **cycle de l'azote** désigne l'ensemble des processus biogéochimiques qui conduisent au passage d'une forme de l'azote à une autre.
- L'azote dans un sol peut se trouver sous deux formes :
 - sous forme organique : la matière organique représente un volant de recharge important de l'azote.
 - sous forme minérale : **le nitrate est la forme minérale la plus stable** dans le sol en présence d'oxygène. Les stocks de nitrate dans les sols sont maximaux à l'automne.
- Les **origines des nitrates** présents dans les sols agricoles sont essentiellement les **effluents minéraux** et organiques et la **minéralisation de la matière organique**.
- Les **devenirs des nitrates** des sols sont principalement l'absorption par les plantes, la dénitrification et le lessivage vers les nappes.

LES FORMES DE L'AZOTE PRESENTES DANS LE SOL

Dans le sol, l'azote peut se présenter sous **des états très variables**, sous forme **organique ou minérale**.

L'azote organique du sol comprend :

- les résidus de culture
- l'azote organique de la biomasse microbienne
- l'azote organique de l'humus.

Les différentes formes chimiques de l'azote correspondent à des **états d'oxydation différents** (Figure 1).

Le **va-et-vient entre les formes minérales et organiques**, et au sein des formes minérales, entre les différents niveaux d'oxydation de l'azote est appelé **cycle de l'azote**.

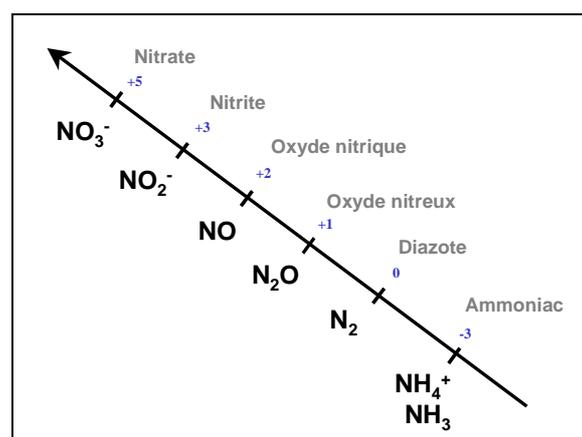


Figure 1 : Les différents états d'oxydation de l'azote.

LES PROCESSUS BIOGEOCHIMIQUES DE TRANSFORMATION DE L'AZOTE DANS LE SOL

La figure 2 présente les différentes phases du cycle de l'azote.

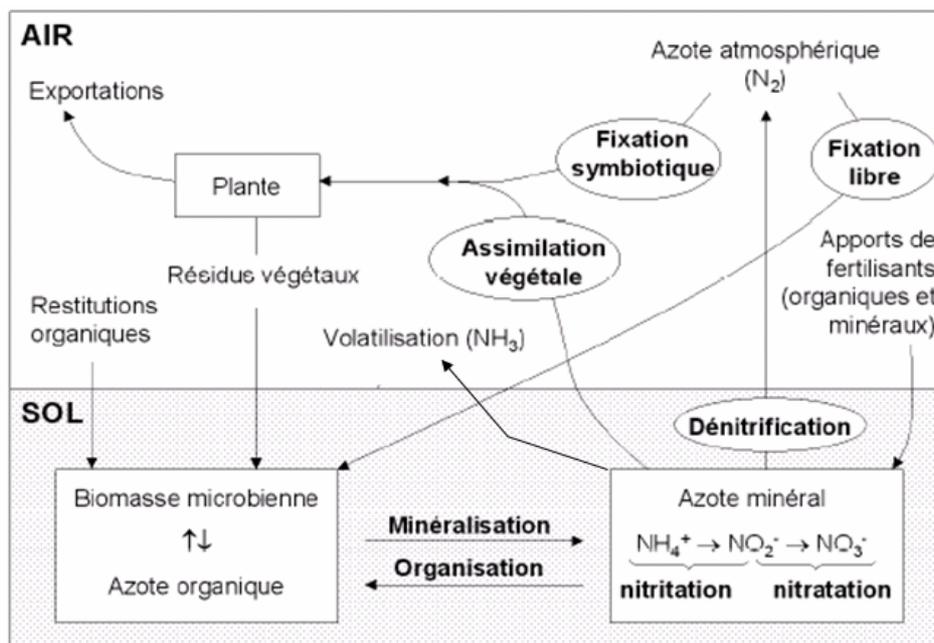


Figure 2 : Schéma du cycle de l'azote dans les sols (d'après Recous et al., 1997).

La minéralisation et l'immobilisation

- La **minéralisation** correspond à la transformation de l'azote organique en azote minéral sous forme ammonium (NH_4^+) puis de nitrates sous l'action de micro-organismes du sol.
- La **nitrification** correspond à l'oxydation biologique, par des bactéries, de l'azote ammoniacal (NH_4^+ , NH_3) en nitrate (NO_3^-).

Cette transformation est réalisée par deux familles de bactéries présentes dans les sols : *Nitrosomonas* pour la transformation de NH_4^+ en NO_2^- , puis *Nitrobacter* pour la transformation de NO_2^- en NO_3^- .

- L'**immobilisation** ou **organisation** correspond à la transformation de l'azote minéral en azote organique. Elle est réalisée par l'assimilation d'azote par les micro-organismes du sol : durant la décomposition, une partie du carbone et de l'azote est assimilée dans les tissus des micro-organismes et une partie est transformée en substance humique.

Les processus de minéralisation dépendent de :

- la composition du substrat organique et en particulier du rapport C/N,
- des conditions de température, de pH et d'humidité du milieu.

La minéralisation est d'autant plus forte que les apports d'azote sont importants et que l'activité biologique est importante. Elle est **maximale au printemps et à l'automne** lorsque les températures sont douces et le sol humide.

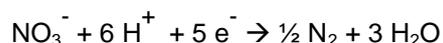
● La volatilisation

- La **volatilisation** correspond au passage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) sous forme gazeuse (NH_3).

● La dénitrification

- La **dénitrification** désigne la réduction de l'azote nitrique (NO_3^-) en azote gazeux (N_2 , N_2O).

La dénitrification peut être biologique ou chimique. La dénitrification biologique fait intervenir de nombreuses espèces de bactéries dont *Pseudomonas agrobacterium* : l'ion nitrate est utilisé comme accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène pour la respiration. La dénitrification conduit principalement à la libération de l'azote gazeux N_2 selon la réaction :



Les conditions nécessaires à la dénitrification sont :

- la présence de nitrate,
- un milieu anaérobie ou avec peu d'oxygène
- la présence de bactéries dénitrifiantes
- la présence de donneurs d'électrons

Les électrons proviennent de l'oxydation de la matière organique ou d'un composé minéral, ce qui conduit à définir 2 types de dénitrification :

- La dénitrification est **hétérotrophe** lorsque les bactéries responsables de l'oxydation de la matière organique utilisent le carbone organique comme source d'électrons. La **dénitrification hétérotrophe** est optimale dans un milieu appauvri en oxygène, avec une température relativement élevée, quand la matière organique, donneur d'électrons, et les bactéries dénitrifiantes sont présentes. Ces conditions sont généralement réunies dans les trente premiers centimètres des sols **des zones de bas de versant** : la présence d'un engorgement permanent ou de longue durée induit des conditions d'anoxie. La **dénitrification est plus active en été** où la température est favorable.
- La dénitrification est **autotrophe** lorsque les bactéries utilisent des composés minéraux, tels que la pyrite (sulfure de fer FeS_2) comme source d'électrons. La **dénitrification autotrophe** a lieu dans les **aquifères** où la pyrite est présente (Pauwels et al., 1998).

● LES FLUX ET STOCKS D'AZOTE DANS LE SOL

● Les entrées d'azote

Les apports atmosphériques :

- pluie
- fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les espèces légumineuses : elle varie de quelques dizaines à quelques centaines de $\text{kg}\cdot\text{an}^{-1}$, selon les conditions pédoclimatiques.

La fertilisation :

- fertilisation minérale sous forme d'ammonium, de nitrate et d'urée
- fertilisation organique (pâturage, épandage)
- résidus de culture

● Les sorties d'azote

Les flux sortants sont :

- la volatilisation : jusqu'à 50% de l'azote ammoniacal est volatilisé lors des épandages de déjections animales, et jusqu'à 30 % de l'azote des engrais minéraux. Mais une grande partie retombe à quelques centaines de mètres.
- l'absorption par les plantes : l'azote est un élément indispensable pour la croissance des végétaux. Les plantes sont capables d'absorber l'ammonium (NH_4^+) et le nitrate (NO_3^-). Le prélèvement d'azote est un processus saisonnier pour la plupart des végétaux, maximal pendant la période de croissance des cultures.
- la dénitrification : 5 à 15 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sont dénitrifiés dans les sols aérés, et jusqu'à 500 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans les zones humides. Si la réaction n'est pas menée à son terme, elle peut conduire à la libération de N_2O (oxyde d'azote), gaz polluant, en proportion variable.

● Les stocks d'azote

A l'échelle d'une parcelle:

- stock dans la matière organique du sol : 3000-5000 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
- stock minéral dans le sol : 10-200 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$
- stock dans les plantes : 150-300 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$

● REFERENCES

Pauwels H. ; Kloppmann W. ; Foucher J.C. ; Martelat A. ; Fritsche V., 1998. Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. *Applied Geochemistry*, 13(6) : 767-778.

Recous S. ; Nicolardot B. ; Simon J.C., 1997. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In INRA (Eds), *L'Eau dans l'espace rural : Production végétale et qualité de l'eau*, Universités Francophones, pp. 193-215.

TRANSFERTS ET TRANSFORMATIONS DES NITRATES DANS LES BASSINS VERSANTS BRETONS

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les nitrates sont transférés vers le cours d'eau via les eaux de percolation dans la zone non saturée puis via les écoulements de nappe.
- Dans la zone non saturée :
 - les transferts sont essentiellement verticaux, les nitrates circulent dans la porosité du sol à une vitesse comparable à celle de l'eau (1 à 5 m.an⁻¹).
 - les nitrates lessivés vers la nappe une année donnée proviennent, pour une part seulement, de l'azote apporté pendant cette année.
- Dans la zone saturée :
 - les transferts sont essentiellement latéraux, avec des temps de transferts longs et variables (de quelques jours à plusieurs années) ;
 - les nitrates sont peu réactifs, excepté dans les zones d'interaction avec le sol (dénitrification dans les zones de bas de versant, prélèvement par la végétation en période de hautes eaux) ou avec la roche mère (dénitrification dans la nappe profonde en présence de pyrite) ;
 - les concentrations dans la nappe sont souvent stratifiées verticalement ou latéralement. La compartimentation chimique dépend de la variation dans l'espace des propriétés du milieu.

TRANSFERT ET TRANSFORMATIONS DES NITRATES DANS LA ZONE NON SATURÉE

 La zone non saturée correspond à la zone située en surface, que la nappe n'atteint pas et dont une partie de la porosité seulement est remplie d'eau. Selon les bassins versants et la position topographique considérée, la zone non saturée est constituée par le sol et/ou l'altérite (voir fiche A-1).

Les processus

Dans la zone non saturée, et en particulier dans l'horizon organique du sol, les différentes formes de l'azote (NO₃⁻, NH₄, NH₃, N₂O, NO₂) sont impliquées dans les cycles biologiques (Figure 2 et voir fiche B-1).

Les nitrates (NO₃⁻), très solubles et forme la plus stable de l'azote minéral dans les sols, sont transférés dans la zone non saturée par les eaux de percolation, en explorant toute la porosité.

Le transfert des nitrates dans la zone non saturée, met en jeu :

- Un « effet piston » pour l'essentiel des nitrates : la vitesse d'avancement correspond au rapport du flux d'eau percolée (drainage) et de la porosité du sol efficace pour les transferts ;
- Un phénomène de dispersion d'une partie des nitrates au cours de la progression dans le sol : à chaque volume poral de sol ajouté, la concentration du pic diminue (Figure 1).

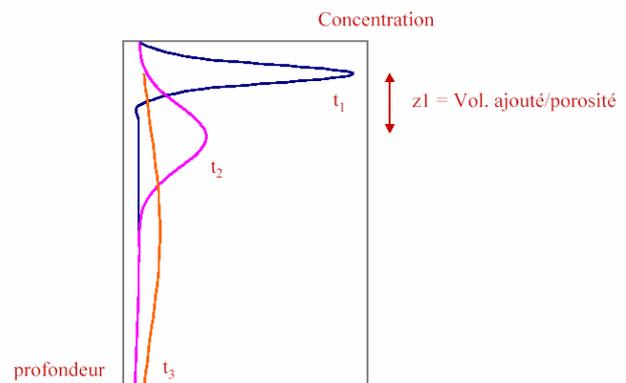


Figure 1 : Erosion du pic de concentration en nitrate dans la zone non saturée au cours du temps.

La dynamique des transferts

Les nitrates sont transférés à une vitesse comparable à celle de l'eau de percolation (voir fiche A-2) :

- les écoulements sont essentiellement verticaux,
- les transferts sont lents et de l'ordre de 1 à 5 m.an⁻¹ dans les sols bretons (Gascuel-Odoux et Mérot, 1986 ; Legout, 2003).
- Ce schéma doit cependant être nuancé car il existe dans le sol des phénomènes ou des mécanismes qui confèrent une inertie à la dynamique de l'azote responsable de temps moyens de résidence (voir fiche C-1 et C-3) relativement longs (de l'ordre de plusieurs années). En particulier, une partie de l'azote apporté peut se réorganiser au sein de la matière organique (Figure 2). Les nitrates lessivés une année donnée proviennent donc pour une part de l'azote apporté cette année là. Ce dernier est surtout consommé par la végétation et réorganisé au sein de la matière organique du sol tant que les bilans ne sont pas fortement excédentaires : l'azote apporté au sol une année donnée se retrouve dans les eaux de lessivage pendant les 5 à 10 années qui suivent.

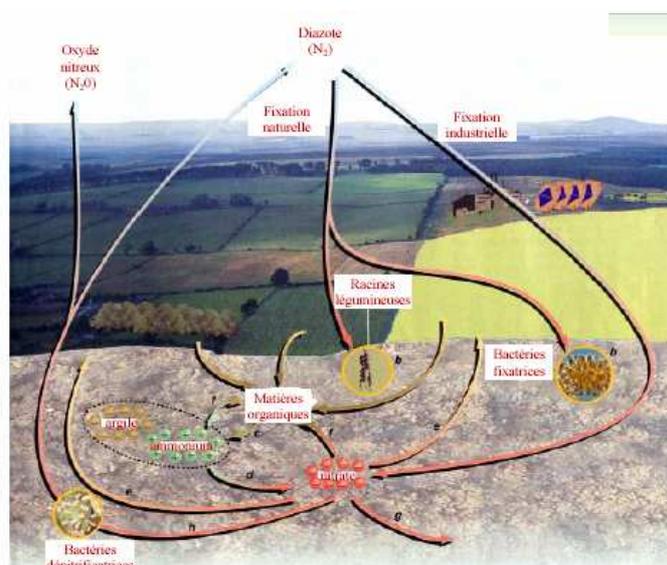


Figure 2 : Le cycle de l'azote (d'après Mariotti, 2002)

- Le sol n'est pas un continuum parfait : la taille et l'arrangement des pores créent différents compartiments dans lesquels les nitrates peuvent soit se stocker, soit circuler. Les échanges entre ces différents compartiments contribuent aussi à l'inertie de la dynamique de l'azote.

● Les facteurs de contrôle

- **Le volume et la distribution des pluies efficaces** au cours de l'année influencent le volume de la recharge de la nappe et donc les flux d'azote.
- **La température** influence les biotransformations de l'azote. Un été chaud et sec augmente fortement la minéralisation et le stock de nitrate dans les sols à la fin de l'été.
- **L'excédent d'azote**
- **La teneur en matière organique** de l'horizon de surface :
 - La teneur en matière organique est un **facteur de contrôle de la stabilité structurale** des sols. Elle détermine l'évolution de la structure de la couche de surface, et donc de la capacité d'infiltration. Elle est comprise entre 20 à 70 g.kg⁻¹ à l'échelle régionale (Walter et al., 1995),
 - Les matières organiques jouent un rôle majeur dans le cycle de l'azote.
- **Le type et la profondeur du sol** conditionnent la réserve en eau du sol, les vitesses de transferts et la recharge de la nappe. La profondeur du sol présente une grande variabilité locale et est difficile à apprécier (Walter et al., 1996).

● TRANSFERT ET TRANSFORMATIONS DES NITRATES DANS LA ZONE SATURÉE

● La **zone saturée** correspond à la zone occupée par la nappe. Elle est constituée par deux types de milieux, la roche mère et l'altérite, dans l'essentiel du bassin. En bas de versant, elle comprend aussi le sol car la nappe peut remonter vers les horizons superficiels (*voir fiche A1*).

● Les processus

Le **cheminement des nitrates dans la zone saturée est comparable à celui de l'eau** (*voir fiche A-2*) : les transferts sont essentiellement latéraux. Des **phénomènes de dispersion** des nitrates se produisent au sein de la nappe.

Les nitrates sont moins réactifs que dans la zone non saturée. Mais des **processus de transformation des nitrates** se produisent dans la nappe, **en interaction avec le sol, ou la roche mère** (Figure 3) :

- En bas de versant, en période de hautes-eaux, la nappe est située à faible profondeur et peut atteindre les horizons racinaires : une part de l'eau et des nitrates de la nappe superficielle peut être prélevée par la végétation ;
- Au niveau des zones humides de bas de versant, la saturation en eau durant une grande partie de l'année donne à ce compartiment des propriétés réductrices et permet la réduction chimique des nitrates de la nappe en azote gazeux par **dénitrification hétérotrophe** (*voir fiche B-1*) (Bidois, 1999 ; Mérot et al., 2003).
- Des processus de **dénitrification autotrophe** en présence de pyrite ont été mis en évidence dans les eaux de nappe profonde circulant dans la roche mère fissurée (Pauwels et al., 1998). L'occurrence de ces processus n'est pas systématique mais ils sont souvent rencontrés dans le contexte armoricain, dans des bassins versants sur schiste comme sur granite (Martin, 2003).

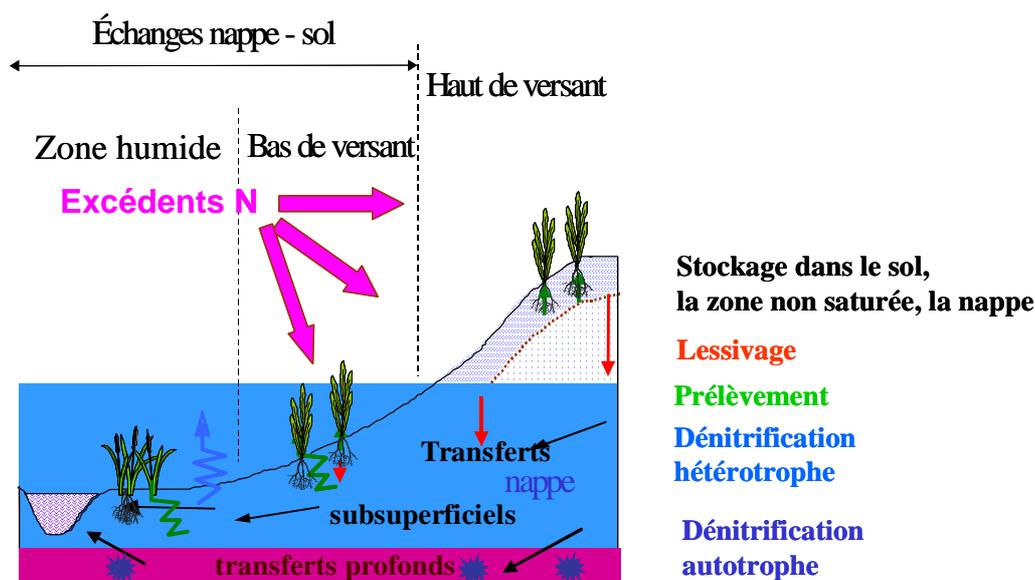


Figure 3 : Chemins de l'eau et transformations d'azote associées dans un bassin versant sur socle (Durand P. comm. Pers.)

● La dynamique des transferts

Les vitesses de transfert des nitrates dans la nappe sont comparables aux vitesses de transfert de l'eau : les transferts sont lents et hétérogènes (de quelques jours à plus d'une dizaine d'années), avec des vitesses plus rapides dans la partie superficielle de la nappe que dans la partie profonde (voir fiche A-2).

Ce schéma doit être modulé par les processus de stockage des nitrates dans certaines zones des aquifères qui augmentent les temps de transferts.

● La compartimentation chimique de la nappe

La variabilité spatiale des propriétés hydrologiques des milieux physiques et la localisation des processus biogéochimiques de transformation de l'azote introduisent une compartimentation chimique au sein de la zone saturée, de l'amont vers l'aval et de la surface vers la profondeur.

En général, deux zones sont distinguées (Figure 4) :

- la frange superficielle de la nappe (jusqu'à 15-20 m de profondeur) située dans les altérites et où les écoulements sont relativement rapides. Sa composition chimique est le reflet de pratiques agricoles relativement récentes dans le bassin versant.
- la nappe profonde, située à plusieurs dizaines de mètres de profondeur, où les écoulements sont plus lents. Les eaux sont plus anciennes, la composition chimique est le reflet de pratiques agricoles relativement anciennes. Des processus de dénitrification autotrophe peuvent y avoir lieu, contribuant à la diminution des concentrations en nitrate.

Lorsqu'il existe une zone humide avec une nappe à faible profondeur, le bas de versant constitue un compartiment faiblement chargé en nitrate du fait des processus de dénitrification hétérotrophe.

La nappe présente différents niveaux de concentration en nitrate de l'amont vers l'aval et de la surface vers la profondeur. Lorsque la nappe fluctue de façon saisonnière, les compartiments sont mobilisés en quantité différente dans l'alimentation du réseau hydrographique (Figure 4):

- la partie superficielle de la nappe (la nappe de versant), contribue de manière plus importante en hiver qu'en été. Ces mécanismes sont particulièrement importants en Bretagne où les oscillations saisonnières sont marquées.
- La nappe profonde contribue majoritairement en période d'été.
- La dénitrification dans les zones humides est active au printemps et en été.

La variation intra-annuelle de la contribution relative des différents compartiments, avec des caractéristiques de teneur en nitrate propres, explique les variations saisonnières des concentrations en nitrate dans les cours d'eau (voir fiche B-3).

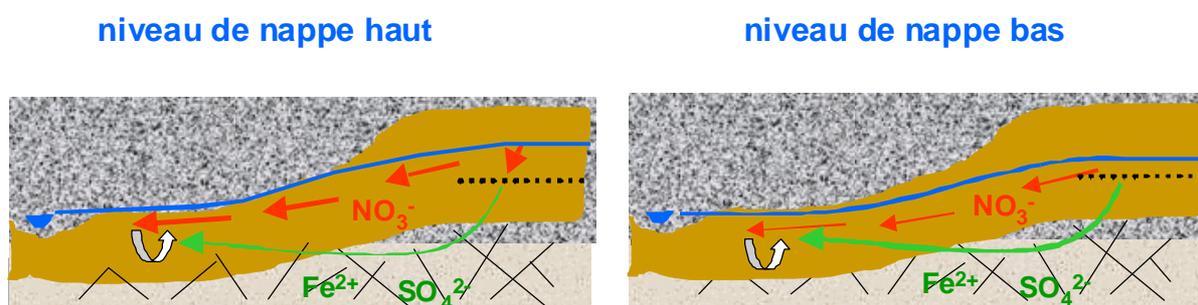


Figure 4 : Compartimentation chimique de la nappe dans le bassin de Kervidy-Naizin (Morbihan) : en hiver, la contribution de la partie superficielle de la nappe (<15-20 m), à forte concentration en nitrate, est dominante ; en été, cette contribution est relativement plus faible, au bénéfice d'une eau à concentration faible voire nulle venant de la partie profonde de la nappe (> 15-20 m), où s'opèrent des processus de dénitrification autotrophe (d'après Gascuel-Oudoux et al., 2004)

 **REFERENCES**

Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des Eaux : expérimentation et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1. 214p.

Gascuel-Oudoux C. ; Aquilina L. ; Martin C. Molénat J., 2004. Modèles hydrologiques et temps de réponse. In Savoirs et Savoir-faire sur les bassins versant. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural. Vannes, 20-22 avril 2004. p 195-203.

Gascuel-Oudoux C. ; Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Martin C. 2003. Mécanismes hydrologiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1. 265p.

Mérot P. ; Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C. ; Durand P. ; Kao C. ; Arlot M.P. ; Nédélec Y. ; Chaumont C. ; Pinay G. ; Curmi P. ; Esneault C. ; Ruiz L. ; Beaujouan V. ; Bariuso E. ; Burel F. ; Baudry J. ; Hubert-Moy L. ; Levasseur J. ; Clément B. ; Hollier-Larousse A. ; Walter C., 1999. TY-FON : Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse. Rapport de synthèse de deuxième année, Mars 1999, 34 p. + annexes.

Mariotti A., 1998. Nitrate, un polluant de longue durée. Pour la Science, 249, 60-65.

Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 :479-492.

Pauwels H. ; Kloppmann W. ; Foucher J.C. ; Martelat, A. ; Fritsche V. 1998. Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. Applied Geochemistry, 13(6) : 767-778.

Walter C., Bouedo T. et Aurousseau P., 1995. Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rapport final de la convention d'étude entre le Conseil Régional de Bretagne, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et l'ENSAR, 30 pp.

Walter C., Curmi P., Gascuel-Oudoux C., 1996. Pertinence du découpage pédologique pour l'estimation spatiale des propriétés physiques du sol. Validation à l'échelle d'un bassin versant. In Etude des phénomènes spatiaux en agriculture, INRA Edition, 97-110.

VARIATIONS SAISONNIÈRES DES CONCENTRATIONS EN NITRATE : PROFILS NORMAUX / PROFILS INVERSÉS

DEFINITIONS

Les termes de profils normaux et de profils inversés renvoient à deux grands types de dynamiques intra-annuelles des concentrations en nitrate à l'exutoire des bassins versants (Figure 1).

Profils normaux

Les concentrations en nitrate sont maximales en hiver et minimales en été.

Profils inversés

Les concentrations en nitrate sont maximales en été et minimales en hiver.

Les contrastes entre les concentrations hivernales et les concentrations estivales sont plus ou moins forts et se traduisent par des profils plus ou moins marqués.

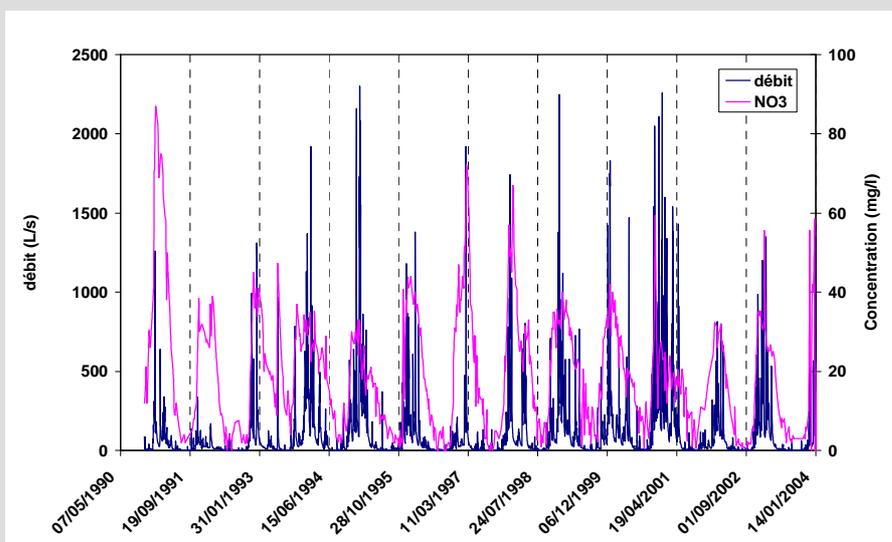
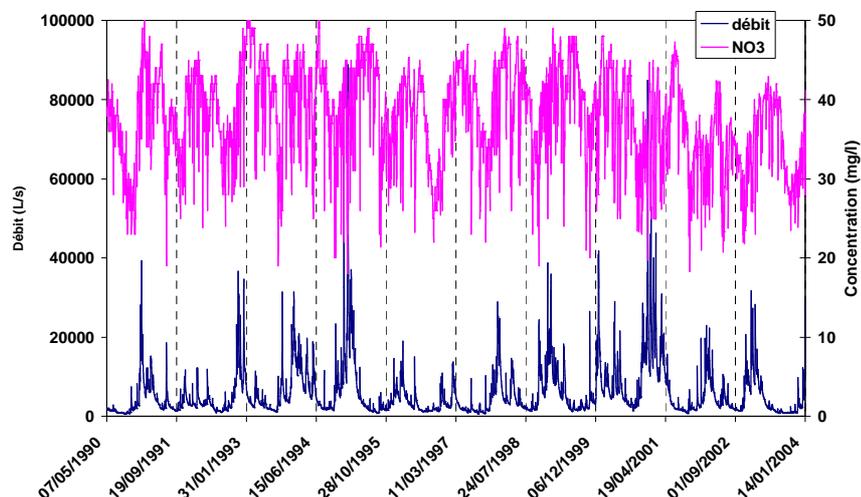


Figure 1 :
Exemple de
"profil normal"
(BV de la Chèze, 35)

Figure 2 :
Exemple de
"profil inversé"
(BV de l'Elorn, 29)



CE QU'IL FAUT RETENIR

- En Bretagne, la plupart des bassins versants présentent des profils de concentration en nitrate « normaux », avec des concentrations maximales en hiver et des concentrations minimales en été.
- Les variations saisonnières des concentrations en nitrate dans les cours d'eau des bassins versants bretons sont liées à l'interaction entre 3 facteurs :
 - les fluctuations du toit de la nappe au cours des saisons,
 - l'hétérogénéité spatiale de la teneur en nitrate de la nappe,
 - la saisonnalité des processus de dénitrification.

La fluctuation du toit de la nappe est un phénomène commun à tous les bassins bretons (ce toit de la nappe baisse en été). Par contre, la localisation et l'extension des zones de dénitrification, ainsi que l'hétérogénéité spatiale des concentrations en nitrate dans la nappe sont variables entre les bassins.

- Ces variations saisonnières ont été mises en relation avec les fonctionnements hydrologiques et hydrochimiques dans 3 bassins versants de recherche :
 - 2 bassins (Kervidy-Naizin et Kerrien) présentent des profils normaux : la baisse des concentrations en été s'explique par la contribution majoritaire d'eaux dénitrifiées dans la nappe en profondeur et/ou dans la zone humide de bas de versant.
 - 1 bassin versant (Kerbernez) présente des profils inversés. Dans ce cas :
 - Le minima en hiver s'explique par la forte contribution de la nappe superficielle plus faiblement chargée en nitrate que la nappe profonde, grâce à la réduction de l'excédent du bilan agronomique dans le bassin au cours des 10 dernières années.
 - Le maxima en été s'explique par la contribution de la nappe profonde fortement chargée en nitrate et non diluée par la contribution des eaux dénitrifiées de la zone humide puisque celle-ci est peu étendue.

EXEMPLES : FONCTIONNEMENTS HYDROLOGIQUES ET HYDROCHIMIQUES DE BASSINS A PROFILS NORMAUX

Bassin versant de Kervidy-Naizin (Molénat et al., 2002)

Répartition spatiale des teneurs en nitrate dans la nappe

Trois domaines de concentration en nitrate ont été mis en évidence (Figure 1) :

1. **la nappe superficielle de versant et de plateau** (jusqu'à 10–15 m de profondeur) fortement chargée en nitrate avec des concentrations de plus de 100 mg.l⁻¹ ;
2. **la nappe superficielle de bas de versant** avec des concentrations en nitrate moyennes à faibles (40-80 mg.l⁻¹), qui s'expliquent par des processus de dénitrification hétérotrophe au printemps et à l'automne ;
3. **la nappe profonde** (à plus de 20 m de profondeur) avec des concentrations en nitrate faibles à quasi-nulles, qui s'expliquent par des processus de dénitrification autotrophe en présence de pyrite.

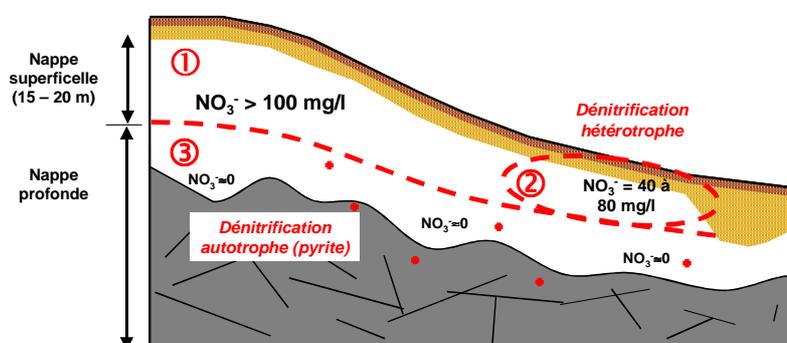
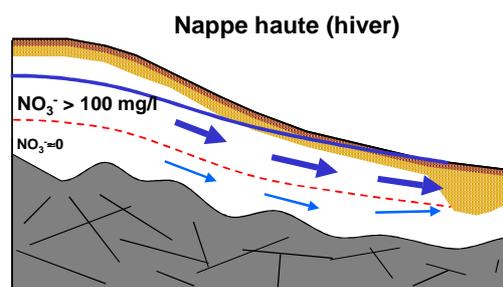


Figure 1 : Répartition spatiale des concentrations en nitrate dans la nappe du bassin versant de Kervidy-Naizin. (1) Nappe superficielle de versant et de plateau, (2) Zone humide de bas de versant, (3) Nappe profonde.

Fonctionnements saisonniers du bassin versant

En période de hautes eaux (hiver) : la nappe est haute. La contribution de la partie superficielle de la nappe, à fortes concentrations en nitrate, est dominante et entraîne de fortes concentrations en nitrate dans le cours d'eau.



En période de basses eaux (été) : la nappe est basse.

- la contribution de la nappe profonde, à faibles concentrations en nitrate, est dominante.
- les processus de dénitrification hétérotrophe dans la zone humide sont favorisés par les conditions climatiques au printemps et entraînent une diminution de la concentration en nitrate dans la partie superficielle de la nappe en bas de versant.

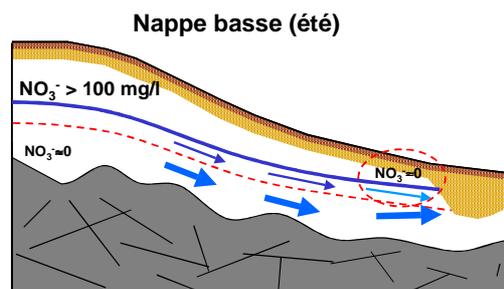


Figure 2 : Schéma fonctionnement du bassin de Kervidy-Naizin en période de nappe haute et de nappe basse. D'après Molénat et al. (2002).

● Bassins versants de Kerrien (Martin, 2003)

● Répartition spatiale des concentrations en nitrate dans la nappe

Une compartimentation amont-aval, avec deux domaines de concentrations en nitrate, a été mise en évidence (Figure 3) :

1. **la zone de plateau et de mi-versant** moyennement chargée en nitrate avec des concentrations de 60-70 mg.l⁻¹ sur les 20 m de profondeur étudiés.
2. **la zone de bas de versant**, relativement étendue dans ce bassin versant et profonde d'une dizaine de mètres, où des processus de dénitrification hétérotrophe conduisent à des concentrations de nitrate faibles (15 mg.l⁻¹)

La composition chimique de la nappe plus profonde (au-delà de 20 m) n'a pas été étudiée et les processus de dénitrification autotrophe n'ont pas été mis en évidence.

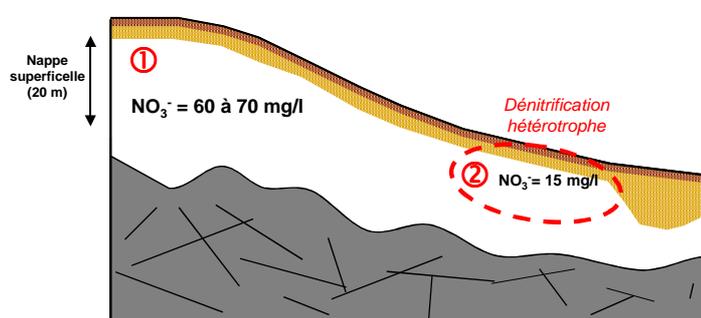
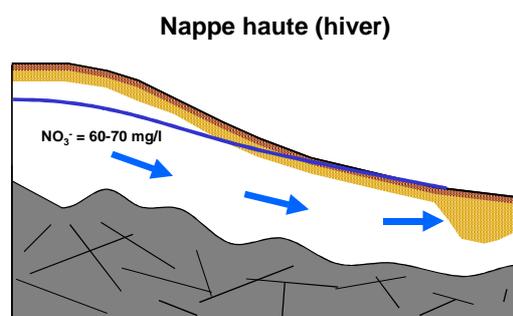


Figure 3 : Compartimentation amont-aval de la nappe dans le bassin versant de Kerrien (Finistère). D'après Martin (2003).

● Fonctionnement saisonnier du bassin versant

En période de hautes eaux (hiver) :

La nappe est haute. Les eaux circulant dans les parties les plus superficielles des domaines de mi-versant et de plateau et moyennement chargées en nitrate contribuent majoritairement à l'écoulement dans le cours d'eau. La dénitrification en bas de versant est peu active.



En période de basses eaux (été) :

La nappe est basse. Les flux de l'amont sont moins importants qu'en hiver et sont mélangés à ceux de la zone humide dénitrifiée. Il y a donc une diminution des teneurs en nitrate dans la rivière due à une contribution plus importante de la zone humide.

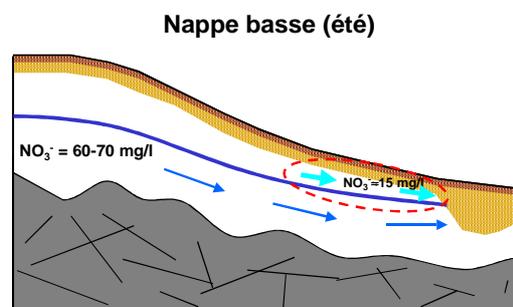


Figure 4 : Schéma fonctionnement du bassin de Kerrien en période de nappe haute et de nappe basse. D'après Martin (2003).

EXEMPLES : FONCTIONNEMENTS HYDROLOGIQUES ET HYDROCHIMIQUES D'UN BASSIN A PROFILS INVERSES

Bassins versants de Kerbernez (Martin, 2003)

Répartition spatiale des concentrations en nitrate dans la nappe

Une **compartimentation essentiellement verticale** avec deux domaines de concentration en nitrate a été mise en évidence (Figure 5) :

1. **la partie la plus superficielle** (jusqu'à 10-15 m de profondeur) moyennement chargée en nitrate, avec des concentrations de 60-70 mg.l⁻¹ ;
2. **la partie plus profonde** (entre 15 et 20 m de profondeur), plus fortement chargée en nitrate, avec des concentrations de 80-110 mg.l⁻¹

La **zone humide de bas de versant** est peu étendue, la **dénitrification hétérotrophe y est donc faible**.

La composition chimique de la nappe au-delà de 20 m n'a pas été étudiée et les processus de dénitrification autotrophe n'ont pas été mis en évidence.

Dans le cas de ce bassin versant, les pratiques agricoles ont été enregistrées précisément pendant plusieurs années. L'analyse de l'évolution des pratiques agricoles montre une diminution des excédents azotés à l'échelle du bassin, qui expliquerait la plus faible concentration en nitrate de la partie la plus superficielle de la nappe.

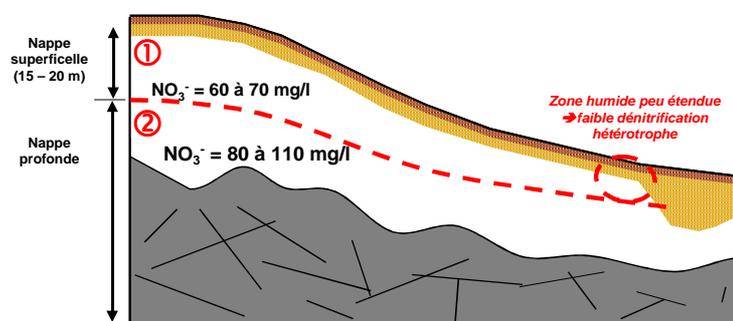
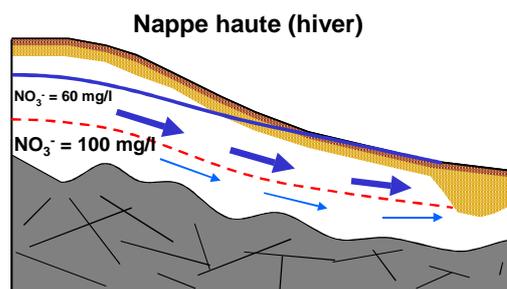


Figure 5 : Compartimentation spatiale de la nappe dans le bassin versant de Kerbernez (Finistère). D'après Martin (2003).

- **Fonctionnements saisonniers du bassin versant**

En période de hautes eaux (hiver) : la nappe est haute. Les eaux circulant dans les parties les plus superficielles des domaines de mi-versant et de plateau sont moyennement chargées en nitrate. Elles contribuent majoritairement à l'écoulement dans le cours d'eau.



En période de basses eaux (été) : la nappe est basse.

- la contribution de la nappe profonde, à fortes concentrations en nitrate, est dominante.
- les processus de dénitrification hétérotrophe dans la zone humide sont favorisés par les conditions climatiques au printemps mais la contribution de la zone humide à l'écoulement du cours d'eau est faible.

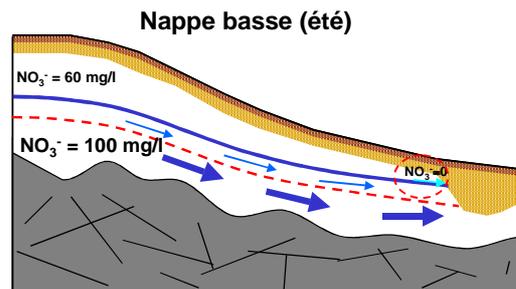


Figure 6 : Schéma fonctionnement du bassin de Kerbernez en période de nappe haute et de nappe basse. D'après Martin (2003).

REFERENCES

Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versant agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, 267p.

Molénat J. ; Gascuel-Oudou C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 : 479-492.

B

Rôle, formes et transferts d'éléments intervenant dans la qualité des eaux

PHOSPHORE

- **Fiche B-4** **Rôle et sources du phosphore**
- **Fiche B-5** **Les formes et comportements du phosphore**
- **Fiche B-6** **Les modes de transfert du phosphore du sol vers le réseau hydrographique**
- **Fiche B-7** **Les facteurs de risque de transfert du phosphore dans les bassins versants**

ROLE ET SOURCES DU PHOSPHORE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le phosphore est un des constituants essentiels du milieu vivant. **Le phosphore intervient dans la qualité et la précocité de la production végétale.**
- Le phosphore n'a pas de phase gazeuse : il reste et s'accumule dans l'écosystème terrestre.
- De part ses caractéristiques très particulières, la gestion du phosphore et ses conséquences environnementales doivent être distinguées de celles de l'azote.
- Aujourd'hui en Bretagne, **les rejets de phosphore dans le milieu aquatique sont principalement d'origine agricole, essentiellement due à l'activité d'élevage** : l'augmentation des importations d'aliments du bétail ayant fait augmenter les entrées de phosphore plus vite que la réduction des engrais minéraux ne les a fait diminuer.
- Les transferts de phosphore d'origine agricole sont insuffisamment connus alors qu'ils représentent un problème croissant pour l'environnement (eutrophisation des eaux douces).
- **Ces transferts ont un caractère principalement diffus**, ce qui rend la maîtrise des pollutions phosphatées d'origine agricole difficile.

LE ROLE DU PHOSPHORE

Le phosphore (P) est le 11^{ème} élément le plus abondant sur Terre. Il est indispensable car il entre dans la composition de toutes les cellules des organismes vivants.

- **Chez les organismes vivants**, le matériel génétique est constitué par les acides nucléiques (ADN et ARN) qui contiennent du phosphore. Cet élément est également impliqué dans **les processus énergétiques** (formation et dégradation du glycogène des muscles, synthèse des protéines). Les dents et les os en contiennent beaucoup sous forme de phosphate de calcium. Le phosphore est également impliqué dans la **régulation d'équilibres biologiques internes** : une insuffisance de cet élément dans l'alimentation animale peut conduire à des troubles graves tels que l'infécondité ou une moindre résistance à certaines maladies.
- **Chez les plantes**, le phosphore intervient en tant qu'**élément nutritif indispensable** à un grand nombre de processus biochimiques (respiration, photosynthèse). Le phosphore favorise le développement des racines et l'accroissement de la masse des racinelles, permettant une alimentation suffisante et une **croissance rapide**, donc un développement précoce des plantes. Le phosphore joue aussi un rôle sur la **résistance** des tissus végétaux. A la différence de l'azote qui intervient dans la production de biomasse, **le phosphore agit sur la qualité et la précocité.**

LE CYCLE DU PHOSPHORE A L'ECHELLE DU GLOBE

Le cycle naturel du phosphore est **caractérisé**, parmi les cycles biogéochimiques majeurs, par les points suivants :

- Le phosphore **reste et s'accumule** dans l'écosystème terrestre ;
- il ne possède **pas de phase gazeuse**, du moins en quantité significative ;
- comme ce cycle s'effectue principalement au sein de l'écosystème terrestre, ou entre les continents et les océans, il est qualifié de **sédimentaire** ;
- le passage du phosphore d'un compartiment à un autre n'est pas en première approche contrôlé par des réactions microbiennes comme dans le cas de l'azote par exemple ;
- il met en jeu des quantités modérées au regard des stocks

Ces particularités ont une très grande importance et expliquent que les échanges de phosphore entre les écosystèmes terrestres et océaniques sont des **processus naturels extrêmement lents**. C'est pourquoi **la gestion de cet élément et ses conséquences environnementales doivent être distinguées de l'azote**.

A l'état naturel, le phosphore se trouve sur Terre dans 5 sources primaires :

- les roches,
- le sol,
- la biosphère,
- les eaux continentales (dont les sédiments),
- les eaux océaniques (dont les sédiments).

Le phosphore du sol, en l'absence d'apport anthropique, provient de l'altération des roches et notamment de la dissolution de l'apatite (Figure 1).

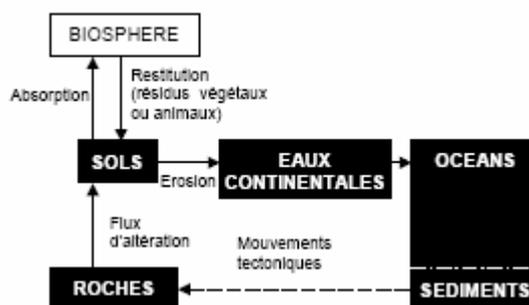


Figure 1 : Cycle planétaire du phosphore avant l'intervention de l'Homme (Lemerrier B., 2003)

Ce cycle naturel est **modifié sous l'action de l'Homme** (Figure 2). En effet, depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, des gisements de phosphore sont exploités pour satisfaire les besoins industriels et agricoles. Les grands gisements se trouvent notamment aux Etats-Unis, en Russie, en Tunisie, au Maroc et en Afrique du Sud. **L'agriculture consomme de 95 à 97 % de la production mondiale de phosphates**. Leur exploitation a pour effet de :

- mettre en jeu des quantités beaucoup plus grande de phosphore dans la biosphère et dans les sols, et donc vers les eaux ;
- créer des déséquilibres entre les différentes régions du monde par des échanges commerciaux internationaux : certaines zones sont en situation d'excédents alors que d'autres sont déficitaires.

De plus, la mise en culture des sols accélère les transferts de phosphore par érosion et ruissellement vers les milieux aquatiques.

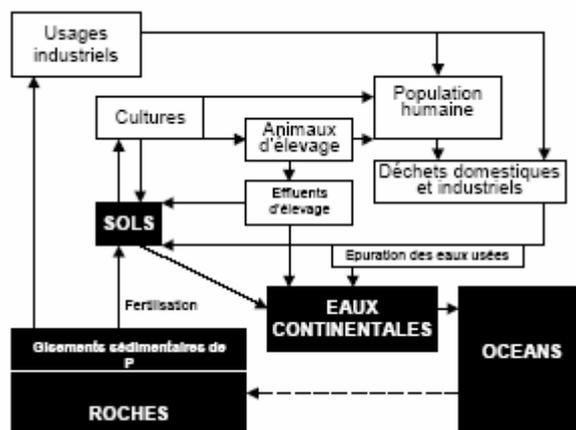


Figure 2 : Le cycle du phosphore après intervention de l'Homme (Lemerrier B., 2003)

➔ Ainsi, le cycle du phosphore anthropisé peut se résumer à **un transfert de masse régi par des processus hydrologiques**, depuis les gisements sédimentaires continentaux vers le sol puis les sédiments marins *in fine*. De ce point de vue, et à l'inverse de l'azote, le phosphore peut être considéré comme une source non renouvelable à l'échelle de temps humaine.

LES SOURCES ANTHROPIQUES DE PHOSPHORE

Les sources anthropiques de phosphore sont partagées entre le secteur urbain, industriel et agricole. Ces sources peuvent être diffuses ou ponctuelles (Tableau 1).

Type d'activité et origine	Phosphore provenant de	
	Sources ponctuelles	Sources diffuses
	Il a une origine bien localisée dans l'espace. Il est transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines	Il passe par, dans ou sur le sol et il est transféré lors des périodes pluvieuses
Villes et villages (domestique)	Assainissement collectif Assainissement individuel Dépôts d'ordures	Ruissellement urbain Marécages drainés ou remblayés
Industrie	Rejet direct	Ruissellement urbain
Agriculture	Stockage dans les bâtiments (fumier, lisier, ensilage) Nettoyage des locaux Rejets directs des élevages	Stockage « au champ » Sols cultivés et prairies Routes et chemins
Zones « naturelles »		Bruit de fond géologique

Tableau 1 : Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d'après Dorioz, dans C.O.R.P.E.N., 1998)

D'après Pellerin et al. (2003), en 2000, environ 71 000 tonnes de phosphore ont été rejetées dans le réseau hydrographique de France, dont :

- 50% d'origine agricole,
- 30% d'origine urbaine et
- 20% d'origine industrielle.

Cependant, l'équipement de stations de plus en plus nombreuses en procédés de déphosphatation, l'amélioration des rendements des méthodes de déphosphatation et l'utilisation de détergents de moins en moins phosphatés contribuent à diminuer dans les eaux la part du phosphore urbain et industriel au profit du phosphore d'origine agricole.

Dans des bassins versants comme ceux de Bretagne, le phosphore des sols constitue la part principale du phosphore allant vers le réseau hydrographique (Figure 3), à la différence d'autres régions où la part du phosphore métabolique humain et issue des détergents est dominante.

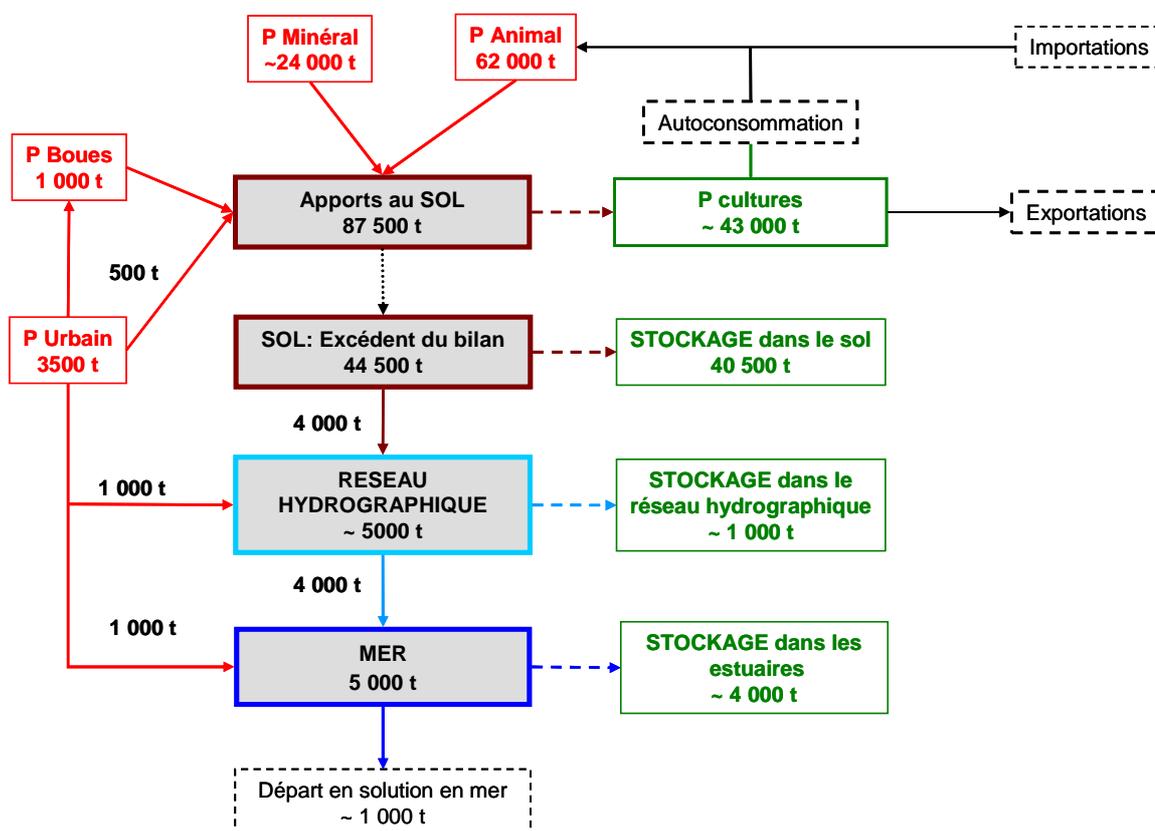


Figure 3 : Cycle du phosphore dans l'écosystème "Bretagne" en 2000 (D'après Aurousseau P., 2001 ; corrigé en 2005 relativement à l'exportation du P par les cultures, à l'excédent du bilan et au stockage dans le sol)

Le phosphore d'origine agricole

Les rejets de phosphore d'origine agricole sont moins bien connus que les rejets urbains et industriels pour plusieurs raisons :

- La croissance extrêmement rapide de la production agricole s'est faite surtout ces 40 dernières années. Le problème est donc relativement récent.
- La dispersion de l'activité agricole sur un vaste territoire donne un caractère diffus à ces rejets. Ils sont donc moins perceptibles directement. Des mécanismes d'épuration en limitent les effets.
- La mesure de ces rejets est difficile car à l'inverse des rejets industriels et urbains collectés et centralisés, il ne suffit pas d'effectuer des mesures ponctuelles pour les quantifier.
- Les caractéristiques des transferts d'azote et de phosphore (flux, concentration, vitesse, formes, etc.) varient en fonction de diverses variables du milieu comme la pluie, la température, l'humidité, ... au contraire des rejets industriels et urbains qui sont relativement constants.

→ Ainsi, les rejets d'origine agricole sont insuffisamment connus alors qu'ils représentent une part croissante des apports.

→ Alors que les rejets domestiques sont souvent mentionnés à l'échelle nationale comme la source principale de phosphore, en Bretagne l'importance de l'activité agricole et son orientation vers les productions animales favorisent des rejets agricoles plus abondants (Cann et al., 1999).

● Répartition des rejets de phosphore selon les productions animales

Au niveau national, les bovins contribuent aux deux tiers des rejets, suivis des porcins et des volailles. En Bretagne c'est le contraire ; la contribution des porcins et des volailles est nettement plus importante (Figure 4).

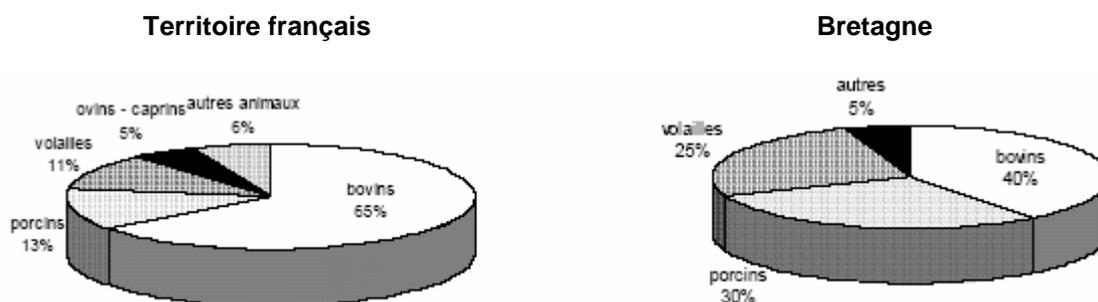


Figure 4 : Estimation de la répartition du phosphore des déjections animales produites annuellement en France dont le total représente près de 310 000 tonnes de P (d'après Guegin, 1996 in CORPEN, 1998)

Estimation de la répartition du phosphore des déjections animales produites annuellement en Bretagne en 2000 dont le total représente près de 62 700 tonnes de P (d'après Giovanni, 2002)

La part du phosphore minéral dans les apports sur les sols diminue régulièrement et assez fortement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification des engrais composés binaires ou tertiaires proposés par l'industrie (Aurousseau, 2001). La consommation d'engrais minéraux phosphatés a diminué en Bretagne plus que dans l'ensemble de la France : de 35 kg de P/ha en 1980, la consommation bretonne est passée à 14 kg de P/ha en 1997 (Cann et al., 1999).

Cependant, en Bretagne comme dans d'autres zones à forte densité d'élevage (Pays-Bas, Danemark, Nord de l'Italie), l'augmentation de la production animale et donc des déjections chargées en phosphore a fortement fait augmenter les entrées de phosphore dans la région ; alors même que des mesures étaient prises pour réduire l'utilisation d'engrais minéraux.

 **REFERENCES**

Aurousseau P., 2001. Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne. Océanis, vol. 27 n°2. pp. 137-161.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoît J-C., 1999. Transfert et flux de nutriments - importance des transports de surface et de faible profondeur. Colloque Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Ifremer (Ed.). 16 p.

CORPEN, 1998. Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. 85 p.

Giovanni R., 2002. Evolution des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001. Fourrages, 170 : 123-140.

Lemercier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne. 85 p.

LES FORMES ET COMPORTEMENTS DU PHOSPHORE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les formes du phosphore sont très diverses. Il peut être de nature organique ou inorganique (minéral). **On le trouve à l'état particulaire ou soluble.**
- Dans les sols, le phosphore est principalement associé aux particules de sol (phosphore particulaire). Il est aussi présent sous forme soluble dans la solution du sol en faible quantité.
- La diversité des formes du phosphore et sa géochimie complexe rendent très difficile l'évaluation des quantités et des formes sous lesquelles le phosphore pourra être transféré du bassin versant vers le réseau hydrographique.
- **Aujourd'hui en Bretagne, les déjections animales sont la principale source de phosphore apportée aux sols.**
- Le "superphosphate" est une forme d'apport d'engrais minéraux phosphatés, dont le caractère très soluble engendre des risques de transferts d'autant plus importants qu'il n'est pas enfoui.

LE PHOSPHORE DANS LES SOLS

Formes du phosphore dans les sols

- **Le phosphore est de nature organique et inorganique**

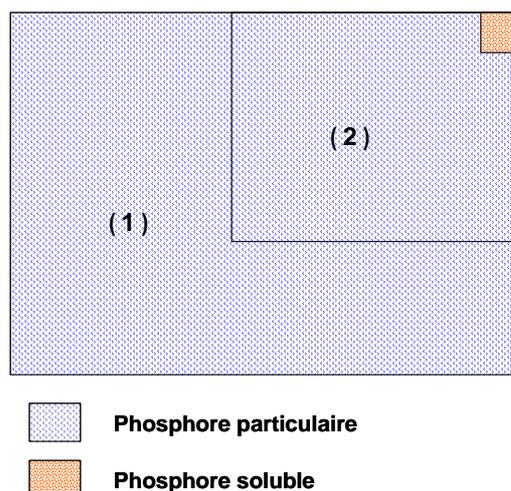
- **Le phosphore inorganique** (minéral), est associé à des composés amorphes ou cristallins d'aluminium et de fer dans les sols acides et à des composés du calcium dans les sols alcalins. La solubilité et la biodisponibilité du phosphore minéral ou sa rétention par la phase solide sont régies par les lois des équilibres chimiques, qui varient notamment avec le pH.
- **Le phosphore organique** est associé à la matière organique du sol. Il doit, le plus souvent, être minéralisé avant d'être utilisé par les plantes et les micro-organismes.

- **Il existe à l'état soluble et à l'état particulaire** (Figure 1).

Qu'il soit à l'état soluble ou particulaire, le phosphore peut être de nature minéral et organique. Le phosphore minéral représente une fraction plus mobile et plus abondante que le phosphore organique (Despreaux, 1990). Il y a donc deux états :

- **Le phosphore soluble** (P-soluble)
- **Le phosphore particulaire**

Le transfert de phosphore par ruissellement se fait majoritairement sous forme particulaire.



(1) Phosphore particulaire fixe, immobile (2) Phosphore particulaire mobilisable

Figure 1 : Répartition du phosphore total. Chaque fraction contient du phosphore minéral et dans une moindre part du phosphore organique.

Remarque : Le phosphore particulaire se présente soit sous forme associée à des particules minérales, organiques ou organo-minérales, soit il se présente lui-même sous forme de composés minéraux cristallisés. Une partie de ce phosphore particulaire se retrouve dans le P assimilable et une autre partie dans le P inassimilable

- **Le phosphore du sol se mesure sous 3 formes différentes :**

- **Le phosphore total** regroupe toutes les formes du phosphore présentes dans le sol.
- **Le phosphore assimilable** ou **biodisponible** correspond au phosphore directement assimilable par les plantes. Il se présente à la fois sous forme soluble et particulaire. Il se mesure en P_2O_5 , soit par la méthode Dyer dans les sols acides, soit par la méthode Joret-Hebert dans les sols calcaires. Depuis quelques années, une autre méthode est utilisée et tend progressivement à se développer : il s'agit de la méthode Olsen. En Bretagne, on parle de P_2O_5 Dyer, en référence à la méthode la plus souvent utilisée.
- **Le phosphore soluble**, présent dans la solution du sol.

- **Comportement du phosphore dans les sols**

Dans les sols, le phosphore est associé aux particules de sols (phosphore particulaire). Il est aussi présent sous forme soluble (phosphore soluble) dans la solution du sol, en faible quantité.

Les mécanismes d'échanges de phosphore entre la phase solide et la solution sont nombreux.

Ces mécanismes d'échanges sont (Vanden Bossche, 2003) :

- L'adsorption
- La désorption
- La précipitation
- La dissolution

La **solubilité** du phosphore dans un sol est sous le contrôle de nombreux mécanismes physico-chimiques et biologiques. Les mécanismes majeurs impliqués dans la régulation de la solubilité sont les réactions de complexation avec des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium notamment, la diffusion intraparticulaire, les réactions de précipitation, dissolution et minéralisation et immobilisation par la biomasse microbienne. Les principaux constituants du sol responsables du maintien de la concentration en phosphore dissous sont les argiles minéralogiques, les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, le carbonate de calcium et la matière organique (Vinatier, 2004).

Les propriétés physico-chimiques du sol, ainsi que les mécanismes liés au fonctionnement des racines et à l'activité de la biomasse microbienne, jouent un rôle important dans les processus d'échanges entre la phase solide et la solution (Morel, 2002).

● LE PHOSPHORE DANS L'EAU

● **Formes du phosphore dans l'eau**

La diversité des formes du phosphore **dans les eaux** est telle qu'elle a donné lieu à une distinction simplifiée entre phosphore soluble et phosphore particulaire (Dorioz, 1997).

- **Le phosphore est dit soluble** (P-soluble) quand il n'est pas retenu par un filtre dont les pores ont une taille de 0,45 µm. Pour l'essentiel, le phosphore soluble est constitué d'ions phosphates ou orthophosphates qui sont assimilables par les végétaux et qui, dans le réseau hydrographique, interviennent directement dans l'eutrophisation des eaux. Le phosphore soluble est aussi présent dans la solution du sol mais en faible quantité.
- **Le phosphore particulaire** (> 0.45 µm) regroupe toutes les formes de phosphore, minérales ou organiques, liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. **Le transfert de phosphore par ruissellement se fait majoritairement sous forme particulaire.**

● **Comportement du phosphore dans l'eau**

Dans les eaux, différents processus de transformation du phosphore soluble et particulaire s'opèrent :

● **Dans les eaux douces**

- Le **phosphore soluble** peut être considéré comme totalement assimilable ou bio-utilisable, directement ou après action enzymatique, ce qui ne signifie pas qu'il soit consommé par les végétaux. L'assimilation est en effet plus ou moins forte selon l'intensité de l'activité biologique (optimum : printemps, été).
- Le phosphore soluble peut aussi être adsorbé par les particules en suspension, ou précipité, puis sédimenté, ce qui finalement contribue à enrichir les sédiments profonds.
- Une **désorption** notable de phosphore soluble à partir de ces sédiments apparaît lorsque des conditions anaérobies s'établissent à l'interface eau/sédiments et provoquent une réduction du fer et donc une libération du phosphore qui lui était associé.
- Le **phosphore particulaire** peut soit interagir avec du phytoplancton pour être assimilé, soit sédimenter (Dorioz, 1997).
- Dans le réseau hydrographique, la désorption du phosphore s'opère à l'occasion des crues sous l'effet, en particulier, de la remise en suspension de particules solides.

- **Dans les eaux de ruissellement**

La désorption du phosphore s'opère à l'occasion des épisodes pluvieux sous l'effet, en particulier, de la remise en suspension de particules de sol.

- **Dans les eaux marines**

En milieu estuarien et marin, l'ion orthophosphate constitue l'essentiel de la **forme minérale dissoute** qui sera directement assimilée par le phytoplancton et les macro-algues. Les formes organiques dissoutes (acides nucléiques, phospholipides...) sont quant à elles minoritaires dans cette phase soluble.

Le phosphore parvient aussi au milieu marin sous différentes **formes particulières** qui sont essentiellement (Andrieux, 1997) :

- le phosphore organique présent dans les débris végétaux ou animaux,
- les formes de phosphore adsorbées à la surface de particules minérales,
- les formes minéralogiques et occluses dans des matrices de minéraux.

Le phosphore qui circule dans les eaux douces sous forme particulaire flocule et sédimente pour l'essentiel à son arrivée en milieu marin. Une part du phosphore en solution peut lui aussi sédimenter suite à une précipitation consécutive à l'augmentation de la force ionique.

On peut considérer que le phosphore organique particulaire est utilisable, après minéralisation, par les végétaux marins ; le phosphore adsorbé sur des oxydes métalliques de fer ou d'aluminium pourra être libéré, sous certaines conditions physico-chimiques régnant par exemple dans des sédiments anoxiques. Par contre, le phosphore contenu dans des minéraux comme l'apatite n'est pas biodisponible pour les végétaux marins (Guillaud J.F. Ifremer, comm. pers.).

LES FORMES D'APPORTS DE PHOSPHORE SUR LES SOLS

Le phosphore apporté sur les sols, qu'il soit d'origine animale ou minérale, contient une part soluble relativement importante (surtout le superphosphate, engrais minéral). Compte tenu de sa solubilité, le risque de transfert est particulièrement important s'il n'est pas enfoui et que se produit un événement pluvieux important. Comme pour tous les apports de surface, le risque de transfert, pour des formes aussi solubles, est d'autant plus grand qu'il reste longtemps à la surface du sol.

Le phosphore des déjections animales

Aujourd'hui, en Bretagne, les déjections animales sont la principale source de phosphore apportée aux sols. La contribution des productions animales hors sol (porcs et volailles) est la plus importante (Tableau 1).

	Bretagne	
	Tonne P	%
Bovins	24 600	39,4
Porcins	18 800	30
Volailles	15 800	25,4
Autres	3 400	5,4
Total	62 600	100
Pression organique (kg/ha de SAU épandable)	129 (P₂O₅) 56 (P)	

Tableau 1 : Estimation de la production annuelle de phosphore d'origine animale en Bretagne en 2000 (d'après Giovanni, 2002)

● Le phosphore des engrais minéraux

Le "superphosphate" est une forme d'apport d'engrais minéraux phosphatés très soluble.

En Bretagne, la part du phosphore minéral dans les apports sur les sols diminue régulièrement et assez fortement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification de la composition des engrais composés binaires ou tertiaires proposés par l'industrie des engrais (Aurousseau, 2001).

D'après Cann et al. (1999), la consommation d'engrais minéraux phosphatés a diminué en Bretagne plus que dans l'ensemble de la France : de 35 kg de P/ha en 1980, la consommation bretonne est passée à 14 kg de P/ha en 1997.

➔ Cette diversité des formes du phosphore et la complexité du cycle géochimique rendent très difficile l'approche des quantités et des formes sous lesquelles le phosphore pourra être transféré du bassin versant vers le réseau hydrographique.

 **REFERENCES**

Andrieux F., 1997. Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyses, biodisponibilité, échange. Thèse Université Bretagne Occidentale, 327p.

Aurousseau P., 2001. Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne. Océanis, vol. 27 n°2. pp. 137-161.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoît J-C., 1999. Transfert et flux de nutriments - importance des transports de surface et de faible profondeur. Colloque Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Ed. Ifremer. 16 p.

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2003. Gestion des sols et apport de déchets organiques en Bretagne. 52 p.

Despreaux, 1990. Phosphore et azote dans les sédiments du fleuve Charente. Variation saisonnières et mobilité potentielle. Thèse de l'Université C. Bertrand, Lyon 1. 225p.

Dorioz J-M., Trévisan D. et Vansteelant J-Y., 1997. Transfert diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. « L'eau dans l'espace rural ». INRA (Ed). p. 249-264.

Giovanni R., 2002. Evolution des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001. Fourrages, 170 : 123-140.

Lemercier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne. 85 p.

Morel C., 2002. Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution. Mémoire d'HDR. INRA-Bordeaux, Institut national polytechnique de Lorraine. 80 p.

Vanden Bossch H., 2003. Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface. Cas des boues de stations d'épuration. Thèse de l'Université de Rennes 1. Mémoires du CAREN. 298 p. + Annexes.

Vinatier T. Bases conceptuelles d'un indice de risque de transfert du phosphore de la parcelle agricole vers les eaux de surface. Publication en cours.

Vinatier T., 2004. Les facteurs de risque de transfert du phosphore, de la parcelle vers les eaux de surface. Mémoire de fin d'étude ENSA Rennes. 87 p

LES MODES DE TRANSFERT DU PHOSPHORE DU SOL VERS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le phosphore suit deux voies de transfert pour atteindre le réseau hydrographique : d'une part, le ruissellement de surface et l'érosion, et d'autre part, la lixiviation¹ (lessivage) à travers les horizons du sol et la nappe.
- Le transfert du phosphore se fait principalement par les processus de ruissellement et d'érosion qui ont donc lieu surtout au cours des épisodes de crues. Ce transfert se fait par ailleurs majoritairement sous forme particulaire et de façon minoritaire sous forme soluble.
- Le transfert de phosphore par lessivage implique essentiellement le phosphore soluble. Ce mode de transfert est minoritaire par rapport au transfert par ruissellement et érosion dans les sols limoneux acide de l'ouest de la France.
- Les temps de transfert du phosphore pour rejoindre le réseau hydrographique sont variables selon la forme du phosphore et le chemin suivi (de l'ordre de quelques heures à quelques années).

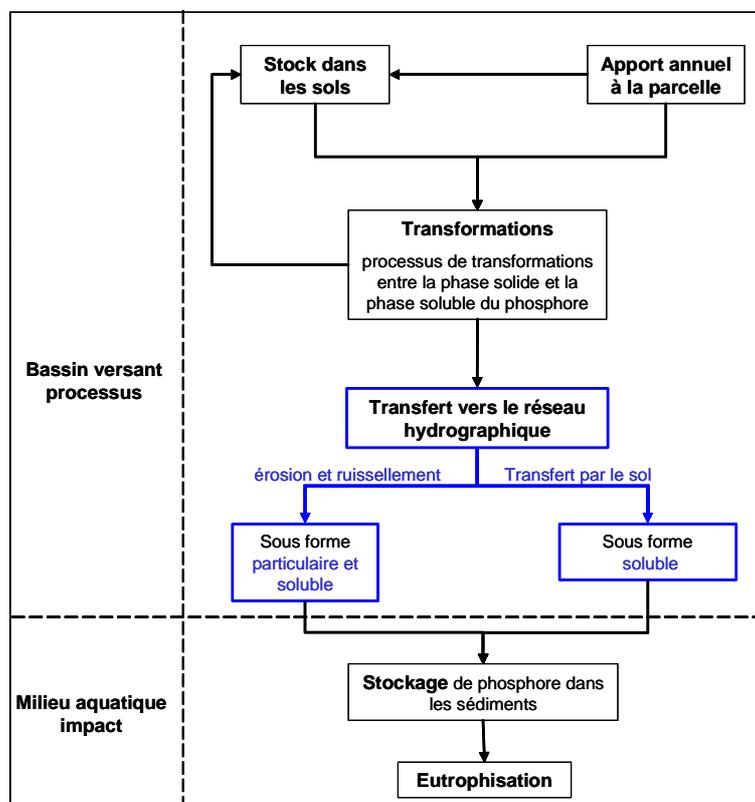


Figure 1 : Les processus de transfert du phosphore dans le bassin versant

¹ Le mot "lixiviation" est le terme scientifique exact. Toutefois, par souci de vulgarisation nous utiliserons fréquemment le terme de "lessivage"

● TRANSFERT DU PHOSPHORE PRINCIPALEMENT PENDANT LES CRUES

Le taux de phosphore transféré au cours d'eau sous forme particulaire est largement majoritaire par rapport au taux de phosphore transféré sous forme soluble et a lieu principalement au cours des crues (Figure 2).

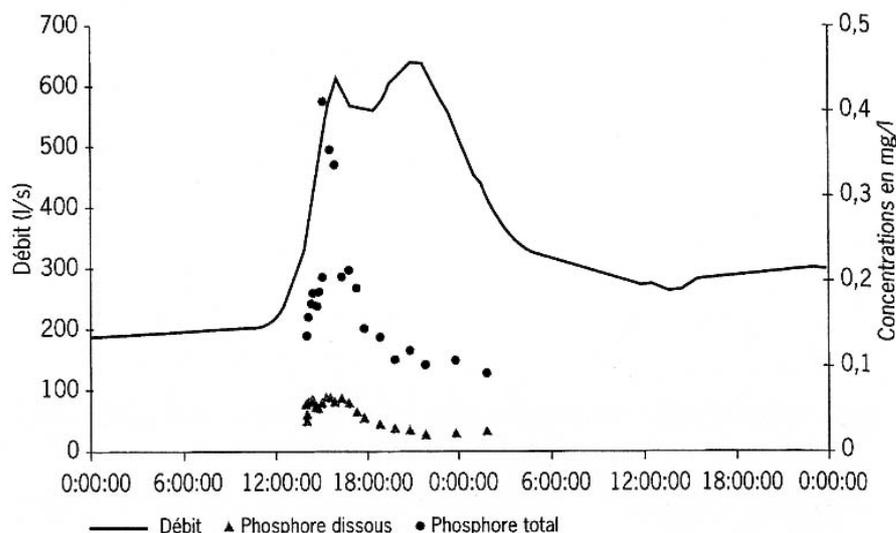


Figure 2 : Exemple de variation des concentrations en phosphore dans l'eau pendant une crue (la crue des 25-26 mai 1998 sur le Coët-Dan), Cann et al., 1999.

Au début des crues, lorsque le débit augmente, les concentrations en phosphore total croissent très rapidement. Le phosphore soluble réactif (phosphore disponible pour les plantes, ion phosphate) augmente très nettement mais dans de moindres proportions et de manière moins rapide que le phosphore total. C'est donc sous une autre forme (majoritairement particulaire) qu'arrive l'essentiel du phosphore en crue, spécialement au début de crue. L'augmentation de concentration en phosphore total accompagne l'augmentation brutale et brève de la teneur des eaux en matières en suspension (MES).

Le maximum des concentrations s'observe souvent avant que le débit maximum soit atteint. La concentration en phosphore change ainsi d'ordre de grandeur : la concentration est couramment multipliée par 20 en moins d'une demi-heure. Ce type d'observations s'observe systématiquement lors des crues (Cann, 1999).

● MODE DE TRANSFERT DU PHOSPHORE PARTICULAIRE

Le phosphore a une **forte capacité de fixation** sur les particules du sol. Ainsi, parmi toutes les voies de transferts possibles vers le réseau hydrographique, le **ruissellement de surface et l'érosion** sont les voies prépondérantes qu'emprunte le phosphore (CSEB, 2003) (voir fiche A-2).

Les quantités de phosphore total transférées augmentent avec le taux d'érosion. La teneur en phosphore des particules érodées est alors directement proportionnelle au stock de phosphore dans les premiers centimètres du sol. Enfin, d'une manière générale, les particules de sol érodées, riches en particules fines, sont plus chargées en phosphore que les particules de la couche de sol dont elles proviennent.

En effet, les eaux de ruissellement s'enrichissent en phosphore au contact avec le sol. Elles se chargent en partie de phosphore soluble mais surtout en particules de sol érodées enrichies en phosphore. En effet, ces matières en suspension (MES) transférées par les eaux de ruissellement sont plus riches en phosphore (P) que les compartiments du sol. Ces particules sont plus réactives vis-à-vis du phosphore (Vanden Bossches, 2003, Dorioz et al, 1997), du fait notamment de leur plus grande surface spécifique susceptible de réagir avec le phosphore de la solution du sol. Pour le phosphore total, on admet en première approximation un facteur d'enrichissement moyen de 2 dans le contexte breton (Arousseau, comm. pers.).

Teneur en phosphore	SOL	MES transférées par ruissellement
P total	2 g de P/kg	4 g de P/kg
P assimilable (Dyer)	0,9 g de P/kg soit 2000 mg/kg	2,7 g de P/kg
P soluble	0,1 g de P/kg	0,4 g de P/kg

Tableau 1 : Estimation de l'enrichissement entre le sol et les MES transférées par ruissellement (Arousseau, comm. pers.)

Les temps de transfert du phosphore particulaire pour rejoindre le réseau hydrographique sont assez courts. Ils dépendent des obstacles au ruissellement présents sur la parcelle. En effet, le phosphore peut subir une série de dépôts et de reprises sur son parcours.

MODE DE TRANSFERT DU PHOSPHORE SOLUBLE

Le phosphore soluble suit les mêmes processus de transfert que les écoulements d'eau (voir fiche A-2). Il est transféré au réseau hydrographique par deux voies : le ruissellement en surface et le lessivage par percolation à travers le sol.

Cependant, les transferts de phosphore par lessivage sont relativement faibles par rapport aux transferts de surface. Ils sont estimés inférieurs à 0.1 kg de P/ha/an alors que les quantités associées au transfert de surface peuvent être comprises entre 0.05 et 2.5 kg de P total/ha/an (Dorioz, 1997).

Une étude réalisée dans le Morbihan (Comlan, 1996) montre une faible migration du phosphore dans le profil du sol en dessous de l'horizon labouré. Par ailleurs, une étude de l'INRA de Quimper (Simon et Lecorre, 1989) réalisée sur sol cultivé d'origine granitique a permis de mesurer des quantités de phosphore lessivées comprises entre 0.1 et 0.15 kg de P/ha/an.

Les temps de transfert du phosphore soluble sont très variables (de l'ordre de quelques heures à quelques années).

Dans les sols drainés, les temps de transfert sont accélérés du fait des drains qui occasionnent un circuit plus rapide vers le réseau hydrographique.

Bien que minoritaire par rapport aux pertes de phosphore particulaire, les pertes de phosphore soluble ne doivent pas être négligées. En effet, le phosphore soluble est directement disponible non seulement pour les cultures mais aussi pour les végétaux aquatiques responsables de l'eutrophisation.

D'autre part, même si le transfert de phosphore vers le réseau hydrographique pendant la saison humide se réalise principalement sous forme particulaire et concerne des formes assez insolubles, ce phosphore se convertit en partie dans le réseau hydrographique en phosphore soluble, interagissant directement sur l'eutrophisation au cours de la belle saison.

 **REFERENCES**

Branchard JP., 1984. Fonctionnement hydrique et qualité des eaux dans des sols drainés et soumis à épandage. Thèse ENSA Rennes. 122 p.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoît J-C., 1999. Transfert et flux de nutriments - importance des transports de surface et de faible profondeur. Colloque Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Ed. Ifremer. 16 p.

Comlan P., 1996. Enrichissement en phosphore des sols d'un bassin versant. Ingénieries - EAT-N°7. pp. 13 à 20.

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2003. Gestion des sols et apport de déchets organiques en Bretagne. 52 p.

Dorioz J-M., Trévisan D. et Vansteelant J-Y., 1997. Transfert diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. « L'eau dans l'espace rural ». INRA (Ed). p. 249-264.

Lemercier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne. 85 p.

Simon JC., Lecorre L., 1989. Lessivage d'éléments minéraux autres que l'azote en monoculture de maïs en sol granitique du Finistère. Fourrage n°118. pp. 127-148.

Vanden Bossch H., 2003. Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface. Cas des boues de stations d'épuration. Thèse de l'Université de Rennes 1. Mémoires du CAREN. 298 p.

Vinatier T., 2004. Les facteurs de risque de transfert du phosphore, de la parcelle vers les eaux de surface. Mémoire de fin d'étude ENSA Rennes. 87 p.

Vinatier T. Bases conceptuelles d'un indice de risque de transfert du phosphore de la parcelle agricole vers les eaux de surface. Publication en cours.

LES FACTEURS DE RISQUE DE TRANSFERT DU PHOSPHORE DANS LES BASSINS VERSANTS

DEFINITION



Le risque est la probabilité qu'un événement dangereux (aléa¹) survienne et qu'il affecte une population ou un écosystème exposé (vulnérabilité) à ce danger. La notion de **risque** implique un caractère aléatoire, une notion de probabilité, donc d'incertitude et de difficulté à prévoir un événement. On appelle "**facteur de risque**" des facteurs qui ont été identifiés comme intervenant dans le risque.

Les facteurs de risque de transfert de phosphore du sol vers les eaux sont de 3 ordres :

- **Les facteurs de pressions polluantes** ou **facteurs sources** : il s'agit des sources de phosphore en provenance du sol, c'est-à-dire d'une part, le stock de phosphore présent dans le sol et d'autre part, les apports annuels sur les parcelles.
- **Les facteurs de transfert** : ce sont les facteurs ayant une influence sur le transfert de l'eau et des particules de sol par érosion et ruissellement.
- **Les facteurs de connexion au réseau hydrographique** ou **facteurs de "connectivité"** : ils correspondent aux éléments du paysage (haies, talus, zones enherbées, ...) capables de freiner ou intercepter le phosphore entraîné par érosion ou ruissellement avant qu'il n'arrive à la rivière.

L'aléa associé à une parcelle est le résultat du croisement entre les facteurs sources, les facteurs de transfert et les facteurs de connectivité.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le transfert du phosphore est principalement contrôlé par les processus d'érosion et de ruissellement de surface.
- Une forte proportion de parcelles cultivées dans les bassins versants détermine l'importance du phosphore particulière transféré. L'élevage intensif entraîne des apports importants de phosphore et donc la constitution d'un stock important de phosphore dans les sols.
- Depuis les années 70, le phosphore a cessé régionalement d'être un facteur limitant de la production végétale. **La Bretagne est même passée à une situation de stockage de phosphore dans le sol**, car les apports de phosphore sont supérieurs aux prélèvements par les plantes.
- Deux facteurs, les **stocks de phosphore dans les sols** et les **apports annuels**, constituent les sources principales de phosphore transporté vers le réseau hydrographique.
- Les transferts de surface du phosphore dépendent de plusieurs facteurs qui contrôlent l'érosion et le ruissellement : état de surface du sol (battance), profil de sol (hydromorphie), inclinaison, forme et position de la pente, couverture du sol.
- Le phosphore subit une série de dépôts et de reprises sur son parcours au sein même du bassin versant.

¹ L'aléa dépend du niveau et de l'occurrence de certains événements.

LES FACTEURS SOURCES

Il existe deux sources de phosphore à l'échelle de la parcelle :

- **Le stock** de phosphore dans le sol, notamment dans les premiers centimètres du sol ;
- **Les apports** annuels à la parcelle et la manière dont ils sont apportés.

Les analyses de teneurs en phosphore qui sont généralement réalisées sont des analyses de phosphore dit "assimilable" (représentant une proportion variable du phosphore total) faites à la demande des agriculteurs pour ajuster leur fertilisation des sols. Ces teneurs sont exprimées en mg de P_2O_5 par kg de terre. Il faut diviser la valeur numérique du P_2O_5 par 2,29 pour la convertir en P.

Le stock de phosphore total est lui exprimé le plus souvent en **tonne (t) de phosphore par hectare (P/ha)**.

Les apports annuels se mesurent en **kg de P/ha**. Ils sont souvent exprimés en P_2O_5 .

Le stock de phosphore dans le sol

• Accumulation de phosphore

A la fin de la deuxième guerre mondiale, les sols de Bretagne étaient dans une situation de **carence vis-à-vis du phosphore**. La teneur moyenne en phosphore assimilable P_2O_5 (méthode Dyer) était alors inférieure à 150 mg/kg de terre, soit largement en dessous de la teneur recommandée de 220-250 mg/kg de terre. **Le phosphore était alors un facteur limitant de la production végétale**.

Les fertilisations de redressement, suivies ensuite par un développement de l'élevage, ont inversé la situation. Les apports de phosphore sous forme d'engrais minéraux dans les années 1960-1980 puis d'origine organique (fumiers et lisiers) à partir des années 1970, font qu'**en Bretagne, le phosphore a cessé d'être un facteur limitant de la production végétale depuis des années**. En 1988, les sols de Bretagne contenaient en moyenne 300 mg/kg de P_2O_5 "assimilable" (Dyer), avec des valeurs moyennes de plus de 500 mg/kg en zones légumières ou en zones d'élevage intensif (Leleux et al., 1988). Dix ans plus tard, **plus de la moitié des communes de Bretagne sont en moyenne dans une situation d'excès** (500, 1000 mg/kg de terre de P_2O_5 assimilable) On connaît des parcelles avec des teneurs plus élevées encore (2000 mg/kg et plus). **On est ainsi passé à une situation de stockage ou de sur-stockage du phosphore dans les sols**.

• Influence du stock sur les transferts

La voie principale de transfert du phosphore, de la parcelle vers le réseau hydrographique, est l'érosion et le ruissellement (*voir fiche A-2*).

Dans le contexte breton, le stock de phosphore constitue **la source principale des transferts de phosphore**. **Le transfert met en jeu essentiellement le phosphore particulaire**, adsorbé sur les particules (colloïdes) du sol. Il vient majoritairement des parcelles en cultures. Sur les prairies, par contre, la part de phosphore soluble transférée est relativement plus importante.

D'une manière générale, les particules de sol érodées sont enrichies en phosphore par rapport au sol dont elles proviennent. Les coefficients d'enrichissement cités dans la littérature vont jusqu'à 5.

Un coefficient moyen de 2 pourrait être pris en considération en première hypothèse (*voir fiche B-6*).

● Les apports annuels sur les sols

• Les entrées annuelles de phosphore liées aux activités agricoles

L'activité agricole de culture et d'élevage constitue la source principale de phosphore apportée sur les sols des bassins versants bretons aujourd'hui. Les apports proviennent :

- des épandages sur les parcelles agricoles (lisiers, fumiers, engrais) ;
- des rejets directs des animaux d'élevage ;
- du stockage « au champ » des engrais.

• Cinq facteurs de risque principaux liés aux apports annuels

Les cinq facteurs de risque principaux liés aux apports annuels de phosphore sur les parcelles agricoles sont les suivants :

- la dose de phosphore épandue,
- le délai entre l'épandage et l'incorporation au sol,
- le type d'apport annuel et en particulier sa solubilité,
- la période de l'épandage,
- la méthode d'incorporation au sol.

La dose de phosphore épandue traduit la quantité de phosphore risquant d'être transférée suite à l'épandage.

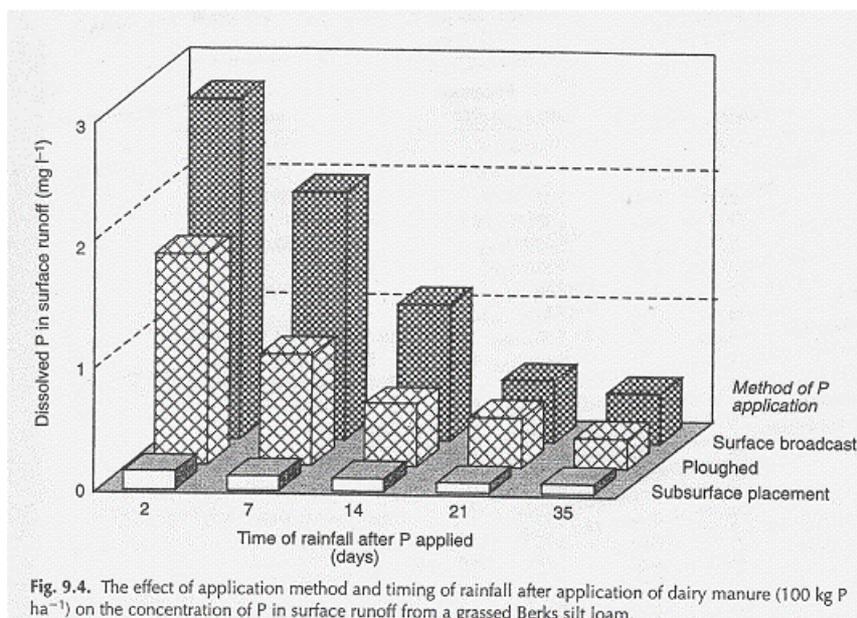
Le délai entre l'application et l'incorporation traduit le niveau de risque qu'une pluie ruisselante puisse se produire avant l'incorporation au sol. Ce type d'événement accidentel peut entraîner des pertes importantes de phosphore par ruissellement.

Tout apport non suivi d'enfouissement se traduit par une augmentation considérable des teneurs en phosphore de surface et donc des risques de transfert (Dorioz, 1997, Sharpley, 1996).

Le type d'engrais phosphaté épandu entraîne un risque différent selon sa solubilité et selon qu'il soit incorporé ou laissé à la surface du sol. Les risques de transfert sont plus importants pour les formes solubles laissées en surface.

Les périodes d'épandage à risque plus important semblent être les périodes de cumuls importants de pluies de fin d'année et les périodes à risque de saturation des sols. En Bretagne, la période de décembre à fin mars présente un fort risque de ruissellement.

La méthode d'incorporation joue un rôle sur la quantité de phosphore susceptible d'être concernée par les phénomènes d'érosion et de ruissellement.



- ◆ *ploughed* : incorporation par labour
- ◆ *surface broadcast* : engrais laissé en surface
- ◆ *subsurface placement* : injection de l'engrais dans le sol

Figure 1 : Conséquence de la méthode d'incorporation et du délai entre l'incorporation et la pluie simulée pour un engrais de bovin (100 kg P/ha) sur la concentration en phosphore des eaux ruisselées en surface sur un « grassed Berks silt loam » (Mc Dowell, 2002).

➔ Actuellement en Bretagne, les apports sont supérieurs aux prélèvements par les plantes et contribuent à l'accumulation de phosphore dans les sols et aux fuites vers le réseau hydrographique.

LES FACTEURS DE TRANSFERTS

Les transferts de phosphore se faisant majoritairement par voies d'érosion et de ruissellement, les facteurs de transfert sont les facteurs qui contrôlent l'érosion et le ruissellement de surface.

La sensibilité du sol à la battance

La sensibilité du sol à la **battance** (voir fiche A-2) est un indicateur du risque de déclenchement du ruissellement de surface.

La battance du sol est fonction en première approche du taux de matière organique dans le sol et la texture du sol.

L'hydromorphie

L'hydromorphie caractérise certains sols modifiés par un excès d'eau qui sature la totalité des pores, de façon permanente ou temporaire sur la totalité ou la plus grande partie de leur profil.

L'hydromorphie est un indicateur du risque de ruissellement. Ce risque est d'autant plus fort que l'hydromorphie observée dans la partie supérieure du sol est intense et que ces parcelles

hydromorphes sont proches de cours d'eau ou de fossés circulant en continu pendant une période prolongée de décembre à mars.

● L'inclinaison de la pente

L'inclinaison de la pente est un indicateur de l'intensité du ruissellement diffus et du risque de ruissellement concentré.

Cette notion de ruissellement diffus et concentré fait référence à l'organisation (l'architecture) de l'écoulement. Un ruissellement diffus est un ruissellement homogène sur une surface de sol donnée. Un ruissellement concentré est un ruissellement par des chenaux, rigoles ou ravines.

Le ruissellement diffus, forme de ruissellement majoritaire en Bretagne, est favorisé par l'inclinaison de la pente.

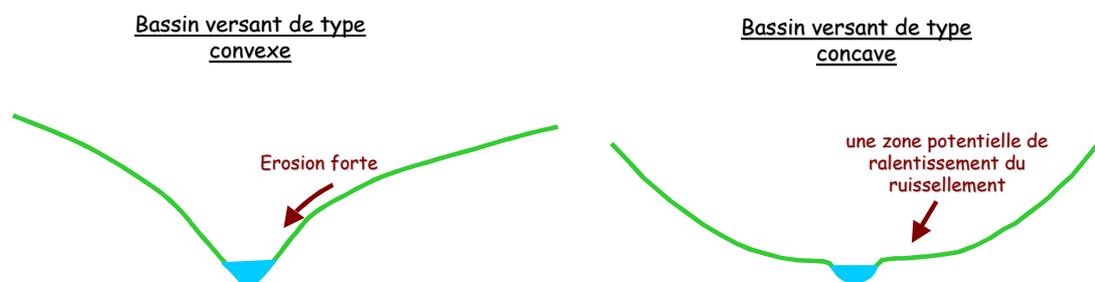
Le ruissellement concentré est déterminé par des versants longs ou des pentes supérieures à 5%.

● La forme de la pente

La forme de la pente conditionne l'érosion et le transfert d'eau par ruissellement.

Une zone concave en bas de parcelle est une zone potentielle de ralentissement de l'eau de ruissellement et donc de réinfiltration et de sédimentation des particules de sol lors d'épisode de ruissellement de surface. Cependant, cette zone a potentiellement un stock de phosphore plus important qu'en moyenne sur la parcelle.

Une zone convexe favorise l'érosion et le transfert d'eau et de particules de sol hors de la parcelle.



● La couverture du sol

Le taux de couverture du sol limite les transferts de phosphore sur la parcelle.

- Dans les milieux prairiaux, le transfert de phosphore se fait surtout sous forme dissoute, avec des valeurs comprises entre 70 et 90% du phosphore total exporté (Dorioz et al., 2002).
- Sur les parcelles cultivées, le transfert de phosphore se fait majoritairement sous forme particulaire, où il représente 50 à 90% du phosphore total exporté (Dorioz et al., 1997).

En période hivernale, les quantités de phosphore transférées seront moins importantes dans le cas de culture à végétation rapide que dans le cas de cultures à végétation lente. Le cas le plus risqué est celui des sols laissés nus.

Les cultures dérobées et les cultures intermédiaires pièges à nitrate CIPAN constituent une protection efficace contre le transfert de phosphore.

Les résidus de culture permettent une diminution du transfert de phosphore particulaire intéressante. Cet intérêt semble limité pour le phosphore soluble.

● L'orientation des façons culturales

Le sens des façons culturales par rapport aux courbes de niveau contrôle le transfert de phosphore sur la parcelle. Des façons culturales orientées **parallèlement aux courbes de niveau (perpendiculairement à la pente)** limitent le transfert de phosphore (sur des pentes modérées, pour des ruissellements de faible intensité).

● LES FACTEURS DE CONNEXION AU RESEAU HYDROGRAPHIQUE

Le phosphore subit une série de dépôts et de reprises sur son parcours entre la parcelle et les eaux de surface. (Fardeau, 2000, CORPEN, 1998, Dorioz, 1997).

Le facteur "de connexion" (connectivité) est un facteur très important du transfert du phosphore puisqu'il exprime les obstacles au transfert du phosphore entre la parcelle et le réseau hydrographique et donc les quantités de phosphore conservées sur la parcelle et non transférées au réseau hydrographique.

- **Connectivité** : lien direct entre la parcelle et le réseau hydrographique.
- **Non connectivité** : lorsque qu'un obstacle fait barrage entre la parcelle et le réseau hydrographique et vient interrompre les transferts de phosphore.

Les obstacles permettant un abattement des quantités de phosphore entraînées par ruissellement ou érosion sont :

- Les talus et par extension les cuvettes bien délimitées et les fossés sans exutoire,
- Les bandes enherbées,
- Les zones enherbées comme les prairies,
- Les zones humides.

Les facteurs de connexion de la parcelle au réseau hydrographique pris en compte sont de différentes natures.

- **Les obstacles en surface sur le parcours de l'eau dans le bassin versant** : talus, zone de dépression, fossé fermé peuvent permettre la réinfiltration de l'eau de ruissellement en bas de parcelle et éviter le transfert d'eau et de phosphore vers le cours d'eau.
- **Les dispositifs enherbés** : les prairies intercalées entre les cultures et les bandes enherbées peuvent jouer un rôle tampon (Dorioz, 1997). Ces dispositifs ont un potentiel d'abattement satisfaisant pour le phosphore particulaire, mais beaucoup plus variable pour le phosphore soluble (Dorioz, 2002). Cette variabilité est liée au fait que le phosphore soluble contenu dans l'eau de ruissellement peut saturer en phosphore les particules de sol de la surface du dispositif enherbé, limitant ainsi ses capacités de fixation et de rétention à long terme (Dorioz, 2002). Cet effet peut être particulièrement net sur les bandes enherbées souvent implantées en bord de cours d'eau, dans des zones de bas de versant où la nappe affleure en hiver. Ces dispositifs peuvent ainsi constituer un obstacle permettant de retarder le transfert du phosphore pendant la période hivernale à moindre d'eutrophisation (voir fiche J-1).

➔ Les capacités d'abattement du transfert de phosphore de ces différents obstacles ne sont pas connues précisément. Leur présence et leur distance au cours d'eau peuvent être un indicateur de possibilités de rétention entre la parcelle et le réseau hydrographique.

Conclusion

Parmi tous ces facteurs de risque, certains sont décrits par des **variables quantitatives** (inclinaison de la pente, dose de phosphore épandue...) auxquelles peuvent être associées des valeurs seuils de manière à distinguer des classes de risque.

D'autres facteurs de risque sont décrits par des **variables qualitatives** (description de l'hydromorphie, présence/absence...) observables sur le terrain et qui permettent de définir également des classes de risque.

A chaque classe de risque est associée une modalité. Celle-ci peut être favorable, moyennement défavorable ou défavorable suivant le niveau de risque qu'elle présente.

La prise en compte de l'ensemble de ces facteurs devrait permettre de définir les parcelles à risque de transfert de phosphore vers le réseau hydrographique.

REFERENCES

CORPEN, 1998. Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. 85 p.

Dorioz J-M., Trévisan D. et Vansteelant J-Y, 1997. Transfert diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. « L'eau dans l'espace rural ». INRA (Ed). pp. 249-264.

Dorioz JM., Vansteelant A., 2002. Les dispositifs enherbés : outils de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole. Rapport bibliographique pour le groupe « phosphore » du CORPEN.

Fardeau JC., Dorioz JM., 2000. La dynamique du phosphore dans les zones humides. Fonctions et valeurs des zones humides. DUNOD (Ed). pp. 143-159.

Heathwaite L., Sharpley A., Gburek W.J., 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. J. environ. Qual. 29. p. 158-166.

Leleux A., Aurousseau P., Roudaut A., 1998. Synthèse cartographique régionale à partir de données d'analyses de terre. Science du sol – 1988/1 – vol. 26, 1, 29-40.

MacDowell R.W., Sharpley A.N., Kleinman P.J.A., Gburek W.J., 2002. Hydrological source management of pollutants at the soil profile scale. Agriculture, hydrology and Water Quality. pp. 197-223.

Sharpley A.N., Daniel T.C., Sims J.T., Pote D.H., 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. Journal of soil and water conservation, 51. pp. 160-166.

Vinatier T., 2004. Les facteurs de risque de transfert du phosphore, de la parcelle vers les eaux de surface. Mémoire de fin d'étude ENSA Rennes. 87 p

B

Rôle, formes et transferts d'éléments intervenant dans la qualité des eaux

MATIERE ORGANIQUE

- **Fiche B-8** Origines et formes de la matière organique
- **Fiche B-9** La matière organique dans les eaux : méthodes d'analyse
- **Fiche B-10** La matière organique dans les eaux : réglementation, constats en Bretagne
- **Fiche B-11** Les processus de transfert de la matière organique dissoute du sol vers le milieu aquatique

ORIGINES ET FORMES DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DE L'EAU

DEFINITION

 **La matière organique** (MO) est l'ensemble des molécules contenant du carbone (C), issues des organismes vivants ou les constituant. A l'opposé se trouve la matière minérale ou matière inerte.

La matière organique regroupe :

- les métabolites produits par les êtres vivants
- les cellules vivantes ou mortes, animales ou végétales et toutes les molécules résultant de la décomposition de ces cellules.
- les molécules de synthèse dont font partie les produits phytosanitaires.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- La matière organique présente dans les rivières bretonnes provient de deux origines : une **origine allochtone** (sol, litières, rejets urbains) et une **origine autochtone** (issue d'une production interne à la rivière).
- La matière organique allochtone parvient à la rivière d'une part sous **forme particulaire** (MOP) à l'occasion des phénomènes de ruissellement ou par chute directe (cas des feuilles). D'autre part, elle peut être acheminée à la rivière sous **forme dissoute** (MOD) lors des processus de lessivage.
- La matière organique autochtone correspond aux plantes aquatiques, au phytoplancton, aux bactéries, aux mousses, etc., et à leur dégradation dans le milieu aquatique. On la retrouve à la fois sous forme particulaire et dissoute dans la rivière.
- La matière organique autochtone se forme à partir des transferts de nutriments (azote, phosphore) en provenance du bassin versant. Sa production est donc une conséquence directe des activités humaines sur les bassins versants.
- La contribution de la matière organique autochtone peut être non négligeable surtout lors des blooms planctoniques du printemps et de l'été. Cependant, à l'échelle annuelle, la contribution autochtone des rivières est largement minoritaire par rapport à la contribution allochtone. Elle varie d'une rivière à l'autre, mais reste presque toujours inférieure à 10% du flux annuel total de matière organique transportée.

La matière organique (MO) présente dans les eaux de surface (rivières, lacs, étangs, ...) peut avoir deux origines :

- **la matière organique allochtone**, issue de la végétation, des sols et des roches mères des bassins versants. Les matières organiques provenant de la végétation (litières) sont plus ou moins indépendantes des apports minéraux, tandis que celles issues des sols et des roches mères sont liées à la matrice minérale des particules en suspension. Les transferts au réseau hydrographique se font par des vecteurs hydrologiques (ruissellement, écoulements hypodermiques et de nappe), éoliens ou par chute directe. Ce compartiment comprend également les apports de **matière organique anthropique**, par exemple ceux provenant des **déjections animales (fumier, lisier)**, des **résidus urbains et/ou industriels** (eaux usées, boues de stations d'épuration, hydrocarbures).
- **la matière organique autochtone** : vivante ou détritique, elle est constituée en majeure partie de **phytoplancton, de zooplancton et de bactéries**, mais aussi de **macrophytes et d'autres algues benthiques**. La matière organique autochtone est issue d'une **production interne** aux masses d'eau et se forme principalement par voie photosynthétique. Elle est très abondante dans les étendues d'eau stagnantes (lacs, étangs) riches en sels nutritifs et de ce fait soumise au processus d'eutrophisation.

Ces deux types de matière organique peuvent se trouver dans les masses d'eau soit sous forme particulaire, soit sous forme dissoute dépendant de la taille des molécules d'origine ou de l'état de décomposition de leurs précurseurs végétaux ou animaux.

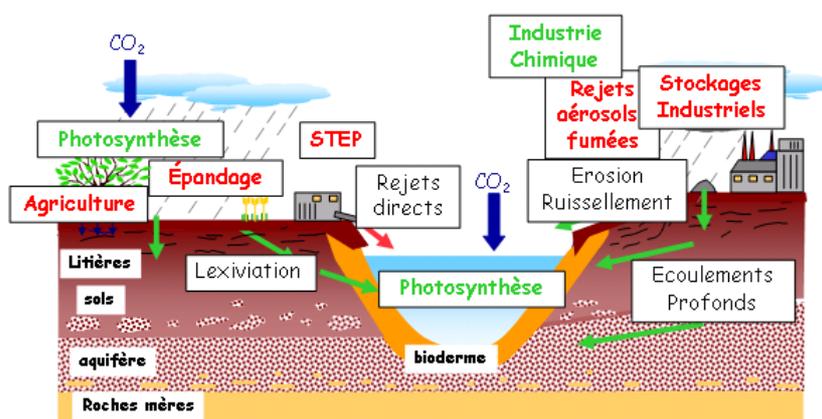


Figure 1 : Multiplicité des sources de matière organique

● LA MATIÈRE ORGANIQUE ALLOCHTONE

La source majeure de matière organique allochtone du réseau hydrographique est le réservoir constitué par la biosphère terrestre. Ce réservoir inclut la biomasse vivante, la biomasse détritique peu ou pas dégradée (litière) ainsi que la matière organique des sols composée principalement de substances humiques phénoliques résultant de la décomposition de la litière. Ces substances humiques forment souvent des complexes avec les minéraux argileux des sols.

● Les sols

La matière organique est l'un des principaux composants des sols. On la reconnaît facilement à sa couleur très sombre, voire noire, et à son odeur. Elle est, en général, très présente dans la partie supérieure du sol où elle joue un rôle clef dans les relations entre le sol et les plantes, dans la structure du sol et dans sa richesse.

On distingue quatre groupes de matières organiques dans les sols :

- **La matière organique vivante**, végétale et animale, qui englobe la totalité de la biomasse en activité. La biomasse végétale et microbienne est supérieure à la biomasse animale. Elle est essentiellement représentée par les champignons, puis les bactéries et les actinomycètes. Le rôle de cette microflore de décomposition est de se nourrir des matières organiques mortes (nécromasse), ce qui conduit à les minéraliser.
- **Les débris d'origine végétale** (résidus végétaux, exsudats) **et d'origine animale** (déjections et cadavres) qui sont regroupés sous le terme de **matière organique fraîche**. La nature de cette MO fraîche est directement liée aux activités de surface et en premier lieu au couvert végétal (forêt, prairie, cultures). Elle est donc en majorité composée de MO végétale (cellulose, lignines, pectines, alguines, etc.)
- **Des composés organiques intermédiaires** sont les matières organiques en cours d'évolution entre la MO fraîche et les composés organiques stabilisés : les matières humiques (humus).
- **Les composés organiques stabilisés** : phase aboutie de la décomposition de la matière organique (acides fulviques, acides humiques, humine).

La matière organique des sols peut se retrouver dans les cours d'eau sous forme particulaire (COP = carbone organique particulaire) à l'occasion des phénomènes d'érosion et de ruissellement ou sous forme dissoute (COD = carbone organique dissout) lors des processus de lessivage (*voir fiche B-11*).

● Les litières et la végétation rivulaire

Les **litières** constituent l'horizon supérieur (horizon 0) des sols. La composition des litières dépend de la végétation et de l'occupation des sols alentours. Les litières sont constituées de feuilles, de brindilles, de fruits, de morceaux d'écorces et de graines. L'apport dominant au cours d'eau de matière organique issue des litières est généralement celui des feuilles.

Les apports à la rivière se font par **chute directe** et par **apports latéraux** sous l'action du vent ou lors d'épisodes de ruissellement. Ces chutes directes et les apports latéraux de litières constituent un **apport essentiel de COP** dans les rivières (Veyssy, 1998). Le stock se constitue à partir d'octobre et atteint un maximum de décembre à février. Une fois dans le milieu aquatique, les litières y subissent une décomposition en quelques heures ou quelques jours, temps pendant lequel les feuilles perdent une certaine fraction de leur poids sous forme de COD.

D'autre part, le lessivage sur la végétation vivante et des litières constitue un facteur très important d'**apports de COD** aux rivières. Ainsi dans les ripisylves, l'apport de COD aux sols et donc aux rivières se produit en grande partie par l'intermédiaire des pluies lessivant le feuillage et les tiges.

● Les rejets urbains

Les rejets urbains présentent deux formes majeures :

- (1) les rejets pluviaux caractérisés par un drainage des zones urbaines,
- (2) les rejets de stations d'épuration et d'industries.

Dans les deux cas, de fortes charges organiques parviennent à la rivière. Ces rejets s'accompagnent d'une forte population bactérienne spécifique qui assure une élimination progressive de la matière organique en aval. C'est le **COD qui est surtout éliminé** tandis que le **COP sédimente en grande partie**.

La charge en matière organique des eaux pluviales atteint, en flux et en concentration, celle des eaux traitées des stations d'épuration. Les eaux de pluie urbaines incorporent dans un premier temps des gaz et des aérosols atmosphériques. Au contact des surfaces urbaines, ces eaux s'enrichissent en matières en suspension riches en polluants organiques, minéraux et sels solubles. Les principales sources sont les lubrifiants, l'essence et les pots d'échappement, l'usure des véhicules et des chaussées, les déjections d'animaux, les produits divers répandus sur la chaussée et le relargage des gouttières et toitures. Véhiculant aussi des micro-polluants organiques dont l'impact sur la faune et la flore peut être dramatique : cas des HAP (hydrocarbure aromatiques polycycliques) et des PCB (Polychlorobenzène) par exemple, particulièrement néfastes et rémanents.

LA MATIERE ORGANIQUE AUTOCHTONE

Les principales sources de carbone autochtone sont le phytoplancton, les bactéries en suspension (libres ou attachées), les plantes aquatiques (macrophytes), les mousses, les excréments d'invertébrés et de la microflore associée aux détritiques et les biofilms benthiques.

La contribution de la matière organique autochtone peut être non négligeable surtout lors des blooms planctoniques du printemps et de l'été. Cependant, à l'échelle annuelle, la contribution autochtone des rivières est largement minoritaire par rapport à la contribution allochtone. Elle varie d'une rivière à l'autre, mais reste presque toujours inférieure à 10% du flux annuel total de matière organique transportée (Veyssy, 1998).

On notera que la matière organique autochtone se forme à partir des transferts de nutriments (azote, phosphore) en provenance des sols des bassins versants. Sa production est une conséquence directe des activités humaines sur les bassins versants.

CONCLUSION

De nombreuses études suggèrent que dans les rivières prédominent les apports de matière organique **allochtone** (Degens, 1982, 1991 ; Spitzzy, et Leenheer, 1991 ; Kempe et Depetris, 1992 ; Ludwig et al., 1996a ; Gruau G., 2004), notamment en **période hivernale** lorsque les flux d'eau et de matière organique sont les plus importants (Gruau, 2004).

Cependant, d'autres auteurs (Jigorel A., comm. pers.) considèrent qu'en Bretagne, la matière organique autochtone peut être une source importante de la matière organique véhiculée par les cours d'eau. Cette matière organique autochtone, qui va contribuer à l'augmentation de la sédimentation dans le réseau hydrographique, est liée à l'enrichissement en nutriments des eaux superficielles depuis ces dernières décennies. En effet, cet enrichissement favorise une prolifération de la biomasse végétale aquatique.

Dans les retenues bretonnes, l'essentielle de la matière organique est **d'origine autochtone**, notamment **en été** lorsque le développement d'algues engendré par les apports de nitrate et de phosphore en provenance du bassin versant sont maximum.

Dans les eaux de surface de Bretagne, les matières organiques peuvent être sous forme **dissoute** ou **particulaire** :

- Les premières proviennent principalement du lessivage des sols des bassins versants. Cette matière organique allochtone en provenance des sols est filtrée par la matrice minérale pendant le transport et est donc essentiellement de nature dissoute. On prend donc en compte plus particulièrement celle-ci lorsque l'on mesure le COD.
- Les secondes proviennent essentiellement des algues issues notamment de l'eutrophisation (origine autochtone). On prend donc en compte plus particulièrement cette matière organique autochtone lorsque l'on mesure le COP (Gruau G., comm. pers.).

REFERENCES

Birgand, F., Novince, E., Gruau, G., Bioteau, T., 2004. Facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles en Bretagne. Rapport du Cemagref. Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques. 78 p.

Gruau, G., Birgand, F., Jardé, E., Novince, E., 2004. Pollution des captages d'eau brutes de Bretagne par les Matières Organiques. Rapport de synthèse du groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques. 108 p.

ITAB, 1995. Guide des matières organiques. Fertilité des sols – ressources – Gestion – Fiches techniques.

Veyssy E., 1998. Transfert de carbone organique, d'azote et de phosphore des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour. Thèse de l'université de Bordeaux 1, 281p.

Site web :

<http://www.bretagne-environnement.org/article1036076744>

LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX : METHODES D'ANALYSE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Deux paramètres sont mesurés pour estimer les teneurs en matière organique de l'eau :
 - L'analyse du carbone organique présent dans l'eau
 - L'analyse de l'oxygène, lié à l'oxydation de la matière organique
- Le carbone organique total (COT) mesure la quantité totale de carbone dans le substrat. On peut le subdiviser en carbone organique dissous (COD), particulaire (COP), carbone organique dissous biodégradable (CODB) ou réfractaire (CODR). Ces différentes fractions donnent une idée de la teneur en matière organique de l'eau.
- Dans l'eau, les matières organiques et oxydables rassemblent l'ensemble des substances susceptibles de consommer l'oxygène de l'eau. Par conséquent, on peut quantifier leur teneur dans les eaux au travers de paramètres équivalant à une consommation réelle ou potentielle d'oxygène.
- L'oxydabilité au permanganate de potassium est la méthode d'analyse réglementaire pour les eaux brutes destinées à la consommation. Cette méthode est censée permettre de mesurer l'ensemble de la fraction organique (dissoute et particulaire) présente dans l'eau. En pratique, il s'avère que cette méthode dose essentiellement le compartiment dissous.
- La mesure du COT est l'autre méthode d'analyse réglementaire pour les eaux et brutes et les eaux traitées.

LES DIFFERENTES METHODES D'ANALYSE DE LA MATIERE ORGANIQUE DANS L'EAU

- **L'estimation de la matière organique de l'eau par la mesure du carbone**



- **Carbone organique total (COT) et dissous (COD)**

La mesure du carbone organique total (COT) est une des deux méthodes réglementaires d'analyses de la matière organique de l'eau potable (norme AFNOR NF EN 1484, juillet 1997). Le COT mesuré correspond à la teneur en carbone des matières organiques dissoutes et non dissoutes présentes dans l'eau. Il ne donne pas d'indication sur la nature de la substance organique.

La teneur en COT est utilisée pour estimer la quantité totale de matières organiques présentes en solution et en suspension dans une eau. Pour une eau de surface, le COT en général est composé de 90% de carbone organique dissous (COD) et de 10% de carbone organique particulaire.

Le carbone organique dissous (COD) représente la matière organique en solution. Il est mesuré après enlèvement par filtration des matières organiques en suspension (filtration sur des membranes de 0,45 µm ou de 0.22 µm selon les protocoles).

- **Carbone organique dissous biodégradable (CODB)**

C'est la partie du COD dégradée par des bactéries. Il est estimé à partir de la décroissance du COD après une longue période d'incubation (28 jours) en présence d'une suspension de bactéries (AFNOR T 90-318) ou d'une biomasse fixée (AFNOR T 90-319).

Pour les eaux de surface, la valeur du CODB est en général au maximum de 30% du COD. Le terme Carbone Organique Dissous Réfractaire (CODR) est réservé au carbone organique dissous bio-réfractaire dans les conditions du test : $CODR = COD - CODB$.

- **L'estimation de la matière organique de l'eau par la mesure de la consommation d'oxygène**

Dans l'eau, les matières organiques et les matières minérales oxydables sont des substances consommatrices de l'oxygène de l'eau. Par conséquent, on peut quantifier leur teneur dans les eaux au travers de paramètres équivalents à une consommation réelle ou potentielle d'oxygène.

- **L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄) en milieu acide**

L'oxydabilité au permanganate de potassium est la méthode d'analyse réglementaire pour les eaux brutes destinées à la consommation (code de la santé publique, articles L 1321-1 à L 1321-66, livre 3, titre 2). Elle a pour but d'approcher la teneur en matières organiques présente dans l'eau brute en évaluant la quantité d'oxygène utilisée par la réduction du permanganate de potassium par les matières organiques. Cette analyse consiste en une oxydation chimique à chaud (100°C) en milieu acide pendant 10 min. En théorie, elle permet de mesurer autant la fraction dissoute que la fraction particulaire de la matière organique. En pratique toutefois, il s'avère que cette méthode dose principalement le compartiment dissous (méthode trop "douce" pour oxyder les matières organiques particulaires). En outre, sa limite est que d'autres substances réductrices peuvent interférer dans la mesure.

La valeur limite pour les eaux potables est de 5 mg O₂/l avec un niveau guide de 2 mg O₂/l. Pour les eaux brutes, la valeur limite est de 10 mg O₂/l.

- **L'absorbance UV à 254 nm**

Rappel sur la méthode et les limites de détection

Cette méthode de mesure est très pratique, mais certains éléments minéraux représentent une source d'interférences. En outre, les résultats peuvent dépendre de la nature de la matière organique analysée. Une densité optique de 1 pour des cuves de 1 cm équivaut à une valeur approximative de 30 à 45 mg O₂/l de l'oxydabilité au KMnO₄ en milieu acide. Il n'y a aucune référence quant à l'absorbance UV dans le décret n°2001-1220.

Il existe une corrélation entre le COD et l'absorbance UV. $Absorbance\ UV\ (254\ nm) / COD \approx 0,03\ \text{à}\ 0,04$ pour des eaux de rivière.

- **Demande biochimique en oxygène (DBO_n)**

La DBO_n (norme AFNOR EN 1899-1 et 1899-2, mars 1998) exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement de micro-organismes, dans des conditions données. Les conditions communément utilisées sont 5 jours (on ne peut donc avoir qu'une dégradation partielle) à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air. On parle alors de la DBO₅.

Cette mesure est très utilisée pour le suivi des rejets des stations d'épuration, car elle donne une approximation de la charge en matières organiques biodégradables.

Elle est exprimée en mg de O₂ consommé par litre.

Echelles de valeur de DBO₅ :

- eau naturelle vive : < 1 mg O₂/l
- rivière légèrement polluée : entre 1 et 3 mg O₂/l
- effluent urbain : entre 100 et 400 mg O₂/l
- rejet de STEP : entre 20 et 40 mg O₂/l.

Cette norme européenne est applicable à tous les types d'eau dont la demande biochimique en oxygène est supérieur ou égale à la limite de détermination de 3 mg/l d'oxygène, et ne dépasse pas 6000 mg/l d'oxygène.

- **Demande chimique en oxygène (DCO)**

La DCO (norme AFNOR NF T 90-101, octobre 1988) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant puissant, le bichromate de potassium. Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présentes dans l'échantillon (certains hydrocarbures ne sont, par exemple, pas oxydés dans ces conditions). L'objectif de la DCO est donc différent de celui de la DBO car il est surtout adapté aux eaux industrielles. Le résultat s'exprime en mg d'O₂/l.

CONCLUSION

La méthode d'analyse d'eau réglementaire par oxydabilité au permanganate de potassium est censée permettre de mesurer l'ensemble de la fraction organique (dissoute et particulaire) présente dans l'eau. Or, comme dit précédemment, cette méthode est trop "douce" pour oxyder la fraction particulaire. Ainsi, les mesures d'oxydabilité dans les eaux brutes dosent des MO essentiellement dissoutes. Une étude réalisée par le CNRS et portant sur des analyses d'eau du Léguer (22) montre d'ailleurs qu'il existe un rapport constant entre oxydabilité et COD que l'on se situe en période de crue (période où l'on attend une fraction particulaire importante) ou inter-crue (prépondérance de la fraction dissoute) de l'ordre de : oxydabilité = 0.7 x COD. Or, il est clair qu'une corrélation linéaire entre oxydabilité et COD ne serait pas maintenue en période de crue si les mesures d'oxydabilité incluaient un compartiment particulaire.

Le niveau de contamination des eaux bretonnes tel qu'établi par les mesures d'oxydabilité est donc un niveau minimum. Le niveau réel est plus élevé, d'une grandeur correspondant au compartiment particulaire, compartiment dont la taille demeure à l'heure actuelle globalement inconnue en Bretagne.

 **REFERENCES**

Gruau G., Birgand F., Novince E., Jardé E., 2004b. Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Rapport de synthèse. Tableau de bord de la pollution. Causes possibles. Recommandations. Rapport Drass et région Bretagne, 108 p.

Sites web :

http://www.oieau.fr/ReFEA/fiches/AnalyseEau/Physico_chimie_PresGen.pdf

<http://www.laease.com/dbo5.html>

<http://www.bretagne-environnement.org/site/matiere-organique/>

<http://www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm>

LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX : REGLEMENTATION, CONSTATS EN BRETAGNE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le code de la santé publique français fixe la limite réglementaire maximale en matière organique pour les eaux brutes superficielles destinée à la potabilisation à **10 mg O₂/l en oxydabilité au permanganate à chaud en milieu acide**. Cette valeur réglementaire doit être respectée au moins 95% du temps pour que l'eau soit conforme.
- De fortes teneurs en matière organique dans les eaux de surface engendrent de multiples nuisances tant environnementales (réduction du volume utile des retenues, asphyxie des milieux aquatiques), qu'économiques (augmentation des coûts de traitement de l'eau potable) ou pour la santé publique (la matière organique peut par combinaison avec le chlore former des composés cancérigènes : trihalométhanes, par ex.).
- En Bretagne, environ la moitié des prises d'eau superficielles destinées à la potabilisation sont concernées par des dépassements récurrents de la limite réglementaire.
- Des incertitudes pèsent sur l'évaluation exacte de la pollution par les matières organiques des eaux de surface bretonnes du fait d'un nombre très réduit d'analyses disponibles sur base informatique.

REGLEMENTATION RELATIVE AUX MATIERES ORGANIQUES DANS LES EAUX DE SURFACE

Contrairement aux nitrates pour lesquels l'Union Européenne n'émet "que" des directives, la matière organique est frappée d'une réglementation française stricte qui interdit les prélèvements d'eau dans les captages en cas de dépassement de la limite réglementaire, sauf à obtenir une autorisation exceptionnelle.

En France, le code de la santé publique, section relative aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exception des eaux minérales – articles L 1321-1 à L 1321-66 (Livre 3, titre 2), réglemente la qualité des eaux brutes destinées à la consommation humaine. Ainsi, pour les eaux brutes superficielles, la teneur maximale en matières organiques évaluée par le paramètre « oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO₄) à chaud en milieu acide » est fixée à **10 mg O₂/l**. Cette valeur réglementaire doit être respectée au moins 95% du temps.

Les contrôles réglementaires sont réalisés par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS).

LES NUISANCES ENGENDREES PAR LA POLLUTION EN MATIERE ORGANIQUE DES EAUX DE SURFACE

Si la matière organique est un indicateur de richesse des sols, elle peut devenir un élément de pollution des eaux brutes destinées à la potabilisation lorsqu'elle s'y trouve en trop grandes quantités. La matière organique présente dans l'eau destinée à la potabilisation pose un réel problème de santé publique. Les raisons sont les suivantes :

Dans la ressource :

- Diminution du volume utile des retenues de captage par dépôts de sédiments biogènes organiques (des diminutions allant jusqu'à 50% ont été enregistrées en Bretagne au cours des trente dernières années) ;
- Modification de la dégradation de micropolluants. Les matières organiques peuvent absorber d'autres molécules organiques comme les pesticides et allonger leur durée de vie dans l'environnement. Elles peuvent également former des complexes solubles ou insolubles avec certains métaux toxiques ;
- Les matières organiques peuvent être associés à la présence d'espèces planctoniques dont certaines produisent des toxines.

Traitement rendu plus difficile et coûteux :

- La présence de fortes teneurs en matières organiques demande l'installation de dispositifs de traitement plus complexes et donc plus coûteux en structures et en réactifs, sans compter les quantités de boues générées.

Lors de la distribution :

- Dans les eaux distribuées, les matières organiques favorisent la formation de sous produits chlorés (SPC) à la toxicité reconnue (Trihalométhanes) ;
- Enfin, les matières organiques servent de nutriments ou de support aux micro-organismes présents dans les réseaux de distribution.

Pour la consommation :

- Elles sont souvent à l'origine de coloration et/ou de mauvais goûts rebutant pour le consommateur.

Il convient toutefois de relativiser ces risques et ne pas faire une phobie sur la qualité de l'eau du robinet. En effet, la réglementation est à la fois stricte sur les eaux brutes mais l'est aussi sur l'eau potable. Pour cette dernière, la concentration en matières organiques ne doit pas dépasser les **5 mg O₂/l** d'oxydabilité ou **2 mg/l** de carbone organique total (COT) et les concentrations ne doivent pas subir de variations anormales. Toutefois, les techniques de traitement classiques de l'eau potable sont efficaces : coagulation, floculation, aération et filtration sur sable qui permettent d'éliminer les 90% de la matière organique particulaire ainsi que le mauvais goût et les odeurs. L'affinage élimine ensuite les 10% restant de matière organique dissoute.

LA POLLUTION PAR LES MATIERES ORGANIQUES EN BRETAGNE

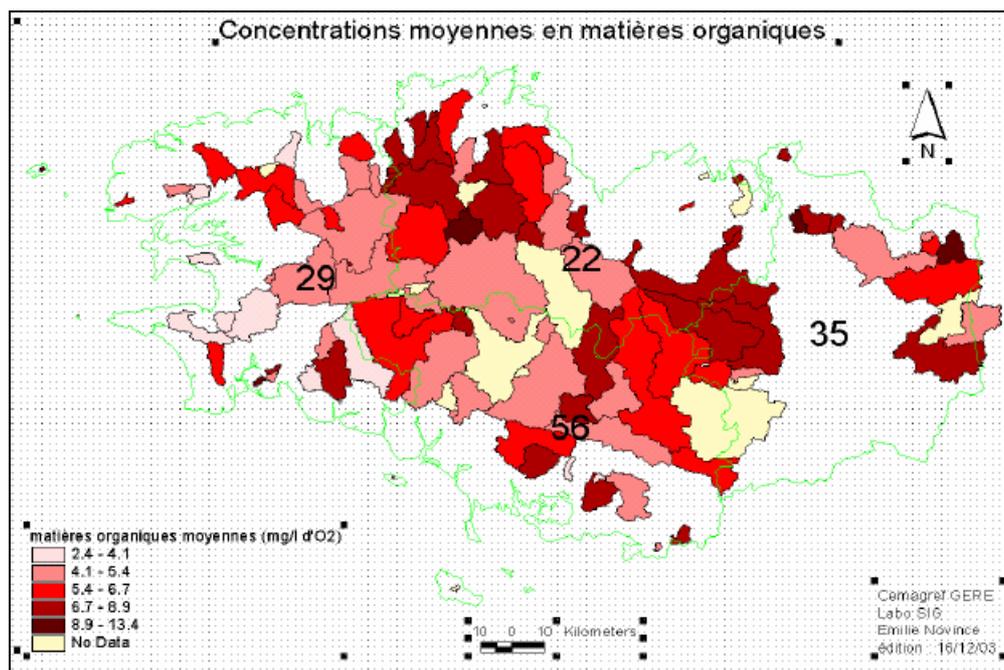
Constat

29 bassins versants Bretagne Eaux Pure (BEP) sur 45 étaient concernés en 2004 par des dépassements de la concentration réglementaire en matière organique de leurs eaux superficielles. Selon la DRASS, sur l'ensemble de la Bretagne, 59 prises d'eau superficielles

sur 106 étaient concernées par une non conformité observée au moins une année entre 1998 et 2002 inclus, pour le paramètre oxydabilité (Carte 1) (T. Panaget, DRASS, comm. pers.).

Il ressort de la lecture de la Carte 1:

- une forte variabilité spatiale des niveaux moyens de concentration : de 2,4 à 13,4 mg O₂/l
- une qualité de l'eau, au plan régional, relativement dégradée du point de vue des matières organiques : sur l'année 2002-03, plus de 30 prises d'eau sur 106 frôlent ou dépassent en valeur moyenne la limite réglementaire d'oxydabilité (10 mg O₂/l).



Carte 1 : Pollution en MO des eaux des rivières bretonnes telle qu'établie à partir des moyennes des concentrations en MO (oxydabilité) mesurées au droit des prises d'eau dites « au fil de l'eau » de Bretagne pour la période 2002-2003 (Birgand et al., 2004)

● La difficulté d'évaluer la pollution par les matières organiques en Bretagne

Des incertitudes pèsent sur la carte exacte de répartition de la pollution des eaux de surface bretonnes par les matières organiques. En effet, seules les DDASS effectuent des contrôles réguliers de ce paramètre et ces derniers sont relativement peu fréquents : en moyenne 6 mesures par an entre 1995 et 2002 et 15 mesures par an depuis 2002. D'après Gruau et al. (2004b), il faudrait une mesure par jour pour calculer des concentrations moyennes fiables (erreur ≤ 5%) (voir fiche E-7).

D'autre part, ces données DDASS ne sont disponibles informatiquement que depuis 1995. Avant cette date, les données n'ont pas été forcément archivées sachant que les DDASS n'avaient pas le souci d'utiliser ces données dans un but de recherche scientifique (alors que c'est le cas aujourd'hui). Ainsi, le nombre réduit de données actuellement disponibles rend difficile l'évaluation de la pollution et ne permet pas de déterminer la période à laquelle les teneurs en matière organique ont commencé à croître et quand cette matière organique est devenue une source de pollution.

En conclusion, le manque de données rend complexe l'étude des sources, des mécanismes de transferts et les origines de l'augmentation de la matière organique dans les eaux de surface de Bretagne.

Trajectoire d'évolution

Deux trajectoires d'évolution des teneurs en matières organiques dans les eaux superficielles bretonnes ont été observées par Gruau et al. et Birgand et al. (2004) en se basant sur les quelques séries long terme et haute fréquence fournies par les producteurs d'eau potable (Figure 1).

- (1) Certaines rivières présentent des concentrations en matières organiques à la hausse dans le temps. Il s'agit de rivières présentant aujourd'hui de forts niveaux de pollution (qui dépassent la limite réglementaire). Il semble que dans ces rivières, la dégradation soit encore un phénomène en cours actuellement. Cette trajectoire d'évolution est la plus représentée au sein des séries disponibles.
- (2) D'autres rivières (minoritaires au sein des séries) semblent au contraire présenter une amélioration de la qualité des eaux du point de vue des concentrations en matières organiques (c'est le cas de l'Elorn dans le Finistère).

Le petit nombre de séries disponibles et la brièveté de certaines d'entre elles ne permet pas de globaliser ces informations à l'échelle de la Bretagne ni de déterminer la part des rivières subissant une dégradation de la qualité de leurs eaux du point de vue des matières organiques et la part de celles bénéficiant au contraire d'une amélioration.

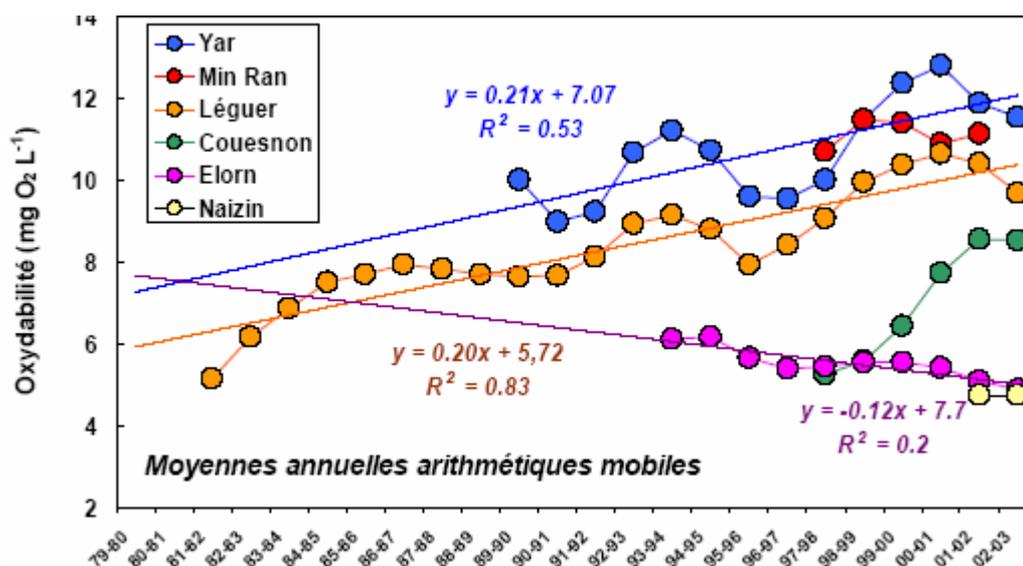


Figure 1 : Evolution long terme des concentrations annuelles en MO établie à partir de données haute fréquence (1 donnée tous les 3 jours) (Gruau et al., 2004b)

REFERENCES

Birgand F. ; Novince E. ; Gruau G. ; Bioteau T., 2004. Facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles en Bretagne. Rapport du Cemagref. Groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques. 78 p.

Gruau G. ; Birgand F. ; Jardé E. ; Novince E., 2004b. Pollution des captages d'eau brutes de Bretagne par les Matières Organiques. Rapport de synthèse du groupe d'Etude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques. 108 p.

LES PROCESSUS DE TRANSFERT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DISSOUE DU SOL VERS LE MILIEU AQUATIQUE

AVERTISSEMENT

Les inquiétudes et les interrogations relatives aux pollutions des eaux de surface par les matières organiques sont relativement récentes en Bretagne. Une étude, menée conjointement par le CNRS et le Cemagref de Rennes et impulsée par la Région Bretagne et la DRASS, a permis d'en savoir plus sur ce point mais [les interrogations restent cependant importantes](#) sur les causes des pollutions et les mesures à prendre pour y remédier. Les informations présentes dans cette fiche sont, en majeure partie, extraites de cette étude (Gruau et al., Birgand et al., 2004).

Dans les cours d'eau bretons, les apports de matière organique dissoute proviennent principalement des sols des bassins versants, notamment en période hivernale lorsque les flux d'eau et de matière organique sont les plus importants. Par conséquent, [dans la présente fiche, on aborde exclusivement les processus de transfert de matière organique dissoute \(MOD\) du sol vers le milieu aquatique](#). Ce choix est aussi justifié par le fait que les matières organiques dissoutes sont plus difficiles à éliminer que les matières organiques particulaires lors du traitement pour l'eau potable et donc les plus problématiques.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les variations des concentrations en MOD des rivières sont très corrélées à la pluviométrie. Ainsi, les pollutions des rivières bretonnes par la MOD sont maximales pendant les épisodes de crue (principalement celles d'automne et d'hiver).
- Dans les sols, la matière organique se concentre dans les premiers centimètres.
- La dynamique du transfert des matières organiques dissoutes (MOD) provenant des sols dans les bassins versants est très connectée à la dynamique du transfert de l'eau.
- La MOD présente dans les rivières provient en majorité [de la mobilisation du carbone organique dissous \(COD\) des horizons organiques du sol lors des remontées de nappes en période hivernale ou en période de crue](#).
- Toute la surface du bassin versant ne contribue pas aux transferts de matière organique. La [MOD des rivières provient principalement des zones hydromorphes de bas fonds](#).
- Un bassin versant à [topographie "plate"](#) engendra a priori des rivières à plus forte concentration en MOD qu'un bassin versant à topographie redressée.
- Les pratiques agricoles peuvent accélérer les transferts de MOD des sols vers les rivières mais leur rôle sur l'augmentation de la pollution des rivières par les MOD n'est pas clairement établi à ce jour.

● LES FACTEURS NATURELS CONTROLANT LE TRANSFERT DE LA MOD DES SOLS VERS LES RIVIERES

Trois facteurs principaux contrôlent les transferts de MOD du sol vers le réseau hydrographique : la topographie, la perméabilité des sols et la pluviométrie. De la combinaison de ces facteurs résultent une variabilité temporelle de la pollution des rivières par les MOD et une localisation spatiale non quelconque des sources dans les paysages.

● Le moteur topographique

Dans les sols, la matière organique se concentre dans les premiers centimètres.

Un bassin versant caractérisé par des fonds de vallées plats et larges (Figure 1) aura tendance à exporter plus de matière organique dissoute (MOD) vers son exutoire. En effet, dans ce type de topographie, la fraction de nappe interagissant directement avec les horizons organiques superficiels du sol est importante. Il en ressort donc une eau de rivière plus fortement chargée en MOD.

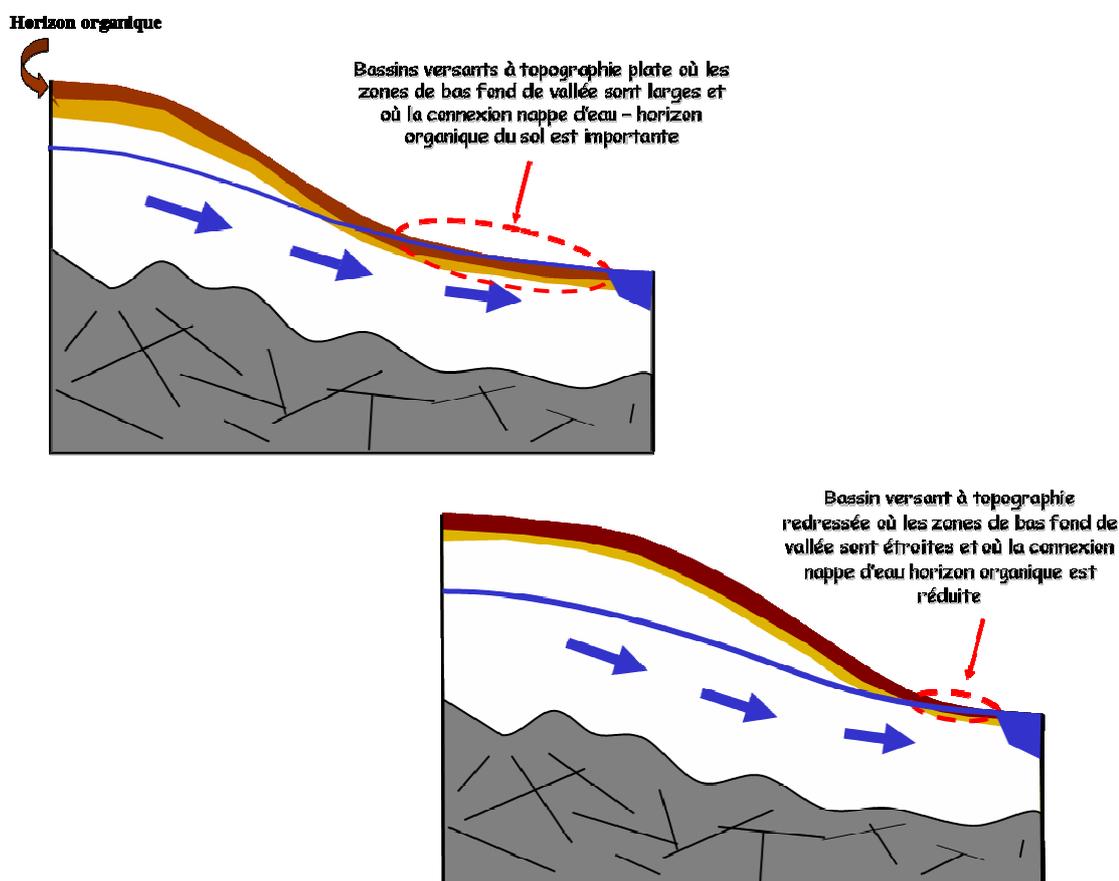


Figure 1 : Influence de la topographie du bassin versant sur la charge en MOD des eaux écoulées.

D'après les résultats de Birgand et al. (2004), le facteur "topographie" est le facteur "naturel" qui a le plus d'impact sur les transferts de MOD des sols vers les cours d'eau. L'analyse statistique réalisée sur la base des données issues de 118 bassins versants bretons montre que le paramètre topographie est la variable la plus significative expliquant 25% de la variance totale observée. De même, une étude (Gruau et al., 2004a) de détail effectuée aux exutoires de sous-bassins versants du Léguer (22) a montré une corrélation linéaire inverse entre la concentration moyenne en MOD à l'exutoire et la pente moyenne par sous BV (Figure 2). Il est déduit de ces travaux que le milieu physique breton a, du fait des variations de pente

qui le caractérisent, la capacité de faire varier, indépendamment de toute autre cause, les teneurs en MOD de ses rivières d'un facteur 2 au moins.

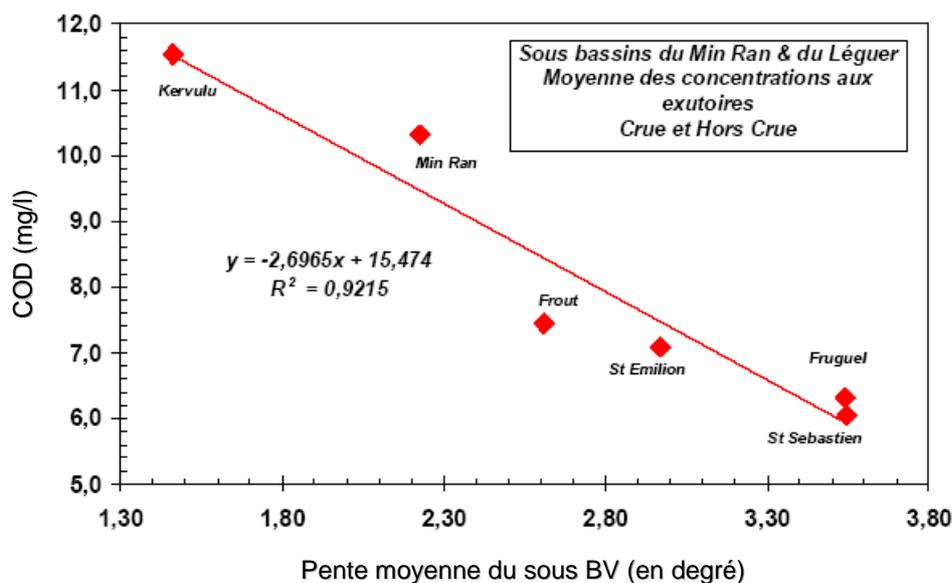


Figure 2 : Corrélation linéaire négative entre la teneur en COD à l'exutoire et la pente sur les sous BV du Léguer (22), (Gruau et al., 2004a)

● La perméabilité des sols



Photo 1 : Horizon minéral peu perméable sous l'horizon organique du sol dans un bassin versant breton (Gruau et al., 2004b)

La perméabilité des sols est un autre facteur contrôlant les teneurs en MOD des rivières. Un horizon minéral peu perméable situé sous l'horizon organique de surface (Photo 1), comme rencontré dans beaucoup de sols bretons en zones humides, aura pour conséquence de "forcer" les circulations d'eau dans les horizons organiques du sol contribuant ainsi à enrichir les rivières en MOD.

● La pluviométrie

La pluviométrie est un facteur influant de façon importante les teneurs en MOD des rivières bretonnes. La distribution et l'intensité des précipitations, en contrôlant l'écart entre le toit des nappes et l'horizon organique des sols, entraînent une mobilisation plus ou moins intense de la matière organique du sol que l'on peut retrouver alors dans le cours d'eau. Ainsi, les transferts de MOD vers les rivières seront importants en hiver et lors des crues. Ils seront à l'inverse réduits lors des périodes d'étiage.

➔ Région de topographie relativement plate à substrat peu perméable (schiste et granite) et au climat humide, la Bretagne est une région naturellement à risque du point de vue du transfert de MOD du sol vers le milieu aquatique.

● Conséquence 1 : une forte variabilité temporelle de la teneur en MOD des rivières de Bretagne

Cette première conséquence est directement la conséquence du contrôle exercé par la pluviométrie sur le lessivage des MOD du sol. Du fait de ce contrôle, des variations des teneurs en MOD des rivières s'observent en fonction des épisodes de crue ou des périodes hors crue (Figure 3), sachant que :

- En période de crue et principalement en automne et en hiver, les concentrations en MOD dans les cours d'eau augmentent fortement par rapport aux périodes hors crue. Les variations engendrées sont de très fortes amplitudes, les amplitudes mesurées dans les rivières de Bretagne pouvant aller de 7 à 18, suivant les épisodes de crue et les rivières.
- L'intensité de crue n'a pas tellement d'impact sur les concentrations en MOD des rivières. Même une crue de faible intensité peut engendrer de fortes teneurs en MOD dans les cours d'eau.

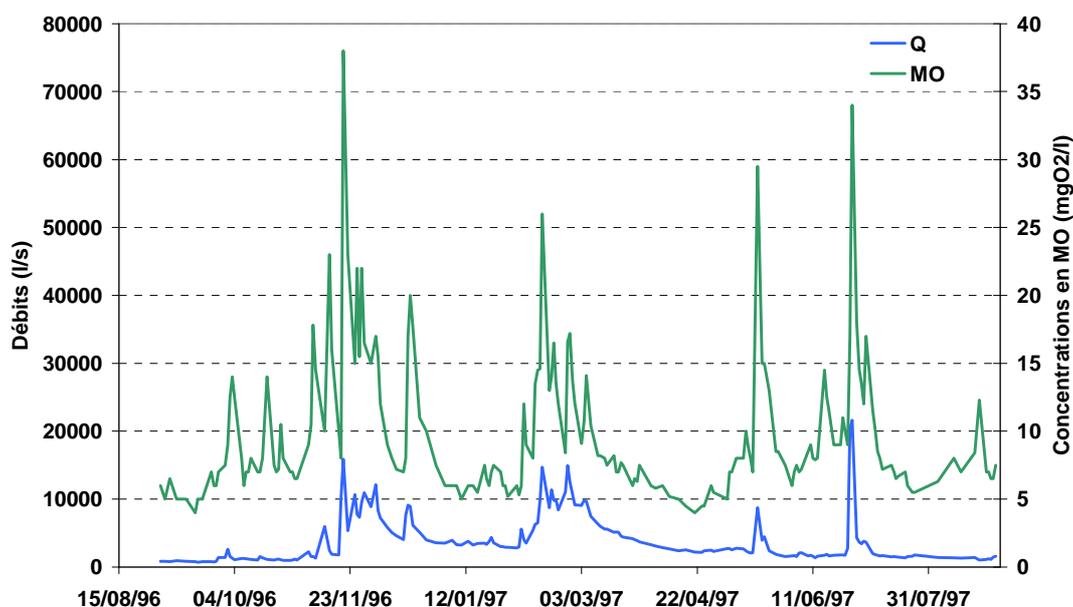


Figure 3 : Evolution des débits et des concentrations en matières organiques (Léguer, station de Kériel, 22), (Birgand et al., 2004)

● Conséquence 2 : une localisation spatiale non quelconque des zones sources de MOD dans les bassins versants

Cette deuxième conséquence découle directement du contrôle exercé par la topographie sur la capacité de la nappe à interagir avec les horizons organiques du sol. Ainsi, les zones plates de fond de vallée situées de part et d'autre des rivières contribuent très fortement à la pollution des rivières par les MOD. Ces zones peuvent avoir des formes variées et ne représentent souvent qu'une petite partie du bassin versant (Figure 4). Cette situation est très différente de celle du nitrate, lequel étant très soluble, diffuse dans les nappes. Dans ce cas la totalité de la surface du bassin versant est source de pollution. Ce n'est pas le cas pour les

MOD (Gruau, comm. Pers.), la teneur en MOD dans les nappes étant très faible. Les MOD se réadsorbent sur la matrice du sol ou sont dégradées lors de leur transfert vertical.

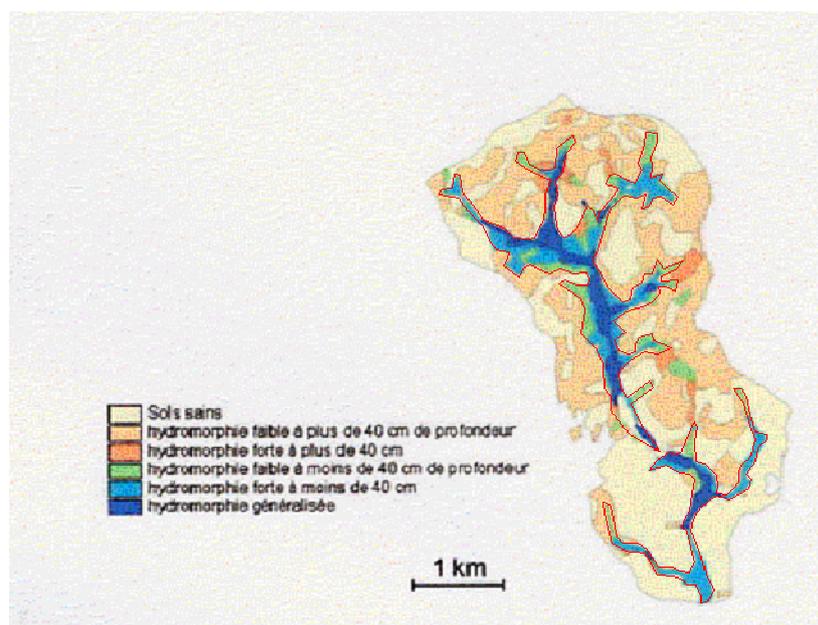


Figure 4 : cartographie des zones humides de fond de vallée (en bleu et vert) dans le cas du bassin versant du Naizin (Morbihan). Ces zones qui ne représentent que 15% de la surface totale du bassin versant sont les zones sources des MOD trouvées dans la rivière à l'exutoire du bassin (Gruau et al., 2004b)

● LES FACTEURS DE CONTROLE ANTHROPIQUES

Les concentrations de MOD semblent plus élevées dans les sols forestiers que dans les sols agricoles (Chantigny, 2003). Cependant, plusieurs facteurs affectent les transferts de MOD dans les sols agricoles :

- **Le chaulage**, en augmentant le pH des sols, entraîne une augmentation des teneurs en MOD de la solution du sol et, par voie de conséquence, peut accroître leurs transferts des sols vers les eaux (Anderson et al., 2000).
- **Les amendements organiques** augmentent les MOD (Gregorich et al., 1998) :
 - dans les jours qui suivent l'apport (Chantigny et al., 2002, Jaffrézic et al., 2005) du fait de la fraction organique soluble des amendements,
 - sur le long terme : les essais de longue durée montrent que l'augmentation du carbone organique dans les sols contribue à augmenter les MOD (Zsolnay and Görlitz, 1994).
- **Le retournement régulier des prairies** peut augmenter la teneur en MOD des parcelles concernées et par ce biais, entraîner une augmentation de la teneur en MOD des rivières (Haynes, 2000).
- Le travail du sol influence également fortement les MOD, cependant très peu de travaux traitent de la question. Les techniques culturales simplifiées en favorisant le stockage du carbone organique en surface semblent augmenter les MOD (Chantigny, 2003).

- **L'implantation de cultures** conduisant à un fort retour de matière organique au sol augmentent le stock de matière organique au niveau du sol et peut conduire à des fuites de MOD vers les cours d'eau.
 - **Les arasements de haies et talus** éliminent les barrières naturelles filtrantes de MOD et peuvent donc augmenter les connexions directes entre la rivière et les zones sources de MOD dans les bassins versants.
 - **Le drainage des zones humides** peut favoriser les circulations d'eau dans les horizons les plus organiques des sols.
- ➔ Cependant, le rôle des pratiques agricoles sur l'accroissement de la pollution des rivières par les MOD à l'échelle du bassin versant n'est pas à ce jour quantifié.

REFERENCES

Anderson S., Nilson S.J., Seatre P., 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1-10.

Birgand F., Novince E., Gruau G., Bioteau T., 2004. Facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles en Bretagne : analyse des données existantes. Rapport Drass et région Bretagne. 78 p.

Chantigny M., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 113, 357-380.

Gregorich E.G, Rochette P., McGuire S., Liang BC., Lessard R., 1998. Soluble organic carbon and carbon dioxides fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *J. env. Quality.*, 27, 209-214.

Gruau G., Jardé E., Birgand F., Novince E., 2004a. Pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques: flux, concentrations moyennes et dynamique des transferts dans les bassins versants réflexions sur les indicateurs, caractérisation moléculaire des sources. 110 p.

Gruau G., Birgand F., Novince E., Jardé E., 2004b. Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Rapport de synthèse. Tableau de bord de la pollution. Causes possibles. Recommandations. Rapport Drass et région Bretagne, 108 p.

Haynes R.J., 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 211-219.

ITAB, 1995. Guide des matières organiques. Fertilité des sols - ressources - Gestion - Fiches techniques.

Jaffrézic A., Cornu S., Racapé A. et Morvan T., 2005. Trace elements speciation in farming organic wastes and risk of mobility in soils. Proceedings of International Workshop on green pork production, may 2005 Paris.

Zsolnay A. and Görlitz H., 1994. Water extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long term fertilisation. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 1257-1261.

Site web :

<http://www.bretagne-environnement.org/article1036076744>

<http://www.bretagne-environnement.org/site/matiere-organique/>

<http://www.geosciences.univ-rennes1.fr/ch/gruau/MO/GEPMO.htm>

C

Temps de réponse des bassins versants

- **Fiche C-1** Introduction sur les temps de réponse des bassins versants
- **Fiche C-2** Temps de réaction
- **Fiche C-3** Temps moyen de résidence
- **Fiche C-4** Temps de mise à l'équilibre

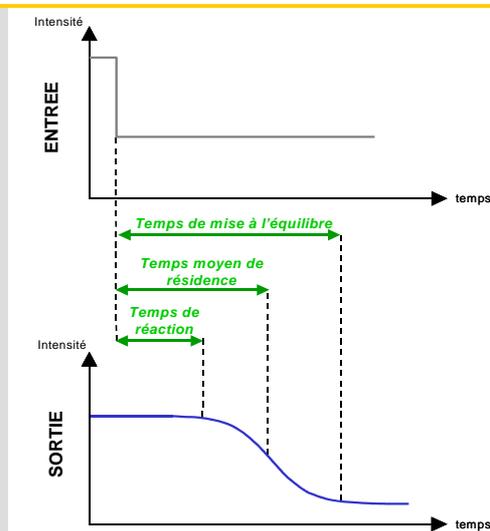
INTRODUCTION SUR LES TEMPS DE REPONSE DES BASSINS VERSANTS

● PROBLEMATIQUE

L'effet des changements de pratiques agricoles, qui ont pour objectif la réduction du bilan des fertilisants dans les bassins versants, n'est pas visible immédiatement sur les teneurs en éléments polluants à l'exutoire du bassin versant : il existe un délai, entre la variation des entrées et la réponse à la sortie des bassins (Ruiz et al., 2002).

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le temps de réponse est **une notion ambiguë qui peut renvoyer à 3 temps différents**, caractéristiques de la réponse des bassins versants à un changement de pratique :
 - Le **temps de réaction**
 - Le **temps moyen de résidence**
 - Le **temps de mise à l'équilibre**.
- Des expressions moins précises telles que temps de latence ou temps de renouvellement sont à éviter.
- La **mobilité**, la **persistance** et les **processus biogéochimiques** sont les critères qui discriminent les polluants, orientent leur mode de transfert et déterminent leur temps de parcours du bassin versant vers le réseau hydrographique.
- Le bassin versant n'est pas un conducteur parfait qui transmet le signal d'entrée à la sortie sans modification. **Si la modification des pratiques est faible, il se peut qu'aucun signal ne soit observé en sortie.**



● REMARQUES

- ➔ Le temps de réponse aux changements des pratiques agricoles dans les bassins versants, a été principalement étudié dans le cadre des dispositifs mis en place sur les bassins versants pour réduire les pollutions azotées. Les cas du phosphore et des phytosanitaires n'ont pas, à ce jour, été aussi étudiés du point de vu des temps de réponse.
- ➔ Les fiches suivantes (C-2 à C-4) présentent les résultats de recherche sur les ordres de grandeurs des temps de réaction, temps moyen de résidence et temps de mise à l'équilibre dans les bassins versants bretons, appliqués au cas des nitrates.

● PROCESSUS EN JEU

Le transfert des éléments du bassin versant vers le réseau hydrographique suit les mêmes chemins que les écoulements d'eau dans et sur le bassin versant.

Selon les caractéristiques intrinsèques des polluants, les voies de transfert privilégiées sont différentes. **Mobilité et persistance sont les deux critères qui discriminent les polluants et orientent leur mode de transfert.** (Gascuel-Oudou. et al., 2004).

De manière très schématique, 4 familles de polluants peuvent être distinguées :

- La première famille dont le nitrate est le plus connu, est caractérisée par une **forte mobilité** et une **forte persistance**. Le nitrate, élément très soluble, traverse les milieux et explore la porosité à une vitesse comparable à celle de l'eau. Le temps de parcours du nitrate entre l'entrée et la sortie d'un bassin versant est donc fortement conditionné par :
 - des processus hydrologiques de **transfert**, liés à la vitesse **de déplacement de l'eau dans la nappe** et **dans la zone non saturée**,
 - des processus **de stockage**, liés aux réserves dans les bassins (*voir fiche B-1*).Les temps de résidence de ce type de polluant sont donc assez **longs**, de l'ordre de plusieurs années.
- La seconde famille dont font partie la majeure partie des pesticides est caractérisée par une **mobilité modérée** et une **persistance modérée** (la dégradation des matières actives s'opérant principalement à l'échelle de l'année). Le temps de parcours pour ce type de polluant est donc assez **court**, de l'ordre du cycle hydrographique annuel, et essentiellement conditionné par les épisodes de crues.
- La troisième famille, dont font partie le phosphore ou les métaux, est caractérisée par une **mobilité modérée** mais une **persistance forte** qui peut conduire à une accumulation dans le sol. Les contaminations liées à ces types de polluants sont liées au cycle annuel de l'eau mais avec une amplitude qui dépendra de l'accumulation et de la disponibilité de ces éléments chimiques. D'autre part, ce type de polluants est principalement associé aux particules de sol. Ce sont donc des éléments à dominante particulaire. Le temps de parcours de ces polluants vers le réseau hydrographique est fortement conditionné par des processus hydrologiques de ruissellement de surface (*voir fiche B-6*) et donc à une série de dépôts et de reprises sur leur parcours.
- La quatrième famille est constituée de polluants dont la mobilité et la persistance sont encore mal connues (bactéries, prions, antibiotiques, ...).

Le temps de parcours des éléments dans un bassin est également conditionné par des **processus biogéochimiques et les structures paysagères** qui modifient la réponse du bassin versant aux pratiques agricoles, en l'amplifiant, en la diminuant ou en la retardant (Molénat et al., 1998). Ces processus concernent :

- les transformations de l'azote dans l'horizon organique du sol (*voir fiche B-2*) ;
- les processus de **dénitrification autotrophe** et **hétérotrophe** ;
- Les facteurs de connectivité de la parcelle au cours d'eau pour les éléments particuliers (phytosanitaires, phosphore, etc.) (*voir fiche B-7*) ;
- Les facteurs de stockage/capture ponctuel des éléments solubles et particuliers ruisselés et de relargage dans les zones tampons (zones humides, bandes enherbées, fossés, talus, etc.) (*voir fiches J*).

➔ Ces processus hydrologiques et biogéochimiques expliquent que la réponse d'un bassin à un changement de pratiques agricoles soit **progressive** et qu'elle **nécessite un délai**.

● TEMPS CARACTERISTIQUES DE LA REPOSE D'UN BASSIN VERSANT

● Transformation d'un signal

La question du temps de réponse des bassins versants à un changement de pratiques agricoles peut être assimilée à la question de la **transformation d'un signal hydrochimique - concentration ou flux d'un élément - entre l'entrée et la sortie du système bassin versant** :

- le changement des teneurs d'un élément en entrée est assimilable à l'émission d'un signal d'entrée ;
- la variation du flux ou de la concentration d'un élément à l'exutoire constitue la réponse du bassin ou signal de sortie. Il est caractérisé par sa **forme**, son **intensité**, son **amplitude temporelle** et le **décalage par rapport au signal d'entrée**.

Dans le cas des familles 2 et 3, on s'intéresse moins aux notions de bilan ou de flux (la part des flux sortant étant très faible par rapport aux entrées) mais plus à la notion de stock dans les sols, de biodisponibilité et de risque de transfert vers le réseau hydrographique.

➔ Le bassin versant n'est pas un conducteur parfait qui transmet le signal d'entrée à la sortie sans modification. Les processus de stockage et de transformation internes au bassin entraînent une **déformation du signal** (Figure 1), qui peut se traduire par un retard et par un amortissement du signal (diminution de l'intensité maximale du signal et augmentation de la durée). Si la modification des pratiques est faible, il se peut qu'aucun signal ne soit observé en sortie.

● 3 temps caractérisent la réponse d'un bassin versant à un signal d'entrée (Figure 1)

💧 **Temps de réaction** : temps entre l'émission d'un signal d'entrée et le début du signal de sortie.

💧 **Temps moyen de résidence** : temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant. Dans le cas d'un soluté parfait et d'un seul réservoir, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule théorique suivante :

$$T = \frac{V}{Q} \quad \text{avec, } T \quad \text{temps moyen de résidence}$$

V volume du réservoir
 Q débit du réservoir

💧 **Temps de mise à l'équilibre** : temps entre l'émission du signal d'entrée et la fin du signal de sortie.

Les ordres de grandeur de ces différents temps, dans le cas du nitrate, sont présentés dans les fiches suivantes (*fiches C-2 à C-4*).

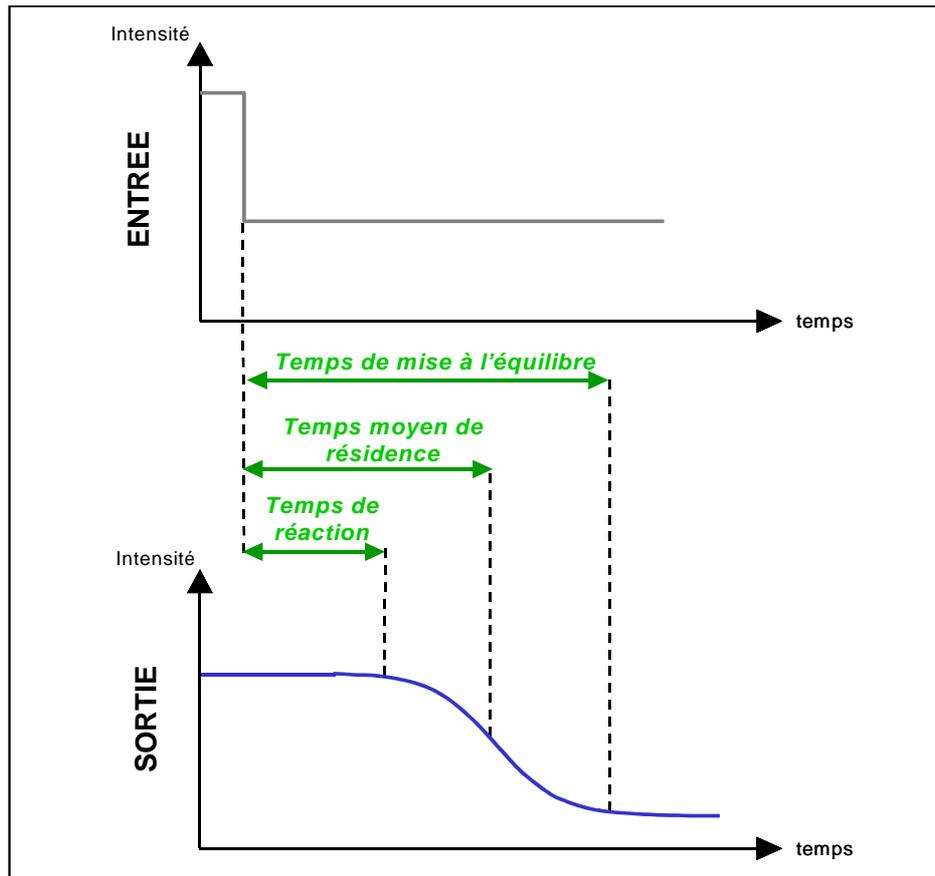


Figure 1 : Représentation schématique de la transmission d'un signal hydrochimique dans un bassin. Identification des différents temps caractérisant la réponse d'un bassin versant.

● La définition de la date d'émission du signal d'entrée est problématique

Les signaux d'entrée correspondant à des changements de pratiques agricoles sont plus complexes que le signal ponctuel représenté dans la figure 1 : les changements de pratiques sont généralement réalisés de façon progressive à l'échelle d'un bassin versant. Dans ce cas, le signal d'entrée n'est pas "carré" (Figure 2) et il se pose le problème de la définition de la date utilisée comme origine pour le calcul des différents temps de réponse.

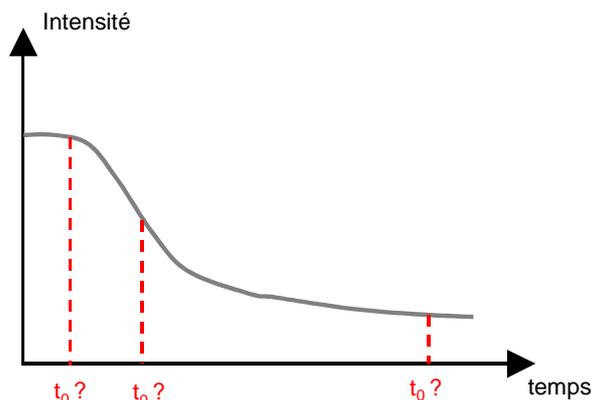


Figure 2 : Signal d'entrée correspondant à un changement de pratiques progressif dans un bassin versant.

 **REFERENCES**

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in cristalline rock aquifers. Article soumis.

Gascuel-Oudoux C. ; Aquilina L. ; Martin C. ; Molénat J., 2004. Modèles hydrologiques et temps de réponse. In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 195-203.

Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C. ; Mérot P. ; Durand P., 1998. Diagnostic approfondi sur le Yar et le Roscoat : approche de la circulation de l'eau au sein des bassins versants. IN Algues vertes en baie de Lannion – Programme d'action préventive sur les bassins versants, 2^{ème} volet : description approfondie de deux bassins versants.

Ruiz L. ; Abiven S. ; Martin C. ; Durand P. ; Beaujouan V. ; Molénat J., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in six small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budget. Hydrology and Earth System Sciences, 6, 497-505.

TEMPS DE REACTION

DEFINITION



Le **temps de réaction** correspond au temps nécessaire pour déceler une évolution des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant, suite à un changement de pratiques agricoles.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Ces conclusions sont basées sur la synthèse des travaux de recherche menés dans des **bassins versants bretons**. Il s'agit essentiellement de **résultats de modélisation**.

- La modélisation est un outil permettant d'évaluer les temps de réaction car il est possible de comparer des chroniques de flux ou de concentrations en nitrate dans une situation de changement de pratiques agricoles à une situation sans changement de pratiques, toute chose égale par ailleurs.
- Le **temps de réaction des bassins versants** à un changement de pratiques agricoles **significatif** est **court**, de l'ordre **de 2 à 5 ans** pour la plupart des modèles.
- Seule une réduction importante des apports d'azote dans un bassin versant permet d'observer dans ce délai une réaction significative du bassin versant, en terme de variation des concentrations ou des flux à l'exutoire.
- D'une manière générale, la mesure du temps de réaction par l'observation est problématique, pour deux raisons principales :
 - le **changement de pratiques est souvent progressif** et pose le problème du choix de la date à partir de laquelle est mesuré le temps de réaction du bassin ;
 - l'évolution des concentrations ou flux de nitrate liée au changement de pratiques est d'autant plus difficile à détecter et à distinguer de l'évolution liée à la variabilité climatique inter-annuelle que la modification du bilan d'azote en entrée est faible.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE L'OBSERVATION

Temps de réaction d'une nappe superficielle à un changement d'utilisation des terres dans un périmètre de captage – Cas du captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) (Marjolet et al., 2002)

Site

Le captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) exploite les eaux d'une nappe superficielle présente dans les arènes granitiques d'un massif granitique hercynien, à un débit moyen de 300 m³/jour. L'aire d'alimentation de ce captage a été estimée à 80 hectares. Elle était occupée, initialement, par des cultures (maïs, céréales, légumes de conserve, prairies pâturées).

Changements d'utilisation des terres

- 1985 : mise en place d'un périmètre de protection avec des mesures peu contraignantes (maintien des surfaces en herbe, couverture hivernale après maïs, limitation des périodes d'épandage des lisiers, raisonnement de la fertilisation, suppression des pollutions ponctuelles).
- 1990 : 30 ha des terres les plus proches du captage, soit 37.5 % de l'aire d'alimentation sont maintenues en herbe
- 1996 : boisement des 30 ha.

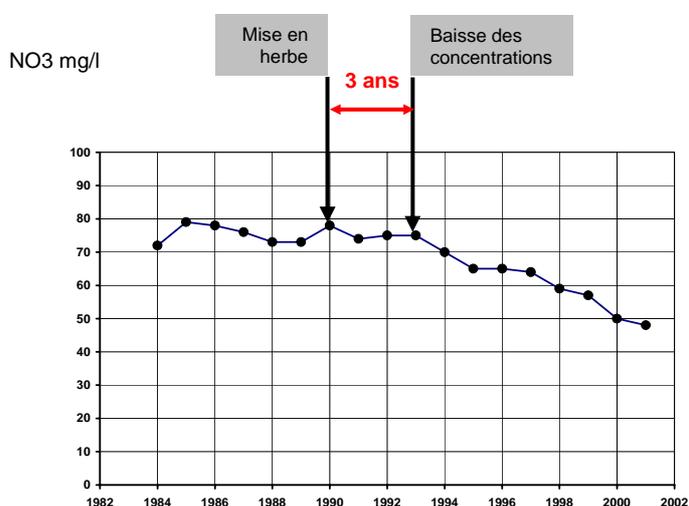


Figure 1 : Evolution de la concentration en nitrate dans l'eau du captage de Bois Daniel (Elliant, Finistère) de 1984 à 2001 (d'après Marjolet et al., 2002)

Résultat

Une baisse des concentrations dans la nappe est observée 3 ans après la mise en herbe (Figure 1).

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

Temps de réponse de la nappe à un changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge à l'échelle d'un versant dans le bassin de Kervidy (Molénat et al. 2002)

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevage hors-sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux conditions moyennes hivernales de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Tout changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge se traduit par une variation immédiate mais progressive de la concentration en nitrate de la nappe.
- Le temps de réaction de la nappe à un changement de pratiques agricoles dans le versant est sous-estimé, du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - seule la nappe est modélisée, le temps de transfert dans le sol n'est pas représenté : la vitesse de transfert de l'eau dans la zone non saturée étant de l'ordre de 2 m.an⁻¹ dans les sols bretons (Gascuel-Oudou et Mérot, 1986),
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps de réaction du bassin versant de La Fontaine du Theil à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (Association de Coordination Technique Agricole - ACTA, 2004)

Site

Bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) :

- superficie : 1,3 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 776 mm
- agriculture : production laitière dominante.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

2 modèles agro-hydrologiques sont comparés :

- BMP1 (Best Management Practices) : ce modèle, développé par le Cemagref de Rennes, résulte du couplage entre un modèle agronomique et un modèle hydrologique à réservoirs.
- TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

3 scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de systèmes d'exploitation croissants (Tableau 2). Les niveaux de fertilisation sont ajustés, **toutefois les bilans apparents d'azote restent excédentaires dans tous les scénarii.**

Les simulations sont réalisées sur une période de 28 ans. Pour chaque scénario, le jeu de données est constitué par :

- les données correspondant aux pratiques actuelles et permettant l'initialisation du modèle sur 7 années,
- les données provenant de chaque scénario et répétées autant de fois que nécessaire sur 21 années.

Le même cycle de 7 années climatiques (climat des années 1994-2001) est donc répété 4 fois sur la période de simulation. Il en résulte un biais dans l'évaluation de l'impact des changements de pratiques en raison d'un retour plus fréquent que la normale de l'année très pluvieuse 2000-2001 alors que l'année sèche qui a suivi n'est pas représentée dans les données.

Scénarii	Actuel	Optimisation fertilisation minérale	Optimisation poussée	Système plus herbager
	S0	S1	S2	S3
Systèmes d'exploitation :				
kg lait/VL	7000	7040	7040	6800
UGB/SFP	1,8	1,7	1,6	1,4
% maïs/SFP	39	40	35	15
% cultures de vente/SAU	29	29	25	12
jours de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols :				
% culture intermédiaire/cultures	9	9	51	32
% prairies/SAU	44	44	50	75
Indicateurs de gestion de l'azote (kg N/ha) :				
N organique+minéral	224	180	144	148
N minéral	122	82	46	49
bilan apparent azote	129	83	49	59
% Réduction du bilan par rapport à S0	-	36	62	54

Tableau 2 : Scénarii de changement de pratiques agricoles étudiés dans ACTA (2004). Evolution des pratiques, des systèmes et des indicateurs de gestion de l'azote.

Résultats

- Quel que soit le modèle utilisé, le changement de pratiques entraîne une **diminution immédiate et progressive de la concentration en nitrate dans le cours d'eau** pour les 3 scénarios.
- La réaction du bassin versant est faible et difficilement détectable la première année. Le temps nécessaire pour voir une **réaction significative des concentrations en nitrate à l'exutoire** du bassin versant au changement de pratiques agricoles varie de **2 à 10 ans**, en fonction des scénarios et des modèles (Tableau 3).

	Scenario	Modèles	
		BMP1	TNT2
Temps nécessaire pour obtenir une diminution de 5 % de la concentration en nitrate dans le cours d'eau	S1	5 ans	5 ans
	S2	1 an	4 ans
	S3	2 ans	4 ans
Temps nécessaire pour obtenir une diminution de 10 % de la concentration en nitrate dans le cours d'eau	S1	8 ans	12 ans
	S2	5 ans	7 ans
	S3	2 ans	5 ans

Tableau 3 : Temps nécessaires pour observer une diminution significative des concentrations en nitrate pour les différents scénarii et les différents modèles dans le bassin versant de la Fontaine du Theil (d'après ACTA, 2004)

Temps de réaction des bassins versants de La Fontaine du Theil, de Naizin et de Ploudiry à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (Bordenave et al., 2004)

Sites

Les caractéristiques des trois bassins versants d'étude sont présentées dans le tableau 4.

	La Fontaine du Theil (St Léger, Ille et Vilaine)	Naizin (Morbihan)	Ploudiry (Finistère)
Superficie (km ²)	1,3	12,4	6
Substrat géologique	schistes	schistes	granites
Pluviométrie moyenne annuelle (mm)	776	734	1040
Agriculture	Production laitière dominante	Production laitière, élevages hors-sol (porcs, volailles)	Production laitière, élevages hors sol (procs)
Excédent annuel du bilan de l'azote minéral (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	80	100	120
Concentration en nitrate à l'exutoire (mg.l ⁻¹)	51	66	58

Tableau 4 : Caractéristiques des sites de La Fontaine du Theil, Naizin et Ploudiry (d'après Bordenave et al., 2004).

Méthode

Le modèle utilisé est le modèle BMP1top, version maillée du modèle BMP1 développé par le CEMAGREF de Rennes.

Les scénarii étudiés sont identiques aux 3 scénarii étudiés dans ACTA (2004) et présentés dans le tableau 3, mais l'état actuel (S0) des trois bassins versants, en terme d'excédent du bilan d'azote et de concentration en nitrate à l'exutoire, diffère (tableau 4)

Résultats

Le [temps de réaction des concentrations en nitrate à l'exutoire](#) des bassins versants varie de **2 à 5 ans**, en fonction des bassins, lorsque les changements de pratiques concernent l'ensemble du bassin simultanément.

REFERENCES

ACTA., 2004. Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix de modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture. Rapport final ACTA, Arvalis, Institut de l'élevage, INRA, CEMAGREF. 35p.

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in cristalline rock aquifers. Article soumis.

Bordenave P., Bioteau T., Turpin N., 2004. Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation de pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56) ; Saint-Léger (35) ; Ploudiry (29). In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 235-237.

Gascuel-Oudoux C., Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Marjolet G., Artur A., Freslon M., 2002. Périmètres de protection des captages d'eau souterraine dans le Massif Armoricaïn : effets sur la qualité des eaux. Celtic Water in a European Framework. Pointing the way to quality. The Third inter-celtic colloquium on hydrology and management of water resources. National University of Ireland, Galway, 8th-10th July 2002.

Molénat J., Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 :479-492.

Ruiz L., Abiven S, Durand P., Martin C., Vertès F., Beaujouan V., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small agricultural catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. Hydrology and Earth System Sciences 6(3): 507-513.

TEMPS MOYEN DE RESIDENCE

DEFINITION



Le **temps moyen de résidence** correspond au temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant (Syn. *Temps moyen de transfert*). En supposant que l'écoulement soit homogène dans le temps et dans l'espace, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule suivante :

$$T = \frac{V}{Q}$$

avec, T temps moyen de résidence
 V volume du réservoir
 Q débit du réservoir.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Ces conclusions sont basées sur la synthèse de travaux de recherche menés dans des **bassins versants bretons**.

- Les temps moyens de résidence de l'eau et des nitrates **sont variables au sein d'un bassin versant**. Ils **dépendent de la position topographique** à laquelle la molécule d'eau ou de nitrate a été émise. Deux domaines peuvent être définis :
 - un **domaine de bas et de mi-versant** où les temps moyens de résidence sont **inférieurs à l'année**,
 - un **domaine de haut de versant** où les temps moyens de résidence sont **supérieurs à l'année**.
- **En moyenne**, à l'échelle d'un bassin versant, **les temps moyens de résidence des nitrates sont supérieurs à 5 - 8 ans**.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

Temps moyen de résidence du nitrate dans la nappe du bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) (Molénat et al. 2002)

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevages hors sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux conditions moyennes hivernales de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Les temps de résidence de l'eau dans la nappe sont très variables le long du versant : ils dépendent de la position topographique et augmentent du bas vers le haut de versant (Figure 1). L'eau présente dans la rivière à un instant donné regroupe donc des eaux d'âge très différent.

- Il faut ajouter au temps de résidence dans la nappe, le temps de transfert de l'eau, de la surface du sol vers la nappe. La vitesse de l'eau dans cette zone non saturée est ici estimée à 2 m.an⁻¹ (Gascuel-Oudoux et Mérot, 1986). Le temps de transfert du nitrate vers la nappe peut être supérieur à 1 an dans les zones de plateau où le toit de la nappe est situé à plus de 2 m de profondeur.
- 2 grands domaines sont définis (Figure 1) :
 - le domaine du **plateau de haut de versant**, où le temps de résidence de l'eau dans le versant est de **quelques années**,
 - le domaine de la **pente et du bas de versant**, où le temps de résidence de l'eau dans le versant est **inférieur à l'année** (de quelques jours à quelques mois).

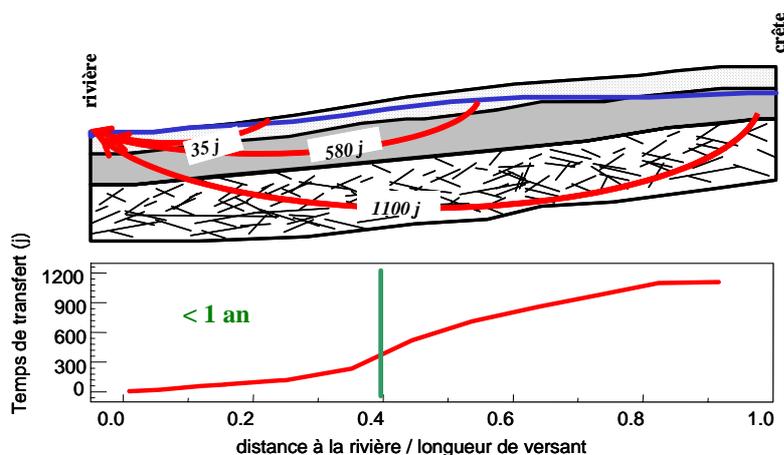


Figure 1 : Estimation par modélisation des temps de transfert de l'eau dans la nappe le long d'un versant du bassin de Kervidy (d'après Molénat et Gascuel-Oudoux, 2002)

- Le temps moyen de résidence dans la nappe est sous-estimé, du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps moyen de résidence du nitrate de l'eau dans les nappes des bassins versants de Naizin, de l'Horn et du Yar (BRGM, 2004)

Sites

Les caractéristiques des trois bassins versants d'étude sont présentées dans le Tableau 2.

	Horn (Finistère)	Naizin (Morbihan)	Yar (Côtes-d'Armor)
Superficie (km²)	80	12,4	60
Substrat géologique	Gneiss et micaschistes	schistes	Géologie variée, formations métamorphiques
Agriculture	Production légumière dominante et polyculture élevage	Production laitière, élevages hors-sol (porcs, volailles)	Polyculture élevage

Tableau 2 : Caractéristiques des bassins versants de l'Horn, de Naizin et du Yar (d'après BRGM, 2004).

Méthode

Les transferts d'eau dans la nappe des bassins versants sont modélisés à l'aide du modèle hydrologique GARDENIA, qui permet le calcul de la contribution des eaux de nappe au débit des cours d'eau.

Les volumes d'eau stockés dans les nappes sont cartographiés par des méthodes géophysiques.

Le temps de transfert de l'eau dans la [zone non saturée](#), estimé à 2 m.an^{-1} , est ajouté au temps de résidence calculé dans la nappe.

Résultats

- Le temps moyen de résidence varie de 4 à 7,5 ans dans les 3 bassins versants (Tableau 3)

	Horn (Finistère)	Naizin (Morbihan)	Yar (Côtes-d'Armor)
Volume d'eau stocké dans la nappe (millions de m^3)	34,7	10,3	22
Vitesse de vidange de la nappe (millions $\text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$)	13,8	1,8	12,6
Temps moyen de résidence de l'eau dans le bassin	5 ans	7,5 ans	4 ans

Tableau 3 : Temps moyens de résidence de l'eau dans les bassins versants de l'Horn, de Naizin et du Yar (d'après BRGM, 2004).

- Le temps moyen de résidence dans la nappe est sous-estimé du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail : les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Conclusion

Les temps moyens de résidence, tout comme les temps de réaction, sont variables d'un bassin versant à l'autre. En moyenne, à l'échelle d'un bassin versant, ils sont supérieurs à 5-8 ans.

REFERENCES

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in crystalline rock aquifers. Article soumis.

BRGM, 2004. Qualité des eaux en Bretagne – Ruissellement, infiltration, temps de réponse.

Gascuel-Oudoux C. ; Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Molénat J. ; Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 : 479-492.

TEMPS DE MISE A L'EQUILIBRE

DEFINITION



Le **temps de mise à l'équilibre** correspond au délai entre un changement de pratiques agricoles et la stabilisation des flux ou des concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin versant (la définition de temps de mise à l'équilibre est proposée ici dans le cadre d'une reconquête de la qualité de l'eau dans les bassins versants).

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les résultats des travaux de recherche menés dans des bassins versants bretons montrent que **le temps de mise à l'équilibre des concentrations en nitrate à l'exutoire des bassins versants, suite à un changement de pratiques agricoles, sont fortement variables d'un bassin à l'autre** : ils peuvent être **très courts (de l'ordre de 5 ans)** dans certains bassins à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide **ou beaucoup plus long (jusqu'à plus de 15 ans)** dans des bassins à dynamique lente et à forte inertie.
- Le temps de mise à l'équilibre est une **notion théorique** dans la mesure où les bassins versants réels ne sont jamais dans un état d'équilibre strict : il existe des évolutions permanentes, liées en particulier aux changements individuels dans les exploitations agricoles.
- Le niveau de concentration atteint après le temps d'équilibre dépend du niveau du changement de pratiques réalisé : la concentration à l'équilibre est d'autant plus faible que le changement de pratiques est important.

ORDRES DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE L'OBSERVATION

Evolution des concentrations en nitrate depuis les années 1970 à Plonevez-Lochrist (Finistère) (G. Marjolet, comm. pers.)

Dans le secteur de Plonevez-Lochrist, des données de concentration en nitrate dans le cours d'eau sont disponibles depuis les années 70. L'agriculture est basée sur la production légumière et la SAU représente 90% de la surface du bassin. Le changement des systèmes de production agricole et l'augmentation de l'utilisation d'intrants date de 1960-1970. Depuis 30 ans, les concentrations en nitrate ont subi une évolution de type courbe en S : depuis quelques années, la concentration en nitrate se stabilise autour de 120 – 130 mg.l⁻¹. Le temps nécessaire pour atteindre un nouvel équilibre, compte-tenu de l'état initial du système (la concentration en nitrate avant le changement de pratiques agricoles des années 60 n'est pas connue) et de la pression polluante appliquée est de l'ordre de **30 ans**.

ORDRE DE GRANDEUR : RESULTATS ISSUS DE LA MODELISATION

 **Temps de réponse de la nappe à un changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge à l'échelle d'un versant dans le bassin de Kervidy (Naizin, Morbihan) (Molénat et Gascuel, 2002)**

Site

Bassin versant de Kervidy (Naizin, Morbihan) :

- superficie : 4 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 690 mm
- agriculture : production laitière, élevages hors sol.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un versant.

Le système étudié est la nappe.

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe le long d'un versant sont modélisés à l'aide du modèle de nappe MODFLOW-MT3D. [Les transferts dans le sol ne sont pas modélisés.](#)

Au début de la modélisation, la concentration en nitrate dans l'eau de la  [recharge](#) de la nappe est fixée à 100 mg.l⁻¹, ce qui correspond à un flux de nitrate de 165 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Le bassin versant est considéré dans un état d'équilibre avec une recharge en eau uniforme dans l'ensemble du bassin de 2 mm.j⁻¹, qui correspond aux [conditions moyennes hivernales](#) de recharge.

6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe sont étudiés (Tableau 1).

Scénarii	Etat initial	Diminution homogène des apports		Stabilité des apports mais changement d'allocation spatiale			
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Concentration en nitrate dans l'eau de la recharge de la nappe	100 mg.l ⁻¹	80 mg.l ⁻¹	60 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 50 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 150 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 50 mg.l ⁻¹	Bas de versant : 150 mg.l ⁻¹ Mi-versant : 50 mg.l ⁻¹ Haut de versant : 150 mg.l ⁻¹

Tableau 1 : Scénarii de concentration en nitrate dans la recharge de la nappe étudiés par Molénat et al. (2002).

La modélisation est réalisée sur une période de 7 ans.

Résultats

- Quel que soit le scénario, la concentration en nitrate [dans la nappe](#) atteint un nouvel équilibre [3,5 ans](#) après la [modification de la concentration dans la recharge](#) (Figure 1).

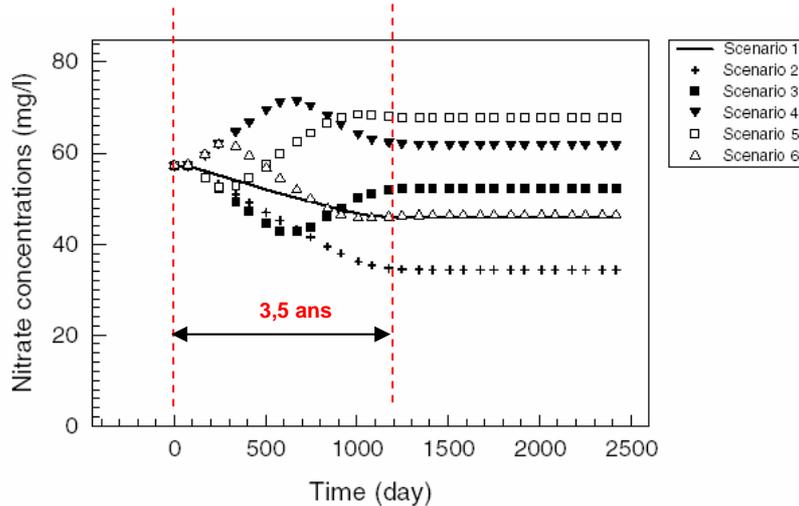


Figure 1 : Evolution des concentrations en nitrate dans la nappe pour les 6 scénarii de changement de concentration en nitrate dans l'eau de la recharge (d'après Molénat et Gascuel, 2002)

- Le temps de mise à l'équilibre de la nappe après un changement de pratiques agricoles dans le bassin versant est sous-estimé du fait des hypothèses simplificatrices faites dans ce travail :
 - seule la nappe est modélisée, le temps de transfert dans le sol n'est pas représenté : la vitesse de transfert de l'eau dans la **zone non saturée** étant de l'ordre de 2 m.an^{-1} dans les sols bretons (Gascuel-Oudou et Mérot, 1986),
 - la recharge est considérée comme uniforme sur l'ensemble de l'année : elle correspond aux conditions hivernales où la recharge est maximale,
 - les possibilités de stockage de l'eau dans la microporosité de l'altérite de schiste ne sont pas prises en compte.

Temps de mise à l'équilibre de la nappe à partir d'une concentration nulle à l'échelle des bassins versants de Kerrien et Kerbernez (Finistère) (Martin, 2003)

Sites

Les bassins versants sont situés sur le site de Kerbernez (Plomelin, Finistère)

Méthode

Les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe à l'échelle du bassin versant sont modélisés à l'aide des modèles MODFLOW et MT3D. Les transferts dans le sol ne sont pas représentés. La concentration en nitrate initiale dans la nappe est nulle. Une recharge annuelle constante de 80 mg.l^{-1} est appliquée. La concentration en nitrate dans la nappe est modélisée à 2 profondeurs : 5 et 15 m. Les simulations sont réalisées sur 13 ans.

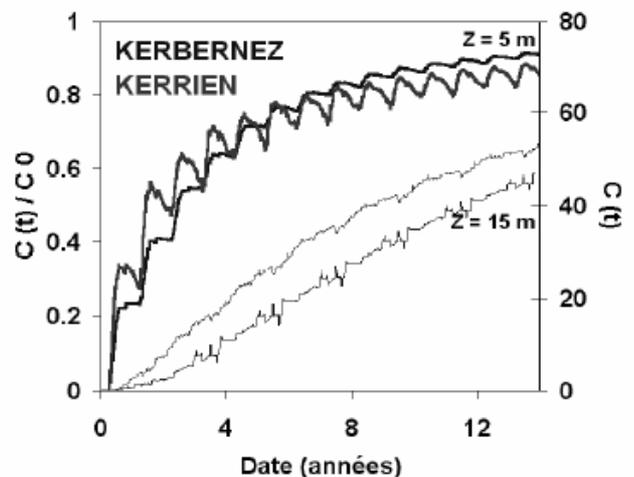


Figure 2 : Evolution des concentrations dans la nappe dans deux bassins versants, en partant d'une concentration nulle et en supposant une recharge constante de 80 mg.l^{-1} (d'après Martin, 2003)

Résultats

Le temps de mise à l'équilibre n'est pas homogène sur toute la profondeur de la nappe (Figure 2) :

- à 5 m de profondeur, le temps de mise à l'équilibre de la nappe est de 12 ans.
- à 15 m de profondeur, l'équilibre n'est pas atteint au bout des 14 ans de simulation : le temps de mise à l'équilibre est supérieur à la quinzaine d'années.

● Temps de réponse du bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (ACTA, 2004)

Site

Bassin versant de La Fontaine du Theil (Saint-Léger, Ille-et-Vilaine) :

- superficie : 1,3 km²
- substrat géologique : schistes
- pluviométrie (moyenne 1996-1999) : 776 mm
- agriculture : production laitière dominante.

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

3 modèles agro-hydrologiques sont comparés :

- BMP1 (Best Management Practices) : ce modèle, développé par le CEMAGREF de Rennes, résulte du couplage entre un modèle agronomique et un modèle hydrologique à réservoirs.
- ETNA (Evaluation du Transfert de Nitrate dans des bassins versant Agricoles) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, est un modèle global, basé sur le calcul du bilan agronomique à la parcelle et sur un modèle hydrologique non spatialisé avec deux réservoirs de nappe (Ruiz et al. 2002). Il permet de simuler les variations interannuelles et saisonnières des concentrations en nitrate à l'exutoire des bassins versants
- TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation) : ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

3 scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de système d'exploitation croissant (Tableau 2). Les niveaux de fertilisation sont ajustés, toutefois les bilans apparents d'azote restent excédentaires dans tous les scénarii.

Les simulations sont réalisées sur une période de 28 ans. Pour chaque scénario, le jeu de données est constitué par :

- les données correspondant aux pratiques actuelles et permettant l'initialisation du modèle sur 7 années,
- les données provenant de chaque scénario et répétées autant de fois que nécessaire sur 21 années.

Le même cycle de 7 années climatiques (climat des années 1994-2001) est donc répété 4 fois sur la période de simulation. Il en résulte un biais dans l'évaluation de l'impact des changements de pratiques en raison d'un retour plus fréquent que la normale de l'année très pluvieuse 2000-2001 alors que l'année sèche qui a suivi n'est pas représentée dans les données.

Une simulation sur une période de 60 ans a été réalisée avec ETNA pour le scénario 3.

Scenarii	Actuel	Optimisation fertilisation minérale	Optimisation poussée	Système plus herbager
	S0	S1	S2	S3
Systèmes d'exploitation :				
kg lait/VL	7000	7040	7040	6800
UGB/SFP	1,8	1,7	1,6	1,4
% maïs/SFP	39	40	35	15
% cultures de vente/SAU	29	29	25	12
jours de présence au pâturage/ha de prairie	419	419	387	323
Couverture des sols :				
% culture intermédiaire/cultures	9	9	51	32
% prairies/SAU	44	44	50	75
Indicateurs de gestion de l'azote (kg N/ha) :				
N organique+minéral	224	180	144	148
N minéral	122	82	46	49
bilan apparent azote	129	83	49	59

Tableau 2 : Scénarii de changement de pratiques agricoles étudiés dans ACTA (2004). Evolution des pratiques, des systèmes, et des indicateurs de gestion de l'azote.

Résultat

Le temps de mise à l'équilibre est difficile à déterminer car l'évolution des concentrations devient asymptotique à son approche :

- pour ETNA, il est évalué à une **cinquantaine d'années** dans le cas du scénario 3 où les changements de pratiques sont les plus importants (Figure 3),
- pour TNT2, les 28 années de simulations ne sont pas suffisantes pour le déterminer : il est **supérieur à 30 ans**.

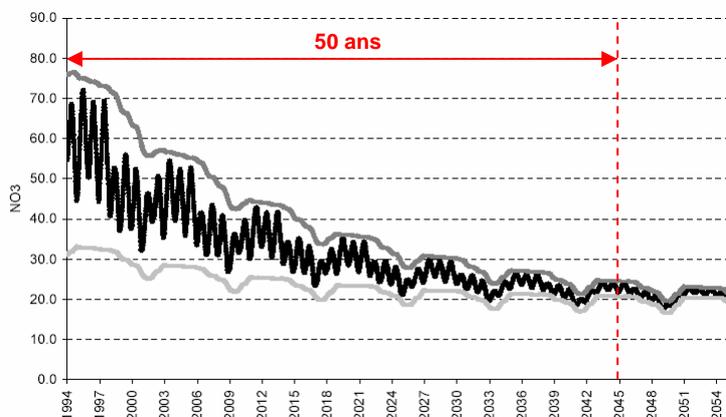


Figure 3 : Simulation sur 60 ans des concentrations en nitrate dans le cours d'eau (noir), dans la nappe lente (gris clair) et dans la nappe rapide avec ETNA dans le cas du scénario 3 (d'après Durand P in Acta, 2004)

● Temps de réponse des bassins versants du Haut-Gouessant (Côtes d'Armor) et de l'Horn (Finistère) à des changements de pratiques agricoles – Modélisation agro-hydrologique (DURAND P. et al., 2006)

Site

Bassin versant du Haut-Gouessant (Côtes d'Armor) :

- superficie : 21km²
- substrat géologique : granite et grès
- agriculture : élevages bovins et porcins

Bassin versant de l'Horn (Finistère) :

- superficie : 44 km²
- substrat géologique : micaschistes et gneiss
- agriculture : production légumière + élevage (hors-sol majoritaire)

Echelle et système étudié

La modélisation est réalisée à l'échelle d'un bassin versant.

Méthode

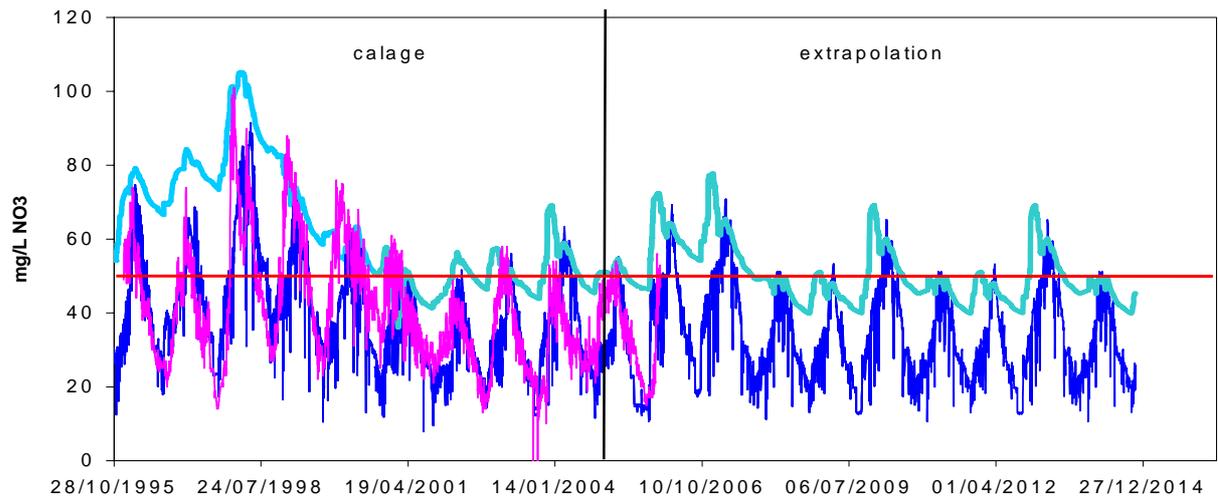
Le modèle agro-hydrologique utilisé est TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation). Ce modèle, développé par l'INRA de Rennes, résulte du couplage entre un modèle de culture (STICS) et un modèle hydrologique distribué maillé.

Plusieurs scénarii de changements de pratiques agricoles sont étudiés, ils correspondent à des changements de pratiques et de système d'exploitation.

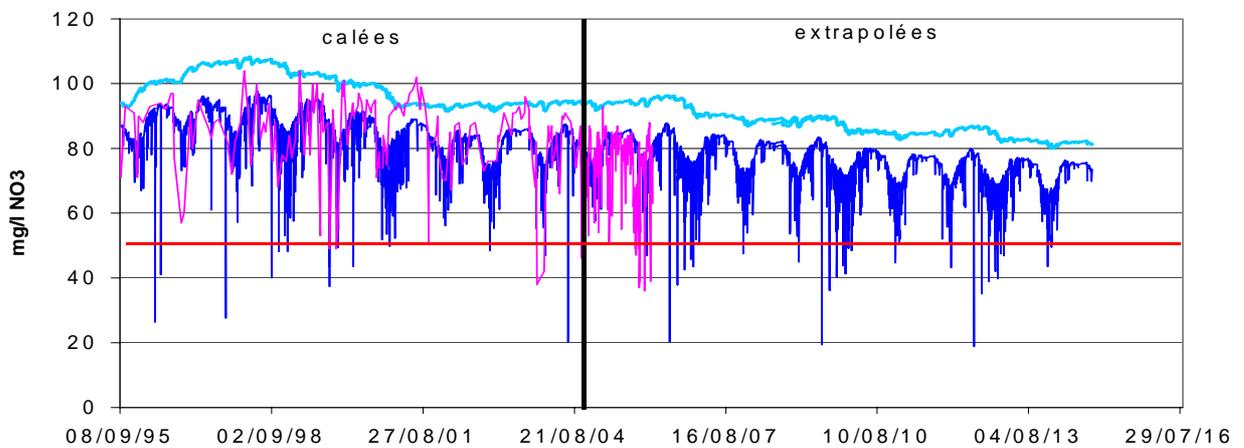
L'illustration ci-dessous correspond au scénario où il y a une évolution des pratiques avec baisse des apports d'azote de 1995 à 2004. Puis en 2004, les pratiques agricoles restent constantes.

Résultat

- Le bassin versant du Haut-Gouessant est un bassin à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide. Cette dynamique rapide se manifeste en particulier par une variabilité intra-annuelle de la concentration en nitrates de la nappe (figure 4, courbe en bleu clair), qui peut atteindre plusieurs dizaines de milligrammes en quelques semaines. A partir de 2004, la simulation considère que si les pratiques agricoles restent constantes, les concentrations dans la nappe et dans la rivière (figure 1, courbe bleu foncé) se stabilisent alors assez rapidement. La modélisation tend à démontrer que, pour ce bassin versant, le « temps de mise en équilibre » serait extrêmement court et de moins de cinq ans.
- A l'opposé, le bassin de l'Horn apparaît comme un bassin à dynamique hydrologique et hydrochimique lente, à forte inertie et à temps de mise en équilibre long. Ceci se manifeste par une faible variabilité intra-annuelle de la concentration en nitrates de la nappe (figure 4, courbe bleu clair) qui est inférieure à une dizaine de milligrammes en une année. Le temps de mise à l'équilibre quand à lui est long, au moins supérieur à une dizaine d'années, puisque les concentrations dans la nappe et la rivière ne sont pas encore stabilisées en 2013 pour une simulation où l'on considère que les pratiques agricoles restent constantes à partir de 2004.



HAUT-GOUESSANT



HORN

Figure 4 : Simulation des concentrations de nitrate dans la nappe et dans la rivière des bassins versants du Haut-Gouessant et de l'Horn (P. Durand et al, 2006)

- concentration simulée de la nappe
- concentration simulée de la rivière
- concentration réelle mesurée dans la rivière

CONCLUSION

Les temps de mise à l'équilibre sont fortement variables d'un bassin à l'autre.

Ils peuvent être très courts (de l'ordre de 5 ans) dans certains bassins à dynamique hydrologique et hydrochimique particulièrement rapide. Mais ils peuvent être beaucoup plus longs (jusqu'à plus de 15 ans) dans des bassins à dynamique lente et à forte inertie.

 **REFERENCES**

ACTA, 2004. Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans le choix de modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture. Rapport final ACTA, Arvalis, Institut de l'élevage, INRA, CEMAGREF. 35p.

Ayraud V., Aquilina L., Labasque T., Pierson-Wickmann A.C., Molénat J., Pauwels H., Fourre E., Tarits C., Bour O., Le Corre P., Davy P., Mérot P., 2005. Groundwater âge in crystalline rock aquifers. Article soumis.

Bordenave P., Bioteau T., Turpin N., 2004. Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation de pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56) ; Saint-Léger (35) ; Ploudiry (29). In Colloque interrégional "Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural". Vannes, 22, 23 et 24 avril 2004. pp. 235-237.

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne (CSEB), 2006 - Avis complémentaire sur l'évolution de la qualité des eaux en Bretagne et recommandations complémentaires pour une nouvelle politique de l'eau. 16 p. Rapport téléchargeable sur le site www.cseb-bretagne.fr

Durand P., Ferchaud F., Salmon-Monviola J., Goetschel F. & Martin C., 2006 - Evaluation de l'impact des actions agricoles sur l'évolution des paramètres nitrates par l'utilisation de modèle déterministe. Evolution des paramètres nitrate dans les bassins versants en fonction de plusieurs scénarios d'action agricole. UMR SAS INRA-Agrocampus Rennes, Rapport d'étude pour la Mission BEP. 105 p. + annexes.

Gascuel-Oudoux C., Mérot P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. Journal of Hydrology 89 : 93-107.

Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versant agricoles. Approche expérimentale et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, 267p.

Molénat J., Gascuel-Oudoux C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes, 16 :479-492.

D

Les mécanismes de perturbation littorale liés aux apports terrestres de nutriments

- **Fiche D-1** **Les temps de résidence des masses d'eaux côtières**
- **Fiche D-2** **La prolifération des algues vertes**
- **Fiche D-3** **La prolifération du phytoplancton**

LES TEMPS DE RESIDENCE DES MASSES D'EAUX COTIERES

DEFINITIONS

 **Le temps moyen de résidence** d'une molécule d'eau ou de soluté dans un volume V d'eau marine, traversé par un débit net d'eau Q, s'obtient, comme pour une masse d'eau continentale (voir fiche C-3), par la formule :

$$T = V/Q$$

La seule différence avec le cas des masses d'eau continentale vient de la difficulté de découper un volume V pertinent dans une masse d'eau unique qui s'étend par continuité à l'océan mondial. Il faut s'appuyer sur des zones de moindre échange horizontal ou vertical appelés fronts pour scinder l'océan mondial en une **mosaïque de masses d'eau partiellement isolées**. Quand l'étendue géographique d'une masse d'eau côtière a été fixée, les modèles hydrodynamiques permettent de calculer de façon très correcte les flux d'eau convectifs et diffusifs qui traversent les frontières de cette masse d'eau, donc de calculer le débit net Q.

 **Hydrodynamique** : Ensemble des caractères ayant trait aux mouvements de l'eau. L'hydrodynamique règle le transport et la dilution des nutriments dissous, des particules et des algues en suspension, conditionnant le temps de résidence moyen de ces dernières dans les eaux enrichies par les apports terrigènes.

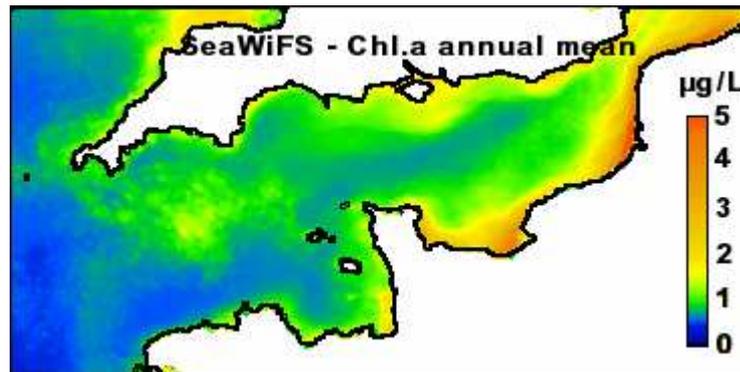
CE QU'IL FAUT RETENIR

L'intensité d'une atteinte quelconque à la qualité d'une masse d'eau côtière dépendra de sa capacité à diluer et à évacuer la masse de matière polluante qui lui a été injectée. Même dans une mer animée en permanence par de forts mouvements comme la mer côtière bretonne, cette capacité dispersive naturelle est très inégalement répartie. On peut donc **identifier des zones potentiellement sensibles aux pollutions**, amenées essentiellement par les eaux continentales.

PROBLEMATIQUE

La répartition annuelle moyenne de la biomasse phytoplanctonique en Manche, récemment obtenue grâce aux mesures journalières effectuées par les capteurs satellitaires SeaWiFS et MODIS de la NASA (Carte 1) montre bien l'intérêt d'étudier les dynamiques côtières : comment expliquer par exemple que la zone côtière de Bretagne-nord, où arrivent pourtant plusieurs petits fleuves côtiers très chargés en nutriments, montre en moyenne une aussi faible biomasse phytoplanctonique, comparée à celle visible entre les îles anglo-normandes et le Cotentin, et surtout à celle visible au plein milieu de l'entrée occidentale de la Manche, loin de tout apport terrigène ?

De même, à échelle plus locale, comment expliquer que les plus importantes marées vertes à ulves de Bretagne (cf. Carte 1 de la fiche D-2) ne se trouvent pas dans des baies où arrivent les plus grandes quantités de nitrate terrigène (rade de Brest et baie de Vilaine), mais parfois dans des baies où les apports annuels de nitrate sont plus faibles (baie de Lannion, baie de Douarnenez) ? En fait, le développement d'algues n'est pas seulement fonction des apports nutritifs terrigènes, il est aussi fonction de la dynamique maritime et de la morphologie côtière. Ce sont elles qui règlent le processus de dispersion des algues ou des nutriments, et qui conditionnent donc la sensibilité d'une côte à la prolifération de micro ou de macro-algues.



Carte 1 : Répartition moyenne annuelle de la chlorophylle phytoplanctonique en Manche (données SeaWiFS traitées par l'algorithme IFREMER OC5)

● LA MER EN MOUVEMENT

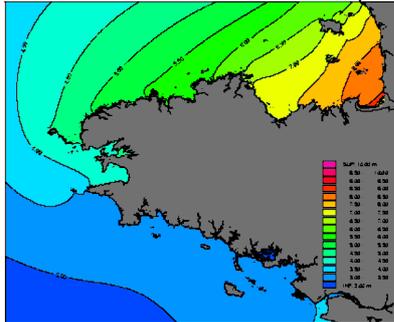
La mer est en continuel mouvement (hydrodynamique). Ces mouvements sont générés par plusieurs causes naturelles : marée, houle, vent, gradient horizontal de pression atmosphérique, gradient horizontal de densité de l'eau de mer (dépendant de la température et de la salinité).

● **Les courants de marée**

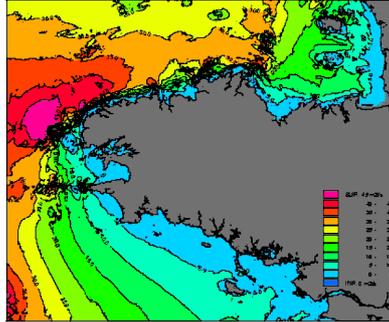
En Bretagne, les marées engendrent d'importants déplacements de masses d'eau en peu de temps. Les marées sont de type semi-diurne, c'est-à-dire qu'elles comptent deux pleines mers et deux basses mers en un peu plus de 24 heures (24h50mn exactement).

Le phénomène de marée n'est pas homogène sur l'ensemble du littoral breton, ce qui peut s'apprécier par divers paramètres :

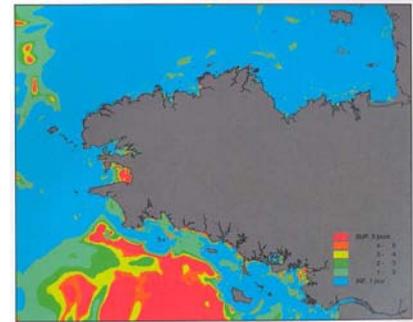
- **Le marnage** (soit la différence entre les hauteurs de pleine mer et de basse mer) est compris, pour une marée de coefficient moyen 70, entre 3 et 9 m sur l'ensemble du littoral : au sud, il est de l'ordre de 3 m ; au nord, le marnage est plus important et augmente d'ouest en est (Carte 2). L'onde de marée se propage en tournant autour de la Bretagne du sud vers le nord.
- **Le coefficient de dispersion** (soit le coefficient de proportionnalité entre le flux de dispersion d'une solution et le gradient de concentration de cette solution) est également hétérogène sur l'ensemble des côtes bretonnes (Carte 3). Pour les petites valeurs du coefficient de dispersion (couleur verte et bleue), la colonne d'eau a tendance à se déplacer " en bloc" (de 5 à 20 m²/s) ; il y a peu de dispersion. En revanche, pour les valeurs élevées (couleur rouge > 35 m²/s), le haut et le bas de la colonne d'eau peuvent avoir des vitesses différentes, la dispersion de la colonne d'eau est importante.
- **La vitesse résiduelle** : au cours d'un cycle de marée, les particules d'eau ont un mouvement de va et vient. A la fin du cycle de marée, les particules n'ont généralement pas retrouvé exactement leur emplacement initial, mais se sont déplacées. A ce mouvement est associée une vitesse qualifiée de "résiduelle". On peut en déduire une estimation très locale du temps de résidence (qui ne prend pas en compte les recirculations éventuelles après des parcours fermés de plusieurs dizaines de km) : on prendra par exemple le temps nécessaire à une particule d'eau pour parcourir 500 m (Carte 4).



Carte 2 : marnage (m)
(lfremer)



Carte 3 : capacité de dispersion (m²/s)
(lfremer)



Carte 4 : temps de résidence sur 500m
(jours) (lfremer)

L'hydrodynamique d'une marée moyenne est donc différente sur les côtes sud et nord de la Bretagne, ce qui engendrera de grandes disparités de dispersion des éléments dissous (nutriments, polluants solubles dans l'eau) et en suspension (plancton, algues vertes non fixées...)

Sur le littoral sud, les vitesses maximales sont peu élevées (comprises entre 20 et 40 cm/s), ce qui conduit à une **faible dispersion des colonnes d'eau et à un possible réchauffement des couches d'eau superficielles** (stratification) durant l'été. Les vitesses résiduelles sont faibles et en conséquence, le temps de résidence sur 500 m est important (> 5 jours). Ainsi, après un cycle de marée, **la masse d'eau n'est pas, ou seulement peu, renouvelée**.

Sur le littoral nord, les vitesses maximales (comprises entre 80 et 130 cm/s) sont en moyenne 4 fois supérieures à celles rencontrées sur le littoral sud. Il s'ensuit que la dispersion des colonnes d'eau est plus importante et que **la masse d'eau reste bien mélangée** sur la verticale tout au long de l'année (pas de stratification). Les vitesses résiduelles sont élevées, induisant des temps de résidence sur 500 m courts (< 1 jour) ; **la masse d'eau est donc entièrement renouvelée après un cycle de marée**.

● Les courants dus au vent et la houle

Le vent en frottant sur la surface de la mer entraîne partiellement les eaux superficielles dans sa direction ou légèrement à droite de celle-ci ; ce courant généré par le vent se compose donc vectoriellement à celui généré par la marée. Le courant résultant sera alors peu sensible au vent dans les zones à forts courants de marée (Bretagne nord), mais très sensible dans les zones à plus faibles courants de marée (baies de Douarnenez et de Vilaine), surtout en périodes de mortes eaux.

La houle, par les vagues qu'elle engendre, est le facteur majeur de turbulence sur le littoral. La Bretagne est directement exposée aux houles créées dans l'Atlantique nord-est par le passage des dépressions. Leur influence est notable sur les sédiments jusqu'à une profondeur de 30 m et s'intensifie sur les petits fonds. Elle devient prépondérante sur la zone intertidale et à proximité du trait de côte.

L'impact de la houle à la côte est fonction de son origine (direction, période) ainsi que de la morphologie du littoral. La houle est la plus forte sur la pointe ouest de la Bretagne (16 m maximum) et sa hauteur décroît au fur et à mesure qu'elle se dirige en Manche orientale (7 à 8 m).

La houle provoque des remises en suspension des sédiments et des déplacements de matériaux et une homogénéisation de la colonne d'eau. Ainsi, plus un site est exposé à de fortes houles, plus sa capacité de dispersion des nutriments (nitrate, phosphate) est importante. Dans ces sites, les proliférations algales et phytoplanctoniques sont plus rares ; on signale cependant des épisodes hivernaux d'eaux colorées brunes (entre novembre et mars) dans les rouleaux de la baie d'Audierne : elles sont causées par la diatomée de « surf zone » *Attheya armatus*.

● La température et la salinité des eaux littorales

La température de la mer côtière suit, de façon amortie et retardée d'environ un mois, la courbe annuelle de la température de l'air. Ayant moins d'inertie thermique, les zones très peu profondes bordant le littoral montreront une amplitude plus forte (s'étendant d'environ 6°C en février à 19°C en août) que la haute mer (de 8°C à 16°C). Par ailleurs, dès que la profondeur dépasse la trentaine de mètres en Bretagne sud, la soixantaine en Bretagne nord, si la capacité de mélange vertical liée au courant de marée et au vent est insuffisante, la colonne d'eau va se stratifier du printemps au début de l'automne, avec une couche chaude de surface d'une vingtaine de mètres surmontant une couche plus froide de fond. Le phénomène est particulièrement net au nord-ouest de la Manche occidentale et sur la Grande Vasière au sud de la Bretagne.

La salinité de la mer côtière s'abaisse localement au débouché des fleuves côtiers, dont l'eau douce, plus légère que l'eau salée, a tendance à s'écouler à la surface de la mer et à ne se mélanger que progressivement sur la verticale. Les panaches de dilution des fleuves s'étendront et resteront stratifiés plus ou moins loin en mer selon le débit du fleuve. Pour la Bretagne, seules la Vilaine et surtout la Loire produisent des panaches d'étendue importante, s'étendant parfois sur plusieurs centaines de km, se terminant parfois au dessus du talus continental nord-Gascogne, ou à l'entrée de la Manche.

Quelle que soit son origine, la stratification auto-entretient la faiblesse du mélange vertical, et favorise donc la prolifération du phytoplancton dans la couche éclairée de surface, tant que la teneur en nutriments reste suffisante : c'est le cas dans les panaches de fleuve ou dans les zones d'érosion estivale continue de la couche pauvre de surface au profit de la couche profonde riche (expliquant la prolifération estivale de dinoflagellés au centre et au nord-ouest de la Manche occidentale).

● L'HETEROGENEITE MORPHOLOGIQUE DU LITTORAL BRETON ENGENDRE DES PARTICULARITES HYDRODYNAMIQUES

● Les baies

Certaines baies en zone côtière macrotidale ont la particularité de piéger momentanément les masses d'eau et leur contenu, en raison de l'absence locale de dérive résiduelle de marée. Ainsi, certaines baies ont des temps de résidence moyen de l'eau très élevés, malgré un intense balancement des marées, et sont naturellement propices à la prolifération littorale des ulves (baies de Saint-Brieuc ou de Lannion) et/ou à celle plus étendue du phytoplancton (baies de Vilaine et de Douarnenez), selon l'intensité des apports terrigènes de nutriments.

● Les estuaires

La dilution en mer d'apports fluviaux d'eau douce se caractérise par une stratification haline s'estompant progressivement vers le large, pour redonner une masse d'eau bien mélangée sur la verticale. Cette stratification facilite le démarrage de prolifération phytoplanctonique printanière en bloquant les cellules dans une couche de quelques mètres sous la surface, bien éclairée et riche en nutriments. La turbidité élevée près de l'estuaire limite cependant cet effet propice à l'eutrophisation.

 **RÉFÉRENCES**

Ifremer, 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer pour la Commission Européenne, 59p.

Ménesguen A., 2003. Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Rapport Ifremer, 11p.

Obaton D., Garreau P., 1999. Modélisation numérique des courants de la côte bretonne. Actes du Colloque "Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral", Ispaia-Zoopôle, Saint-Brieuc-Ploufragan, 23-24 septembre 1999, éditions IFREMER, 95-103.

Sites web :

<http://www.bretagne-environnement.org/article/la-mer-en-mouvement>

<http://www.ifremer.fr/delao/francais/hydrodynamique/bretagne/index.htm>

http://www.shom.fr/fr_page/fr_act_oceano/courant/courant_f.htm

LA PROLIFERATION DES ALGUES VERTES

DEFINITIONS

 **Algues vertes** : Macrophytes marines de type chlorophycées (ulves, monostromes, entéromorphes) qui se révèlent les plus aptes à profiter d'eaux à salinité variable très enrichies en nutriments. On parle souvent de "marée verte" à propos de ces accumulations estivales de biomasse macroalgale (Photo 1).

 **Les marées vertes** : constituent une forme d'eutrophisation côtière, c'est-à-dire de développement excessif d'algues par rapport aux capacités d'assimilation physique et biologique de l'écosystème.

En milieu lagunaire, elles peuvent causer en été la mort par anoxie de l'écosystème (malaïgue). En milieu ouvert, elles perturbent les équilibres écologiques et causent des nuisances au tourisme, à la pêche et à la conchyliculture.



Photo 1 : Le phénomène de marée verte (Menesguen A.)

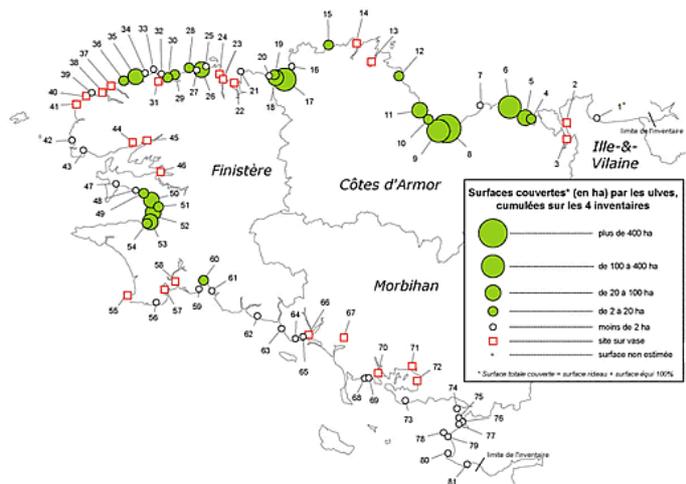
CE QU'IL FAUT RETENIR

- En Bretagne, les sites les plus gravement touchés par les marées vertes sont les littoraux des Côtes d'Armor et du Finistère. Les premiers blooms d'algues vertes sont apparus dans les années 1960 et le phénomène n'a cessé de s'accroître au cours des décennies suivantes.
- Les flux massifs d'azote en provenance des rivières et arrivant au printemps dans les eaux littorales sont à l'origine de la prolifération des algues vertes et conditionnent leur ampleur sur les côtes bretonnes.
- Dans un objectif de reconquête de la qualité des eaux littorales et donc de diminution des proliférations algales, il faudrait faire baisser les teneurs en nitrate dans les eaux des rivières de manière substantielle et variable selon les zones côtières et par exemple à moins de 10 mg/l dans un site particulièrement sensible.
- Le seul facteur nitrate ne peut être à l'origine d'un bloom d'algues vertes. Un ensemble de conditions environnementales et géographiques doit aussi être réuni :
 - Une intensité et une durée d'éclairement importante : optimum au printemps
 - Une température de l'eau de mer entre 17 et 23°C
 - Des fonds sableux fins (sablons) et une grande transparence de l'eau
 - Une turbulence suffisamment forte pour maintenir les algues en suspension
 - Un confinement des masses d'eau et des sels nutritifs propice au confinement de la biomasse.

LE CONTEXTE BRETON

En Bretagne, les premières "marées vertes" ont fait leur apparition dans les années 1960 et le phénomène n'a cessé de s'accroître au cours des décennies suivantes. Les côtes bretonnes sont un des secteurs les plus touchés par les marées vertes en Europe.

C'est surtout le littoral nord de la Bretagne et plus particulièrement celui des Côtes d'Armor et du Finistère qui est touché. Les premiers sites touchés dans les années 1960 sont à présent ceux qui le sont le plus gravement et le plus régulièrement (Baie de Saint Brieuc, Baie de Lannion, Baie de Concarneau-la-Forêt). De nouveaux sites apparaissent chaque année mais ne sont pas systématiquement touchés chaque année (48 sites touchés en 1999, 71 en 2002, 60 en 2003, source : CEVA, 2004).



Carte 1 : Localisation des sites à marées vertes en 2003 (CEVA, 2004)

En Bretagne, les algues impliquées sont principalement les macroalgues chlorophycées de type *Ulva* : les *Ulva armoricana* (Photos 1) sont présentes sur l'ensemble des côtes bretonnes et les *Ulva rotundata* sont uniquement présentes sur les côtes sud de la Bretagne.



Photos 1 : *Ulva armoricana* (clichés Ifremer.)

LES FACTEURS DE PROLIFERATION DES ALGUES VERTES

Les études menées notamment par l'Ifremer et le Centre d'études et de valorisation des algues ont montré que plusieurs facteurs interviennent dans l'apparition des marées vertes en Bretagne :

- Un facteur nutritif modifié par l'activité humaine : l'azote
- Des facteurs géographiques et environnementaux naturels

● Le facteur azote

C'est l'intensification récente des activités humaines (élevage, agriculture, rejets urbains...) sur les bassins versants littoraux qui est à l'origine d'un apport excessif de sels nutritifs (phosphate, nitrate) ou de matières organiques minéralisables dans les eaux littorales et, par voie de conséquence, de l'augmentation de la biomasse végétale.

Une étude sur la Baie de Saint Brieuc de 1986 à 1992 a montré que les valeurs maximales annuelles de la biomasse présentes sur les plages sont corrélées avec le flux moyen d'azote apporté par les rivières en juin alors qu'aucune relation ne se dégage avec les flux de phosphore.

L'élément limitant est donc avant tout l'azote, qui contrôle la croissance et la prolifération des algues vertes.

L'azote, naturellement présent dans le milieu marin, en zone littorale, est indispensable au cycle de la production primaire. L'accroissement de sa concentration dans l'eau peut favoriser le développement algal et être bénéfique dans certains cas, mais dans certaines limites. En conditions naturelles, les flux spécifiques provenant des bassins versants sont modérés (de l'ordre de 5 à 6 kg/ha/an ou en tout cas inférieurs à 10 kg/ha/an). Les apports continentaux d'azote au milieu marin se font surtout sous forme soluble dans l'eau (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+), directement assimilable pour la végétation marine. En Bretagne, ce sont plus spécifiquement les flux de nitrate NO_3^- en provenance des rivières et arrivant au printemps dans les eaux littorales qui conditionnent l'ampleur des marées vertes.

La sensibilité des bassins versants émetteurs

En Bretagne, les débits des cours d'eau se déversant sur les sites où se développent les marées vertes sont en général peu élevés. Les concentrations moyennes de nitrate varient entre 23 et 88 mg/l.

Les bassins versants ont des comportements différents vis-à-vis des transferts de l'azote vers les eaux côtières en fonction de la nature du sous-sol et du type d'occupation des terres.

A charge azotée égale :

- Les bassins versants très sensibles sont ceux situés sur terrain granitique et possédant donc une nappe phréatique. Ils présentent des concentrations en nitrate plutôt stables et des débits d'étiage soutenus au printemps ; leurs flux d'azote exportés en été sont donc relativement élevés.
- Les bassins versants à sensibilité modérée sont situés sur terrain de nature schisteuse, c'est-à-dire plus ou moins imperméable. Ayant des débits peu régulés, ils produisent en année pluviométrique normale, des flux azotés qui chutent après les crues de printemps et sont minimums en été.

Mais la variabilité des charges azotées introduit un autre facteur de différence de comportement des bassins versants entre eux.

La nécessaire réduction des apports de fertilisants azotés

La gestion de l'azote apportée aux cultures est un paramètre déterminant. La charge d'azote apportée et sa période d'épandage sont des facteurs souvent mal contrôlés et mal adaptés aux besoins agronomiques des sols et des cultures et aux caractéristiques du bassin versant, ce qui engendre des excès de nutriments dans les rivières et par voie de conséquence dans le milieu littoral récepteur.

Les objectifs de qualité d'eau, concernant les marées vertes, sont plus sévères que la valeur limite de qualité en matière d'eau potable : pour réduire notablement la prolifération d'ulves, il faudrait dans de nombreux secteurs descendre significativement en dessous de 50 et même 25 mg/l de nitrate dans l'eau des rivières. Pour les milieux littoraux récepteurs les plus sensibles, comme la Baie de Lannion, il faudrait même descendre en dessous de 10 mg/l.

➔ Si les teneurs en azote de l'eau sont le facteur premier qui détermine les proliférations d'algues vertes sur les côtes bretonnes, le phénomène de marée verte se développe uniquement si les conditions environnementales et géographiques sont réunies.

● Les facteurs géographiques et environnementaux propices à la croissance des macroalgues

La température et la lumière

La lumière est nécessaire à la **croissance des ulves par photosynthèse**. D'octobre à février, l'intensité et la durée d'éclairement sont insuffisantes pour permettre la photosynthèse. La reprise de la croissance a lieu chaque année **au printemps** et s'intensifie quand la température atteint **17 à 23°C**, devenant extrêmement forte **pour des macrophytes** quand **l'intensité et la durée d'éclairement** sont satisfaisantes.

Cette grande photophilie des ulves explique qu'elles ne peuvent proliférer vraiment qu'une fois libérées de leur attache au domaine benthique, devenant ainsi capables d'occuper, en suspension dans la zone de déferlement des vagues, un volume important bien éclairé. Fixées aux substrats marins trop profonds ou déposées en couches épaisses sur les fonds, elles arrêtent vite de croître par manque de lumière.

Les sablons de fonds

Les sablons (sables à grains fins) constituent pour une large part les fonds des zones de prolifération des algues vertes. Si les vases sont importantes et sont régulièrement remises en suspension, comme en baie du Mont Saint-Michel, la turbidité engendrée nuit à la croissance des ulves. Si le sédiment est plus grossier et donc plus filtrant, le réapprovisionnement de la colonne d'eau par diffusion depuis le stock sédimentaire de nutriments est alors insuffisant en été.

La turbulence du milieu

Les ulves ont une vitesse de chute importante dans l'eau. Ainsi, le déferlement des vagues sur les estrans favorise une turbulence suffisamment forte **pour maintenir les ulves en suspension** dans une colonne d'eau bien éclairée.

En Bretagne, une extension géographique du site de croissance vers les fonds côtiers allant jusqu'à 15 m de fond a été observée, en baie de Douarnenez notamment. Elle s'explique par l'orientation plein ouest des plages, face à la houle, les fonds de sables purs, très réverbérants et la grande transparence de l'eau.

Le confinement de la masse d'eau et des sels nutritifs

Différentes configurations géographiques (topographie du fond et forme générale de la côte) sont propices au confinement de la biomasse permettant une **accumulation visible d'algues**. Ces différences font que la capacité dispersive (houle ou courant) et le temps de séjour des masses d'eau sont variables d'un site à l'autre, rendant ceux-ci plus ou moins sensibles à l'accumulation d'algues.

- **Les lagunes**, du fait qu'elles communiquent peu avec la mer et qu'elles sont peu profondes, réunissent toutes les conditions favorables à la prolifération des algues vertes.
- **Sur certains estrans macrotidaux très ouverts vers le large** (en contraste avec les lagunes) on peut observer un confinement dynamique par la marée. Il s'agit de zones où la dérive résiduelle de marée (*cf. fiche D-1*), c'est-à-dire la dérive nette au bout d'une période de marée (12h25mn), est quasi nulle en raison de la **topographie du fond**.
- **Certaines baies manquant de chasse des nutriments vers le large** se transforment ainsi en gigantesques bacs de culture malgré un enrichissement parfois modeste (ex. la Baie de Lannion (Figure 1), Côtes d'Armor) alors que certains sites fortement enrichis mais dotés d'une forte dérive résiduelle vers le large voient se disperser au fur et à mesure nutriments et algues produites (ex. la Baie de Goulven, Finistère-nord).

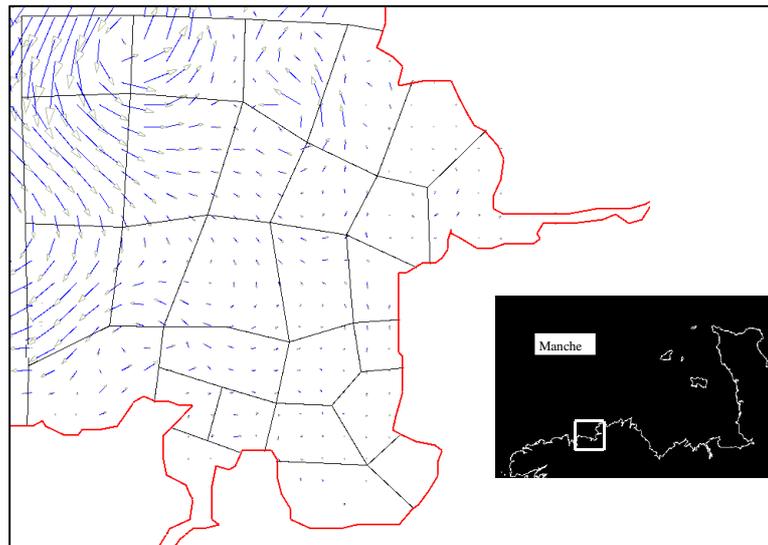


Figure 1 : Exemple de la Baie de Lannion où les eaux sont très confinées et où les faibles courants ne permettent pas de chasser les nutriments vers le large (Ifremer)

➔ En Bretagne, les zones à marées vertes sont dans tous les cas des sites très côtiers avec des fonds de baies à estran sableux étendu mais de faible pente, où l'eau est peu profonde et facilement réchauffée et où la lumière pénètre bien. Ainsi, d'une façon globale, **le nord et le sud de la Bretagne sont plus sensibles aux proliférations d'ulves** (Carte 1).

LES NUISANCES CAUSEES PAR LES MAREES VERTES EN BRETAGNE

Sur le littoral breton, les proliférations d'algues vertes sont plus **néfastes pour les diverses activités humaines** littorales que véritablement à l'écosystème lui-même, dès lors qu'en mer, la turbulence est suffisante pour éviter les anoxies mortelles.

La gêne créée par les proliférations macroalgales est essentiellement d'ordre touristique du fait des désagréments causés aux touristes en mer (baignade, nautisme) et sur les plages. En effet, les algues vertes s'échouent en grandes quantités sur les plages (Photo 2), lieu où s'opère leur dégradation, d'où **les odeurs de putréfaction** engendrées. De plus, par la gêne occasionnée et par leur **impact médiatique**, les marées vertes peuvent remettre en cause l'image de la Bretagne et déstabiliser une activité économique importante pour la région. Ainsi, pour remettre les plages en état, les collectivités territoriales organisent des **ramassages mécaniques des algues** au fur et à mesure des dépôts (Photo 3) mais qui engendre un **coût non négligeable** pour les communes concernées et les départements : entre 400 000 et 500 000 euros par an pour la Bretagne.



Photo 2 : Les dépôts d'algues vertes sur les plages
(cliché Ifremer)



Photo 3 : Ramassage mécanique des algues sur la plage
(cliché Ifremer)

De plus, les algues constituent localement une entrave croissante aux **activités de conchyliculture** (recouvrement de bouchots) et **de pêche** (colmatage des filets et des chaluts de petits navires côtiers).

D'autre part, une certaine **contamination atmosphérique** est constatée dans les secteurs où les algues se décomposent (émanation de sulfure d'hydrogène). Par ailleurs, des risques de contamination bactérienne **des sites conchylicoles et des eaux de baignade** existent : les ulves auraient la particularité d'émettre dans le milieu marin une substance osmoprotectrice pour les bactéries fécales, augmentant ainsi la durée de vie de ces dernières.

Mais, en Bretagne, on n'observe pas de modification généralisée de l'écosystème due aux marées vertes grâce au remaniement régulier opéré par la marée. Dans les lagunes méditerranéennes par contre, la décomposition brutale d'une grande biomasse d'ulves peut consommer tout l'oxygène dissous dans l'eau, causant la mort de la faune par asphyxie (phénomène de malaïgues).

REFERENCES

CSEB, 1998. Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes : caractérisation et évolution des flux ; rôle dans les proliférations algales (macroalgues et phytoplanctons). 24p.

Ménesguen A., 2003. Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Rapport Ifremer, 11p.

Sites web :

<http://www.bretagne-environnement.org/rubrique310/rubrique423/>

<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/documents.htm#6>

http://www.bretagne.environnement.gouv.fr/Eau/Tableaux_Bord/Tab-Bord_2003/Eaux_littorales/baignade.htm

LA PROLIFERATION DU PHYTOPLANCTON

DEFINITIONS

 **Le phytoplancton** : Ensemble des algues microscopiques unicellulaires en suspension dans l'eau. C'est le premier maillon de la chaîne alimentaire dans l'écosystème marin et aquatique en général. Le phytoplancton marin se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires. Parmi elles, près de 600 espèces sont connues pour provoquer occasionnellement, par leur prolifération, une modification de la couleur de l'eau responsable du phénomène appelé "eaux colorées". D'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou même la mort de la faune marine ; on parle alors de **phytoplancton toxique**.

 Le phénomène d'**eaux colorées** correspond à des proliférations phytoplanctoniques denses aussi appelées "blooms" ou "efflorescences" phytoplanctoniques. La couleur de l'eau de mer (photo 1) est due aux pigments des cellules de micro-algues (eaux rouges, vertes ou brunes). **Les espèces impliquées sont souvent anodines.**



Photo 1 : Eau colorée à Noctiluque (IFREMER.)

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les conditions propices au déclenchement du phénomène de bloom phytoplanctonique non toxique sont aujourd'hui relativement bien connues. En revanche, le déterminisme de l'apparition et de la croissance d'une population particulière (telle que celle d'une espèce productrice de toxines) reste à élucider.
- Les conditions optimales pour une production intense de phytoplancton sont réunies au printemps avec des eaux côtières enrichies en **sels nutritifs** combinées à des conditions de **température** et de **lumière** idéales.
- Cependant, les variables influençant le développement phytoplanctonique sont nombreuses : température, salinité, lumière, sels minéraux, broutage par les herbivores, courants, brassage des eaux, accroissement des échanges maritimes internationaux avec éventuellement introduction de nouvelles espèces de plancton, etc.
- Les phénomènes de blooms phytoplanctoniques sont plus fréquents sur les côtes sud et ouest de la Bretagne que sur la côte nord.
- Il faut distinguer les blooms dus au développement des dinoflagellés (espèces phytoplanctoniques le plus souvent associées à une colonne d'eau stratifiée) des blooms de diatomées qui se produisent plutôt dans une colonne d'eau bien brassée. Les espèces flagellées sont plus souvent à l'origine de nuisances écologiques que les diatomées.
- Le développement d'une biomasse importante de phytoplancton (bloom) peut être suivi par une **baisse considérable des concentrations en oxygène dissous dans l'eau** due à une consommation d'oxygène supérieure aux apports au milieu par ces espèces. Cette consommation accrue d'oxygène peut se traduire par une **hypoxie** voire une **anoxie** avec **mortalité d'animaux benthiques**.

LE CONTEXTE BRETON

Parmi les espèces d'algues microscopiques répertoriées en Bretagne, on distingue les **espèces anodines** qui provoquent des phénomènes visibles d'**eaux colorées** et les **espèces toxiques** qui provoquent des nuisances diverses telles que des **intoxications pour l'homme ou même la mort de la faune marine**.

Les espèces phytoplanctoniques impliquées

Deux familles phytoplanctoniques sont les plus représentées dans des phénomènes d'eaux colorées et de prolifération micro-algale en général:

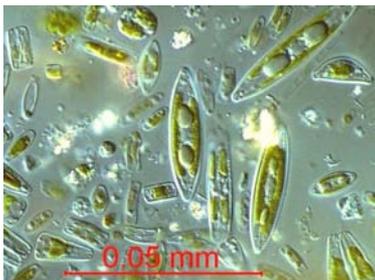


Photo 2 : Diatomées

- les **diatomées** : algues microscopiques à coque siliceuse (photo 2).
- les **dinoflagellés** : algues microscopiques non-siliceuses, avec ou sans coque organique.

Le phénomène d'eau colorée apparaît lorsque la prolifération de ces espèces phytoplanctoniques devient dense (se produisant surtout au printemps et en été) ce qui donne une coloration de l'eau de mer due aux pigments des cellules (eaux rouges, vertes ou brunes).

Le recensement des phénomènes de proliférations algales est relativement récent. Des observations d'eaux colorées effectuées entre 1975 et 1984 ont montré que les dinoflagellés sont responsables ou présents dans plus de 75% des cas d'apparitions d'eaux colorées. Dans 9,5% des cas seulement, des espèces toxiques sont impliquées (1,5% toxiques pour l'homme).

En Bretagne, les apparitions de blooms phytoplanctoniques sont des phénomènes plus **fréquents sur les côtes sud et ouest** que sur la côte nord. La zone côtière sud connaît des successions d'eaux colorées par diverses espèces phytoplanctoniques.

En juillet 1982 par exemple, suite à une forte pluie sur le bassin de la Vilaine suivie de beau temps, l'apport de nutriments et la création d'une stratification des eaux marines de la baie de Vilaine ont favorisé la prolifération très rapide du phytoplancton, puis sa dégradation par des bactéries consommant en quelques jours l'oxygène dissous dans l'eau de mer, surtout près du fond. L'asphyxie causée à la faune a provoqué la mort d'une grande partie des invertébrés inféodés au fond, mais aussi celle de poissons pourtant capables de fuite. C'est un exemple d'effets délétères causés par la biomasse trop abondante, sans présence de toxicité algale directe.

Les espèces toxiques

Parmi les 6 000 espèces de phytoplancton connues dans le monde, une quarantaine sont connues pour provoquer des nuisances diverses telles des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine. Parmi ces espèces toxiques, 90% sont des flagellés et plus particulièrement des dinoflagellés.

La toxicité de ces espèces phytoplanctoniques est due à la production de **phycotoxines**.

Certaines phycotoxines sont libérées dans l'eau et sont directement nocives, voire mortelles, pour les animaux qui vivent dans le milieu marin. C'est le cas par exemple de l'espèce *Karenia mikimotoi* (= *Gymnodinium nagasakiense*), produisant des substances cytotoxiques et hémolytiques, et qui, lors d'efflorescences de grande ampleur en été 1995, a provoqué de très importantes mortalités de poissons, coquillages, oursins, et divers invertébrés, sur l'ensemble du littoral atlantique.

D'autres phycotoxines, qui restent à l'intérieur des cellules algales, peuvent s'accumuler dans les animaux marins qui se nourrissent de phytoplancton, par exemple les coquillages : alors que ceux-ci n'en sont pas affectés, ils deviennent cependant toxiques pour qui les consomme.

Il existe actuellement en Bretagne (comme en France) trois genres phytoplanctoniques produisant des toxines dangereuses pour les consommateurs de coquillages :



Photo 1 : Dinophysis (Nézan E., Ifremer)

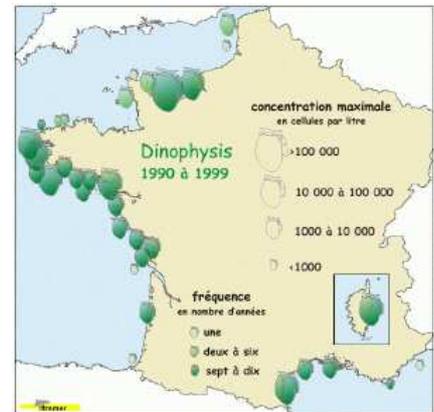
Dinophysis (photo 1) est un dinoflagellé pouvant être responsable de toxicité dans les coquillages (toxines diarrhéiques DSP pour l'homme).

Le genre *Dinophysis* est observé tous les ans sur une grande partie du littoral français (carte 1) toutes espèces confondues y compris les non toxiques. Les épisodes de toxicité les plus fréquents ont notamment été recensés

en Bretagne sud et ouest (mer d'Iroise, baie de Douarnenez, de Concarneau et de Vilaine).

Il est présent surtout au printemps et en été sur la côte atlantique et en été et en automne en Manche. De faibles concentrations suffisent à rendre les coquillages toxiques : les concentrations maximales observées sont généralement comprises entre 1000 et 10 000 cellules/litre. La présence de *Dinophysis* dans le milieu, même à faible concentration, entraîne presque systématiquement la présence de toxines dans les coquillages.

Dinophysis étant une espèce qui ne peut se cultiver en laboratoire, son cycle biologique ainsi que ses conditions optimales de développement sont mal connus.



Carte 1 : Répartition des *Dinophysis* sur les côtes françaises (Ifremer)

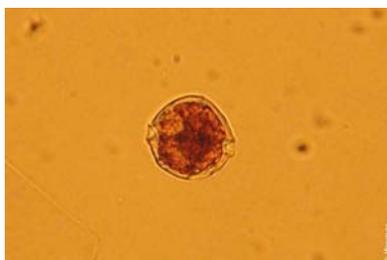


Photo 2 : *Alexandrium minutum* (Nézan E., Ifremer)

Alexandrium : (dinoflagellé) parmi les espèces de ce genre (photo 2) deux sont connues pour produire des toxines paralysantes (PSP) :

A. minutum et *A. tamarensense*.

A. minutum a été observé pour la première fois en France à des concentrations élevées dans les abers bretons (Aber-Wrach et Aber-Benoît) où il a provoqué une "eau rouge". Il y prolifère régulièrement depuis cette date dans plusieurs

zones de Bretagne nord : fortes concentrations en baie de Morlaix, concentrations plus variables dans les abers et dans l'estuaire de la Rance et plus épisodiquement et à faible concentration sur les côtes de Bretagne sud et ouest (carte 2). Cette espèce prolifère principalement dans les baies semi-fermées et les estuaires et son apparition en été semble liée à l'enrichissement des eaux en sels nutritifs.

Les concentrations susceptibles de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages sont comprises entre 10 000 et 100 000 cellules/litre, concentrations très importantes qui conduisent à la formation d'eaux rouges.

Les cellules d'*Alexandrium* ont la particularité de se transformer en kystes, forme de résistance qui leur permet de passer l'hiver enfouis dans les sédiments ; le redémarrage des blooms est dû à la ré-inoculation des kystes dans la colonne d'eau et leur germination lorsque les conditions environnementales sont favorables.



Carte 2 : Répartition des *Alexandrium* sur les côtes françaises (Ifremer)

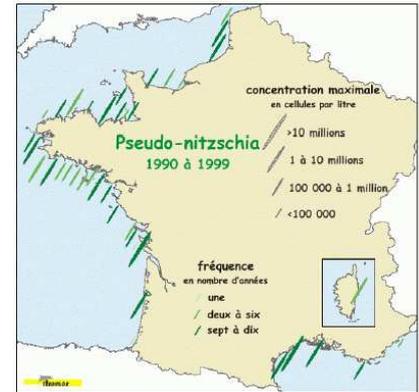


Photo 3 : Pseudo-nitzschia
(Nézan I., Ifremer)

Pseudo-nitzschia :

(diatomées) parmi les espèces de ce genre (photo 3), deux sont connues pour produire des **toxines amnésiantes** (ASP) : *P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*. Après avoir été toutes deux détectées durant plusieurs années à de faibles concentrations (carte 3), l'une d'elles a proliféré de façon

significative en **mer d'Iroise et en baie de Douarnenez** (Finistère) au printemps 2000, conduisant au premier arrêté préfectoral de fermeture de la pêche et du ramassage de coquillages pour risque d'intoxication amnésiante. En fin 2004, la toxicité présente dans les coquilles Saint-Jacques de la Rade de Brest et de la Baie de Seine a entraîné durant plusieurs mois la fermeture totale ou partielle des pêcheries correspondantes. Selon les connaissances actuelles sur ces espèces, la concentration minimale susceptible de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages serait de l'ordre de 100 000 cellules/litre.



Carte 3 : Répartition des Pseudo-nitzschia sur les côtes françaises (Ifremer)

LES FACTEURS DE PROLIFÉRATION DU PHYTOPLANCTON

Les développements phytoplanctoniques sont des **phénomènes naturels qui participent aux transferts d'énergie et de matière dans les écosystèmes marins**. Ces phénomènes se produisent tous les ans quand les conditions du milieu deviennent favorables. Cependant, ces développements phytoplanctoniques deviennent néfastes pour le milieu lorsqu'ils deviennent trop importants (bloom).

Les conditions optimales pour une production intense de phytoplancton sont des eaux côtières enrichies en **sels nutritifs** combinées à des conditions de **température** et de **lumière** idéales. Cependant, les variables influençant le développement phytoplanctonique sont nombreuses : température, salinité, lumière, sels minéraux, broutage par les herbivores, courants, brassage des eaux, accroissement des échanges maritimes internationaux avec éventuellement introduction de nouvelles espèces de plancton, etc.

Si l'on envisage uniquement la production de biomasse résultant des blooms, les conditions propices au déclenchement du phénomène sont aujourd'hui relativement bien connues, en revanche le déterminisme de l'apparition et de la croissance d'une population particulière (telle que celle d'une espèce productrice de toxines) reste à élucider.

Les facteurs naturels

Un rayonnement solaire suffisant permet une floraison printanière avec un développement important de diatomées et de quelques dinoflagellés.

Le recyclage des éléments nutritifs, très appauvris après le premier bloom phytoplanctonique printanier, rend possible l'apparition de **floraisons secondaires** (en été et en automne). Au cours du printemps et de l'été, la population s'adapte donc aux conditions du milieu, par une **succession des espèces répondant le mieux aux variations physiques et à la qualité nutritionnelle des eaux**.

La turbulence : le développement des dinoflagellés est le plus souvent associé à une colonne d'eau stratifiée alors que la croissance des diatomées est plutôt associée à une colonne d'eau bien brassée.

● Les facteurs anthropiques

Les apports en éléments nutritifs (azote, phosphore) d'origine terrestre ont un rôle important dans la prolifération de phytoplancton. L'augmentation des apports terrigènes d'azote et de phosphore alors que l'apport en silicium ne change pas (provenant de l'érosion naturelle des sols), provoque une baisse des rapports silicium/azote et silicium/phosphore. Ceci induit une **situation de dystrophie** (déséquilibre) favorable au phytoplancton non siliceux (flagellés) par rapport aux diatomées (à coque siliceuse), ce qui augmente les risques de nuisances écologiques dans le milieu aquatique.

L'implication de l'augmentation de sels nutritifs dans la prolifération du phytoplancton toxique, est controversée. Certains auteurs pensent que les proliférations d'espèces phytoplanctoniques toxiques, en particulier les dinoflagellés, ont vu leur abondance augmenter, surtout au niveau des eaux côtières soumises à un enrichissement en sels nutritifs par les eaux douces ; alors que d'autres pensent que rien ne prouve que l'événement toxique soit lié à l'augmentation des concentrations en sels nutritifs.

● **IMPACTS SUR LE MILIEU**

● Dystrophie

L'augmentation des apports en sels nutritifs (surtout azotés) par rapport aux teneurs en silice qui restent constantes crée une situation de déséquilibre (dystrophie) favorable aux espèces flagellées (sans coques) au détriment des diatomées qui sont, elles, plus rarement à l'origine de nuisances écologiques dans le milieu aquatique.

● Hypoxie/anoxie

Le phénomène d'eaux colorées est le plus **souvent bénéfique et sans conséquences néfastes sur les niveaux trophiques supérieurs**. Cependant, dans des conditions météorologiques spécifiques (calmes et stratification de l'eau) et en milieu eutrophisé, en fin de bloom, une **hypoxie** voire une **anoxie** peut apparaître.

Hypoxie : Condition dans laquelle la teneur en oxygène est inférieure à sa teneur normale.

Anoxie : Absence d'oxygène. Dans un milieu anoxique, le maintien de la respiration aérobie est impossible, par conséquent, la vie se limite à la présence d'organismes dont le métabolisme est assuré par d'autres mécanismes (fermentation, respiration, chimiosynthèse bactérienne ...).

Le développement d'une biomasse importante de phytoplancton peut être suivi, dans certaines conditions hydrodynamiques, par une **baisse considérable des concentrations en oxygène dissous dans l'eau**, notamment **près des fonds**. En effet, lors de la mort, puis de la dégradation bactérienne de cette biomasse phytoplanctonique, la consommation en oxygène dissous peut dépasser les apports au milieu. Cette **consommation accrue d'oxygène** peut se traduire par une hypoxie voire une anoxie avec **mortalité d'animaux benthiques** comme les coquillages, les crustacés, les poissons. Cette mortalité d'organismes marins touche surtout les espèces sédentaires qui ne peuvent pas fuir les zones à déficit d'oxygène.

En Bretagne, les eaux littorales nord sont en zone macrotidale, c'est-à-dire fortement brassées par les marées. Il en résulte un potentiel important de réoxygénation. Ainsi, dans ces eaux côtières, peu de cas d'eutrophisation avec hypoxie ou anoxie sont observés, sauf en cas de circonstances climatiques particulières (fort réchauffement saisonnier en mortes eaux avec stratification de la colonne d'eau isolant la couche d'eau de fond du contact avec l'atmosphère).

Des phénomènes importants d'hypoxie et anoxie sont surtout constatés dans les bouchons vaseux des estuaires, qui empêchent les espèces migratrices de remonter.

● Mortalité d'organismes marins

Les blooms de phytoplancton toxique peuvent engendrer des mortalités de poissons ou d'invertébrés marins. Elles sont généralement consécutives à la production de toxines directement libérées dans le milieu. Mais des lésions mécaniques peuvent également être engendrées comme le colmatage des branchies par la production de mucus ou l'altération des branchies par les excroissances de certaines espèces phytoplanctoniques.

● Maladies chez l'homme consommateur de coquillages

Le REPHY (REseau national PHYtoplanctonique) est un réseau de surveillance d'IFREMER qui effectue des surveillances régulières sur de nombreux sites bretons afin de détecter les proliférations d'algues et intervenir dès qu'une espèce toxique apparaît.

● REFERENCES

CSEB, 1998. Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes : caractérisation et évolution des flux ; rôle dans les proliférations algales (macroalgues et phytoplanctons). 24p.

Gailhard I., 2003. Analyse de la variabilité spatio-temporelle des populations microalgales côtières observées par le "REseau de surveillance de Phytoplancton et des phycotoxines" (REPHY). Thèse de l'université de la Méditerranées, Aix-Marseille II, 187 p.

Ménesguen A. (coord) et al., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer pour la Commission Européenne, 59p.

Sites web :

<http://www.bretagne-environnement.org/rubrique310/rubrique422/>

<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/dossiers/toxines10ans/rephy-c4.htm>

E**Indicateurs pour la représentation des données de suivi
et leur méthode de calcul**

- | | |
|---------------------|--|
| ○ Fiche E-1 | Calcul des flux annuels de nitrate par année civile / par année hydrologique |
| ○ Fiche E-2 | Indices d'écoulement de base (base flow index) |
| ○ Fiche E-3 | Modes de calcul des concentrations moyennes annuelles de nitrates |
| ○ Fiche E-4 | Modes de calcul des flux moyens annuels |
| ○ Fiche E-5 | Hydraulicité, correction de l'effet de la pluviosité: flux pondéré par l'hydraulicité |
| ○ Fiche E-6 | Méthode pour définir des objectifs de qualité en concentration, en flux et en bilan dans les bassins versants |
| ○ Fiche E-7 | Bassin versant, sous-bassin versant, tronçon et calcul de flux |
| ○ Fiche E-8 | Méthode d'interpolation de données manquantes dans une série de données chronologiques |
| ○ Fiche E-9 | Méthode d'extrapolation spatiale des données de débit |
| ○ Fiche E-10 | Moyennes mobiles |

CALCULS DES FLUX ANNUELS DE NITRATE PAR ANNEE CIVILE / PAR ANNEE HYDROLOGIQUE

DEFINITION

L'analyse de l'évolution inter-annuelle des flux de nitrates peut se faire à partir du calcul des flux annuels par **année civile** (du 1^{er} janvier au 31 décembre) ou à partir du calcul par **année hydrologique** (du 1^{er} octobre au 30 septembre).

L'**année hydrologique** correspond à une période continue de 12 mois pendant laquelle se produit un cycle climatique complet. Elle est choisie de sorte que la variation de l'ensemble du stock d'eau du bassin versant soit minimale pour minimiser les reports d'une année sur l'autre. Le début de l'année hydrologique correspond au début de la reconstitution des stocks d'eau des bassins, c'est-à-dire à la reprise des précipitations au début de l'automne dans la région Bretagne. Le début de l'année hydrologique est couramment fixé au 1^{er} octobre dans cette région : le choix de cette date précisément est quelque peu arbitraire, il est justifié par le fait que les premières précipitations automnales significatives ont généralement lieu à partir du début octobre.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le **calcul par année civile lisse les variations** inter-annuelles des flux de nitrate. La valeur de la moyenne inter-annuelle des flux de nitrates est peu affectée par le mode de calcul.
- L'année hydrologique est l'unité temporelle la plus pertinente pour analyser des fonctionnements hydrologiques et hydrochimiques des bassins versants.

COMPARAISON DES DEUX MODES DE CALCULS DES FLUX ANNUELS SUR UN EXEMPLE

La moyenne inter-annuelle des flux de nitrate est peu affectée par le mode de calcul des flux annuels (Figure 1). Dans l'exemple présenté ci-contre, elle est de $40,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour le calcul par année civile et de $39,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour le calcul par année hydrologique.

La variabilité inter-annuelle des flux de nitrate est plus faible dans le cas du calcul par année civile que dans le cas du calcul par année hydrologique : dans l'exemple ci-contre, l'écart-type des flux annuels de nitrate sur 23 ans est de $13,6 \text{ kg}^2 \cdot \text{ha}^{-2} \cdot \text{an}^{-2}$ pour le calcul par année civile et de $17,2 \text{ kg}^2 \cdot \text{ha}^{-2} \cdot \text{an}^{-2}$ pour le calcul par année hydrologique.

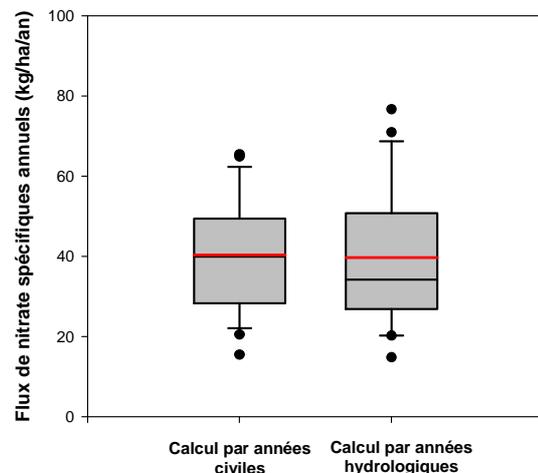


Figure 1 : Distribution des valeurs des flux annuels de nitrates, calculés par année civile et par année hydrologique, dans un bassin versant breton sur une période de 23 ans. (La moyenne est figurée par le trait rouge)

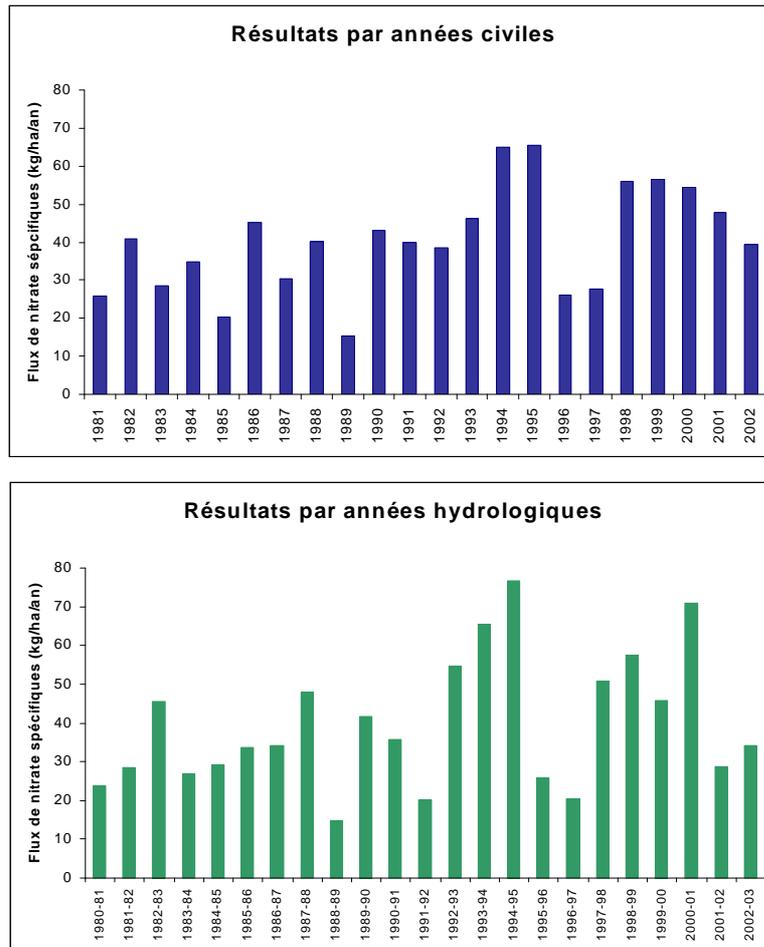


Figure 2 : Flux annuels de nitrates sur une période de 23 ans dans un bassin versant breton. Calculs par année civile et par année hydrologique.

Dans le calcul par année civile, les périodes hivernales, où tombent la majorité des précipitations annuelles, sont réparties sur 2 ans. De ce fait, dans ce calcul les « anomalies » liées soit aux années sèches, soit aux années humides, sont lissées. Par exemple, la figure 2 montre que, dans le cas d'un hiver sec tel que l'hiver 1991-92, les flux annuels de nitrate calculés par année hydrologique sont faibles alors que dans le calcul par année civile, cette baisse des flux n'apparaît pas : le déficit de pluviométrie est masqué, en raison de la répartition de la période hivernale sur deux années civiles. De même, le graphique de la figure 2 montre que le climat contrasté des années 1998 à 2003 entraîne une variabilité des flux de nitrate dans le cas du calcul par année hydrologique alors que la variabilité inter-annuelle des flux est moins marquée dans le calcul par année civile.

Le calcul par années hydrologiques rend donc mieux compte du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des bassins versants.

INDICES D'ÉCOULEMENT DE BASE

● **DEFINITION**

● **L'écoulement de base** désigne la composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines ou superficielles, c'est-à-dire essentiellement du tarissement des nappes. Il représente :

- l'ensemble de l'écoulement qui se produit dans un cours d'eau pendant les périodes sans précipitation, donc en été en régions tempérées.
- Une partie de l'écoulement pendant le reste de l'année.

● **PROBLEMATIQUE : POURQUOI S'INTERESSER A L'ÉCOULEMENT DE BASE ?**

En période de hautes eaux, pendant l'hiver, il existe une contribution des eaux provenant de la partie supérieure de la nappe et une contribution des eaux souterraines plus profondes, qui ont des teneurs différentes en nitrate. En période de basses eaux, pendant l'été, il existe une contribution majoritaire des eaux d'origine plus profonde, qui ont un temps de transfert plus lent.

La contribution des écoulements de nappe lents est l'un des facteurs de variation du niveau et de la dynamique des concentrations en nitrate dans les cours d'eau entre les bassins versants.

Plusieurs indices sont utilisés pour quantifier la contribution de l'écoulement de base à l'écoulement total des cours d'eau à partir des mesures de débit.

● **BASE FLOW INDEX DE LVOVICH (1972) ET ASSIMILES :**

● **Définition de l'indice**

Auteurs :

Le base flow index (BFI) a été défini par Lvovich (1972) et par l'Institut d'Hydrologie (1980).

Données :

Chronique des débits journaliers (Q_j)

Mode de calcul (Figure 1) :

- Calcul du volume d'eau écoulé annuel : $\sum_j Q_j$
- Les chroniques de débits sont divisées en périodes de cinq jours : les valeurs minimales de débit de chaque quintuplet sont retenues (Q_k).
- Dans un 2^{ème} temps, parmi les valeurs retenues, seules les valeurs Q_k telles que $Q_k < 0.9 Q_{k-1}$ et $Q_k < 0.9 Q_{k+1}$ sont retenues.

- La ligne qui joint les valeurs retenues englobe un volume Q_{base} correspondant aux écoulements de base.
- Le base-flow index pour une année hydrologique est donné par :
$$BFI = \frac{Q_{base}}{\sum_j Q_j}$$
- Si l'on dispose de chroniques de débit sur plusieurs années hydrologiques, le base-flow index du bassin est égal à la moyenne des valeurs annuelles du BFI.

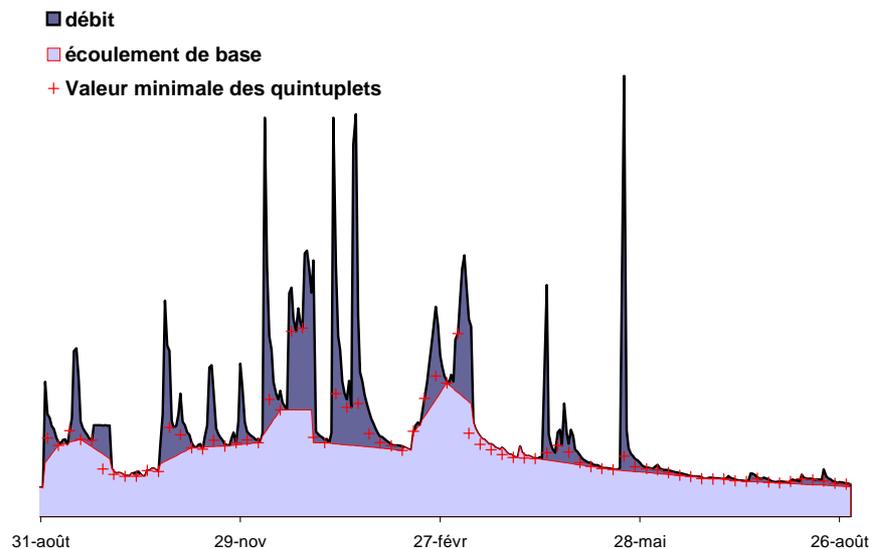


Figure 1 : Représentation schématique de l'évolution de l'écoulement total et de l'écoulement de base calculé par la méthode du Base Flow Index (Lvovich, 1972) dans un bassin versant au cours d'une année hydrologique.

Unité :

Sans dimension.

Références d'utilisation :

Le BFI a été utilisé par le CEMAGREF pour caractériser les écoulements de base dans les bassins versants bretons suivis par la DIREN (1991).

● **Avis d'experts**

J. Molénat (Hydrologue, Chargé de Recherche, INRA UMR SAS Rennes)

Le *Base Flow Index* a été développé à partir d'une conception relativement ancienne des écoulements en crue, selon laquelle l'essentiel du débit de crue provient du ruissellement de surface. L'objectif du calcul était donc d'éliminer des chroniques de débits les pics de crue correspondant à de l'eau qui ne s'est pas infiltrée, mais qui a ruisselé à la surface du sol. Or un ensemble de travaux a montré que les débits de crue sont alimentés par un mélange d'eau de ruissellement et d'écoulements de nappe (Figure 2) : dans les bassins bretons, l'écoulement de nappe peut représenter 80 à 90% du débit de crue (Mérot et al., 1981).

Le *Base Flow Index* caractérise la part relative des écoulements qui se sont infiltrés dans le bassin versant, complémentaire du ruissellement. **Il ne permet pas de caractériser la part relative des écoulements de nappe lents par rapport aux écoulements de nappe totaux.**

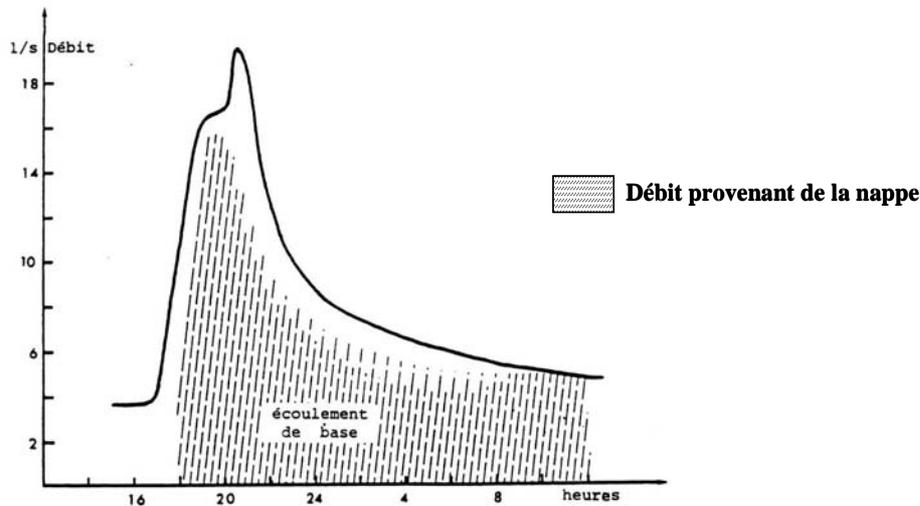


Figure 2 : Décomposition d'un hydrogramme de crue par traçage à ^{18}O dans le bassin versant de Nouvoitou (Ille-et-Vilaine). D'après Mérot et al. (1981).

P. Mérot (Hydrologue, Directeur de Recherche, INRA UMR SAS Rennes) :

- Le *Base Flow Index* est sensible au mode de séparation des débits : la séparation en périodes de 5 jours repose sur l'hypothèse que la durée des crues est inférieure ou égale à 5 jours. Or il existe une grande variabilité dans les comportements hydrologiques des bassins versants à l'échelle des crues et cette séparation n'a pas la même signification pour tous les bassins.
- L'index rend compte de la contribution des écoulements de base au débit du cours d'eau en terme de volume global mais pas de la variabilité intra-annuelle de cette contribution, qui est la caractéristique principale qui différencie les nappes dans les bassins versants bretons. La figure 3 montre en effet que deux bassins versants A et B peuvent avoir le même *Base Flow Index* alors que les répartitions dans l'année de la contribution de l'écoulement de base au débit total diffèrent.

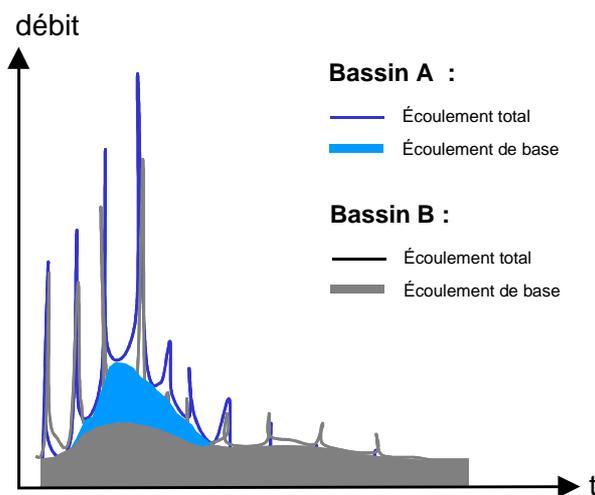


Figure 3 : Représentation schématique du débit total et de l'écoulement de base de deux bassins versants présentant le même *Base Flow Index* mais une répartition des écoulements dans l'année différente.

● Conclusions sur l'indice

Le *Base Flow Index* n'est pas adapté pour la caractérisation des écoulements de base à l'échelle annuelle (année hydrologique) ou pluri-annuelle :

- il ne caractérise pas la contribution des écoulements de nappe lents au débit mais l'ensemble des écoulements qui se sont infiltrés dans le bassin versant ;
- il caractérise un volume global d'écoulement de nappe, alors que c'est la dynamique des écoulements de nappe plus que leur volume qui influence les transferts de nitrate dans les bassins versants.

● DEBIT SPECIFIQUE D'ETIAGE: QCN30

● Définition de l'indice

Données :

Chronique des débits journaliers (Q_j)

Mode de calcul :

- Le débit spécifique d'étiage $QCN30$ représente le débit minimal non dépassé pendant 30 jours consécutifs en période d'étiage pour une année hydrologique donnée (Figure 4).
- La contribution des eaux de nappe lentes est donnée par le rapport entre le débit spécifique d'étiage et le débit spécifique moyen annuel :
$$\frac{QCN30}{\sum_j Q_j}$$

Unité :

Le $QCN30$ est exprimé en $l.s^{-1}.km^2$.

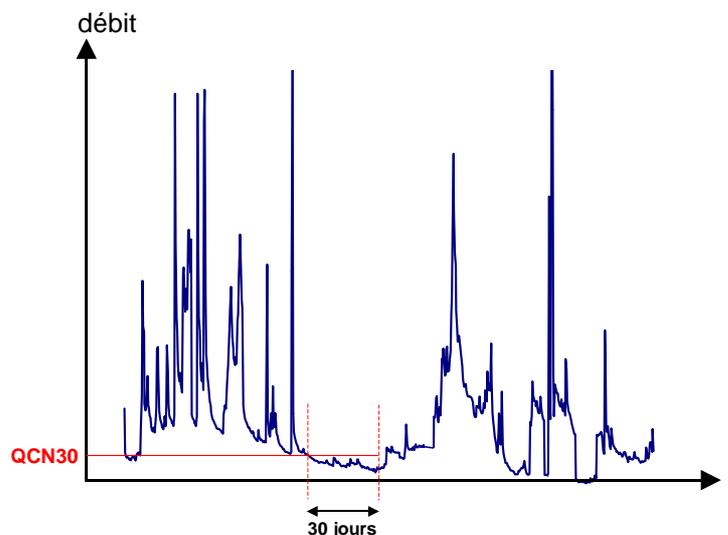


Figure 4 : Représentation du débit spécifique d'étiage sur une chronique de débits.

● Avis d'experts

Watremez et Talbo (1999)

Les valeurs de QCN30 ont été comparées aux valeurs de contribution de la nappe lente calculées à partir du modèle GARDENIA (développé par BRGM) pour plusieurs bassins versants bretons. Ce travail montre que :

- le QCN30 sous-estime les écoulements de nappe lents, et ce d'autant plus que la période de pluie efficace, où les pluies sont supérieures à l'évapotranspiration, est longue.
- une même valeur de QCN30 peut correspondre à des conditions de vidange de la nappe très différentes : elles sont gouvernées par la conductivité hydraulique et par la taille des réservoirs.
 - un étiage soutenu une année sèche témoigne d'écoulements de nappe lents importants,
 - un étiage peu soutenu peut être dû à des écoulements de nappe lents faibles ou à une perméabilité forte de l'aquifère.

P. Mérot (Hydrologue, Directeur de Recherche, INRA UMR SAS Rennes) :

- Le QCN30 caractérise bien des écoulements lents, à une période de l'année hydrologique où la pluviométrie n'alimente pas les écoulements.
- Il doit être calculé sur plusieurs années pour éliminer l'effet de la pluviosité. D'autres indices, tels que le rapport entre les débits moyens estivaux et les débits moyens hivernaux sur plusieurs années hydrologiques peuvent de même être envisagés.

J. Molénat (Hydrologue, Chargé de Recherche, INRA UMR SAS Rennes) :

- Le QCN30 caractérise bien des écoulements lents.
- Peu de références bibliographiques permettent toutefois de valider cet indicateur.

● Conclusions sur l'indice

Le débit spécifique d'étiage QCN30 peut être utilisé pour caractériser la contribution des écoulements de nappe lents au débit total d'un cours d'eau. Il permet de comparer le débit moyen, où les écoulements de nappe lents et les écoulements rapides sont mélangés, au débit en période d'étiage, où la pluviométrie n'alimente plus les écoulements.

Le QCN30 ne représente cependant qu'une approximation de la contribution des écoulements de nappe lents.

● REFERENCES

Mérot P. ; Bourguet M. ; Le Leuch M., 1981. Analyse d'une crue à l'aide du traçage naturel par l'oxygène 18, mesuré dans les pluies, le sol, le ruisseau. *CATENA* 8, 6981.

Lvovich M.I., 1972. Hydrologic budget of continents and estimate of the balance of global fresh water resources. *Sov. Hydrol.* 4.

Watremez P. ; Talbo, H., 1999. Typologie des bassins versants bretons. *In* Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral. Ploufragan, France: IFREMER, 1999. 210-219.

MODES DE CALCUL DES CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES

REMARQUE

Cette fiche est réalisée à partir de l'exemple des nitrates mais ce mode de calcul des concentrations moyennes annuelles peut être appliqué à d'autres éléments de suivi de la qualité de l'eau.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- La concentration annuelle en nitrate peut être représentée soit par la **moyenne arithmétique des concentrations journalières**, soit par la **concentration pondérée par les débits** (flux annuel de nitrate divisé par la somme annuelle des débits).
- La moyenne arithmétique donne autant de poids aux concentrations mesurées lors des périodes de faibles débits qu'aux concentrations mesurées lors des périodes de forts débits.
- La concentration pondérée par les débits constitue un indicateur intéressant, intermédiaire entre la concentration moyenne arithmétique et le flux. Elle permet de prendre en compte l'écoulement lors de la période considérée.

2 MODES DE CALCUL DES CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES DE NITRATE

Moyenne arithmétique des concentrations journalières

Données :

Chroniques des concentrations journalières (C_j) en nitrate pendant une année hydrologique.

Mode de calcul :

Les calculs sont réalisés par **année hydrologique**.

La concentration moyenne annuelle en nitrate est donnée par :

$$C_{\text{moyenne}} = \frac{\sum_{j=1}^{j=n} C_j}{n} \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} C_j \text{ concentration du jour } j \\ n \text{ nombre de jours} \end{array}$$

Moyenne pondérée par les débits : rapport entre le flux de nitrate annuel et la somme annuelle des débits**Données :**

Chroniques des concentrations en nitrate journalières (C_j).
Chroniques des débits journaliers (Q_j)

Mode de calcul :

- Calcul du flux de nitrate annuel par année hydrologique :
 - si des données journalières de concentration en nitrate sont disponibles, le flux de nitrate (Φ) pour l'année a est donné par

$$\Phi = \sum_{j=1}^{j=365} C_j \cdot Q_j \quad \text{avec } C_j \text{ concentration journalière}$$

Q_j débit journalier

- si les données de concentration ne sont pas journalières, il faut interpoler les données disponibles pour obtenir des valeurs journalières puis calculer dans un deuxième temps le flux annuel.
- Calcul de la concentration moyenne pondérée par les débits :

$$C_{\text{pondérée}} = \frac{\Phi}{\sum_{j=1}^{j=365} Q_j}$$

Pour un bassin versant donné, en multipliant cette concentration moyenne pondérée par la lame d'eau moyenne inter-annuelle qui est une constante, on obtient un flux qui est le flux pondéré par l'hydraulicité. C'est en ce sens que l'on peut dire que cette concentration pondérée par les débits se rapproche de l'expression d'un flux. Si l'on représente sur le même graphique (Figure 1), la concentration pondérée par les débits et le flux pondéré par l'hydraulicité, on obtient deux courbes qui évoluent dans le même sens et ne se distinguent que par une constante multiplicative. Pour un bassin versant donné, il suffit donc de ne représenter que l'une de ces deux courbes qui apportent rigoureusement le même type d'information en terme d'évolution.

ILLUSTRATION

Comparaison sur un exemple des 2 modes de calculs des concentrations moyennes annuelles

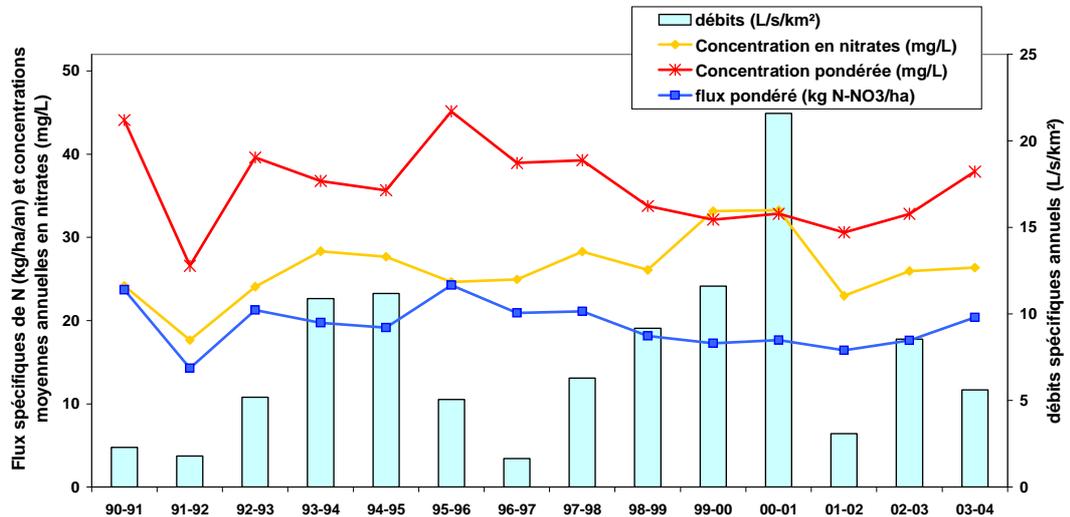


Figure 1 : Evolution de la concentration moyenne en nitrate pondérée par les débits, de la moyenne arithmétique des concentrations journalières en nitrate et des flux spécifiques pondérés par l'hydraulicité dans un bassin versant breton sur une période de 14 ans.

Dans le cas illustré, la courbe de concentration pondérée par les débits (rouge) est toujours supérieure à la courbe « moyenne arithmétique » (jaune), hormis pour les 2 années 1999/2000 et 2000/2001.

Le calcul de la moyenne arithmétique donne autant d'importance aux périodes de faibles concentrations (mois de printemps et d'été à très faible débit pour ce bassin versant) qu'aux périodes à fortes concentrations. Les mois de basses concentrations font donc baisser sa valeur. Par contre, ces périodes « basses » ont un moindre poids dans le calcul de la moyenne pondérée par les débits.

Les 2 années 1999/2000 et 2000/2001 ont connu des mois de printemps et d'été plus arrosés que les autres années. Les concentrations habituellement plus faibles voire nulles (étiage très sévère) étaient plus élevées lors de ces 2 printemps-été et ont donc tiré vers le haut la moyenne arithmétique.

L'intérêt principal de la moyenne pondérée par les débits par rapport à la moyenne arithmétique est de donner leur poids réel aux concentrations mesurées.

En conclusion, la moyenne arithmétique, indépendante des débits, convient dans une optique d'alimentation en eau potable, notamment pour réaliser des comparaisons par rapport à une norme. La concentration moyenne pondérée (ou le flux pondéré par l'hydraulicité) donne une vision plus globale du fonctionnement du bassin versant et permet des comparaisons avec l'évolution de la pression polluante.

● Autre représentation graphique de la concentration moyenne pondérée par les débits

Représentation du flux annuel de nitrate en fonction de la somme annuelle des débits (Figure 2) :

Dans ce type de représentation, la concentration moyenne annuelle pondérée par les débits pour une année donnée correspond à la tangente de la pente de la droite joignant le point de l'année considérée à l'origine. Cette représentation est moins lisible que la représentation précédente (courbe rouge de la figure 1) : dans la figure 2, les flux annuels en nitrate et la lame d'eau écoulée apparaissent fortement corrélés et la concentration moyenne pondérée par les débits apparaît peu variable.

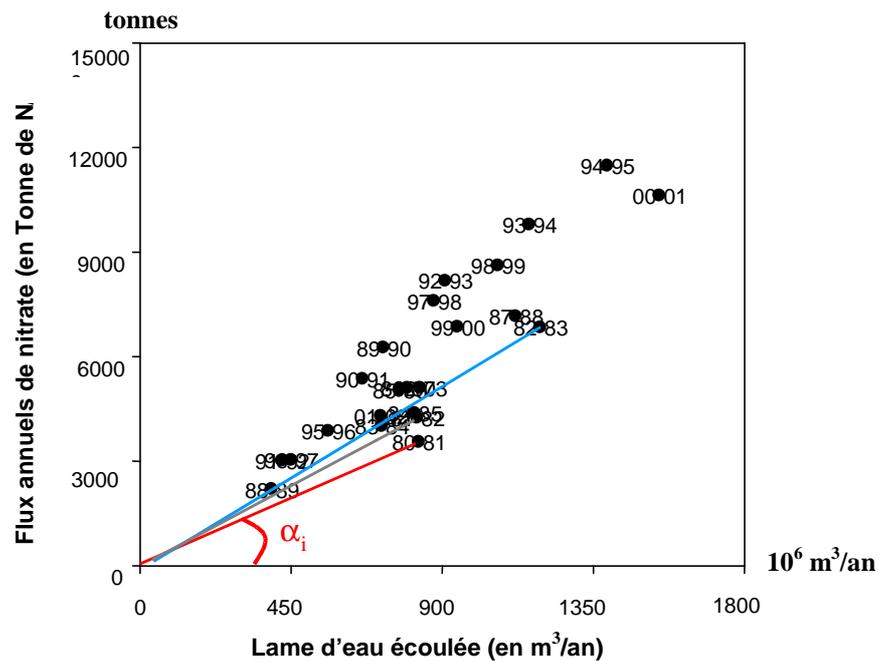


Figure 2 : Représentation de la concentration moyenne annuelle en nitrate pondérée par les débits (tangente de l'angle α) sur un graphique représentant les flux annuels en nitrate en fonction des débits annuels (ou lame d'eau écoulée).

● **RÉFÉRENCES**

Kauark Leité L.A., 1990. Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de sciences appliquées ENPC.

MODES DE CALCUL DES FLUX MOYENS ANNUELS

CE QU'IL FAUT RETENIR

Il existe plusieurs méthodes de calcul des flux moyens annuels qui peuvent conduire à des résultats sensiblement différents.

4 MODES DE CALCUL DES FLUX MOYENS ANNUELS SELON LA DISPONIBILITE DES DONNEES

Données de débit (Q_j) et de concentration (C_j) journalières mesurées au même instant

Mode de calcul :

$$1. F_{journalier} = Q_j \times C_j \quad \text{avec } F \text{ Flux}$$

$$2. F_{annuel} = \sum_{j=1}^{j=365} Q_j \cdot C_j$$

Remarque :

- Pour les nitrates, l'usage est d'exprimer les flux en kg ou en tonne d'azote nitrique (N-NO₃).
- Pour le calcul des flux de nitrate, il n'est pas indispensable que le débit et la concentration soient mesurés au même instant car les fluctuations de concentration de nitrate sont lentes.
- Pour le phosphore, l'estimation du flux peut être fortement erronée si les concentrations et les débits ne sont pas mesurés au même instant car les concentrations de phosphore fluctuent fortement et rapidement avec les débits (*voir fiche B-6*).

Données de débit journalières mais données de concentration non journalières

Dans le cas où les données de concentration ne sont pas journalières, il ne faut pas qu'il y ait un laps de temps trop important entre deux données pour que le calcul des flux soit correct (proche du flux réel). Dans les travaux du bureau d'étude SOGREA suite aux travaux de J. Vinson, l'écart temporel entre deux mesures est fixé à un maximum de 100 jours (*voir fiche E-8*).

Mode de calcul :

1. Interpolation des données de concentration pour obtenir une chronique de concentration journalière (voir fiche E-8)
2. puis calculer le flux annuel

$$2.1 \quad F_{\text{journalier}} = Q_j \times C_j \quad \text{avec} \quad F \text{ Flux}$$

C_j Concentration journalière

$$2.2 \quad F_{\text{annuel}} = \sum_{j=1}^{j=365} Q_j \cdot C_j \quad Q_j \text{ Débit journalier}$$

Données de débit et de concentration non journalières mais mesurées le même jour**Mode de calcul :**

$$1. \quad F_j = Q_j \times C_j \quad \text{avec} \quad F_j \text{ Flux journalier}$$

C_j Concentration journalière

$$2. \quad F_j \text{ moyen} = \frac{F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n}{n} \quad Q_j \text{ Débit journalier}$$

n nombre de données disponibles

$$3. \quad F_{\text{annuel}} = F_j \text{ moyen} \times 365$$

Données de débit et de concentration non journalières et mesurées des jours différents**Mode de calcul :**

1. Calcul du débit moyen annuel (Q_{ma})
2. Calcul de la concentration moyenne annuelle (C_{ma})
3. Calcul du flux moyen annuel (F_{ma})

$$F_{ma} = Q_{ma} \times C_{ma}$$

Cette méthode conduit la plupart du temps à une sous-estimation significative du flux (pour les BV à profil normaux) et parfois à une surestimation (pour les BV à profil inversés). Cette erreur a pour origine la différence entre la moyenne arithmétique des concentrations qui est ici prise en compte (et appelée C_{ma}) et la moyenne pondérée par les débits.

HYDRAULICITE, CORRECTION DE L'EFFET DE LA PLUVIOSITE : FLUX D'AZOTE PONDERE PAR L'HYDRAULICITE



PROBLEMATIQUE : POURQUOI CORRIGER L'EFFET DE LA PLUVIOSITE ?

Le flux d'azote est le résultat du produit du débit par la concentration en nitrate.

A l'échelle annuelle, le flux est très dépendant du débit, donc de la pluviométrie. Les variations de flux liées aux changements de pratiques agricoles sont difficilement détectables à partir de l'étude de l'évolution des flux annuels d'azote au cours du temps puisque l'essentiel de la variation du flux est liée à la variabilité climatique inter-annuelle.

Il apparaît donc nécessaire de corriger la variation du flux de l'effet de la variabilité climatique pour mettre en évidence l'impact d'un changement de pratiques agricoles sur les flux à l'exutoire.



CE QU'IL FAUT RETENIR

- L'hydraulicité est le rapport du débit annuel (ou mensuel) à sa moyenne interannuelle. Elle permet de positionner simplement une année par rapport à une année "normale".
- Le flux annuel d'azote pondéré par l'hydraulicité est un indice pertinent, permettant de corriger en partie la valeur des flux de l'effet de la variabilité climatique. Sa variabilité inter-annuelle est plus forte que la variabilité des concentrations. Mais, par rapport à ces dernières, l'intérêt de cet indicateur est qu'il s'agit d'une valeur de flux, qui peut être comparée à un solde de bilan agronomique dans le bassin versant.
- Dans le cas où la variation des flux n'est imputable qu'à la variation des débits (par exemple lorsque la moyenne des concentrations est stable au fil du temps), la pondération des flux par l'hydraulicité, corrigera parfaitement la variabilité inter-annuelle des flux. Par contre, la correction des flux par l'hydraulicité ne corrigera pas une variabilité des concentrations en nitrate due aux changements de condition de milieu (température, saturation), conséquences des variations climatiques, et qui modifient le cycle de l'azote.
- Les années hydrologiques présentant un climat très particulier (année très sèche ou très humide) et dont le débit s'écarte fortement de la tendance moyenne, doivent néanmoins faire l'objet d'une analyse spécifique.



HYDRAULICITE

L'hydraulicité est le rapport du débit annuel (ou mensuel) à sa moyenne interannuelle. Elle permet de positionner simplement une année par rapport à une année "normale" (hydraulicité = 1).

L'hydraulicité prend la valeur 1 lorsque l'année correspond à une année moyenne hydrologique. Elle est supérieure à 1 pour les années plus humides et inférieure à 1 pour les années plus sèches.

● Calcul de l'hydraulicité pour chaque année hydrologique (H_a)

$$H_a = \frac{Q_a}{Q_{moyen}}$$

avec, Q_a lame écoulee l'année a

Q_{moyen} lame écoulee moyenne inter-annuelle

● Illustration

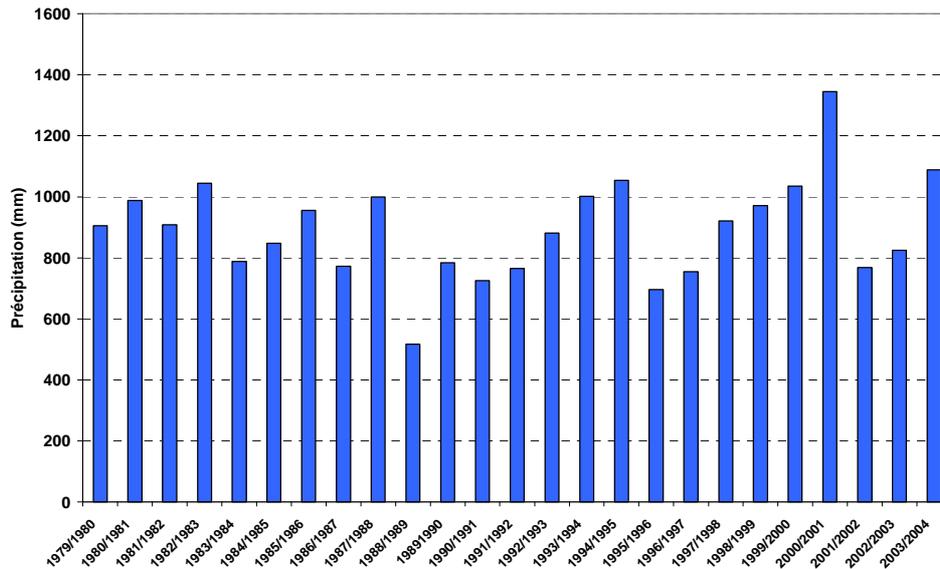


Figure 1 : Pluviométrie moyenne estimée par année hydrologique sur l'ensemble du BV du Gouët.

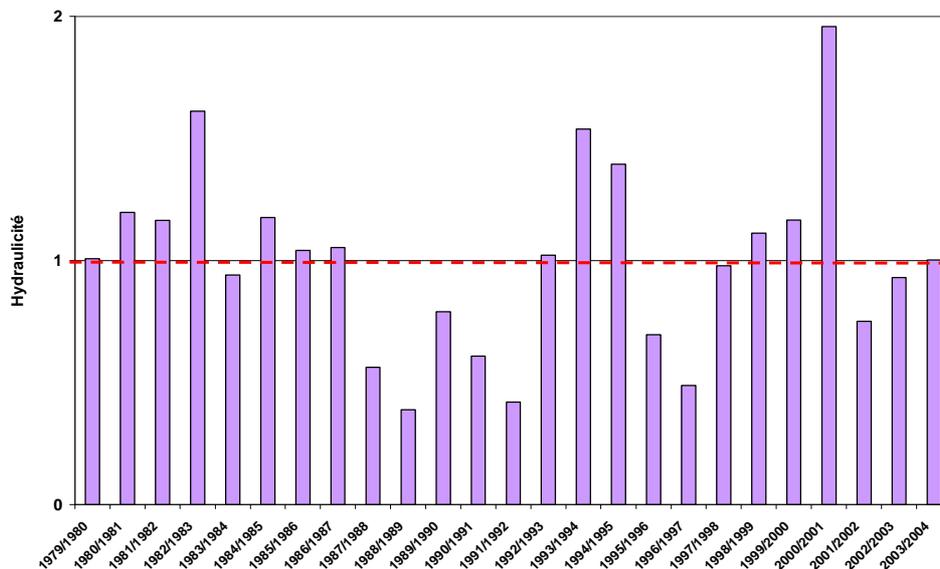


Figure 2 : Evolution de l'hydraulicité (St Julien, bassin versant du Gouët).
La moyenne inter-annuelle est égale à 1 (pointillé rouge)

La Figure 1 montre que la courbe de pluviométrie illustre de manière insuffisante la variabilité climatique inter-annuelle : entre une année sèche comme 1995-1996 où les précipitations sont légèrement inférieures à 700 mm et une année exceptionnellement humide comme 2000-2001 où les précipitations sont de l'ordre de 1350 mm, il n'y a qu'un rapport proche de 2.

Pour les mêmes années, le rapport d'hydraulicité (Figure 2) est proche de 4. L'hydraulicité rend mieux compte de l'impact de la variabilité climatique sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants.

● FLUX D'AZOTE PONDÉRE PAR L'HYDRAULICITE

● Définition de l'indicateur

Auteur :

Le flux pondéré par l'hydraulicité a été défini par G. Marjolet (hydrogéologue du Conseil Général des Côtes-d'Armor) en 2004 dans le cadre d'une étude sur les bassins versants du Gouët, de l'Arguenon et du Haut-Blavet.

Données :

Chronique des débits journaliers (Q_j) sur n années

Chroniques des concentrations en nitrate journalières, bi-mensuelles ou mensuelles (C)

Mode de calcul :

Les calculs sont réalisés par [année hydrologique](#).

- Calcul du flux d'azote annuel par année hydrologique :
 - si des données journalières de concentration en nitrate sont disponibles, le flux d'azote pour l'année a est donné par

$$\Phi_a = \sum_{j=1}^{j=365} C_j \cdot Q_j \quad \text{avec} \quad C_j \text{ concentration journalière}$$

Q_j débit journalier

- si les données de concentration ne sont pas journalières, il faut interpoler les données disponibles pour obtenir des valeurs journalières puis calculer des flux annuels.
 - Pour les nitrates, l'usage est d'exprimer les flux en kg ou en tonnes d'azote nitrique (N-NO_3^-).
- Calcul du flux annuel d'azote pondéré par l'hydraulicité pour chaque année hydrologique :

$$\Phi_{H_a} = \frac{\Phi_a}{H_a}$$

- Dans l'absolu, à concentration constante, les flux ne dépendraient que du débit ou des lames d'eau écoulées. En pondérant le flux par l'hydraulicité, on pourrait ainsi lisser totalement la variabilité du flux due à la variabilité des débits et des précipitations. Dans la réalité, la variabilité des flux a des causes plus complexes et la pondération des flux par l'hydraulicité ne permet d'éliminer qu'une part de la variabilité des flux.

Unité :

Le flux pondéré par l'hydraulicité est exprimé en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

● Illustration

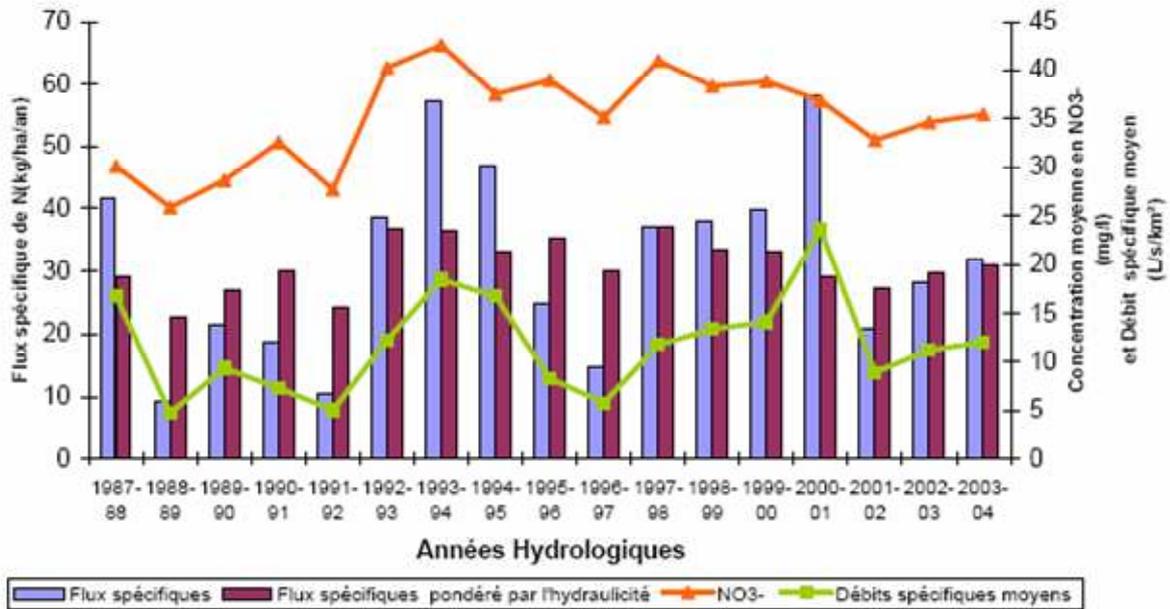


Figure 3 : Flux d'azote, flux pondéré par l'hydraulicité et concentration moyenne en nitrate par année hydrologique dans le bassin versant du Gouët.

La comparaison de la dynamique des flux annuels d'azote, des concentrations moyennes annuelles et des flux pondérés par l'hydraulicité (Figure 3) montre que le flux pondéré par l'hydraulicité a une **variabilité inter-annuelle intermédiaire par rapport :**

- au flux d'azote, qui présente une forte variabilité (comparable à celle du débit), et
- à la moyenne annuelle des concentrations, qui présente une variabilité plus faible.

METHODE POUR DEFINIR DES OBJECTIFS DE QUALITE EN CONCENTRATION, EN FLUX ET EN BILAN DANS DES BASSINS VERSANTS

DEFINITIONS

 **Le bilan agronomique et l'excédent du bilan d'azote** constitue un "indicateur premier" dont il est indispensable de disposer dans le cadre du diagnostic et dans le cadre du suivi d'un programme de reconquête de la qualité des eaux vis-à-vis des nitrates.

L'excédent du bilan correspond à l'azote qui n'est pas assimilé par les plantes. Il s'agit donc d'un excédent qui est susceptible de se transformer pour tout ou partie en flux d'azote.

On peut donc écrire l'équation suivante :

$$\begin{aligned} \text{Excédent du Bilan} &= \text{Flux} + \text{Défaut de flux} \quad \text{ou} \\ \text{Excédent du Bilan} &= \text{Flux} + \text{Abattement} \end{aligned}$$

 **L'abattement** recouvre un ensemble de mécanismes compensateurs d'un bilan azoté excédentaire. On considère habituellement que cet **abattement** ou **défaut de flux** est pour l'essentiel attribuable à des **phénomènes de dénitrification** même si sans doute l'abattement recouvre aussi des **phénomènes de volatilisation et de réorganisation de l'azote dans la matière organique**.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Le programme de reconquête de la qualité des eaux en nitrate doit être piloté sur la base des concentrations, des flux et du bilan d'azote.
- Fixer simultanément pour un bassin versant des objectifs en terme de concentration, flux et bilan nécessite de disposer d'une méthodologie qui garantisse la cohérence hydrologique et hydrochimique entre ces trois grandeurs.

OBJECTIF

Comment se fixer des objectifs de résorption en nitrate par bassin versant ?

OUTILS

L'excédent du bilan doit être mesuré bassin versant par bassin versant.

A défaut d'une mesure, on peut utiliser un modèle comme le suivant (Figure 1) et estimer le bilan spécifique à partir de la connaissance du flux spécifique. Mais cette méthode d'estimation du bilan ne doit être utilisée qu'à défaut et il est important d'évaluer directement le bilan à partir des composantes de ce bilan.

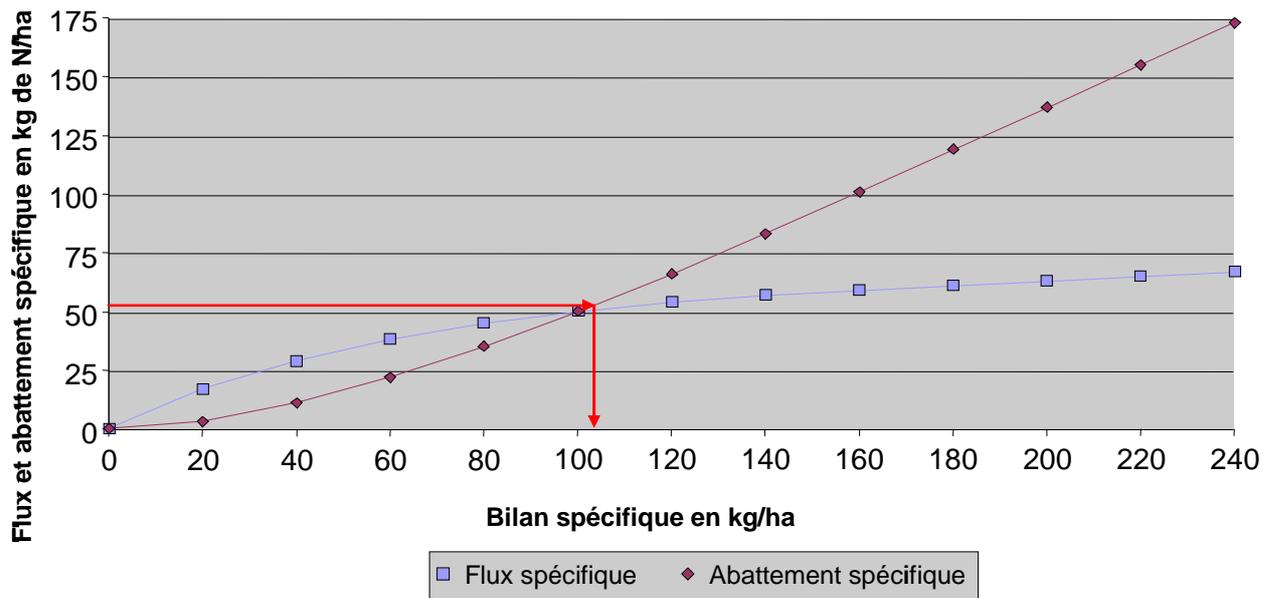


Figure 1 : Evolution du flux spécifique et de l'abattement spécifique en fonction du bilan spécifique (en kg de N/ha). Aurousseau, comm. Pers.

NB : pour plus de détail sur la méthode d'utilisation de ce modèle, voir plus en avant dans cette fiche.

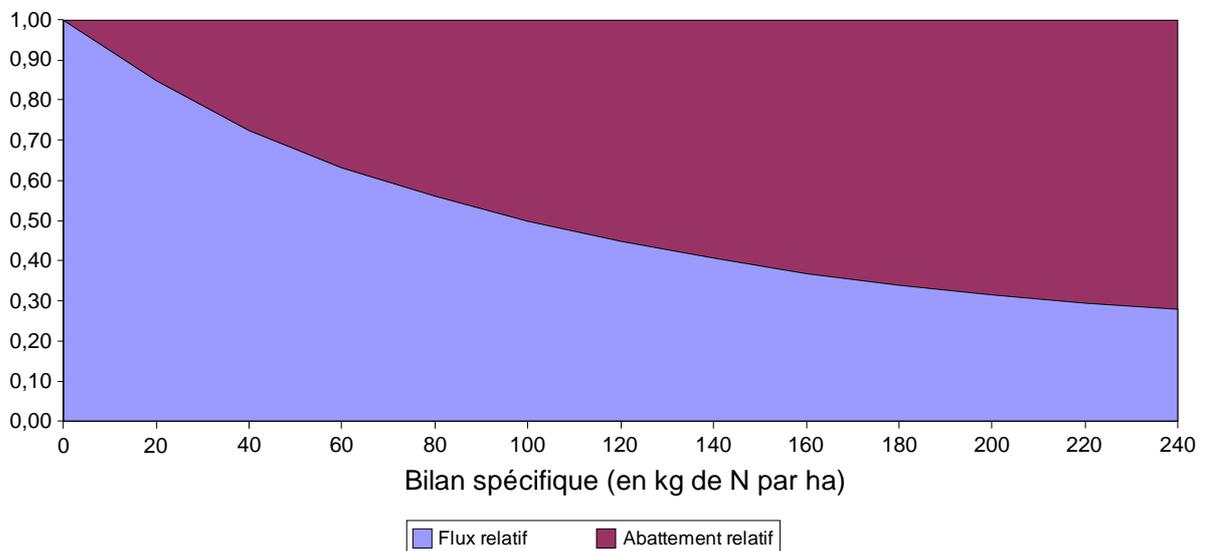


Figure 2 : Part relative du flux spécifique et de l'abattement spécifique en fonction du bilan spécifique (Aurousseau, comm. Pers).

La règle de partage entre le flux et l'abattement est que la part de l'abattement est faible dans les bassins versants où l'excédent du bilan est limité et la part de l'abattement augmente en fonction de l'augmentation du bilan (sans toutefois que la part du flux cesse d'augmenter en fonction de l'excédent du bilan) (Figure 2).

METHODE D'ESTIMATION DE L'EXCEDENT DU BILAN

Exemple à partir du bassin versant du Trieux (22)

Données

Pour estimer l'excédent du bilan, il faut disposer au moins des données suivantes :

- Superficie du bassin versant en hectare
- Lamé d'eau inter-annuelle en l/s/km²
- La moyenne arithmétique inter-annuelle des concentrations de nitrate en mg NO₃/l
- Le flux spécifique inter-annuel en kg/ha

1^{ère} étape : conversion de la lamé d'eau

Les données connues sont sur fond bleu, les données calculées sur fond blanc.

	A	B	C	D	E	F
	Superficie	Lamé d'eau	Lamé d'eau	Lamé d'eau	Lamé d'eau	Lamé d'eau
	Ha	l/s/km ²	m ³ /km ²	m ³ /ha	mm	m ³ /an
1	28625	13,3	419429	4194	419	120.061.494
Mode de calcul			$= \frac{B1 \times 3600 \times 24 \times 365}{1000}$	$= \frac{C1}{100}$	$= \frac{D1}{10}$	$= D1 \times A1$

Tableau 1 : Conversion de la lamé d'eau

2nd étape : calcul du flux et de la concentration pondérée par les débits

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
	Superficie			Lamé d'eau			Moyenne arithmétique des concentrations	Flux spécifique	Flux	Concentration pondérée par les débits	Rapport de concentration
	Ha			m ³ /ha			mg NO ₃ /l	kg/ha	tonnes de N	mg NO ₃ /l	
1	28625			4194			41,7	51	1460	54	1,28
Mode de calcul									$= \frac{H1 \times A1}{1000}$	$= \frac{H1}{D1} \times 4,42 \times 1000$	$= \frac{J1}{G1}$

Tableau 2 : Méthode de calcul du flux, de la concentration pondérée par les débits et du rapport de concentration

Le rapport de concentration est un rapport entre la concentration pondérée par les débits et la moyenne arithmétique des concentrations.

• **3^{ème} étape : estimation de l'excédent du bilan à partir d'un exemple**

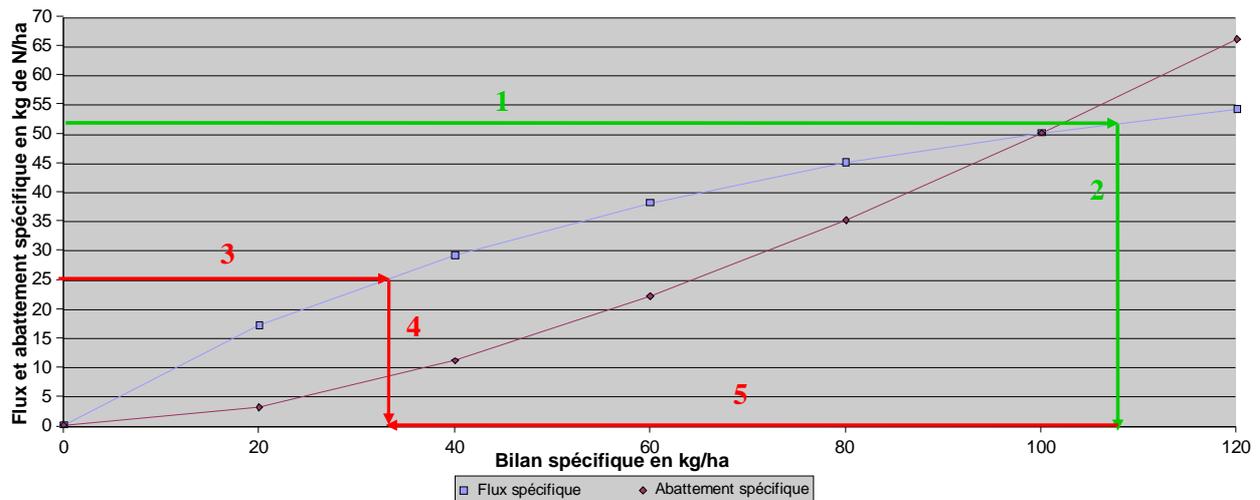


Figure 3 : Estimation de l'excédent du bilan spécifique (en kg de N /ha) appliqué à un exemple : bassin versant du Trieux (22). Aurousseau, comm. Pers.

La méthode d'estimation de l'excédent du bilan est simple : il faut faire comme indiqué par les flèches vertes numérotées 1 et 2 dans le modèle. Dans l'exemple du bassin versant du Trieux, dont le flux spécifique est de 51 kg N/ha, l'excédent du bilan spécifique estimé équivaut à environ 102 kg N/ha de bassin versant, soit un excédent inter-annuel du bilan de 2920 tonnes d'azote (Tableau 3).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	Superficie	Lame d'eau					Moyenne arithmétique des concentrations	Flux spécifique				Excédent du bilan spécifique estimé	Excédent du bilan estimé
	Ha	l/s/km ²					mg NO ₃ /l	kg/ha				Kg/ha de BV	tonnes de N
1	28625	13,3					41,7	51				102	2920
Mode de calcul												Voir modèle (Figure 3)	$= \frac{K1 \times A1}{1000}$

Tableau 3 : Méthode de calcul de l'excédent du bilan inter-annuel

ESTIMATION DE L'EXCEDENT DU BILAN DANS UNE "SITUATION OBJECTIF"

Estimer l'excédent du bilan dans une " situation objectif", conduit à définir quel sera la réduction de l'excédent du bilan si l'on se donne des contraintes en terme de flux ou de concentration, dans le cadre par exemple d'un programme de reconquête de la qualité de l'eau.

A partir du même exemple, si l'on se donne pour objectif 25 kg N/ha de BV par an en terme de flux spécifique d'azote, l'excédent du bilan spécifique peut être estimé à 32 kg N/ha de BV (suivre les flèches rouges numérotées 3 et 4 dans la Figure 3).

On constate alors qu'il faut diminuer l'excédent du bilan spécifique par trois environ (de 102 kg /ha à 32 kg N/ha) pour obtenir une diminution (Figure 3, flèche 5) :

- du flux spécifique d'azote de 26 kg/ha (soit une diminution du flux de 744 tonnes)
- de la concentration pondérée par les débits de 28 mg NO₃/l (de 54 à 26 mg/l), qui doit se traduire par une baisse de la concentration moyenne arithmétique de 21,7 mg/l (de 41,7 à 20 mg/l). La concentration ainsi obtenue est estimée à partir du "rapport de concentration" (Tableau 4).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	Superficie			Lame d'eau			Moyenne arithmétique des concentrations	Flux spécifique	Flux	Concentration pondérée par les débits	Rapport de concentration	Excédent du bilan spécifique estimé	Excédent du bilan estimé
	Ha			m ³ /ha			mg NO ₃ /l	kg/ha	tonnes de N	mg NO ₃ /l		Kg/ha de BV	tonnes de N
Situation actuelle	28625			4194			41,7	51	1460	54	1,28	102	2920
Situation objectif	28625			4194			20	25	716	26	1,28	32	916
Etapes								1 objectif	2 calculé	5 Calculé		3 estimé	4 calculé

Tableau 4 : Calcul de l'excédent du bilan estimé, du flux et de la moyenne arithmétique des concentrations dans le cadre d'une situation objectif.

La relation entre la concentration pondérée par les débits et la moyenne arithmétique des concentrations est une relation complexe qui dépend de la chronique des concentrations en fonction du temps. L'utilisation d'un rapport de concentration illustré ici est une méthode très rustique pour établir la relation entre ces deux concentrations.

BASSIN VERSANT, SOUS-BASSIN VERSANT, TRONÇON DE BASSIN VERSANT ET CALCULS DE FLUX

● DEFINITION

 Le **bassin versant** est la surface qui alimente en eau un point de l'espace appelé exutoire. A un point de l'espace ou exutoire, correspond un bassin versant et son contour. A un bassin et à son contour, correspond un exutoire.

 Un **sous-bassin** versant est un petit bassin inclus dans un plus grand.

 Le **tronçon de bassin versant** est la superficie d'un bassin versant dont on a exclu les sous-bassins de l'amont.

 Les **masses d'eau** : parmi les masses d'eau que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) demande de distinguer, il y a les masses d'eau continentales de surface qui correspondent à la définition hydrologique de bassins versants, de sous bassins versants et de tronçons de bassins versants.

● CE QU'IL FAUT RETENIR

Un des enjeux inhérents au découpage d'un bassin versant en sous-bassins concerne la question des tronçons de bassin et du calcul des flux attribuables à ces tronçons.

L'un des buts de la méthode de calcul de flux est d'évaluer dans quelle proportion un tronçon participe à la qualité des eaux d'un bassin versant et d'un sous-bassin.

La méthode de calcul des flux permet et déterminer la contribution aux flux du bassin versant, des sous-bassins versants et tronçons, et ensuite d'établir des hiérarchies afin de définir les zones prioritaires d'action pour la reconquête de la qualité des eaux.

● ORGANISATION DE L'ESPACE ET CALCUL DE FLUX

Bien connaître les limites d'une masse d'eau, d'un bassin versant, d'un sous-bassin versant et d'un tronçon est une étape indispensable dans la réalisation d'un diagnostic de la qualité de l'eau.

Réaliser un tel découpage est l'étape préalable au calcul de flux, qui s'effectue par sous-bassin et bassin versant. C'est surtout une condition nécessaire pour lancer correctement un logiciel de calcul de flux.

Il est recommandé pour chaque bassin et chaque sous-bassin de réaliser une fiche « station » et une fiche « paramètres » ou « constantes ».

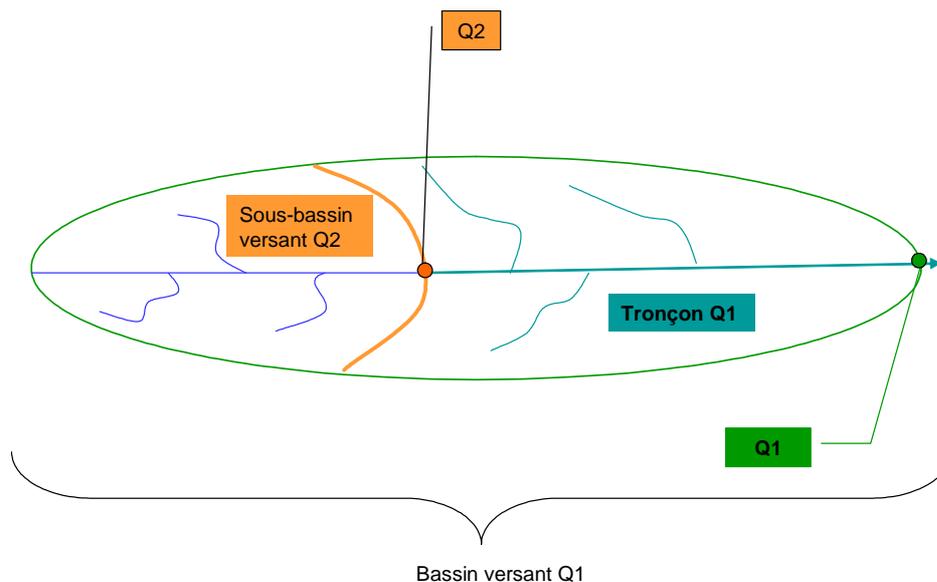


Figure 1 : identification du bassin versant, sous- bassin versant et tronçon de bassin versant.

LES LIMITES GEOGRAPHIQUES

• Masses d'eau

Les objectifs de qualité de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) sont définis par rapport à la notion de masses d'eau. Les états membres sont tenus d'effectuer l'inventaire des masses d'eau qui peuvent être :

- continentales :
 - superficielles : les cours d'eau, les cours d'eau fortement modifiés (par exemple les canaux), les lacs et étangs. Dans le cas des masses d'eau continentales superficielles de type cours d'eau ou cours d'eau fortement modifiés, il y a pour chacune de ces masses d'eau une correspondance soit avec la notion de bassin versant, soit de sous-bassin, soit de tronçon de bassin versant ;
 - souterraines : nappes phréatiques entre autres ;
- côtières et maritimes
- de transition : estuaire, rias, etc., c'est-à-dire toutes les masses d'eau au carrefour entre eaux douces et eaux salées.

- **Bassin versant**

Le bassin versant Q est la surface qui alimente en eau l'exutoire situé au point Q. La superficie de ce bassin versant est de 5021 ha.

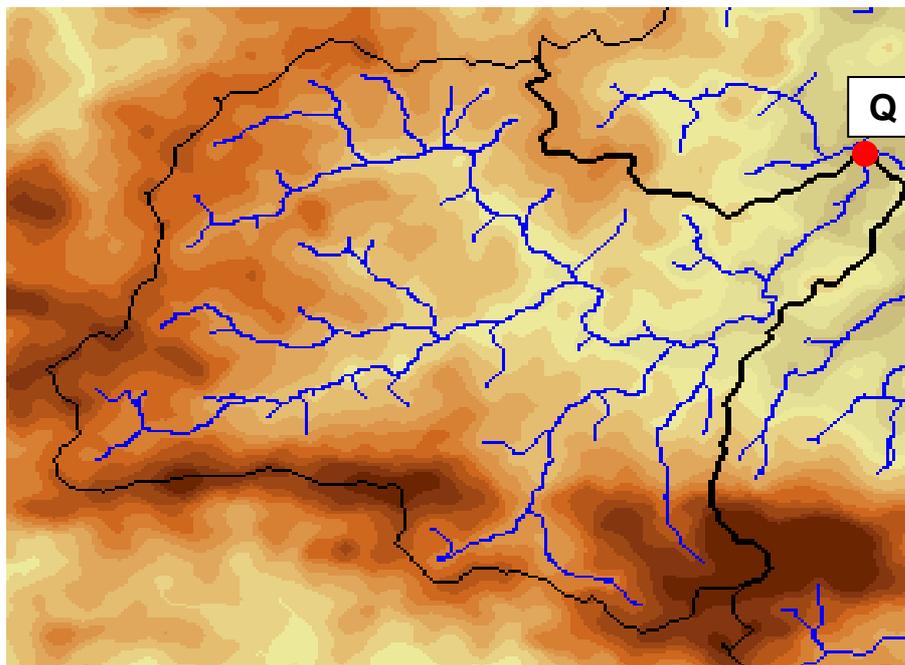


Figure 2 : contours géographiques d'un bassin versant Q.

- **Sous-bassin versant**

Trois sous-bassins sont distingués à l'amont : les sous-bassins C4, C7 et C8 situés à l'amont des exutoires C4, C7 et C8, et ayant respectivement pour superficie : 800, 1725 et 1345 ha.

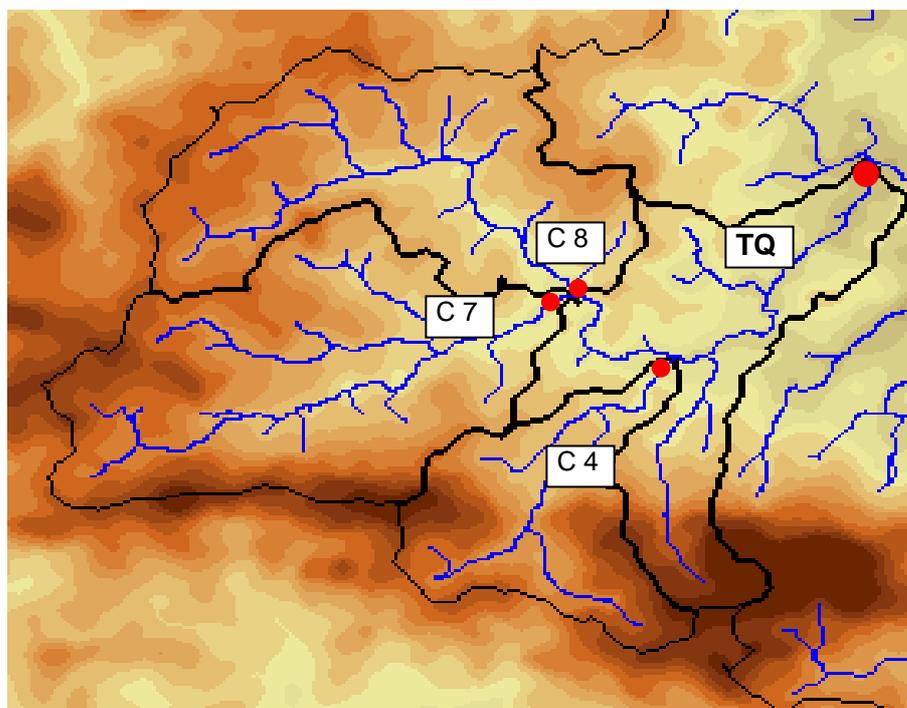


Figure 3 : contours géographiques des sous-bassins versants.

Tronçon de bassin versant

Le bassin Q est composé de trois sous-bassins amont (C4, C7 et C8) et du tronçon noté TQ.

Les caractéristiques du tronçon de bassin versant TQ résulte des données connues pour le bassin Q et les sous-bassins C4, C7 et C8.

La superficie du tronçon TQ est égale à la différence entre la superficie du bassin Q (5021 ha) et la somme des superficies des trois sous-bassins amont (800+1725+1345 ha).

La superficie du tronçon TQ est donc de 1151 ha.

De même, on pourra calculer la contribution au flux (par exemple d'azote) du tronçon TQ en soustrayant au flux du bassin principal Q (136 tonnes de N), la somme des flux produits par les trois sous-bassins amont (29, 36, 44).

Il en résulte que la contribution du tronçon TQ est de 27 tonnes d'azote.

On pourra ensuite calculer les flux spécifiques des différents bassins, sous-bassins et tronçons. Ce qui permet, en dernier lieu, d'établir un « arbre de contributions », comme celui présenté ci-dessous :

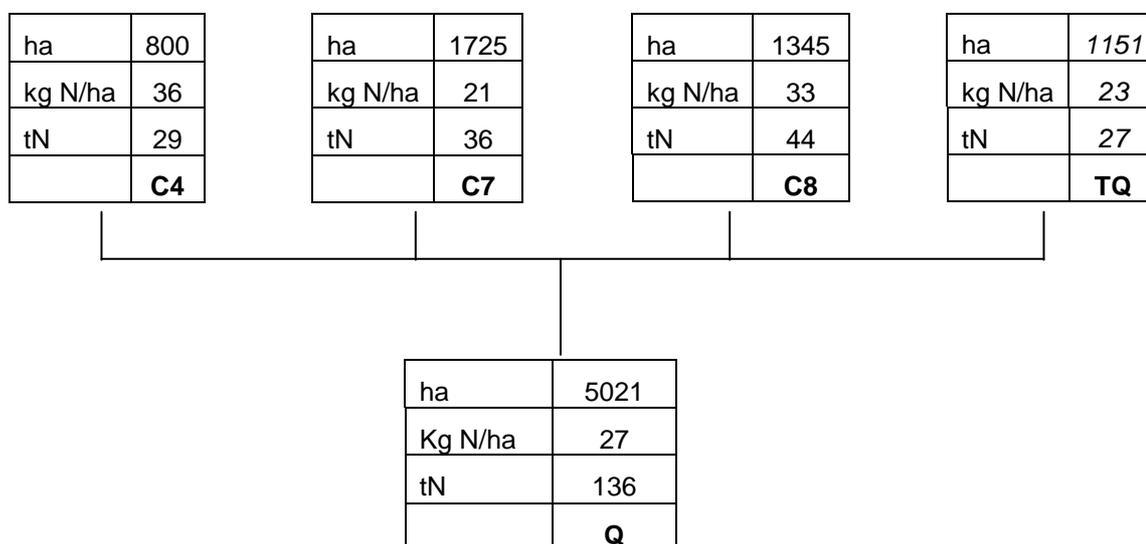


Tableau 1 : arbre des flux type obtenu suite à un calcul de flux d'azote (kg N/ha).

Les calculs pour le tronçon TQ sont :

$$S(TQ) = S(Q) - S(C4+C7+C8) = 5021 - (800+1725+1345) = 1151 \text{ ha}$$

$$\text{Flux}(TQ) = \text{Flux}(Q) - \text{Flux}(C4+C7+C8) = 136 - (29+36+44) = 27 \text{ tonnes de N (tN)}$$

$$\text{Flux spécifique}(TQ) = 27 \text{ 000 kg N} / 1151 \text{ ha} = 23 \text{ kg N/ha}$$

● Application du calcul de flux d'azote à l'exemple du bassin versant de l'Ic

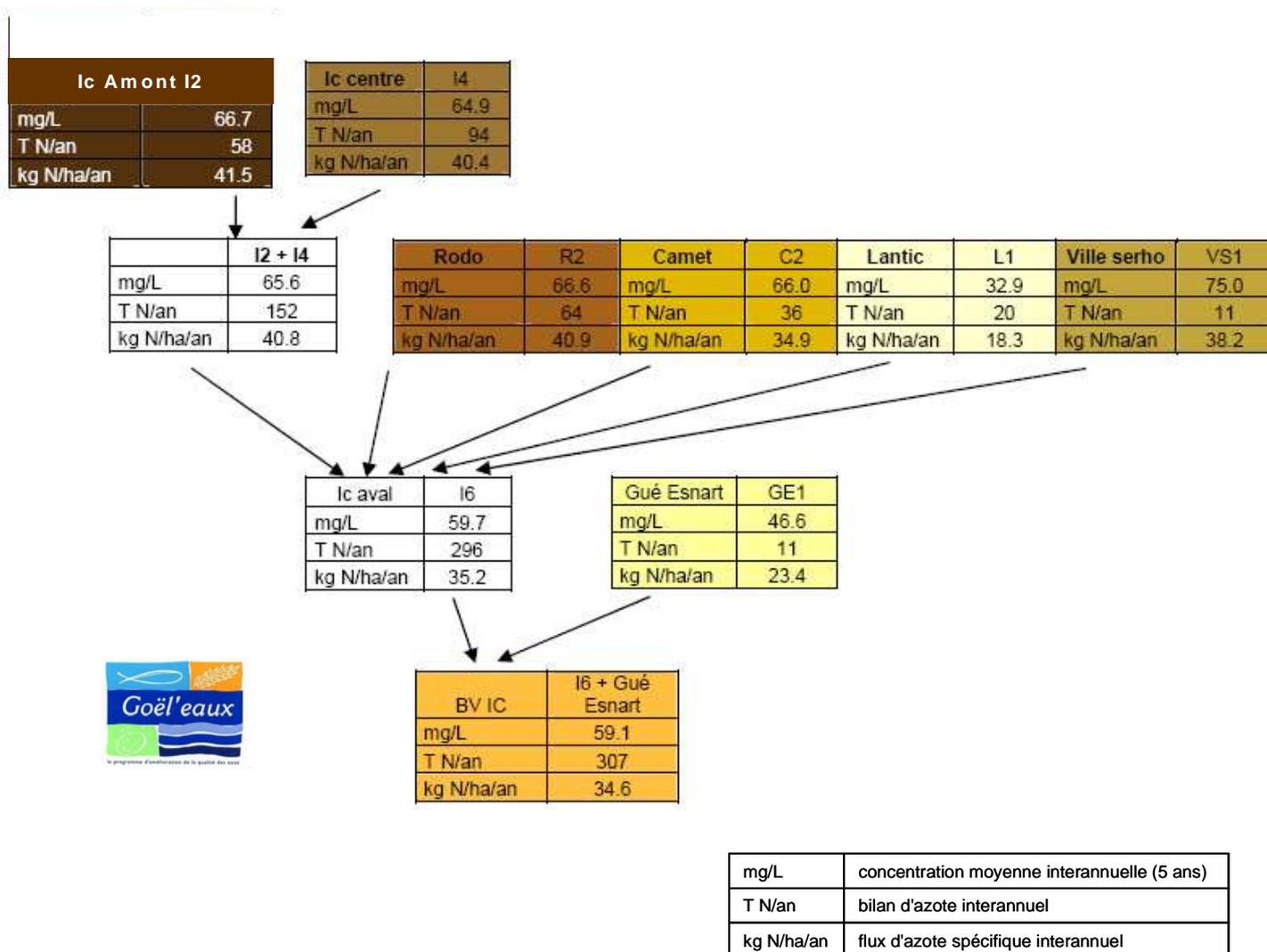
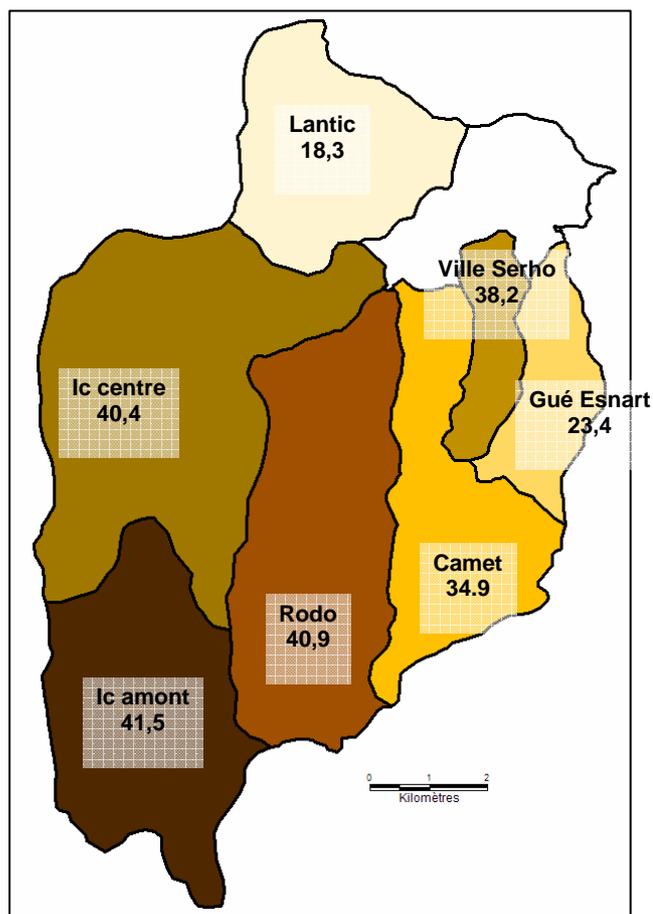


Tableau 2 : arbre des concentrations et flux d'azote sur l'Ic (SMCG/GOËL'EAUX - Côtes d'Armor)

Le but d'un tel procédé est d'évaluer dans quelle(s) proportion(s) un tronçon ou un sous-bassin participe à la qualité des eaux d'un bassin versant. Cet exemple relatif au bassin versant de l'Ic concerne l'azote.



Flux d'azote spécifique moyen (kg N/ha/an) pendant la période 2001-2006

Figure 4 : cartographie des zones prioritaires hiérarchisées sur le bassin versant de l'Ic
(Source : SMCG/GOËL'EAUX - Côtes d'Armor 2007.)

La méthode de calcul des flux permet d'identifier et de hiérarchiser les zones d'action prioritaires. La cartographie de "l'arbre des flux", simultanément avec une présentation cartographique du découpage du bassin versant correspondant en sous-bassins et en tronçons, facilite la hiérarchisation des zones prioritaires.

● Application du calcul de flux de phosphore à l'exemple du bassin du Gouët

La méthode de calcul et de présentation des flux peut être appliquée à la problématique des flux de phosphore. L'exemple ci-dessous concerne le bassin versant du Gouët et les données de phosphore total (exprimé en mg/l de P Total). On notera que les valeurs numériques des flux et des flux spécifiques calculés ici sont sans doute significativement sous-estimés compte tenu du protocole de suivi qui a été appliqué à cette problématique du phosphore total. Pour les protocoles de suivi, on se reportera aux fiches G



Figure 5 : cartographie du bassin versant du Gouët et ses sous-bassins versants (SMBG, 2007).

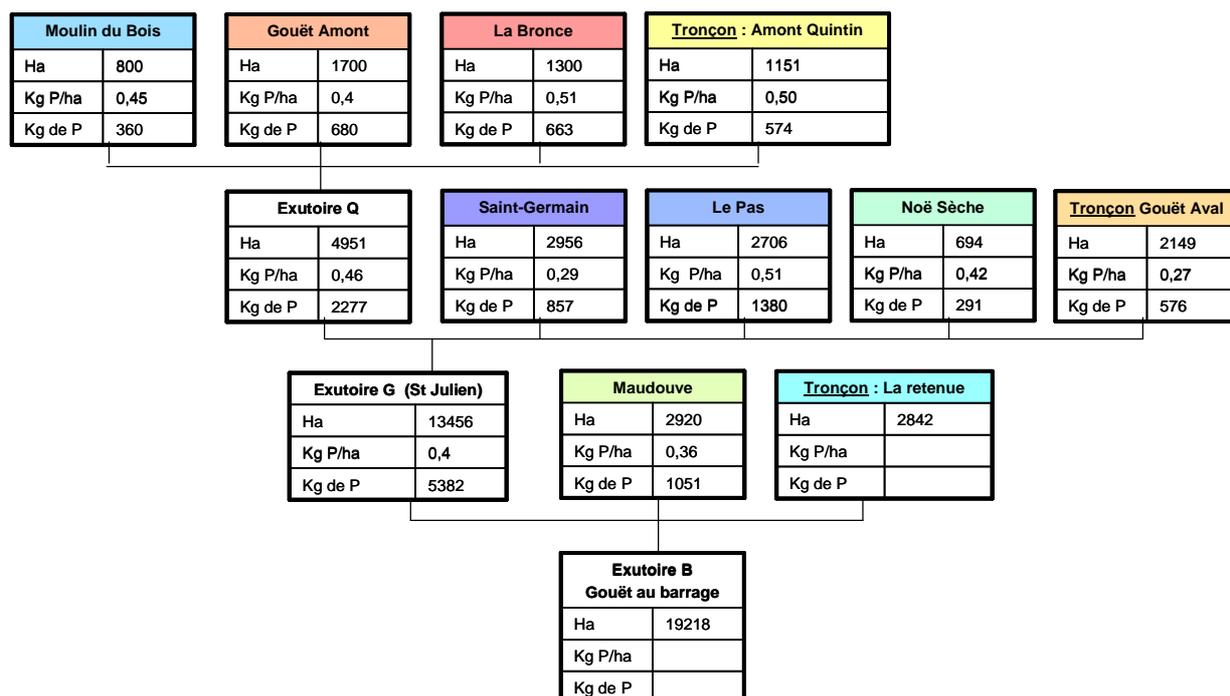


Tableau 3 : Arbre des flux de phosphore sur le bassin versant du Gouët, (SMBG, 2007).

Le suivi des teneurs en phosphore total à l'exutoire du bassin versant (B au barrage) ne permet pas de calculer les flux de phosphore, et par conséquent il n'est pas possible non plus de les calculer pour le tronçon "la retenue".

Avec ce type de présentation, on pourrait [apprécier la capacité d'autoépuration \(concernant l'azote ou le phosphore\) d'une retenue située sur un tronçon](#) et éventuellement de [détecter une « anomalie » quantitative et/ou qualitative sur les données.](#)

METHODE D'INTERPOLATION DE DONNEES MANQUANTES DANS UNE SERIE DE DONNEES CHRONOLOGIQUE

DEFINITION

 **Interpolation** : opération qui consiste à intercaler, par calcul, des termes entre des suites de nombres.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Une interpolation linéaire entre deux données de concentration est couramment la méthode utilisée pour compléter une série de données et calculer des flux.
- Les concentrations journalières sont calculées grâce à une **régression linéaire** entre deux mesures, afin de se caler sur la chronique des débits journaliers.
- Le comblement des séries de concentration est réalisé dans le contexte où les mesures de concentration ne sont pas quotidiennes.
- L'écart temporel maximal entre deux mesures de concentration ne doit pas dépasser 100 jours, soit environ trois mois.
- Cette méthode ressort comme étant la plus simple et la plus efficace pour interpoler une valeur manquante entre deux mesures de concentration ou pour combler toute une période manquante.

COMPLEMENT DES SERIES DE CONCENTRATION DE NITRATE ?

Le comblement des séries de concentration est réalisé dans le contexte où les mesures de concentration ne sont pas quotidiennes. Des valeurs journalières sont alors reconstituées par interpolation. Dans le cas où toute une période manque, cette période ne doit pas dépasser 100 jours.

La régression linéaire

Les concentrations journalières sont calculées grâce à une **régression linéaire** entre deux mesures, afin de se caler sur la chronique des débits journaliers.

Cette méthode de comblement des séries de concentration a été choisie d'après les travaux de Julie Vinson (2003). En effet, cette méthode permet d'obtenir de meilleurs résultats au niveau des calculs de flux par rapport à deux autres méthodes testées qui sont :

- la moyenne inter annuelle : pour calculer un mois de janvier manquant, on prend la moyenne des concentrations sur tous les autres mois de janvier de la station ;

- une relation entre débit et concentration : pour calculer un mois de janvier manquant, on calcule le débit moyen de ce mois, on prend le mois de janvier ayant la valeur de débit la plus proche parmi les autres années, puis on calcule la concentration moyenne en nitrates pour ce mois, qui est retenue comme valeur du mois de janvier manquant.

La fréquence de mesures des concentrations est généralement au moins mensuelle. Néanmoins, elle peut varier d'une année sur l'autre et il peut y avoir plusieurs mois sans mesure, en particulier avant les années 1990. Or, étant donné le caractère oscillant et cyclique des concentrations au cours des mois et des années, il est important de limiter l'écart entre deux dates de mesures pour limiter l'impact de la régression linéaire. C'est pourquoi, pour l'interpolation, **l'écart temporel maximal entre deux mesures de concentration a été fixé à 100 jours**, soit environ trois mois (Vinson, 2003).

D'autre part, cette méthode ressort comme étant la plus simple et la plus efficace pour interpoler une valeur manquante entre deux mesures de concentration ou pour combler tout un mois manquant. Cependant, l'auteur précise que ce résultat ne peut s'appliquer qu'aux exemples présentés dans son étude et que les séries chronologiques qui ne respectent pas les critères suivants doivent être rejetées et qu'en conséquence les méthodes de comblement des données manquantes dans de telles séries ne doivent être appliquées que dans les conditions suivantes :

- au moins une mesure de concentration par mois ;
- au maximum trois mois dans une année avec des suivis manquants (soit minimum 9 suivis par an), si les trois mois ne sont pas tous en hiver ;
- au maximum deux mois consécutifs sans mesures ;
- au maximum 5 années présentant des suivis manquant dans la série chronologique étudiée.

Remarque : l'auteur précise que quoiqu'il en soit la méthode d'interpolation par régression linéaire a peu d'impact sur le calcul de flux. En effet, le flux est obtenu en multipliant le débit par la concentration. Or, les débits varient dans un intervalle de 0 à 20 000 l/s (dans les exemples étudiés dans cette étude), alors que les concentrations varient entre 0 et 130 mg/l. ce sont donc plutôt les débits qui conditionnent le flux compte tenu de leur échelle de variation beaucoup plus importante.

Une interpolation linéaire entre deux données de concentration est couramment la méthode utilisée pour compléter une série de données et calculer des flux. Cependant, il faut observer que durant la période de temps entre deux échantillons, le débit d'eau peut avoir beaucoup varié et par conséquent, les concentrations aussi. L'utilisation de l'interpolation linéaire génère donc des erreurs dans le calcul des flux (Birgand F., comm pers.).

RÉFÉRENCE

- **Vinson J., 2003.** Calculs des flux annuels et des flux spécifiques annuels d'azote nitrique des principaux fleuves et rivières de Bretagne. Rapport d'étude DIREN-Agrocampus. 65p.
http://www.bretagne.ecologie.gouv.fr/Eau/Publications/Etudes/PDF/Calcul_flux_azote.pdf

METHODE D'EXTRAPOLATION SPATIALE DES DONNEES DE DEBIT

● DEFINITION

 Extrapolation : action d'introduire des termes non en dedans mais en dehors d'une série.

 L'extrapolation spatiale consiste à estimer la valeur d'une variable en un point où cette variable n'a pas été mesurée.

● CE QU'IL FAUT RETENIR

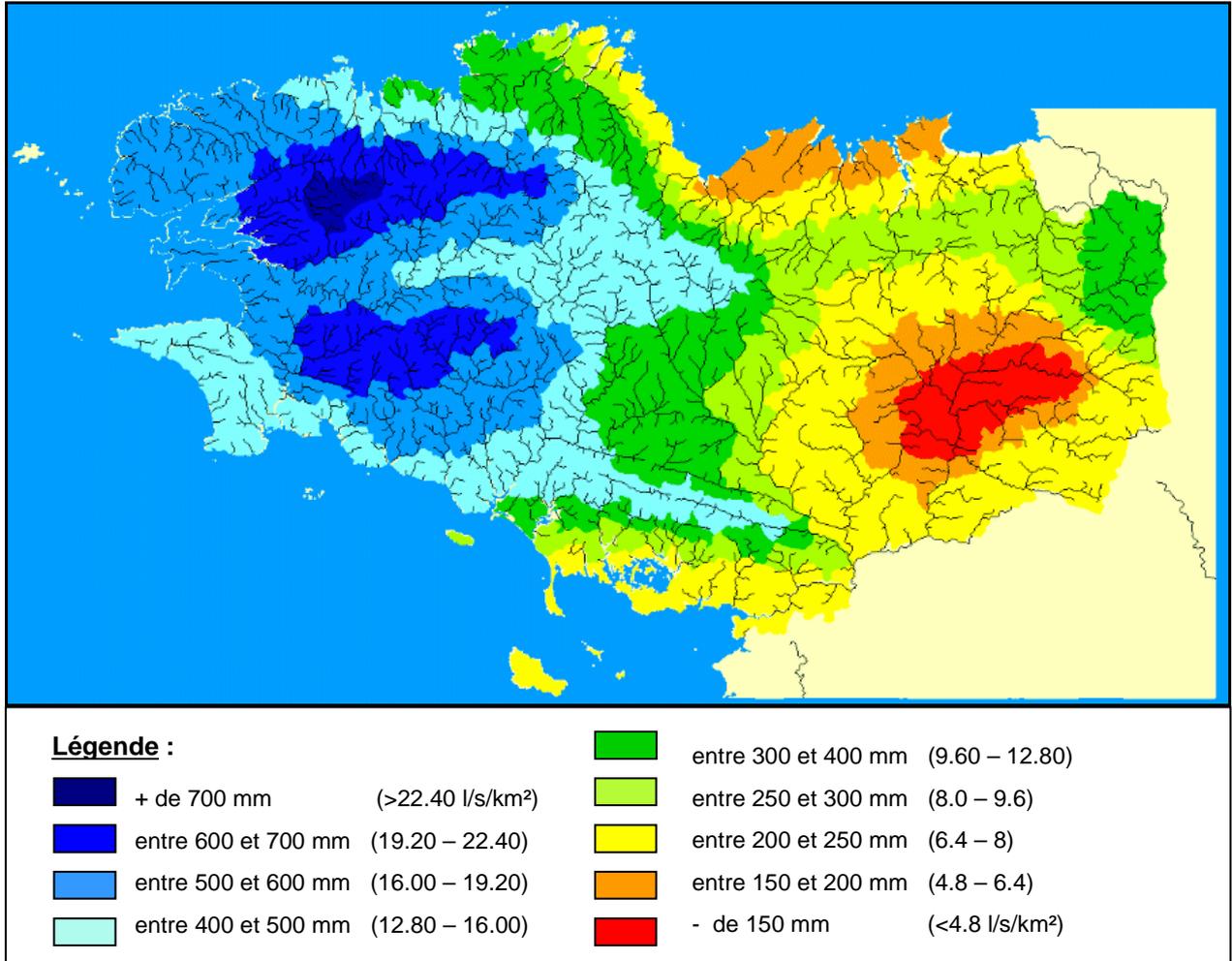
La technique traditionnelle d'extrapolation des débits est une technique dite "au prorata des surfaces des bassins versants". Son utilisation présuppose l'invariabilité des lames d'eau écoulées sur la superficie de la région étudiée. Cette hypothèse est difficilement admissible car il existe une forte variabilité dans la distribution spatiale des pluies et des lames d'eau écoulées. Dans une région comme la Bretagne, les pluies et les lames d'eau écoulées sont beaucoup plus élevées à l'ouest qu'à l'est et il y a aussi un facteur "distance à la côte" qui joue un rôle important dans cette distribution géographique.

● EXTRAPOLATION DES DEBITS ET DES LAMES D'EAU ECOULEES

Quand la station « débit » n'est pas superposée à la station « qualité » sur un bassin versant, il est nécessaire d'extrapoler les débits à la station « qualité ».

Lorsqu'une lame d'eau n'est pas mesurée sur un point du bassin versant, elle peut être estimée par extrapolation à partir des données mesurées au point le plus proche.

L'estimation d'une lame d'eau a longtemps été réalisée au prorata de la surface du bassin versant correspondant. Or, cette méthode ne tient pas compte de la [variabilité régionale des précipitations](#).

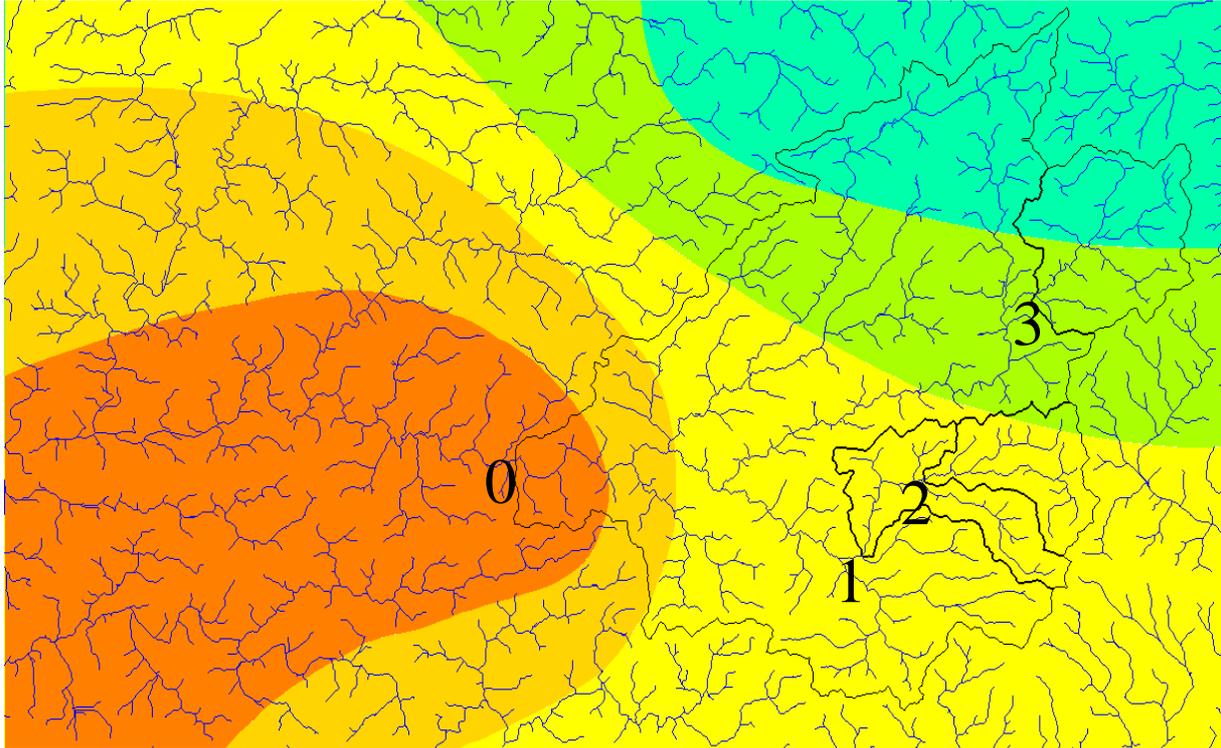


Carte 1 : Répartition des modules spécifiques sur la base des données inter-annuelles. Dans une région comme la Bretagne, les pluies et les lames d'eau écoulées sont beaucoup plus élevées à l'ouest qu'à l'est. A l'est de la région le facteur distance à la côte joue aussi un rôle important dans la distribution spatiale de ces modules spécifiques

La méthode la plus cohérente pour estimer une lame d'eau est une estimation au prorata du rapport de lame d'eau.

Les données de lame d'eau ont été estimées à partir d'une base de données des lames d'eau en Bretagne établie à partir des données moyennes inter-annuelles.

Pour illustrer l'apport de cette méthodologie, on prendra l'exemple de la Vilaine à l'amont de Rennes (Carte 2).



Carte 2 : Répartition des modules spécifiques sur la base des données inter-annuelles du bassin versant de la Vilaine à l'amont de Rennes. Même légende que pour la Carte 1.

Prenons quatre stations limnimétriques pour lesquelles on connaît :

- œ la superficie de son bassin versant
- œ la lame d'eau écoulee inter-annuelle (fournie par la banque hydro)
- œ la lame d'eau estimée à partir de la base de donnée présentée ci-dessus.

On suppose que l'on ne connaît pas les valeurs vraies mesurées pour trois des quatre stations en question (les stations n°1, 2 et 3). On compare les rapports calculés entre la station n°0 et chacune des trois autres stations :

- le rapport des surfaces des bassins versants (qui serait utilisé si l'on utilisait une méthode d'extrapolation au prorata des surfaces) ;
- le rapport des lames d'eau estimées à partir de la base de données présentée ci-dessus (qui serait utilisé si l'on utilise une méthode d'extrapolation au prorata des lames d'eau écoulées)
- le rapport des lames d'eau mesurées calculé à partir des données de la banque hydro. On utilisera ce rapport comme élément de validation.

Station	Surface	Rapport de surface par rapport à la station 0	Lame d'eau estimée à partir de la base de données	Rapport des lames d'eau estimées à partir de cette base de données	Lame d'eau mesurée lue dans la banque hydro	Rapport des lames d'eau mesurées lue dans la banque hydro
	ha		m ³ /an		m ³ /an	
0	S0 = 56 793	RS0 = S0/S0 = 1	Qe0 = 144 703 000	RQe0 = Qe0/Qe0 = 1	Qm0 = 136 809 000	RQm0 = Qm0/Qm0 = 1
1	S1 = 5 662	RS1 = S1/S0 = 0,100	Qe2 = 17 913 000	RQe1 = Qe1/Qe0 = 0,124	Qm2 = 16 546 400	RQm1 = Qm1/Qm0 = 0,121
2	S2 = 3 068	RS2 = S2/S0 = 0,054	Qe3 = 7 035 000	RQe2 = Qe2/Qe0 = 0,049	Qm3 = 8 091 000	RQm2 = Qm2/Qm0 = 0,059
3	S3 = 6 644	RS3 = S3/S0 = 0,117	Qe4 = 15 082 000	RQe3 = Qe3/Qe0 = 0,104	Qm4 = 13 056 000	RQm3 = Qm3/Qm0 = 0,095

Tableau 1 : Méthode de calcul de la lame d'eau estimée sur la base du rapport de surface (exemple du bassin versant de la Haute Vilaine, 35)

Station	Lame d'eau mesurée	Erreur absolue en utilisant une méthode au prorata des surfaces en m ³ /an	Erreur relative en %	Erreur absolue en utilisant une méthode au prorata des lames d'eau en m ³ /an	Erreur relative en %
1	16 546 400	2 865 500	17,3	-417 916	-2,5
2	8 091 000	703 314	8,7	1 387 359	17,1
3	13 056 000	-2 950 653	-22,6	-1 172 136	-8,9

Tableau 2 : Comparaison de l'erreur absolue et de l'erreur relative sur l'estimation de la lame d'eau écoulée aux stations n°1, 2 et 3 en réalisant le calcul soit au prorata du rapport des surfaces de bassins versant soit au prorata des lames d'eau estimées à partir d'une base de données régionale sur les modules spécifiques (exemple du bassin versant de la Haute Vilaine, 35)

Le tableau 2 montre que, pour deux stations (n°1 et 3), l'estimation au prorata des lames d'eau écoulées à partir d'une base de données régionale sur les modules spécifiques conduit à une amélioration substantielle de l'estimation avec une baisse significative de l'erreur absolue et de l'erreur relative. Par contre, pour la station n°2, les erreurs absolue et relative sont augmentées.

Dans le cas général, l'extrapolation des débits et des lames d'eau écoulées doit être réalisée préférentiellement au prorata des lames d'eau écoulées à partir d'une base de données régionale sur les modules spécifiques. Mais il conviendrait d'améliorer cette base de données ce qui conduirait à une pertinence supérieure de cette méthode d'extrapolation.

REFERENCE

SOGREAH, 2005. Etudes sur l'évolution des paramètres nitrates dans les eaux brutes des bassins versants Bretagne Eau Pure et des autres bassins versants bretons. Rapport d'étude "Evaluation du programme Bretagne Eau Pure 2000-2006". 24p + annexes

MOYENNES MOBILES

CE QU'IL FAUT RETENIR

- La **moyenne mobile** est destinée à lisser une série chronologique. C'est un outil simple qui permet de mettre en évidence la tendance d'une série en **supprimant la composante saisonnière** et en **atténuant l'amplitude des fluctuations irrégulières**.
- La moyenne mobile permet de mettre en évidence les tendances évolutives sur le long terme en gommant l'impact de la variation annuelle ou saisonnière ou climatique sur un cycle (Aurousseau P.)
- Les moyennes mobiles permettent généralement de **détecter une tendance**.
- On parle aussi de **moyenne lissée** mais cette appellation est à **déconseiller**.

DANS QUELS CAS UTILISER LA MOYENNE MOBILE

Dans les cours d'eau, les concentrations en nitrate sont partiellement corrélées aux variations hydrologiques (débit) : pour les BV à profil normal, les crues sont généralement les périodes durant lesquelles on observe des maxima de concentrations en nitrates et les années humides engendrent des flux d'azote plus importants que les années sèches. Cependant, la relation est loin d'être linéaire.

D'autre part, on observe sur les chroniques de données une évolution cyclique des flux d'azote (Figure 1). **Cette cyclicité rend difficile la lecture des tendances long terme de l'évolution des flux d'azote.**

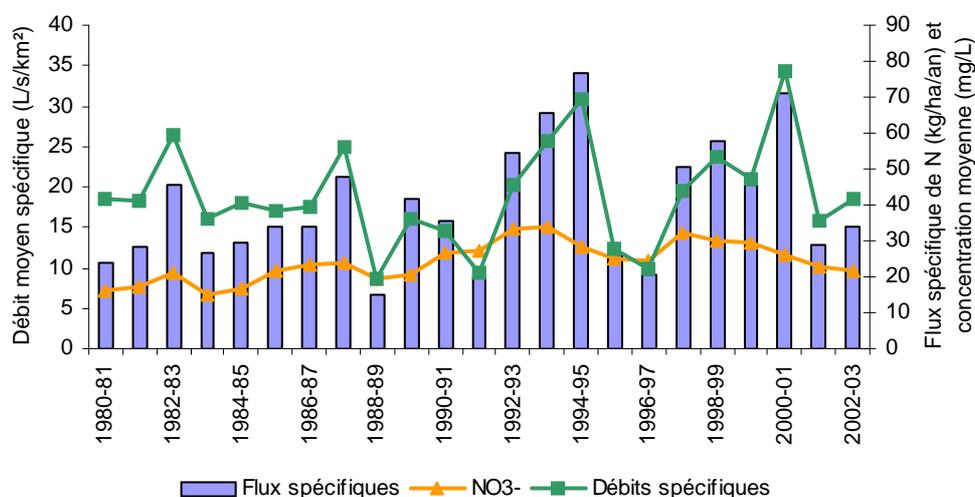


Figure 1 : Flux spécifiques annuels, débits spécifiques annuels et concentration moyenne annuelle par année hydrologique à la station 04 179 500, sur l'Aulne (Aurousseau P. et Vinson J., 2006)

En effet, sur des échelles de temps courtes, l'aspect cyclique des flux d'azote rend difficile l'évaluation de l'évolution des flux. Sur une échelle de temps plus longue, c'est-à-dire supérieure à deux cycles, il est possible d'analyser plus finement l'évolution des flux d'azote grâce à la moyenne mobile. Cette moyenne permet de lisser les variations annuelles, et de mettre en évidence la tendance sur le long terme (à la hausse ou la baisse) des flux d'azote.

Une moyenne lissée sur 7 ans paraît être un bon choix.

- En dessous de 7 ans, les cycles sont encore visibles
- Au dessus de 7 ans, la courbe est de mieux en mieux lissée ; cependant on perd de plus en plus de points de représentation graphique.

De plus, la mise en évidence explicite de cycles ayant une durée de 4 à 6 ans argumente à posteriori l'efficacité de ces calculs de moyenne mobile sur 7 ans (Aurousseau P. et Vinson J., 2006).

Toutefois, le choix du pas de temps appliqué au calcul de la moyenne mobile n'est pas fixé et reste à l'appréciation de chacun.

MODE DE CALCUL DE LA MOYENNE MOBILE

La moyenne mobile d'ordre k (pas de temps, ex. 7 ans) consiste à calculer, pour chaque instant d'observation t_i , la moyenne empirique des k observations autour de la date t_i (c'est-à-dire avant et après la date t_i).

Si k est impair et vaut $2m+1$, la moyenne mobile est calculée aux instants d'observations :

$$\bar{x}(t_i) = \frac{X_{i-m} + \dots + X_i + X_{i+m}}{k}$$

avec \bar{x} : la moyenne mobile

m : paramètre définissant le calcul de la moyenne mobile ; nombre de données prises en compte avant la date t_i et après la date t_i .

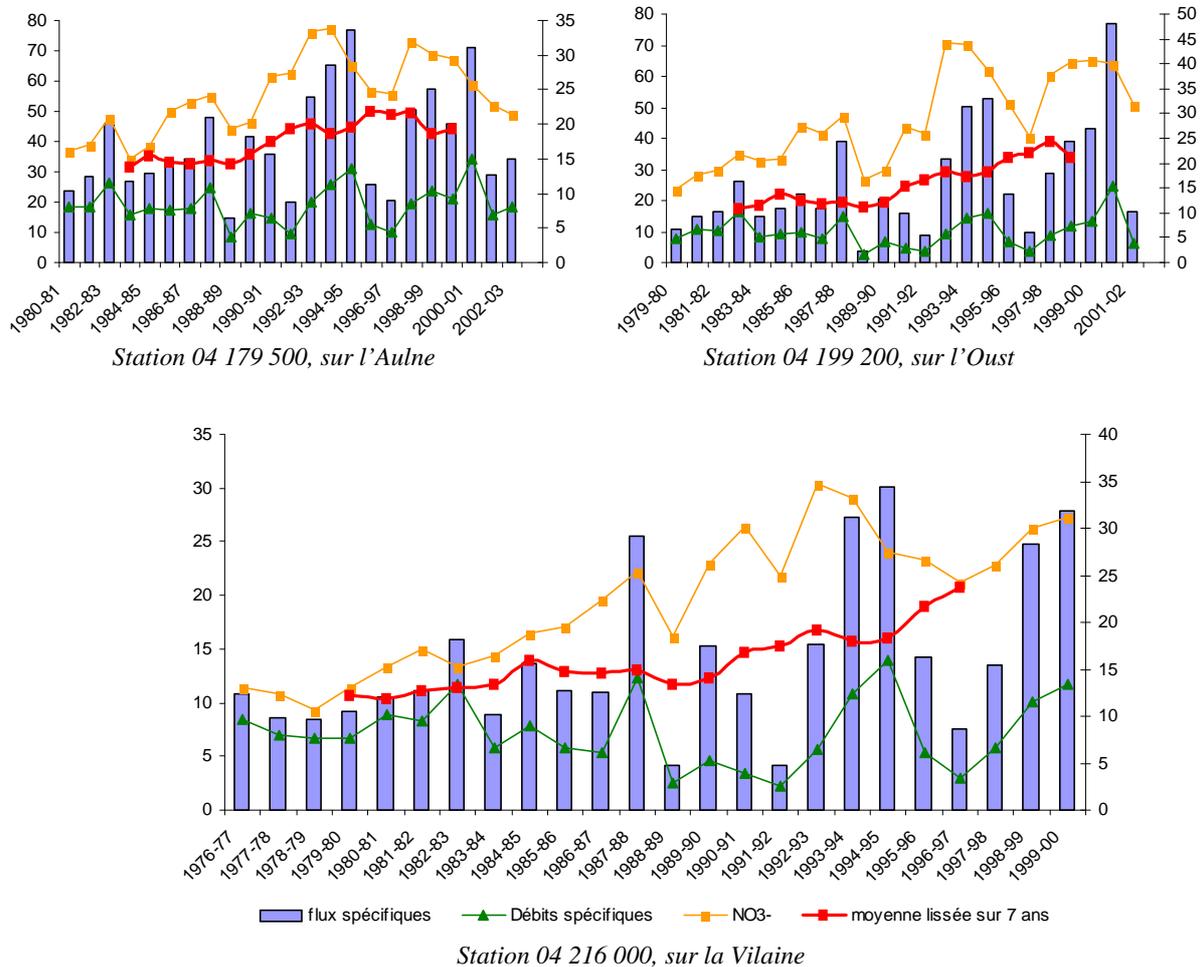
 **ILLUSTRATION**


Figure 2 : Flux spécifiques par année hydrologique et moyenne lissée pour les trois stations ayant les séries chronologiques les plus longues
(sur l'axe de gauche : flux spécifiques en kg/ha/an et débits spécifiques en L/s/km² ;
sur l'axe de droite : concentration en NO₃⁻, en mg/L)

REFERENCES

Aurousseau P. et Vinson J., 2006. Mise en évidence de cycles pluriannuels relatifs aux concentrations et aux flux de nitrates dans les bassins versants de Bretagne. Conséquences pour l'interprétation de l'évolution de la qualité des eaux. In "Qualité de l'eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants", coord. Merot Ph., Editions Quae, Update Sciences & Technologies (Monographie), pp 49-60.

Web :

<http://www.math-info.univ-paris5.fr>

[http://www.math-info.univ-paris5.fr/~ycart/mst/mst02/Blandin_Legrand_Vasseliere/\(david\)/def/mob/def.html](http://www.math-info.univ-paris5.fr/~ycart/mst/mst02/Blandin_Legrand_Vasseliere/(david)/def/mob/def.html)

[http://www.math-info.univ-paris5.fr/~ycart/mst/mst02/Blandin_Legrand_Vasseliere/\(david\)/def/mob/def.html](http://www.math-info.univ-paris5.fr/~ycart/mst/mst02/Blandin_Legrand_Vasseliere/(david)/def/mob/def.html)

NOTION DE CYCLES HYDROLOGIQUES INTER-ANNUELS

PROBLEMATIQUE

L'analyse de l'évolution des nitrates en terme de flux a permis de mettre en évidence, sur des séries de données assez longues, une **évolution cyclique**. Les flux d'azote suivent depuis environ 1990, une allure cyclique consécutive à **une succession d'années sèches et d'années humides** qui ne se répartissent pas au hasard.

Ces cycles concernent également les **débits** et les **concentrations**.

Il est important de lire l'évolution des concentrations et des flux d'azote en comparant entre elles les années correspondantes d'un cycle à l'autre, et de regarder si l'on est dans la phase croissante ou décroissante d'un cycle.

TROIS CYCLES LISIBLES DEPUIS 1988

Dans l'exemple ci-dessous (Aulne - station 04 179 500), des cycles de flux se dessinent plus ou moins régulièrement. Ils semblent liés à des cycles des débits, donc des précipitations.

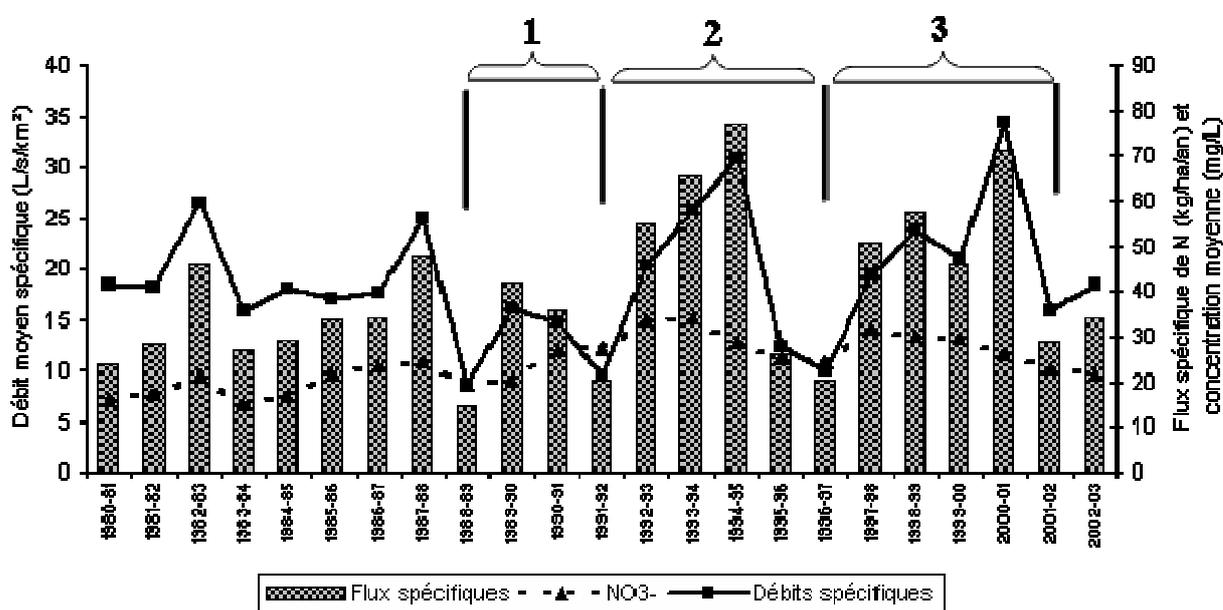


Figure 1 : Flux spécifiques annuels, débits spécifiques annuels et concentration moyenne annuelle (non pondérée par les débits) par année hydrologique à la station 04 179 500 (code RNB) sur l'Aulne.

On peut ainsi distinguer **trois cycles**, repérés sur le graphique (Figure 1) :

- un premier cycle de 4 ans de 1988/89 à 1991/92 ;
- un second de 6 ans de 1991/92 à 1996/97 ;
- un troisième de 6 ans de 1996/97 à 2001/02.

Avant 1988/89, les cycles sont moins visibles.

L'année hydrologique 2002-2003 semble correspondre au début d'un quatrième cycle.

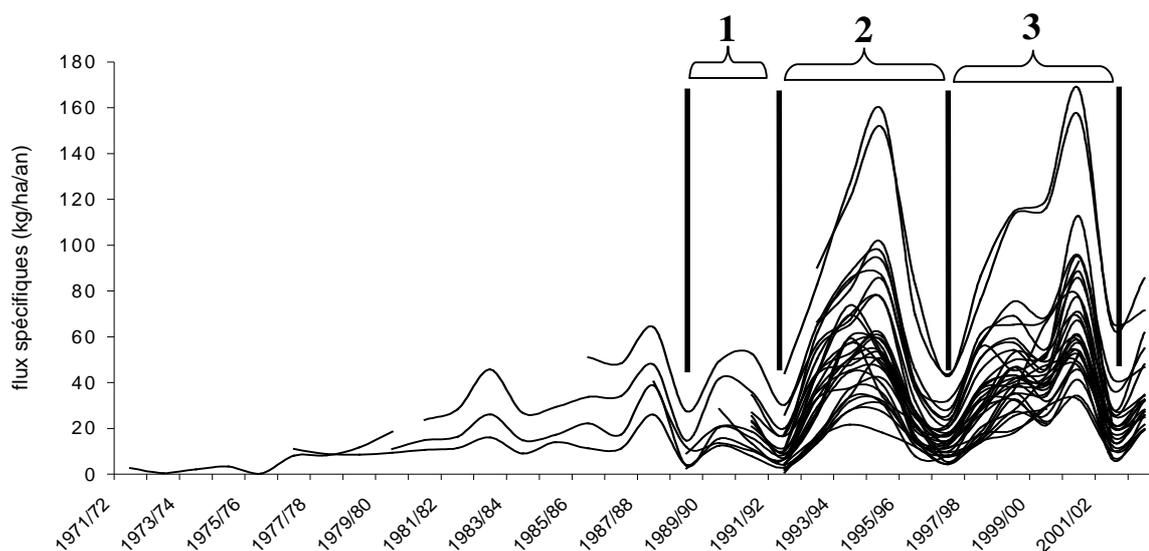


Figure 2 : Flux spécifiques annuels (par année hydrologique) sur l'ensemble des 31 stations étudiées

Des cycles ont probablement existé antérieurement à 1988 : on diagnostique, en effet sur la figure 2, la présence de cycles de 1981/82 à 1984/85 et de 1986/87 à 1989/90. Mais un très petit nombre de stations permet de les décrire (manque de données), c'est pourquoi les cycles ne sont numérotés qu'à partir de l'année hydrologique 1988/89 où ils apparaissent nettement.

Il n'est pas impossible que l'on puisse observer plusieurs années successives avec de faibles pluviométries et corrélativement des débits et des flux peu élevés. De telles périodes de « marais » pourraient donc s'intercaler entre des cycles.

UNE SUCCESSION D'ANNEES SECHES ET HUMIDES INFLUANT LA LECTURE DES COURBES D'EVOLUTION DES FLUX ET DES CONCENTRATIONS EN NITRATES

Ces cycles ne concernent pas seulement les débits et les flux mais aussi les concentrations en nitrate. La Figure 1 montre que chacun de ces cycles commence par une année avec des concentrations « plus faibles que la moyenne », des flux de nitrate « faibles » et des débits faibles.

Suit une phase de croissance des concentrations, des flux et des débits. La croissance des concentrations est bien marquée mais brève. Ces concentrations tendent ensuite à diminuer tandis que les flux et les débits continuent à augmenter.

Puis, cette phase est suivie par une phase de décroissance simultanée des flux et des débits. Le cycle s'achève sur une nouvelle année avec des concentrations « plus faibles que la moyenne », des flux d'azote « faibles » et des débits faibles.

Sur des échelles de temps courtes, l'aspect cyclique rend difficile l'évaluation de l'évolution des concentrations et des flux. Par contre, sur une échelle de temps plus longue, c'est-à-dire supérieure à deux cycles, il est possible d'analyser plus finement l'évolution des concentrations et des flux d'azote grâce à une moyenne mobile (voir fiche E-10) qui permet de lisser cet aspect cyclique.

Il est important de lire l'évolution des concentrations et des flux d'azote en regardant si on est dans la phase croissante ou décroissante d'un cycle, et par conséquent de comparer entre elles des années correspondantes d'un cycle à l'autre.

HYSTERESIS

Ces évolutions font penser à une hystérésis flux-concentration. La notion d' **hystérésis** ou de **phénomène hystérétique** est une notion bien connue de la physique. On dira simplement ici que l'hystérésis concerne des phénomènes cycliques pour lesquels la deuxième partie du cycle (phase de décroissance) ne se produit pas en suivant le chemin inverse de la première partie du cycle. En effet :

- lors de l'année humide qui suit l'année sèche de début de cycle, la concentration augmente nettement,
- alors que lors de l'année sèche, qui suit une année humide en fin de cycle, la concentration baisse mais moins sévèrement qu'elle n'avait augmenté dans la situation inverse précédente.

Cette hystérésis flux-concentration a été vérifiée pour deux bassins versants étudiés (le bassin de l'Aulne et le bassin de l'Oust (Figure 3 et Figure 4).

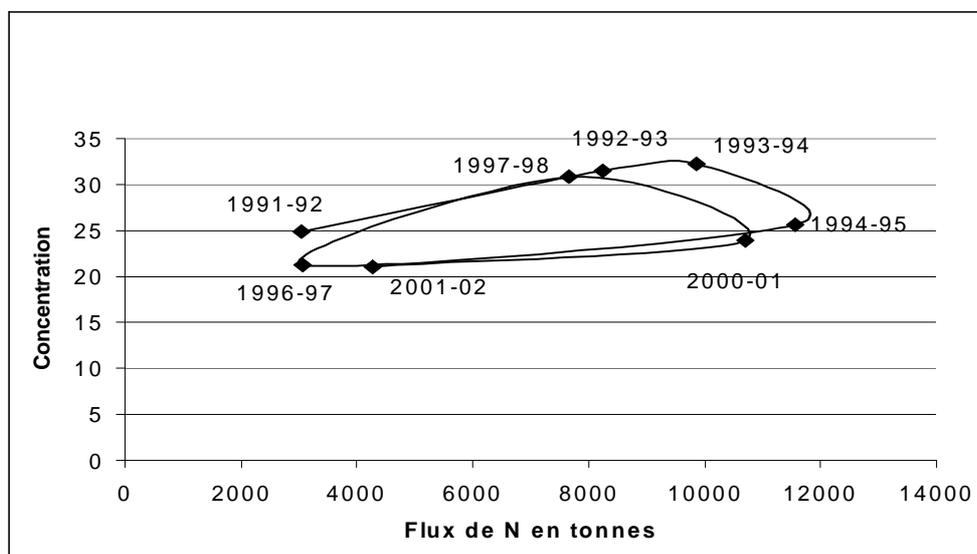


Figure 3 : Hystérésis flux-concentration pour le bassin versant de l'Aulne au cours des cycles 2 et 3.

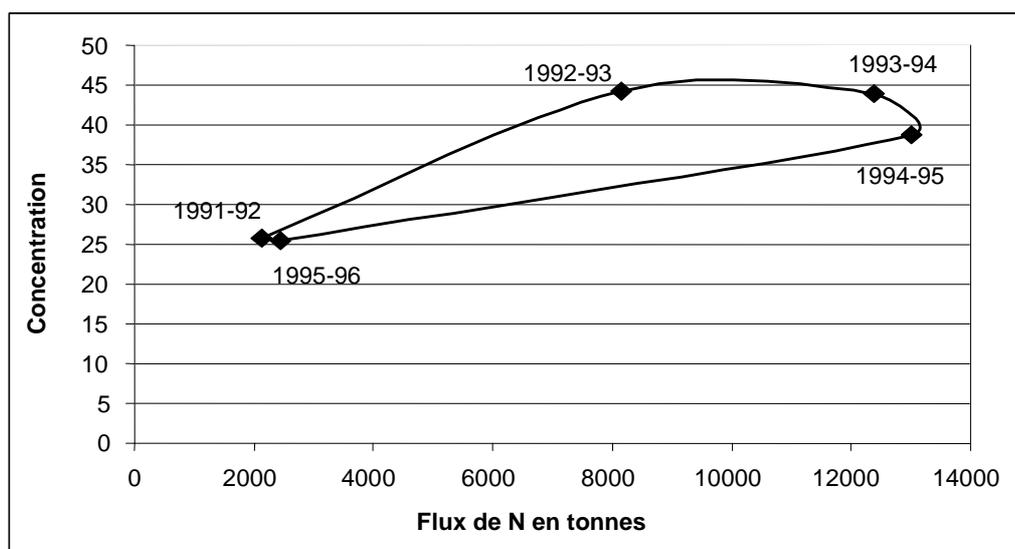


Figure 4 : Hystérésis flux-concentration pour le bassin versant de l'Oust au cours du cycle 2.

Dans l'analyse fréquentielle des transferts de nitrate sur différents bassins versants des Côtes d'Armor, ce phénomène a aussi été décrit de la manière suivante : après les années de sécheresse, on observe "une augmentation brutale des concentrations en nitrate dans l'eau, suivi de nouveau par une diminution linéaire et progressive (et ainsi de suite se répète ce phénomène rythmé par les années de sécheresse)".

Toute mauvaise modélisation de ce phénomène se traduit en début de cycle par une sous-estimation des concentrations et des flux et par une surestimation en fin de cycle.

CONCLUSION

Des questions se posent relativement à ces cycles : quels sont les facteurs explicatifs ? L'année 2001-2002 qui correspond à la fin du cycle 3 correspond-elle aussi au début d'un cycle 4 ?

REFERENCE

Arousseau P. et Vinson J., 2006. Mise en évidence de cycles pluriannuels relatifs aux concentrations et aux flux de nitrates dans les bassins versants de Bretagne. Conséquences pour l'interprétation de l'évolution de la qualité des eaux. In "Qualité de l'eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants", coord. Merot Ph., Editions Quae, Update Sciences & Technologies (Monographie), pp 49-60.

G

Protocoles de suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants

- **Fiche G-1** Les dynamiques de transfert en fonction des épisodes pluvieux
- **Fiche G-2** Les pas de temps d'échantillonnage pour un suivi de la qualité de l'eau (N, P, MO)
- **Fiche G-3** Recommandations pour les échantillonnages du phosphore et des pesticides dans les bassins versants
- **Fiche G-4** Protocoles d'analyses du phosphore et des pesticides
- **Fiche G-5** Les réseaux de suivi de la qualité de l'eau des eaux de surface continentales en Bretagne

LES DYNAMIQUES DE TRANSFERTS EN FONCTION DES ÉPISODES PLUVIEUX

● DÉFINITION



Le **temps de transfert** est le temps qui sépare le "pic de précipitation" et le "pic de débit". Ce temps de transfert doit être connu pour chaque station où les composés (phosphore total, pesticides) seront analysés dans le cadre d'une campagne de prélèvements, en fonction de la pluviométrie.

Le temps de transfert dépend de plusieurs facteurs aux premiers rangs desquels figurent la morphologie du bassin versant et l'organisation du réseau hydrographique. Il sera déterminé au mieux.

● CE QU'IL FAUT RETENIR

Le choix du mode d'échantillonnage pour un suivi de la qualité de l'eau se fait au regard de la nature de l'élément à prélever, et en particulier de la distinction entre la forme dissoute ou particulaire.

Les éléments transférés sous forme dissoute tels que nitrate, phosphore dissous (orthophosphates), matière organique soluble, peuvent être mesurés **à pas de temps fixe**.

Les éléments transférés sous forme particulaire comme le phosphore total, certains pesticides qui sont transférés sous forme adsorbée, doivent être mesurés **en fonction des épisodes pluvieux**.

Les campagnes de prélèvements pour les éléments transférés sous forme particulaire devraient être effectués en fonction de la pluviométrie car, d'une part, les concentrations en ces éléments augmentent fortement et rapidement avec les **débits** et, d'autre part, les **flux** sont liés et très sensibles aux variations des débits.

Chaque bassin versant étant particulier, il conviendra de connaître pour chacun de ces bassins versants le temps qui sépare le "pic de précipitation" et le "pic de débit". Ce **temps de transfert** doit être connu pour chaque station.

● LES PAS DE TEMPS D'ÉCHANTILLONNAGE

● Échantillonnage à pas de temps fixe ou en fonction de la pluviométrie ?

Pour suivre les concentrations ou les flux, certains paramètres peuvent être mesurés à pas de temps fixe : nitrate, phosphore dissous (orthophosphates), matière organique (*voir fiche G-2*). D'autres doivent être mesurés en fonction des épisodes pluvieux : phosphore total, pesticides, et les matières en suspension (MES).

Ceci est lié à la nature de l'élément (dissous, particulaire) et/ou à son mode de transfert (infiltration et percolation, ruissellement) du versant vers le réseau hydrographique.

Les campagnes de prélèvements à pas de temps fixe ne sont pas adaptées à l'évaluation d'éléments tels que le phosphore total et les pesticides, car elles conduisent à une sous-évaluation des concentrations moyennes et à une sous-évaluation des flux.

En effet, les erreurs d'évaluation des flux de phosphore total ou de MES sont beaucoup plus importantes que pour les nitrates si on utilise un échantillonnage à pas de temps fixe, étant donné que le phosphore en provenance du bassin versant transite dans le cours d'eau surtout

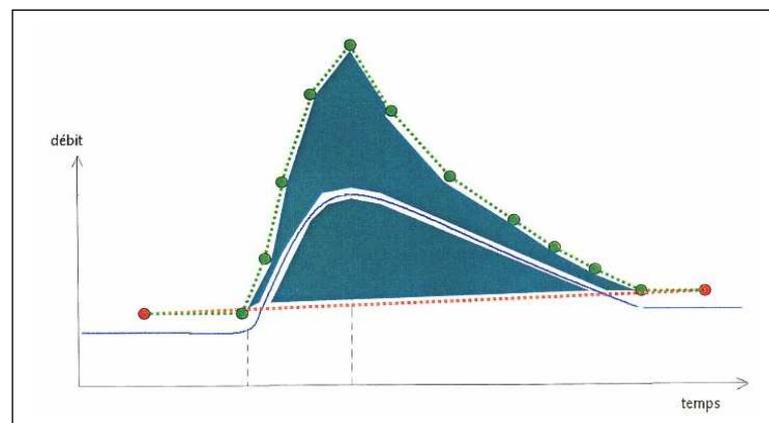
sous forme particulaire durant les crues (ruissellement) (*voir fiche B-6*). Le phosphore particulaire provient de l'érosion des sols par ruissellement et de la remise en suspension des sédiments déposés dans le lit du cours d'eau par l'agitation de l'eau durant les crues. La majeure partie des flux transite pendant une faible partie du temps, c'est-à-dire pendant les événements pluvieux.

Les campagnes de prélèvements concernant le phosphore total et les pesticides doivent donc s'effectuer en fonction de la pluviométrie.

D'une part, leurs concentrations augmentent fortement et rapidement avec les débits ; d'autre part, les flux sont liés et très sensibles aux variations des débits.

Les effets d'un échantillonnage inadapté pendant les crues pour l'estimation du flux de phosphore (B. De Butler, 2006)

Pour illustrer ces phénomènes, plusieurs échantillonnages des eaux pendant les crues ont été effectués à des pas de temps inadaptés afin d'apprécier l'importance des répercussions pour l'estimation du flux de phosphore.



Légende :

- Prise d'échantillon
- Interpolation entre les mesures
- Echantillon manquant
- Interpolation « réelle »
- Sur estimation du flux
- Sous estimation du flux

Figure 1 : crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil en Ille-et-Vilaine (De Butler, 2006).

Sur la figure 1, la crue n'est pas du tout échantillonnée, puisque le premier échantillon en rouge est effectué bien avant la crue et le dernier échantillon bien après. Le flux de phosphore n'est donc pas estimé pendant la crue.

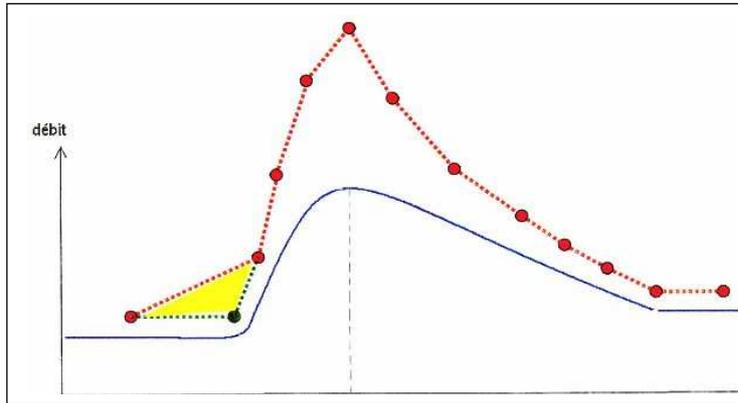


Figure 2 : crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil (De Butler, 2006).

Sur la figure 2, le premier échantillon est prélevé un peu trop tardivement pendant la phase d'augmentation des concentrations. Dans ce cas, l'interpolation linéaire entre la dernière mesure en période d'étiage et la première mesure en crue conduit à une sur-estimation légère du flux.

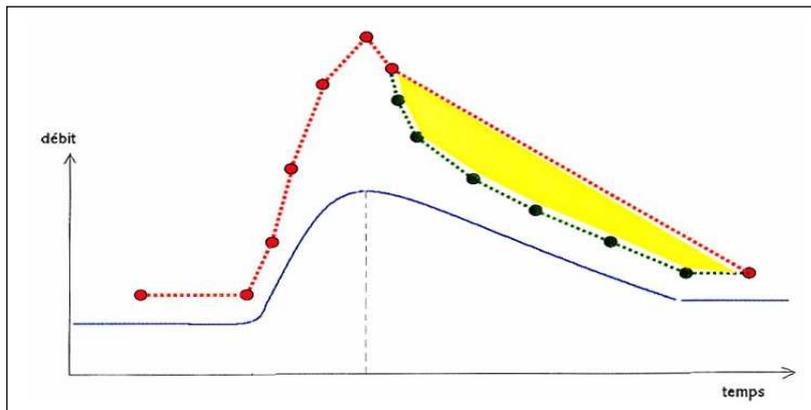


Figure 3 : crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil (De Butler, 2006).

Sur la figure 3, le dernier prélèvement pendant la crue est réalisé avant la fin de celle-ci, alors que les concentrations sont encore élevées. L'interpolation linéaire entre la dernière mesure en période de crue et la mesure suivante en période d'étiage, conduit également à surestimer le flux de phosphore.

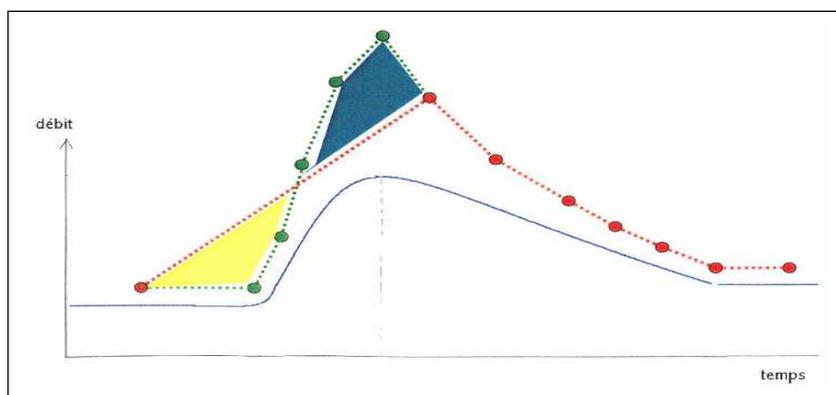


Figure 4 : crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil (De Butler, 2006).

Sur la figure 4, le premier échantillon est prélevé beaucoup trop tardivement, pendant la phase de diminution des concentrations. Dans ce cas, l'interpolation linéaire conduit d'abord à une surestimation du flux, puis à une sous-estimation.

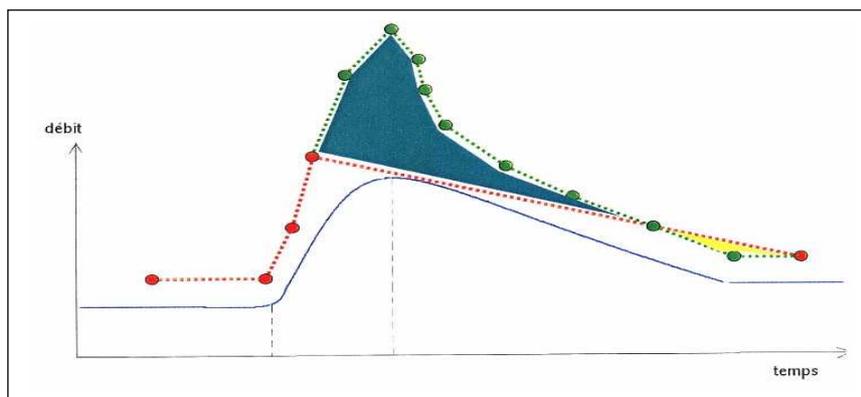


Figure 5 : crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil en Ille-et-Vilaine (De Butler, 2006).

Sur la figure 5, le dernier prélèvement pendant la crue est réalisé beaucoup trop tard. L'interpolation linéaire entre la dernière mesure pendant la crue et la mesure suivante pendant l'étiage, conduit d'abord à sous-estimer le flux de phosphore, puis à le surestimer.

NOTION DE TEMPS DE TRANSFERT APRÈS UN ÉVÈNEMENT PLUVIEUX

Il apparaît nécessaire, pour chaque bassin versant, de connaître le temps qui sépare le "pic de précipitation" et le "pic de débit". Ce "temps de transfert" doit être connu pour chaque station où les composés (phosphore total, pesticides) seront analysés dans le cadre d'une campagne de prélèvements, en fonction de la pluviométrie. Ce temps de transfert devra être déterminé au mieux.

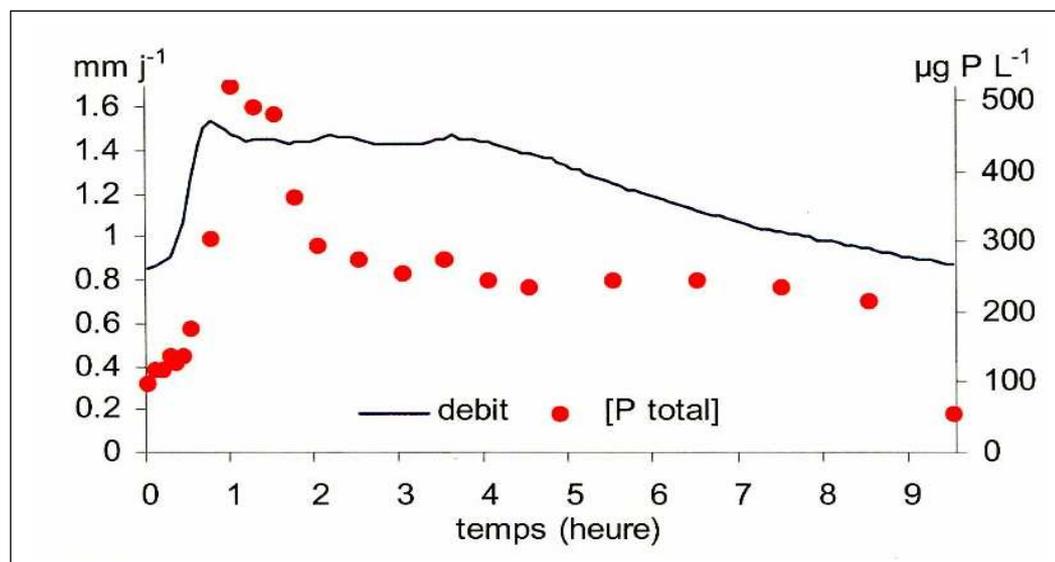


Figure 6 : variations des concentrations de phosphore pendant la crue du 11/12/1999 dans le bassin versant expérimental de la Fontaine-du-Theil en Ille-et-Vilaine (De Butler, 2006).

Sur la figure ci-dessus, la concentration maximale de P total a, en moyenne, été atteinte une heure après le début de la crue et a été cinq fois supérieure à la concentration de début de crue (De Butler, 2006).

La majorité du phosphore est donc véhiculée à l'exutoire du bassin versant lors des épisodes de crue. Ainsi lors des épisodes pluvieux importants, un mauvais échantillonnage peut aboutir à une sous-évaluation des flux, jusqu'à 50% du flux total annuel (Bordenave *et al.* 2003). L'erreur induite par une fréquence d'échantillonnage trop faible peut conduire autant à la sous-estimation des flux qu'à leur sur-estimation, du fait des fortes variations de concentrations pendant les crues.

DYNAMIQUES DU TRANSFERT

Dynamique du transfert du phosphore lors d'une crue

C'est pendant les crues que la plus grande part du P total est véhiculé, compte tenu de leur rôle dans le transport des sédiments et de la part importante du P particulaire dans le P total transféré à l'exutoire du bassin versant.

L'analyse du transfert de phosphore au cours des 24 heures qui suivent un évènement pluvieux a permis de caractériser l'évolution des formes de phosphore transféré à l'exutoire d'un bassin versant lors d'une crue (Pommel et Dorioz (1997), Cann (1999)). Au tout début, il apparaît un pic de concentration de phosphore particulaire imputable au ruissellement et à l'érosion, accompagné d'un premier pic de concentration de phosphore dissous correspondant à la libération du phosphore lié aux particules transportées par les eaux de ruissellement. À l'apogée de la crue, les concentrations de phosphore particulaire et dissous diminuent fortement puis un second pic de phosphore dissous apparaît, provenant des eaux de drainage.

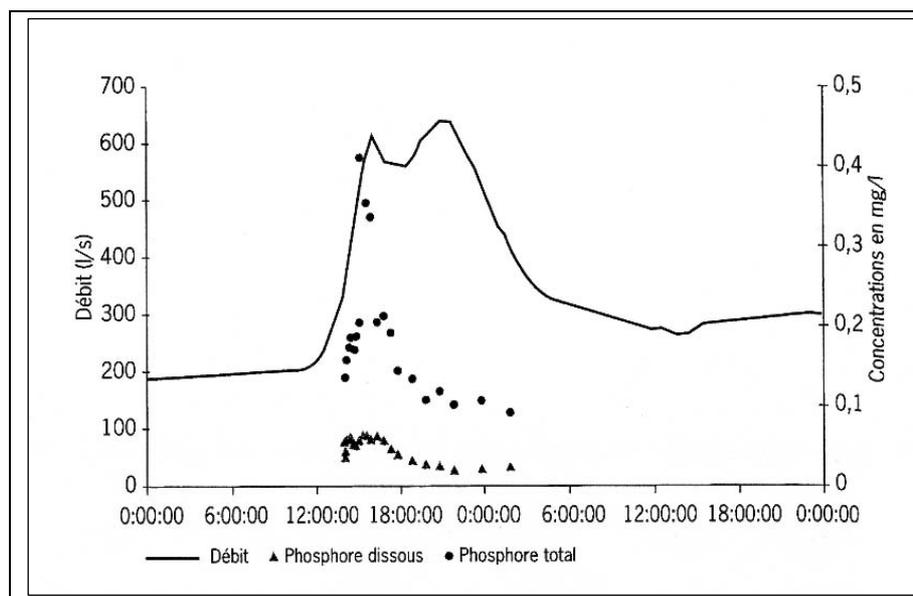


Figure 7 : exemple de variation des concentrations en phosphore dans l'eau pendant une crue (la crue des 25-26 mai 1998 sur le Coët-Dan), Cann *et al.*, 1999.

● Dynamique du transfert des pesticides lors d'une crue

Les pesticides relèvent du particulaire et donc des mêmes dynamiques de transfert que le phosphore total.

Comme dans le cas du phosphore, pour permettre d'évaluer au mieux les transferts de pesticides dans l'eau, il apparaît nécessaire pour chaque bassin versant de connaître le temps qui sépare le pic de précipitation et le moment où s'observe le pic de débit.

En effet, les prélèvements de pesticides devront être effectués lors de ces périodes de transfert très intenses (crues, épisodes pluvieux intenses).

● RÉFÉRENCES

Birgand F., Bordenave P., Saint-Cast P., Le Saos E. et Serrand P., 2005. Evaluation of sampling strategies for estimating nutrient fluxes at the outlets of agricultural watersheds. 6ème Conférence internationale – European Water Resources Association, 7-10 September 2005, Menton, France. Paper Nb EWRA144A.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P. et Benoist J.C., 1999. Transferts et flux de nutriments. Importances des transports de surface et de faible profondeur. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Actes du colloque, 24. Editions IFREMER, 125-140.

Bordenave P., Serrand P., Le Saos E., Saint-Cast P., Bioteau T. et Oelher F., 2003. Phosphore - Bassin versant de La Fontaine-du-Theil – campagne hydrologique 2002-2003. Rapport d'étape du Cemagref de Rennes dans le cadre de la convention Arvalis - Cemagref Rennes, 14 p.

De Butler B., 2006. Rôle du climat et des pratiques culturales sur les flux de phosphore à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole de Bretagne. Mémoire de fin d'études Agrocampus Rennes – Arvalis Institut du Végétal, 78 p.

Dorioz J.M., Orand A., Pilleboue E., Blanc P., Colon M. et Bosse J.-P., 1991 - Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux. Rev. Fr. Sci. Eau, 4, p. 211-238.

Dorioz J.M., 2006. Mécanismes de transfert du phosphore vers les milieux aquatiques. In *Phosphore et environnement*. (Formation Arvalis Institut du Végétal, Rennes, 5 avril 2006).

Louvet J.N., 2006. Calcul des flux de phosphore à l'exutoire d'un bassin versant agricole. Cas du ruisseau de La Fontaine-du-Theil (35). Mémoire de fin d'études ENSA – Arvalis Institut du Végétal, 92 p.

Michaud A.R., Lauzier R. et Laverdière M.R., 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin versant du ruisseau au Castor. Agrosol, vol 13, n°2 p.124-139.

Pommel B. et Dorioz J.M., 1997. Movement of phosphorus from agricultural soil to water. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International. 243-251.

LES PAS DE TEMPS D'ÉCHANTILLONNAGE POUR UN SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU (N, P, MO)

PROBLÉMATIQUE

La définition d'un protocole de suivi de la qualité de l'eau dépend :

- des objectifs de départ ;
 - contrôler la qualité des eaux dans le cadre de la potabilisation de l'eau, notamment repérer les concentrations extrêmes, les fréquences de dépassement d'une norme,
 - évaluer l'évolution dans le temps de la qualité de l'eau d'un bassin versant,
 - comparer les contributions relatives de différents sous-bassins aux pollutions d'un cours d'eau,
 - évaluer les flux de polluants à un exutoire (confluence avec un cours d'eau principal, retenue, estuaire) pour connaître les apports annuels dans l'ensemble de l'écosystème,
 - évaluer les effets d'actions menées sur le terrain,
 - mesurer un état et un degré d'altération par rapport à une situation de référence,
- des paramètres mesurés (azote, phosphore, pesticides, matière organique, matière en suspension ...) ;
- des indicateurs que l'on désire interpréter (concentration, flux).

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Bien choisir les points de suivi sur le bassin versant.
 - Se donner les moyens de suivre autant les flux que les concentrations donc disposer d'un suivi des débits en quelques points. Des méthodes de calcul par extrapolation existent pour calculer les flux si la station de suivi du débit (station limnimétrique) n'est pas au même endroit que la station de suivi des concentrations dite "station qualité" (voir fiche E-9).
 - Il est essentiel de mesurer les débits en continu.
 - Selon les paramètres suivis, l'échantillonnage peut se faire soit à pas de temps fixe pour certains éléments dissous (nitrate), soit de préférence à pas de temps variable en fonction des événements pluvieux pour certains éléments comme le phosphore et les pesticides.
 - Les erreurs d'évaluation sur les flux de phosphore total, de matière organique ou de matières en suspension (MES) sont beaucoup plus importantes que pour les flux de nitrates si la méthode d'échantillonnage n'est pas asservie aux écoulements (débits).
 - Il est plus facile d'échantillonner à pas de temps fixe. Cependant cette méthode a ses avantages et ses inconvénients. Les avantages sont que :
 - il n'y a pas de surprise sur le nombre d'échantillons : nombre d'échantillons fixe donc coût d'analyse fixe.
 - les risques de panne sont limités à des problèmes sur l'échantillonneur.
- Toutefois, cette méthode induit des erreurs importantes sur le calcul des flux.

INTRODUCTION

Quel indicateur pour quel suivi ?

Les écosystèmes sont aussi sensibles [aux flux de nutriments](#) qu'aux [concentrations](#) :

- nitrate dans les eaux côtières ;
- phosphore dans les eaux douces ;
- matières en suspension (MES) : colmatage des frayères et demande biologique en oxygène (DBO) ;
- etc.

Par conséquent, il est important de suivre les concentrations et les flux :

- le calcul de flux permet d'évaluer si les apports de polluants diminuent ou augmentent dans le temps et il permet d'améliorer la compréhension du fonctionnement biogéochimique des bassins versants ;
- la mesure des concentrations permet de suivre l'état de la qualité de l'eau en un point donné et de le comparer à une norme ou un seuil.

Remarques :

Il est important de noter que, dans une problématique de suivi, la concentration et le débit sont des mesures, alors que les flux résultent toujours d'un calcul. Il ne faut donc pas opposer les deux, car le calcul d'un flux découle d'une mesure de la concentration. Simplement, [si l'on veut calculer précisément un flux, ou avoir une idée plus précise de l'évolution des concentrations dans le temps, il faut une fréquence d'échantillonnage adaptée à la fois au paramètre que l'on veut mesurer et à l'utilisation que l'on veut faire des données.](#)

On peut aussi noter que, dans la plupart des modèles hydrologiques et hydrochimiques, inversement à ce qui se fait dans une problématique de suivi, ce sont les concentrations qui résultent d'un calcul (du rapport entre un flux et un débit).

Dans la pratique, on oppose souvent le suivi des concentrations au suivi des flux en argumentant sur le fait que la mesure des flux nécessite plus d'analyses que l'appréciation sur des concentrations. Ceci est faux le plus souvent car échantillonner à des pas de temps trop long aboutira à la même incertitude sur l'estimation de la concentration que sur celle des flux (Birgand et al., 2005) car les incertitudes sur les flux ne résultent pas la plupart du temps des incertitudes sur les débits mais des incertitudes sur les concentrations.

De plus, les concentrations varient souvent avec les débits et avec de fortes amplitudes. Ces pics de débit et de concentration ont une probabilité d'occurrence assez faible. Si ces événements hydrologiques ne sont pas échantillonnés, cela introduit un fort biais dans l'estimation des concentrations et des flux.

À quel pas de temps effectuer les mesures ?

Le pas de temps des prélèvements et des analyses dépend des objectifs poursuivis. L'objectif peut-être de localiser les zones sources de la pollution au sein du bassin versant.

L'objectif peut être de connaître avec précision l'état de la qualité de la ressource en eau et la tendance évolutive de cette qualité. Dans le cas où les concentrations s'orienteraient par exemple à la baisse suite à des mesures prises sur le BV, comment interpréter les baisses constatées (actions entreprises, impact des événements climatiques) si la fréquence d'échantillonnage induit une forte imprécision dans le calcul des concentrations moyennes (Gruau et al., 2005) ?

Le choix du point de mesure et son instrumentation

Il est essentiel de bien choisir les points à suivre sur le bassin versant. Souvent, un seul point de suivi régulier suffit.

➔ Le suivi détaillé s'applique à l'[exutoire du bassin versant](#) pris en considération.

Pour suivre la qualité des eaux d'une rivière, **un équipement de mesure minimum est souvent indispensable**. Les appareillages de mesure étant coûteux, seuls quelques points de suivi cruciaux peuvent en être équipés, il s'agit donc de bien définir les points de suivi stratégiques sur le cours d'eau.

L'objet de cette fiche n'est pas de présenter en détail les types d'appareillage de prélèvement, cependant, il est au minimum nécessaire de distinguer deux types d'échantillonneurs : l'échantillonneur à flacons séparés et l'échantillonneur à flacon unique.

L'échantillonneur à flacons séparés

- Avantage :
 - est idéal car il permet d'avoir des valeurs maximales/minimales pendant les crues.
- Inconvénients :
 - le nombre d'échantillons est indéfini et il se peut que, durant une période, aucun échantillon ne soit prélevé du fait que l'échantillonneur est déjà plein ;
 - coûts variables ;
 - risque important de pannes, dépendant à la fois de la fiabilité de l'échantillonneur mais aussi de l'appareil auquel il est asservi pour son déclenchement.

L'échantillonneur à flacon unique

- Avantages :
 - donne une bonne estimation du flux ;
 - risque de pannes plus faible que l'échantillonneur à flacons séparés.
- Inconvénient :
 - cette méthode est clairement et uniquement dédiée aux flux. Il rend impossible de suivre l'évolution des concentrations.

LES FRÉQUENCES D'ÉCHANTILLONNAGE

Les types d'échantillonnage

• Échantillonnage à pas de temps fixe

- Avantages :
 - couvrir une période donnée ;
 - simple, pas de surprise ;
 - coûts d'analyses fixes.
- Inconvénients :
 - ne prend pas en compte les variations de concentration en fonction du débit ;
 - mal adapté à l'échantillonnage des polluants associés aux particules et entraînés principalement par ruissellement lors des événements pluvieux.

• Échantillonnage à pas de temps variable

- Avantages :
 - prend en compte les variations de concentration en fonction de la lame d'eau écoulée ;
 - donne de meilleurs résultats pour le calcul des flux.
- Inconvénient :
 - le volume seuil de déclenchement de l'échantillonnage doit être bien adapté et changé entre périodes sèches et humides.

● Pour les nitrates (et orthophosphates)

Les nitrates sont principalement transférés vers le cours d'eau via les eaux de percolation (lessivage) puis via les écoulements de nappe. Les vitesses de transfert des nitrates dans la nappe sont comparables aux vitesses de transfert de l'eau (*voir fiche B-2*). De ce fait, ces transferts sont plutôt lents (à la différence des éléments transférés par ruissellement qui sont très réactifs aux averses et aux crues).

● Échantillonnage asservi au volume passé

La méthode d'échantillonnage idéale pour mesurer les nitrates serait d'asservir un préleveur automatique au volume passé (bien que cela ne soit pas la même chose, on dit souvent "asservi au débit"). Avec cette méthode, un échantillon est prélevé tous les $x \text{ m}^3$ d'eau écoulés. Le choix de x peut être établi en fonction des époques et/ou suivant les débits précédents, la taille du bassin versant, etc.

Dans le contexte breton où le climat est relativement pluvieux, asservir un préleveur automatique au débit revient à échantillonner très fréquemment et peut donc devenir très coûteux (Bordenave, comm. pers.). De plus, cette méthode doit prévoir de déclencher l'échantillonnage sur des volumes faibles pour être certain de ne pas rater les petites crues, surtout lors des années sèches. Lors des années humides, par contre, le volume de déclenchement de l'échantillonneur doit être plus important, sinon l'échantillonneur prélève trop fréquemment et le renouvellement des flacons devient impossible à gérer. Or, ces variations climatiques sont impossibles à prévoir.

Cette méthode d'échantillonnage est donc idéale dans l'absolu mais dans la réalité, elle est inapplicable.

● Échantillonnage à pas de temps fixe

L'échantillon est prélevé à intervalle de temps fixe (par exemple un échantillon pris toutes les 3 heures). Si on choisit un intervalle de temps court, on peut arriver à une bonne évaluation des flux, y compris journaliers. Le choix de cette méthode est idéal car si l'on veut [apprécier l'évolution de la concentration à court terme](#), on peut faire une analyse sur chaque échantillon (Bordenave, comm. pers.). Cependant, cette méthode est [très coûteuse](#) ; elle est donc difficilement applicable sur le terrain pour des suivis de longue durée (plusieurs années) sur de multiples stations.

● Un échantillonnage manuel est plus facilement applicable sur le terrain

[La fréquence](#) d'échantillonnage [recommandée](#) pour les concentrations est [d'au moins un prélèvement par semaine](#).

L'échantillonnage manuel hebdomadaire avec analyse hebdomadaire doit être réalisé en notant les conditions de débit au moment du prélèvement et notamment en été les périodes de rupture et de reprise d'écoulement (Bordenave, comm. pers.).

Ce type d'échantillonnage suppose que le flux calculé intègre une certaine marge d'erreur. L'amplitude de l'erreur par rapport au flux de référence ou flux réel sera d'autant plus grande que le pas de temps d'échantillonnage sera espacé. Cette erreur sur la mesure de la concentration en nitrate et son impact sur le calcul des flux peut masquer une diminution des teneurs en nitrate dans le cours d'eau suite à des changements de pratiques agricoles appliqués sur le bassin versant (Birgand, comm. pers.).

[Le flux, ainsi évalué à partir de données de concentration hebdomadaire et de données de débit en continu, sur-estime le flux réel d'environ 5% dans les bassins versants à profil inversé et le sous-estime d'autant dans les bassins versants à profil normal. Si la périodicité des mesures de concentrations en nitrate passe à 15 jours, l'erreur d'estimation du flux réel peut atteindre 15%](#) (Bordenave, comm. pers.).

A partir d'une étude sur le bassin versant du Gouët, F. Birgand a constaté qu'échantillonner tous les 3 jours ou toutes les semaines tend à surestimer le flux annuel par rapport au flux de référence (Birgand et al., 2005). En moyenne, dans l'exemple étudié, un échantillonnage tous les 3 jours surestime le flux de 1,5% et un échantillonnage hebdomadaire de l'ordre de 3%.

● Pour le phosphore total

La problématique du phosphore se pose principalement en termes de flux : il n'y a pas de limite réglementaire pour l'eau potable en termes de concentration. Il y a des classes de qualité dans le SEQ-eau (définies sur des bases statistiques).

L'important est le rôle du phosphore dans l'eutrophisation et donc des flux de phosphore vers les cours d'eau, les retenues, les étangs et les lacs.

Les erreurs d'évaluation des flux de phosphore total ou de MES sont beaucoup plus importantes que pour les nitrates si on utilise un échantillonnage à pas de temps fixe, étant donné que le phosphore en provenance du bassin versant transite dans le cours d'eau surtout sous forme particulaire durant les crues (ruissellement) (*voir fiche B-6*). Le phosphore provient de l'érosion des sols par ruissellement et de la remise en suspension des sédiments déposés dans le lit du cours d'eau du fait de l'agitation de l'eau durant les crues. La majeure partie des flux transite pendant une faible partie du temps, c'est-à-dire pendant les événements pluvieux. 50 % du flux de phosphore total d'un cours d'eau circulerait pendant des périodes correspondant à 1 à 2% de la durée totale du jaugeage (Birgand, comm. pers.).

Pour le phosphore, un échantillonnage trop lâche induit une erreur très importante entre le flux estimé et flux total annuel réel, plus important encore que pour les nitrates. La probabilité de sous-estimer le flux annuel est dominante (plus de 80% de risque). Ainsi, pour avoir une marge d'erreur inférieure à 5% entre le flux estimé et le flux réel, la fréquence d'échantillonnage ne devrait pas excéder 10 heures.

● Échantillonnage à pas de temps variable

La méthode la plus adaptée pour le phosphore total et les autres matériaux entraînés principalement par ruissellement serait un **suivi à pas de temps variable avec une fréquence régulière en période de basse eau et une fréquence très élevée en période de crue**. Cependant, ce type d'échantillonnage asservi au volume d'eau passé est très difficile à appliquer sur le terrain car il nécessite, pour chaque bassin versant, un calage pour le déclenchement du préleveur et donc de réaliser un cahier des charges au préalable pour chaque bassin versant. D'autant que ce calage devrait varier entre les années humides et les années sèches.

● Pour la matière organique

Aujourd'hui le suivi de la matière organique dans les eaux se fait à raison de deux échantillonnages par mois dans un contexte de contrôle de la qualité de l'eau selon la norme réglementaire définie par la DRASS.

Ce suivi tous les 15 jours n'est pas suffisant dans un objectif simultané de suivi des concentrations et des flux.

Dans les rivières bretonnes, le climat crée des variations des concentrations de MO sur de courtes périodes, en phase avec les épisodes de crue. Les variations engendrées sont de très fortes amplitudes, les concentrations pendant les crues étant multipliées, par rapport aux inter-crues, par des facteurs pouvant aller de 7 à 18 selon les épisodes de crue et les rivières. Sur cette variabilité événementielle haute fréquence, se greffe une variabilité saisonnière marquée par des concentrations globalement plus élevées en automne et en hiver qu'au printemps et en été (*voir fiche B-11*). Ces dynamiques temporelles impliquent que, pour une rivière donnée, le niveau de pollution de ses eaux par les MO ne sera jamais une constante dans le temps, mais oscillera entre des moments de forte contamination (les moments les plus critiques étant

les crues d'automne et d'hiver) et des moments de plus faible pollution (étiages estivaux). Ces dynamiques impliquent donc que la stratégie de mesure pour quantifier et contrôler le niveau de pollution d'une rivière ne peut pas être quelconque (effectuer des contrôles à date fixe suivant un calendrier pré-établi n'est pas pertinent vis-à-vis des MO). Les prélèvements et les contrôles doivent donc nécessairement inclure des épisodes de crue et d'inter-crue avec une fréquence de répartition calquée sur la variabilité de l'hydroclimat (Gruau *et al.*, 2005).

Le pas de temps d'analyse d'eau à adopter pour déterminer le niveau de pollution d'une rivière par les matières organiques et suivre cette évolution dans le temps est déterminant pour réduire au maximum les écarts entre les chiffres produits et la réalité dans le cours d'eau.

Dans le cas des matières organiques, il existe une forte variabilité temporelle des concentrations. Il faut donc pouvoir disposer d'une fréquence de mesure resserrée et ce, surtout pendant les périodes de hautes eaux.

→ La fréquence nécessaire a été évaluée en utilisant les données obtenues sur le BV de Kervidy-Naizin par le groupe de travail « Matières Organiques » CNRS-Cemagref (Gruau *et al.*, 2004b). Cette évaluation a été faite en dégradant la série initiale comportant une mesure par jour en une mesure tous les 3, 7, 15, 30 et 120 jours. Les résultats montrent qu'un relâchement du pas de temps de 1 échantillon par jour à 1 échantillon tous les 3 jours peut générer des écarts allant jusqu'à 20% entre valeurs calculées et valeurs vraies de concentration. Si le nombre d'échantillons est réduit à 1 échantillon tous les 3 mois, les écarts entre valeurs mesurées et valeurs vraies peuvent aller jusqu'à 50%.

Des simulations plus approfondies ont montré que pour avoir des incertitudes inférieures à 5%, il faut prélever au moins un échantillon par jour.

→ L'examen des données existant en Bretagne montre que cette fréquence doit être d'au moins une mesure tous les 10 jours pour une description fiable des tendances long terme (≈ 25 ans) et d'au moins une mesure tous les 5 jours pour une description fiable des tendances court terme (<10 ans).

● Peut-être une solution pour simplifier l'échantillonnage : l'échantillonnage en flacon unique

Selon P. Bordenave, une autre méthode d'échantillonnage peut permettre de palier à toutes les difficultés citées précédemment. Il s'agit d'**échantillonner à pas de temps fixe en cumulant les échantillons** : échantillonnage toutes les 2 ou 3 heures jusqu'à 4 fois par jour. Pour ce faire, la station doit être équipée d'un **préleveur automatique à flacon unique**. Chaque prélèvement s'accumule dans le flacon unique et en fonction de sa contenance, ce dernier est relevé toutes les semaines (8 jours) ou tous les 15 jours. Tous les 8 jours s'il s'agit d'analyser les nitrates (attention à la conservation de l'échantillon, une réfrigération peut être nécessaire), tous les 15 jours s'il s'agit d'éléments conservatifs comme les MES par exemple.

Cette méthode a cependant des limites, elle ne permet pas d'obtenir des mesures instantanées des concentrations. Cette méthode est donc bien adaptée dans le cas d'un suivi à long terme des flux dans la rivière mais pas dans le cadre d'une étude sur les transferts de nutriments ou polluants. **Il est donc très important de noter que cette méthode s'applique exclusivement dans un objectif de suivi des flux.**

Avec cette méthode, on pourrait se contenter d'un échantillon unique hebdomadaire ou bi-hebdomadaire représentant à la fois les flux de nitrate, phosphore total, de matière organique, etc. Dans cette hypothèse, le coût de suivi des flux dans les cours d'eau peut alors être substantiellement réduit.

Cette méthode d'échantillonnage engendre une erreur dans l'évaluation des flux de phosphore de l'ordre de 5 à 10%.

Cependant conscient qu'il est impossible d'équiper toutes les stations de suivi qualité des eaux de Bretagne de façon à recueillir ce type de données très détaillées, P. Bordenave suggère que le mieux serait d'équiper seulement quelques stations choisies et de suivre celles-ci dans le cadre d'études plus poussées. Souvent, un seul point de suivi régulier pourrait alors suffire, sachant que l'on peut estimer la concentration en un point situé à l'amont

à partir de la connaissance de la concentration à l'exutoire, en utilisant un rapport des concentrations que l'on peut caler ponctuellement.

● Conclusion

L'idéal, pour un suivi des concentrations et une estimation des flux serait d'appliquer un échantillonnage à fréquence journalière. Cependant, cette méthode a des conséquences en termes de coût.

La méthode préconisée à la fois pour le suivi des nitrates et du phosphore total, à savoir un échantillonnage à pas de temps fixe avec analyse hebdomadaire ou bi-hebdomadaire sur le mélange prélevé présente ses avantages et ses inconvénients :

- l'inconvénient est qu'elle nécessite d'appareiller chaque station d'un préleveur automatique programmable, ce qui engendre un certain coût d'équipement (le choix d'un suivi unique à l'exutoire est cependant possible avec calage sur les points de suivi en amont) ;
- cependant, par rapport à un échantillonnage manuel hebdomadaire ou bi-hebdomadaire, cette méthode a l'avantage d'être plus précise sur l'évaluation des flux.

En effet, le résultat de l'analyse sur les échantillons mélangés prélevés régulièrement au cours de la semaine rend mieux compte au final de la concentration en nitrate ou en phosphore du cours d'eau durant cette même semaine. Alors qu'un seul prélèvement manuel par semaine rend compte de la concentration instantanée au moment précis où il a été échantillonné. La méthode, qui rend compte d'un flux moyen hebdomadaire ou bi-hebdomadaire, permet donc de réduire l'incertitude par rapport au flux réel dans le cours d'eau.

● RÉFÉRENCES

Birgand F., Bordenave P., Saint-Cast P., Le Saos E. et Serrand P., 2005. Evaluation of sampling strategies for estimating nutrient fluxes at the outlets of agricultural watersheds. 6ème Conférence internationale - European Water Resources Association, 7-10 September 2005, Menton, France. Paper Nb EWRA144A.

Gruau, G., Petitjean P., Henin O., 2005. Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Guide pratique pour localiser les zones sources dans les bassins versants et suivre l'évolution des pollutions dans le temps. 118 p.

Gruau G., Birgand F., Novince E. et Jardé E., 2004b. Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques. Rapport de synthèse. Tableau de bord de la pollution. Causes possibles. Recommandations. Rapport Drass et région Bretagne, 108 p.

Meybeck M., Pasco A. et Ragu A., 1994. Évaluation des flux polluants dans les rivières. Pourquoi, comment et à quel prix ? Synthèse. Univ. Pierre et Marie Curie. Étude inter-Agences de l'Eau et Ministère de l'Environnement.

Michaud A.R., Lauzier R. et Laverdière M.R., 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor. Agrosol, vol 13, n°2p.124-139.

RECOMMANDATIONS POUR LES ÉCHANTILLONNAGES DU PHOSPHORE ET DES PESTICIDES DANS LES BASSINS VERSANTS

AVERTISSEMENT

Cette fiche, rédigée en collaboration avec la DIREN Bretagne, reprend les principaux éléments concernant l'échantillonnage du phosphore et des pesticides, préconisés dans le document *Suivi de la qualité des eaux dans les bassins versants : protocole du réseau de mesures du "suivi d'actions"*, élaboré au niveau régional.

Une typologie des stations de mesures a été définie. Dans la fiche ci-après, il est fait référence au point "Bilan" qui correspond à la station de mesure clôturant le bassin versant d'une masse d'eau où se situent les actions. Les masses d'eau ont été identifiées par l'Agence de l'Eau. Le découpage de l'Agence de l'Eau sert donc de référentiel.

DÉFINITION

 **Campagne Fixe** : les échantillons sont prélevés de façon **calendaire**, c'est-à-dire qu'il doit se passer le même écart de temps entre deux prélèvements.

 **Campagne Pluie** : le prélèvement se fera en fonction de la pluviométrie. Le prélèvement doit être fait préférentiellement lors d'un épisode pluvieux susceptible de déclencher un ruissellement.

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'évaluation du phosphore dissous en termes de concentration est recommandée par prélèvement mensuel à pas de temps fixe au point "Bilan". Les prélèvements pourront s'effectuer en même temps que le prélèvement pour les nitrates et le phosphore total.

L'échantillonnage pour le phosphore total, et plus particulièrement pour sa fraction particulaire, est à réaliser au point "Bilan" selon deux temporalités :

- un prélèvement lors des épisodes de montées de débit, soit une « Campagne Pluie » une fois par mois pour évaluer le phosphore particulaire qui migre par ruissellement jusqu'au cours d'eau. Les prélèvements pourront s'effectuer simultanément aux prélèvements pour les pesticides ;
- un prélèvement mensuel à pas de temps fixe pour apprécier les teneurs pendant la période de basses eaux, soit une « Campagne Fixe ».

Les concentrations en pesticides variant fortement en fonction des débits, les prélèvements doivent s'effectuer lors de leur période de transfert vers les cours d'eau. Une campagne de prélèvements manuels après un épisode pluvieux est conseillée.

Campagne Fixe	Campagne Pluie
Nitrates	
Phosphore dissous (orthophosphates)	
Phosphore total	Phosphore total
	Pesticides

SUIVI PHYSICO-CHIMIQUE DU PHOSPHORE

Le phosphore dissous (orthophosphates)

L'évaluation de ce composé en termes de concentration se fera par un **prélèvement mensuel à pas de temps fixe au point "Bilan"**. Il peut se faire en même temps que le prélèvement pour les nitrates (cf. fiche G-2).

Les rejets ponctuels de phosphore dissous ne nécessitent pas d'adaptation particulière de ce protocole de prélèvement.

À faire mensuellement : une « **Campagne Fixe** »

Les échantillons pour le phosphore dissous sont prélevés de façon **calendaire**, c'est-à-dire qu'il doit s'écouler le même intervalle de temps (1 mois dans le cas présent) entre deux prélèvements. Il n'y a pas de « **Campagne Pluie** » pour le phosphore dissous.

	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Total
Campagne Fixe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	12
Campagne Pluie													0
Nombre de prélèvement mensuel	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12

Figure 1 : calendrier des prélèvements pour le phosphore dissous, DIREN, 2007.

Ces références ne doivent pas empêcher d'ajuster la fréquence d'échantillonnage en fonction de la taille et de la forme du bassin versant. En effet, ces deux particularités influent sur le temps de réponse évènementiel.

Pour des bassins versants inférieurs à 10 000 ha, deux prélèvements par mois à pas de temps fixe sont conseillés. Dans les bassins versants supérieurs à 10 000 ha, un prélèvement par mois suffira.

Le phosphore total

Le phosphore particulaire est principalement entraîné par ruissellement. Il est donc indispensable, pour le phosphore total (composé essentiellement de P particulaire) d'effectuer, **au point "Bilan", un prélèvement lors des épisodes de montée de débit**. Le prélèvement peut être effectué simultanément au prélèvement pour les pesticides.

Il est nécessaire également de connaître les teneurs **pendant la période de basse eau**. Un **prélèvement mensuel à pas de temps fixe à ce point "Bilan"** permettra de réaliser un tel suivi. Durant cette période, le prélèvement se fait alors en même temps que celui pour le phosphore dissous et les nitrates.

À faire mensuellement : une « **Campagne Fixe** » + une « **Campagne Pluie** »

Les échantillons pour le phosphore total sont prélevés selon une méthode calendaire. C'est la « **Campagne Fixe** ».

Une « **Campagne de Pluie** » est également assurée une fois par mois. Le prélèvement se fera en fonction de la pluviométrie. Le prélèvement doit être fait préférentiellement lors d'un épisode pluvieux susceptible de déclencher un ruissellement.

Dans le cadre des programmes précédents, il avait été recommandé de faire des prélèvements quand les précipitations avaient dépassé 10 mm en 24 heures. Or, cette valeur reste indicative et est à **moduler en fonction des caractéristiques des bassins versants**. On ne s'interdira pas de faire un prélèvement "Pluie" après un pic de précipitations de 5 mm, par exemple, ayant déclenché des phénomènes de ruissellement.

	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Total
Campagne Fixe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	12
Campagne Pluie	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	12
Nombre de prélèvement mensuel	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	24

Figure 2 : calendrier des prélèvements pour le phosphore total (DIREN, 2007)

SUIVI PHYSICO-CHIMIQUE DES PESTICIDES

Comme pour le phosphore particulaire, les concentrations en pesticides **varient fortement en fonction des débits**. C'est la raison pour laquelle les prélèvements doivent s'effectuer lors de leur période de transfert vers les cours d'eau. Les prélèvements manuels après un épisode pluvieux sont conseillés.

Pendant les crues, les concentrations augmentent de façon importante car les fortes précipitations vont générer un ruissellement à l'origine d'un entraînement des pesticides.

Inversement, de très fortes précipitations peuvent entraîner des mécanismes de dilution. Ces mécanismes ne sont pas aussi bien documentés dans le cas des pesticides que dans le cas des nitrates ou du phosphore.

L'absence de prise en compte de prélèvements en fonction des débits se traduit donc la plupart du temps par une forte sous-estimation des concentrations en pesticides. C'est la raison pour laquelle un protocole de prélèvement en fonction des débits a été proposé.

Si un mois donné, aucune précipitation importante n'est enregistrée, la campagne de prélèvement devra être reportée au mois suivant.

Au regard des conditions d'utilisation des matières actives, de l'état de la végétation et des conditions climatiques, il n'est pas préconisé d'effectuer des campagnes de prélèvements en janvier et en août. Mais, si l'enveloppe financière le permet, on ne s'interdira pas de collecter ces données.

À faire mensuellement :

	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Total
Campagne Fixe													0
Campagne Pluie		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	10
Nombre de prélèvement mensuel	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	10

Figure 3 : calendrier des prélèvements pour les pesticides (DIREN, 2007).

Les molécules à analyser mensuellement dépendront des périodes d'utilisation de chaque produit (cf. Liste à consulter auprès de la CORPEP).

Cependant, certaines molécules présentent des propriétés de mobilité (en particulier en période de traitement) et de persistance (au-delà de la période de traitement) qui induisent un suivi à prolonger au-delà de la période d'utilisation (figure 4).

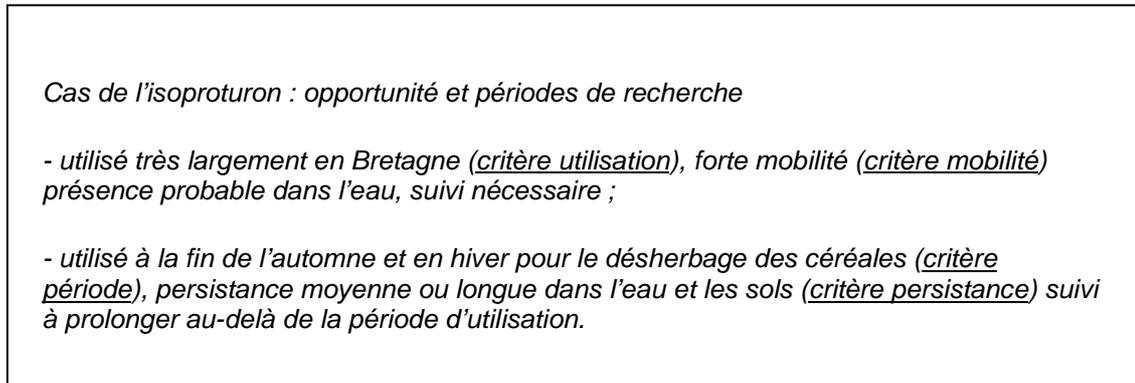


Figure 4 : fiche type établie pour une molécule suivant les critères requis par la CORPEP et la DIREN, 2007.

On peut citer les molécules les plus détectées :

- les herbicides ;
 - herbicides de grandes cultures ;
 - chloroacétamides : alachlore, acétochlore, très utilisés sur le maïs, et le métazachlore utilisé sur le colza,
 - isoproturon, mécoprop pour les céréales.
 - herbicides utilisés en zones non agricoles : diuron, aminotriazole, oxadiazon ;
 - herbicides avec plusieurs usages : glyphosate, triclopyr, 2.4D, dichlorprop, clopyralid.
- les fongicides : triazoles, fenpropidine ;
- les insecticides : lindane, carbofuran, etc.

 **RÉFÉRENCES**

- Birgand F., Bordenave P., Saint-Cast P., Le Saos E. et Serrand P., 2005.** Evaluation of sampling strategies for estimating nutrient fluxes at the outlets of agricultural watersheds. *6ème Conférence internationale – European Water Ressources Association*, 7-10 September 2005, Menton, France. Paper Nb EWRA144A.
- Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P. et Benoist J.C., 1999.** Transferts et flux de nutriments. Importances des transports de surface et de faible profondeur. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Actes du colloque, 24. Editions IFREMER, 125-140.
- Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005.** Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques. 188 p. <http://www.cesb-bretagne.fr>
- Bordenave P., Serrand P., Le Saos E., Saint-Cast P., Bioteau T. et Oelher F., 2003.** Phosphore - Bassin versant de La Fontaine-du-Theil – campagne hydrologique 2002-2003. Rapport d'étape du Cemagref de Rennes dans le cadre de la convention ARVALIS-CEMAGREF. UR GERE-Cemagref Rennes, 14 p.
- CORPEP Bretagne, 2007.** Liste des molécules <http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/corpep/>
- Direction régionale de l'environnement, 2007.** Suivi qualité de l'eau dans les bassins versants/ Prise en compte de la DCE. Présentation PowerPoint de la réunion du 05/06/2007 au Conseil Général du Morbihan. <http://www.bretagne.ecologie.gouv.fr/>
- De Butler B., 2006.** Rôle du climat et des pratiques culturales sur les flux de phosphore à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole de Bretagne. Mémoire de fin d'études Agrocampus Rennes – Arvalis Institut du Végétal, 78 p.
- Dorioz J.M., 2006.** Mécanismes de transfert du phosphore vers les milieux aquatiques. In *Phosphore et environnement*. (Formation Arvalis Institut du Végétal, Rennes, 5 avril 2006).
- Dorioz J.M., Orand A., Pilleboue E. et Blanc P., 1991.** Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins versants ruraux. Coll. tech. Colon M. et Bosse J.-P. *Rev. Fr. Sci. Eau*, 4, p. 211-238.
- Lazzaroto J., Dominik J. et Dorioz J.M., 2007.** Spéciations et biodisponibilité du phosphore particulaire dans les sédiments et suspensions dans le milieu aquatique continental. Actes du colloque Journées Phosphore 2007 (à paraître dans *Océanis*, 2008).
- Louvet J.N., 2006.** Calcul des flux de phosphore à l'exutoire d'un bassin versant agricole. Cas du ruisseau de La Fontaine-du-Theil (35). Mémoire de fin d'études ENSA – Arvalis Institut du Végétal, 92 p.
- Michaud A.R., Luazier R. et Laverdière M.R., 2002.** Description du système de transfert du phosphore dans le bassin versant du ruisseau au Castor. *Agrosol*, vol 13, n°2, p.124-139.

PROTOCOLES D'ANALYSES DU PHOSPHORE ET DES PESTICIDES DANS LES BASSINS VERSANTS

● AVERTISSEMENT

Cette fiche, rédigée en collaboration avec la DIREN Bretagne, reprend les principaux éléments concernant l'analyse du phosphore et des pesticides, préconisés dans le document *Suivi de la qualité des eaux dans les bassins versants : protocole du réseau de mesures du "suivi d'actions"*, élaboré au niveau régional.

Une typologie des stations de mesures a été définie. Dans la fiche ci-après, il est fait référence à 2 types de station dont nous rappelons ici la définition :

station Bilan : station clôturant le bassin versant d'une masse d'eau où se situent les actions. Les masses d'eau ont été identifiées par l'Agence de l'Eau. Le découpage de l'Agence de l'Eau sert donc de référentiel.

station Evaluation : ces stations doivent permettre l'évaluation de la qualité de l'eau des sous-bassins versants pour les paramètres visés par les actions de reconquête. Les stations devront être sélectionnées en fonction de leur représentativité à l'échelle du ou des sous-bassins versants. Le suivi de sous-bassins partiels sera envisagé si seulement des actions très ciblées sont effectuées sur une partie de ce territoire.

● CE QU'IL FAUT RETENIR

Les échantillons prélevés pour le dosage du phosphore (total et dissous) et des pesticides doivent être analysés selon des méthodes normalisées.

● PROTOCOLE D'ANALYSE DU PHOSPHORE (P)

● Protocole d'analyse du phosphore total

Pour le phosphore total, l'analyse se fait **sur l'échantillon d'eau brute**, par **minéralisation puis colorimétrie**.

La minéralisation du P total est réalisée par voie acide à l'autoclave (NF EN 1189).

● Protocole d'analyse du phosphore dissous

Pour le phosphore dissous, l'analyse se fait **sur eau filtrée à 0,45 µm**. Ensuite, on procède :

- soit à une **minéralisation puis colorimétrie** : le P dissous correspond alors à du P total sur eau filtrée ;

- soit à une **colorimétrie** : on mesure alors le phosphore dissous réactif (orthophosphates PO_4^{3-}).

Les orthophosphates se mesurent, avec une méthode colorimétrique spécifique, différente du procédé de colorimétrie du P dissous et du P total¹.

→ Remarque

Depuis 2005, le dosage des ions orthophosphoriques a été remplacé le plus souvent par le dosage du phosphore dissous. Ce remplacement a été effectué pour des raisons de simplification du protocole d'analyse.

En effet, le P dissous se dose avec la même méthode colorimétrique que le P total, la différence étant que le P dissous se mesure sur eau filtrée et que le P total se mesure sur eau brute. Ensuite, les échantillons passent par la même colorimétrie. C'est un gain de temps et d'argent. Remarquons que si l'on dose seulement le phosphore dissous réactif (c'est-à-dire sans oxydation à l'autoclave), on analyse seulement la forme orthophosphate et non l'ensemble du P dissous.

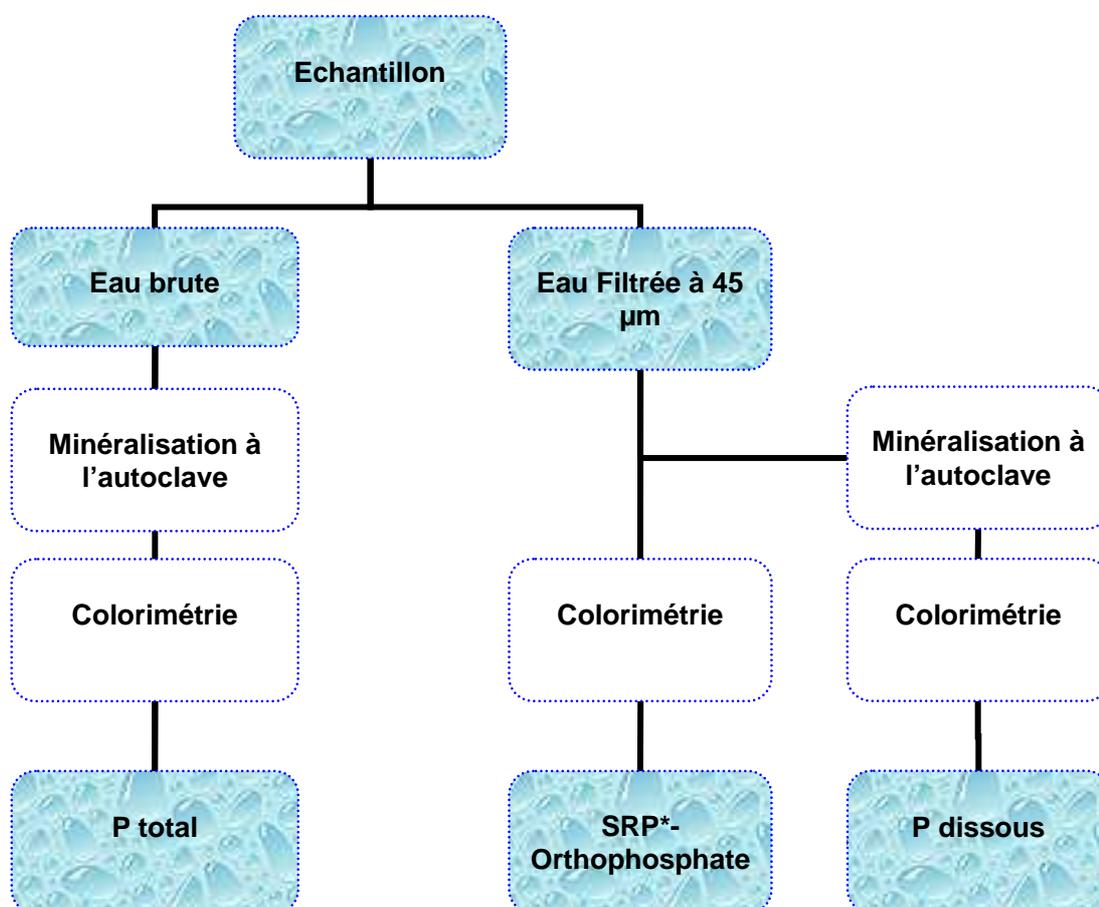


Figure 1 : schéma de la procédure d'analyse des échantillons d'eau recueillis dans le bassin versant de La Fontaine-du-Theil en Ille-et-Vilaine (De Butler, 2006).

¹ Lors de la filtration à 0.45 µm, des polymères de petites tailles passent. Il ne s'agit pas d'ions orthophosphates. Lors de l'analyse des orthophosphates, ces polymères ne sont pas mesurés alors qu'ils le sont dans l'analyse du P dissous. Par conséquent, la concentration en P dissous sera toujours légèrement supérieure à celle des orthophosphates car elle inclut ces polymères. On peut écrire :
 dosage du P dissous = polymères < à 0.45 µm + orthophosphates.

* SRP = Soluble reactif phosphorus

L'analyse des orthophosphates par colorimétrie, après filtration de l'échantillon à 0,45µm, met en jeu la réaction entre les ions orthophosphates et un mélange de réactifs, ce qui donne une solution de couleur bleue, analysée au spectrophotomètre.

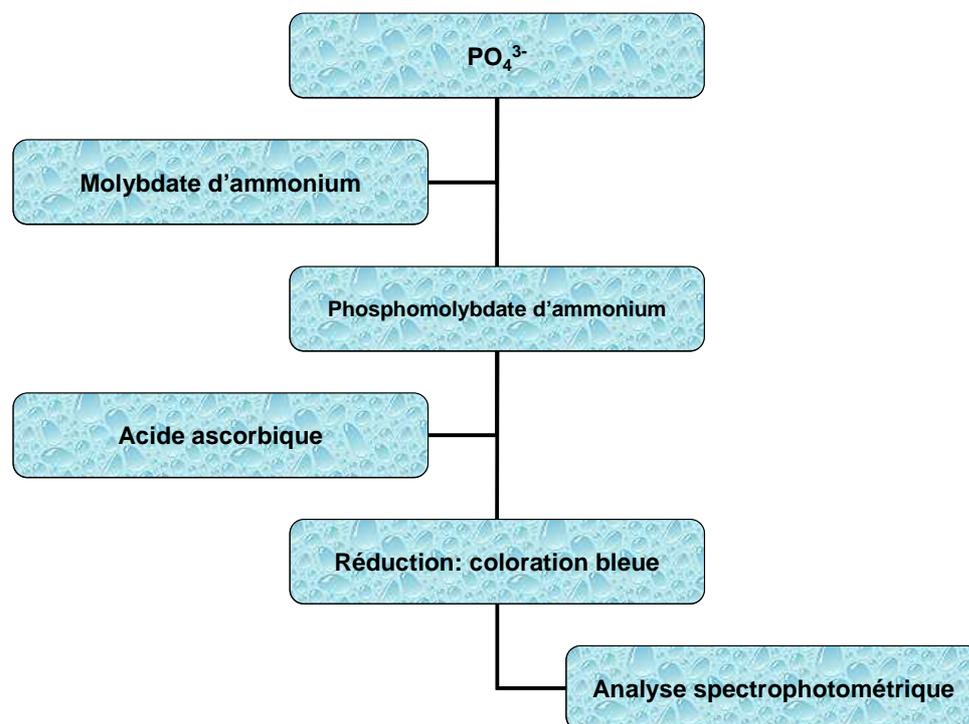


Figure 2 : principe de réaction pour l'analyse des orthophosphates (colorimétrie sur eau filtrée à 0,45 µm)

PROTOCOLE D'ANALYSE DES PESTICIDES

Analyse en chromatographie des pesticides

Le suivi par chromatographie permet de déterminer les concentrations des principales matières actives utilisées sur le bassin versant. Le suivi est effectué au niveau des stations "Bilan".

Il existe une liste indiquant les molécules à rechercher ainsi que la période pendant laquelle les prélèvements doivent être effectués (cf. Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection de l'Eau contre les Pesticides, CORPEP).

Cette liste a été établie par la DIREN Bretagne d'après la base de données réunissant les résultats des différents réseaux existants alors en Bretagne (Réseau National de Bassin de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Réseau BEP et Réseau de la CORPEP).

Toutefois, la liste des molécules peut être réactualisée à partir des préconisations de la CORPEP, dans la mesure où les produits utilisés sur les bassins versants peuvent évoluer. Il convient donc de s'assurer avant chaque campagne de prélèvement que la liste est à jour.

Une seconde liste concerne l'usage plus particulier des pesticides sur les légumes. Cette liste précise les molécules liées aux cultures légumières. Le mode et la périodicité des prélèvements et des analyses devront donc être adaptés localement.

● Analyse des pesticides par test « Elisa »²

Le suivi est effectué au niveau des stations "Evaluation" pour des problématiques très ciblées :

- les triazines ont longtemps été suivies, mais l'atrazine est interdit d'utilisation depuis 2003. La concentration dans l'eau de ces molécules a énormément baissé, et est le plus souvent sous le seuil de détection des tests Elisa. Les concentrations de triazines sont donc suivies uniquement sur les stations "Bilan" ;
- l'utilisation du diuron est autorisée uniquement au mois de mars³. Malgré son interdiction d'utilisation le reste de l'année, le suivi du diuron doit être effectué par test Elisa, car il est encore souvent détecté ;
- l'isoproturon est une molécule qui se caractérise par des propriétés de mobilité et de persistance marquées. L'isoproturon est à suivre au-delà de sa période d'utilisation ;
- le glyphosate : les concentrations de glyphosate ont augmenté de manière préoccupante ces dernières années. Le glyphosate peut être suivi par test Elisa, bien que l'incertitude de mesure soit importante. Il est suivi aux stations "Evaluation" en fonction des pratiques sur le bassin versant.

La fréquence de suivi pour les tests Elisa sur le diuron, l'isoproturon et le glyphosate pourra être adaptée en fonction des critères « période » et « persistance » de chaque molécule.

→ Pour en savoir plus, se reporter au document régional :

Suivi de la qualité des eaux dans les bassins versants : protocole du réseau de mesures du « suivi d'actions » (DIREN Bretagne, CPER-Grand Projet 5)

● RÉFÉRENCES

Aminot A. et Kerouel R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. Ifremer / Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Ed. Méthodes d'analyse en milieu marin 336 p.

Bordenave P., Serrand P., Le Saos E., Saint-Cast P., Bioteau T. et Oelher F., 2003. Phosphore - Bassin versant de La Fontaine-du-Theil – campagne hydrologique 2002-2003. Rapport d'étape du Cemagref de Rennes dans le cadre de la convention ARVALIS-CEMAGREF. UR GERE-Cemagref Rennes, 14 p.

CORPEP Bretagne, 2007. Liste des molécules <http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/corpep/>

De Butler B., 2006. Rôle du climat et des pratiques culturales sur les flux de phosphore à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole de Bretagne. Mémoire de fin d'études Agrocampus Rennes – Arvalis Institut du Végétal, 78 p.

Direction régionale de l'environnement de Bretagne, 2007. Suivi de la qualité des eaux dans les bassins versants : protocole du réseau de mesures du « suivi d'actions » (CPER-Grand Projet 5).

Dorioz J.M., Orand A., Pilleboue E. et Blanc P., 1991. Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins-versants ruraux. Coll. tech. Colon M. et Bosse J.-P. *Rev. Fr. Sci. Eau*, 4, p. 211-238.

² Elisa = acronyme de Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay

³ En 1998, les préfetures des quatre départements bretons ont signé un arrêté réglementant l'usage du diuron. Depuis 2003, suite à des contaminations importantes, son usage est interdit la majeure partie de l'année.

LES RÉSEAUX DE SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX DE SURFACE CONTINENTALES EN BRETAGNE

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les réseaux de suivi de la qualité des eaux de surface continentales concernent les cours d'eau, canaux et plans d'eau et ils ont différentes finalités : patrimoniale, évaluation, veille... Ceux mis en place dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE) doivent permettre de contrôler l'atteinte du bon état comprenant l'état écologique (ou le potentiel écologique) et l'état chimique des eaux.
- Les réseaux de mesure en Bretagne s'organisent à différentes échelles.
 - A l'échelle nationale :
 - ⇒ Dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE),
 - le réseau de contrôle de surveillance (RCS), comprenant également le suivi des flux arrivant en mer, le suivi "plans d'eau" et le suivi "canaux" ;
 - le réseau des sites de référence ;
 - le réseau de contrôle opérationnel ;
 - les contrôles d'enquête ;
 - les contrôles additionnels.
 - ⇒ Autres :
 - le réseau hydrobiologique piscicole (RHP) ;
 - les réseaux sanitaires "eau potable" et "eau de baignade".
 - A l'échelle régionale et départementale :
 - le réseau sur les phytosanitaires ;
 - le réseau "cyanobactéries en eau douce" ;
 - les réseaux départementaux.
 - A l'échelle du bassin versant :
 - le réseau bassin versant ou « suivi d'actions ».
- Les stations de mesure : chaque réseau possède un ensemble de stations dont le nombre et la localisation doivent être adaptés aux enjeux et aux actions mises en œuvre.

Les réseaux de suivi de la qualité des eaux de surface continentales concernent les cours d'eau, canaux et plans d'eau.

Les eaux littorales, les eaux de transition et les eaux souterraines font l'objet de réseaux de suivi spécifiques qui ne seront pas abordés dans cette fiche.

ATTEINDRE LE BON ÉTAT

Les réseaux de suivi de la qualité de l'eau, mis en place dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), doivent permettre de contrôler l'atteinte du bon état, comprenant l'état écologique (ou le potentiel écologique) et l'état chimique des eaux.

L'état écologique est défini par type de masses d'eau. Cette notion se mesure sous la forme d'un écart à une référence (cf. réseau des sites de référence, page 3). Afin de préciser les critères de ces références, il est nécessaire de se baser, soit sur de la donnée existante, soit sur de la donnée nouvelle qu'il convient de collecter et d'organiser aux niveaux national, régional, départemental et local.

Ces réseaux ont pour objectifs de :

- préciser le niveau et les effets des perturbations sur le milieu ;
- évaluer les tendances à long terme liées aux conditions naturelles et à l'activité humaine ;
- permettre la classification de l'état des masses d'eau.

Les réseaux de surveillance s'attacheront à suivre les éléments de qualité :

- biologique ;
- physico-chimique (les substances prioritaires et les substances dangereuses incluses) ;
- hydromorphologique (la morphologie fait partie des éléments à vérifier pour l'atteinte du très bon état écologique et n'intervient pas en tant que tel dans l'évaluation écologique).

La densité et la localisation des sites devront répondre à un souci de confiance et de représentativité suffisant dans l'espace et dans le temps.

LES RÉSEAUX DE MESURE À L'ÉCHELLE NATIONALE

L'ensemble des réseaux de mesure bretons sont répertoriés sur le site <http://sandre.eaufrance.fr/> dans la rubrique « référentiel de l'eau ».

● Au titre de la DCE à partir de 2007

Avant 2007, le Réseau National de Bassin (RNB) assurait le suivi de la qualité de l'eau à l'échelle nationale. Il avait, entre autres objectifs, de suivre l'évolution de la qualité de l'eau des cours d'eau et des canaux. Il était suivi par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (AELB).

À partir de 2007, les programmes de surveillance sont définis par la circulaire DCE 2006/16 (juillet 2006). Ils sont explicités plus particulièrement dans le texte de la directive-cadre européenne sur l'eau dans son article 8, et les critères du contenu dans l'annexe 5.

● Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS)

Ce contrôle pérenne poursuit un objectif de « connaissance de l'état général des eaux ». Les données issues de ce réseau de surveillance sont reportées à l'Europe. Il est cogéré par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (AELB), la Direction régionale de l'environnement (DIREN) et l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA).

Les contrôles portent sur un nombre suffisant de masses d'eau représentatives pour permettre un suivi et une évaluation de l'état général des eaux. Le choix des masses d'eau à retenir pour ce contrôle est donc un aspect important de la définition du réseau.

Sur les six années du plan de gestion, les paramètres indicatifs de la biologie et de la physico-chimie seront suivis chaque année. Les paramètres de suivi des substances prioritaires et autres micropolluants sont suivis deux fois par plan de gestion (en 2007 et en 2009) ainsi que les pesticides (en 2008 et en 2011). L'hydromorphologie est suivie une fois par plan de gestion. L'ensemble des paramètres seront mesurés pendant au moins une période d'un an. [En Bretagne, on recense 87 de points de suivi.](#)

[Les stations de suivi du RCS sont localisées par tronçon de cours d'eau.](#) Elles sont réparties à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, dans le souci de représenter les différents "rangs" (adoptés dans le référentiel de la BD Carthage) des cours d'eau du bassin et en fonction des pressions (agricoles, urbaines et mixtes).

Corrélativement, elles concourent à l'évaluation de l'état de la masse d'eau dans laquelle elles se situent. Au niveau de ces stations, sont effectuées les mesures de physico-chimie et de biologie.

➤ **Les mesures de flux arrivant en mer (Manche et Atlantique)**

Inscrit dans le RCS, ce réseau pérenne a pour but d'évaluer les flux arrivant en mer. Il a été mis en œuvre pour répondre aux attentes de la convention OSPAR¹, signée entre les pays européens présentant une façade maritime.

En Bretagne, le suivi porte sur les substances dangereuses prioritaires et les substances préoccupantes (nutriments). Cinq points permettent de suivre les flux arrivant en mer au niveau de la région Bretagne (Couesnon, Trieux, Aulne, Blavet et Vilaine) car la superficie totale de ces bassins versants permet d'extrapoler l'ensemble des flux sortants du territoire régional.

➤ **Réseau suivi plan d'eau :**

Les sites retenus pour faire partie du RCS sont au nombre de douze en Bretagne (complexe de Guerlédan, étang au Duc, étang de Marcellé, étang de Noyal, étang du Boulet, étang du Pas du Houx, retenue d'Arzal (provisoire), retenue de Bosmeleac, retenue de Rophemel, retenue de Saint Michel, retenue de Villaumur, retenue du Drennec).

À la différence des cours d'eau, le suivi est réalisé une seule fois au cours du plan de gestion. Tous les plans d'eau ne sont pas suivis la même année.

L'année du contrôle, l'ensemble des compartiments d'un plan d'eau est investigué (physico-chimie de pleine eau, macrophytes, phytoplancton, invertébrés benthiques, poissons, substances dangereuses prioritaires) y compris les sédiments.

Les prélèvements pour les analyses physico-chimiques sont de 4 par contrôle.

➤ **Réseau suivi des canaux :**

Le réseau des canaux est inclus dans le RCS. Il est compris dans les 87 points du RCS. Certains Conseils généraux suivent la physico-chimie des canaux.

• **Réseau des sites de référence (Très Bon Etat)**

Ce réseau permet de déterminer la référence biologique par type de masse d'eau correspondant à un "très bon état" ou un "bon état". Les points de suivi ont été définis en l'absence d'impacts importants des activités anthropiques.

Ce réseau est géré par l'AELB, la DIREN et l'ONEMA. En Bretagne, il compte 19 points.

• **Réseau de Contrôle Opérationnel**

Ce réseau a été créé sur une demande européenne. L'AELB délègue le suivi aux structures locales : Conseils généraux, SAGE, etc.

Le réseau de contrôle opérationnel suit la qualité des masses d'eau classée en risque, c'est-à-dire les masses d'eau identifiées comme risquant de ne pas atteindre les objectifs environnementaux de la DCE. Ces objectifs sont spécifiés dans la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du bon état. Un objectif environnemental de « bon état » (ou de bon potentiel) postérieur à 2015 ou un objectif moins strict sera retenu sur les masses d'eau sélectionnées.

Les points de contrôle ne seront pas affectés sur toutes les masses d'eau en risque mais sur une sélection de masses d'eau représentatives du risque.

Ce réseau opérationnel va évaluer les évolutions suite à la mise en place du programme de mesures et l'efficacité de leurs actions. Corrélativement, ce réseau doit déterminer les raisons de la dégradation des eaux. Quand le bon état est atteint, ce contrôle s'arrête et la veille est assurée par le RCS.

¹ Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est qui est entrée en vigueur le 25 mars 1998 et remplace les Conventions d'Oslo et de Paris.

Les stations du contrôle opérationnel sont destinées à évaluer directement l'état de la masse d'eau. Elles sont fonction du risque identifié sur la masse d'eau. La station va donc suivre le paramètre qui pose problème. Ces stations sont situées sur :

- toutes les masses d'eau en risque ou en doute pour les pressions ponctuelles ;
- une sélection de masses d'eau pour les pressions diffuses et hydromorphologiques.

• **Les contrôles d'enquête**

Ces contrôles se mettent en place afin de déterminer :

- les causes pour lesquelles une masse d'eau n'atteint pas les objectifs environnementaux (au cas où un contrôle opérationnel n'a pas encore été mis en place),
- l'ampleur et l'incidence, en cas de pollution accidentelle.

• **Les contrôles additionnels**

La DCE prévoit les contrôles additionnels sur certaines zones protégées, en particulier au niveau des captages d'eau de surface fournissant en moyenne plus de 100 m³/jour. La Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS) suivra ce réseau.

Les zones d'habitats et de protection d'espèces pourront être concernées. En effet, si les masses d'eau incluses dans ces zones risquent de ne pas répondre aux objectifs environnementaux visés, des contrôles additionnels seront demandés.

Ces contrôles sont prévus uniquement lorsqu'un report d'échéance (bon état ou bon potentiel en 2021 ou 2027) ou un objectif moins strict est retenu.

Ces contrôles ne concernent que les éléments physico-chimiques et biologiques, afin d'évaluer l'état des eaux, l'ampleur des pressions et l'effet des programmes d'action.

L'ensemble de ces zones sont recensées dans l'état des lieux du bassin Loire Bretagne.

	<i>Où</i>	<i>Quoi</i>	<i>Quand</i>
• Contrôle de surveillance (RCS)	Sélection de sites représentatifs <i>87 points en Bretagne</i>	Paramètres indicatifs de tous les éléments	Tous les ans
• Contrôle opérationnel	Masses d'eau classée en risque ou en doute	Éléments et paramètres à problème	Ce qui est nécessaire pour une confiance et une précision suffisantes
• Contrôle d'enquête	Si cause du risque ou du doute inconnue	Éléments et paramètres potentiellement à problème	Ce qui est nécessaire pour une confiance et une précision suffisantes
• Contrôle additionnel en zone protégée	En zones protégées si les autres contrôles sont insuffisants	Éléments et paramètres spécifiques des réglementations ZP	Fréquences précisées pour les captages AEP
• Sites de référence	Masse d'eau correspondant à un "très bon état" ou un "bon état". <i>15 points en Bretagne</i>	Déterminer la référence biologique	Sites définis en amont de la mise en place des réseaux, pour créer une référence fixe

Tableau 1 : synthèse des contrôles constituant le réseau de surveillance DCE (AELB, 2007).

Echelles de représentation	Où	Quoi	Quand
Contrôle de Surveillance	<ul style="list-style-type: none"> - Tous les tronçons de cours d'eau de rang 6 à 8 - Une sélection de tronçons de rang 4 à 5 - Une sélection de tronçons de rang 1 à 3 	<ul style="list-style-type: none"> - Éléments biologiques (invertébrés, diatomées et macrophytes, phytoplancton, poissons) - 6 Macropolluants - Micropolluants - Hydromorphologie 	<ul style="list-style-type: none"> - Chaque année du plan de gestion (6 ans) pour les macropolluants et la biologie - 2/6 ans sur toutes les stations pour les substances dangereuses et prioritaires et sur ¼ des stations pour les autres micropolluants - 1/6 ans pour les paramètres hydromorphologiques
Contrôle opérationnel	<ul style="list-style-type: none"> - 2 stations par masse d'eau (en risque ou doute), de rang 6 à 8 - 1 station par masse d'eau (en risque ou doute) de rang 1 à 5 	<ul style="list-style-type: none"> - Éléments biologiques les plus sensibles aux pressions identifiées - Macropolluants - Micropolluants - Pesticides - Hydromorphologie 	<ul style="list-style-type: none"> - Fréquence minimale définies par la DCE - Fréquence supplémentaires à adapter au bassin et aux paramètres recherchés.
Flux Mer	Exutoire du bassin versant	Substances dangereuses prioritaires et substances préoccupantes	

Tableau 2 : caractéristiques des stations de mesure du réseau de surveillance DCE (AELB, 2007).

● Autres réseaux nationaux

● Le Réseau Hydrobiologique Piscicole (RHP)

Ce réseau est maintenu par la Délégation régionale de l'ONEMA. Les opérateurs sont à la fois des opérateurs des brigades départementales et de la délégation inter-régionale de l'ONEMA.

Ce réseau a pour mission de fournir une évaluation globale et fonctionnelle de l'hydrosystème dans lequel les poissons évoluent naturellement. Ils sont effectivement d'excellents indicateurs qui intègrent les variations spatio-temporelles de l'environnement. Chaque station du réseau fait l'objet annuellement d'un échantillonnage de la faune piscicole.

Ce réseau, mis en place depuis 1990 en Bretagne, est constitué de 32 stations représentatives des principaux types de cours d'eau et des différents types de perturbations.

Compte tenu des objectifs communs, 28 des 32 stations du RHP ont été intégrées au réseau de contrôle de surveillance (RCS) de la DCE.

● Le réseau sanitaire "eau potable"

Ce réseau est assuré par les services du ministère chargé de la santé, à savoir les Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS).

Le contrôle sanitaire de l'eau du robinet est effectué en Bretagne sur une centaine de prises d'eau, en majorité en eaux de surface.

● LES RÉSEAUX DE MESURE À L'ÉCHELLE RÉGIONALE ET DÉPARTEMENTALE

Parallèlement au suivi des réseaux de surveillance de la qualité des cours d'eau, des plans d'eau et des nappes² dont l'État et l'AELB sont maîtres d'ouvrage, l'Agence apporte une aide financière au fonctionnement de réseaux locaux, départementaux ou régionaux de suivi de la qualité, en veillant à leur cohérence technique avec ses propres réseaux, et à leur pérennité.

Des réseaux de veille, préexistants à la mise en œuvre de la DCE, sont maintenus ou ont quelque peu évolué pour s'adapter aux nouvelles exigences de la DCE.

● Le réseau régional sur les phytosanitaires

Ce réseau est suivi par la Cellule d'orientation régionale pour la protection des eaux contre les pesticides (CORPEP) et contribue à la connaissance de la contamination des eaux superficielles par les pesticides. Ce réseau suit un protocole spécifique de prélèvement. Les échantillons collectés sont ensuite envoyés aux laboratoires agréés. Ce réseau compte 10 rivières réparties sur les quatre départements bretons.

● Le réseau régional "cyanobactéries en eau douce"

En Bretagne, un réseau de surveillance porte sur des plans d'eau et cours d'eau exposés à des proliférations algales, dont l'usage pouvait être affecté (baignade et autres activités nautiques). Il est assuré par les services de l'État (DDASS). En 2006, 34 sites ont fait l'objet de suivis.

² Les nappes et eaux souterraines n'ont pas été traitées dans la présente fiche.

• **Le réseau départemental**

Le réseau départemental est mis en place par chaque Conseil général à l'échelle de son département. Il est donc indépendant des autres réseaux départementaux. Ils pourront être sensiblement différents les uns des autres même si globalement il s'agit de réseaux patrimoniaux, de connaissance.

Il a été conçu pour offrir aux acteurs locaux :

- une meilleure connaissance des eaux superficielles ;
- le suivi des eaux superficielles à moyen et long terme.

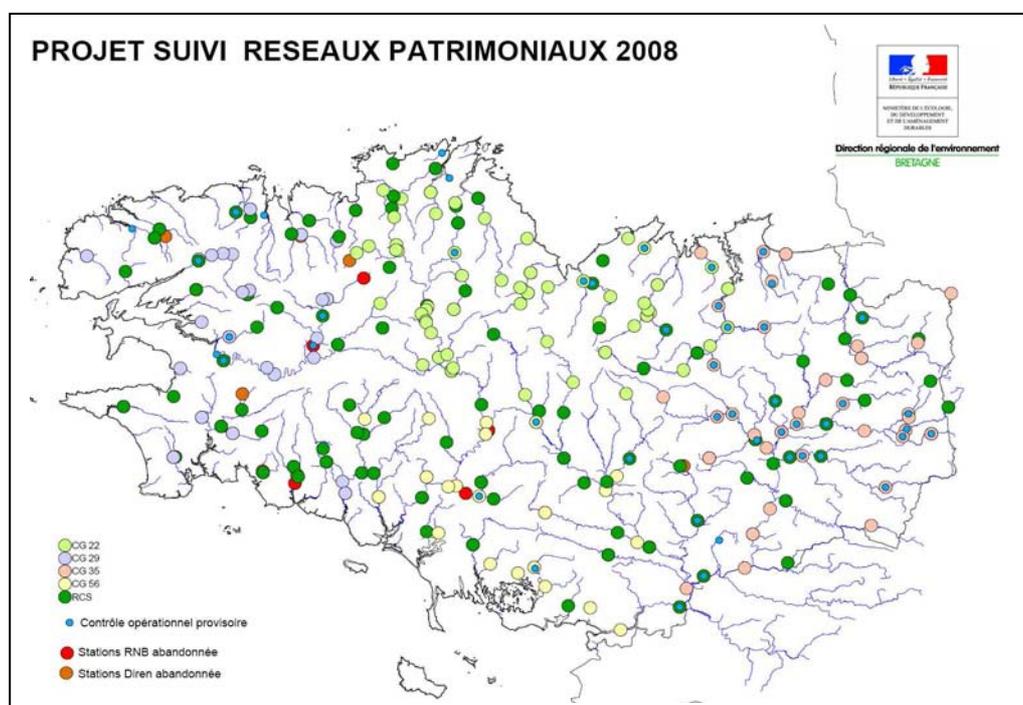
Ce réseau modifié en fonction du RCS est poursuivi en 2007 par les Conseils généraux. Il s'efforce de créer des réseaux partenariaux de connaissance générale de la qualité des cours d'eau. Il est suivi par les Conseils généraux auxquels s'ajoutent parfois les données complémentaires des services de l'État (DDASS, DDE, etc.). Afin de conserver l'historique les certains points abandonnés du Réseau National de Bassin sont repris dans ce réseau.

Les paramètres suivis sont souvent limités à un indicateur pour la biologie :

- les paramètres macropolluants et micropolluants sont suivis six fois par an minimum. Les Conseils généraux pourront en effectuer plus ; fréquemment, ils suivent ces paramètres douze fois par an ;
- l'indice biologique est suivi tous les trois ans minimum. Comme pour les paramètres de la physico-chimie, les Conseils généraux³ pourront l'effectuer plus souvent s'ils le jugent nécessaire et si l'enveloppe financière le permet. Les invertébrés et les diatomées sont suivis tous les 1 à 2 ans.

En Bretagne, on compte 140 points environ.

Ces réseaux départementaux font partie d'un ensemble appelé "réseaux patrimoniaux", au même titre que les réseaux de contrôle mis en place au titre de la DCE. Les points de suivi des réseaux patrimoniaux sont, localisés dans la carte provisoire ci-dessous.



Carte 1 : projet de suivi des réseaux de mesure patrimoniaux (réseaux de connaissance) prévus pour 2008 (DIREN, 2007)

³ Le CG 29 a prévu de mettre en place fin 2007 son propre réseau de suivi qui comptera une quinzaine de points.

● LES RÉSEAUX DE MESURE À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT (BV)

Le réseau Bretagne Eau Pure (BEP) suivait l'impact des actions de maîtrise des pollutions menées sur des bassins versants. Ce réseau était constitué de 45 bassins versants bretons. Le programme BEP s'est achevé fin 2006.

Dans le cadre du nouveau programme sur la qualité de l'eau du contrat de projet Etat-Région (CPER), le **réseau bassin versant ou « suivi d'actions »** doit être définitivement mis en place pour 2008-2009. Il complète les réseaux existant afin d'évaluer plus précisément l'impact des actions de reconquête engagées sur leur territoire.

Les objectifs du réseau bassin versant est :

- d'une part, **établir sur chaque bassin versant (de la source à la confluence/mer) un réseau de suivi** permettant d'évaluer les actions de reconquête de la qualité de l'eau. L'organisation spatiale se fait autour des masses d'eau en proposant un ensemble de points de suivi cohérent avec ces masses d'eau. L'état des lieux DCE existant est pris en compte. L'évaluation pourra se poursuivre sur les masses d'eau pouvant ne pas atteindre le bon état en 2015. Il est stoppé lorsque le problème est réglé ;
- d'autre part, **mettre en place des réseaux spécifiques en fonction des actions menées**. Le réseau bassin versant permettra d'évaluer les actions, tout en considérant les réseaux existant (RCS, Conseils Généraux...).

Les paramètres à suivre à l'échelle du bassin versant pourront être les suivants :

- micropolluants (pesticides) ;
- macropolluants (nitrate, phosphore, matières organiques) ;
- biologie : indice biologique global normalisé (IBGN) observé sur les invertébrés d'eau douce, indice biologique diatomées (IBD), indice poissons (IP).

Le suivi d'un de ces paramètres est effectué uniquement au cas où un risque est perçu.

NB : A ce maillage de réseaux de suivi très spécifiques et très localisés, il faut ajouter les réseaux de stations de traitement d'eau potable (STEP), rade de Brest, Ecoflux, etc.

● RÉFÉRENCES

Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 2007. Inventaire des réseaux de mesure de la qualité de l'eau de l'AELB : http://www.eau-loire-bretagne.fr/informations_et_donnees/reseaux_de_mesure/

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse, 2003. Les données sur l'eau : état actuel et perspectives. Document de travail. 149 à 153 pp.

Conseil régional de Bretagne, 2007. Proposition d'une méthodologie pour lier enjeux DCE et actions. Présentation power-point de la réunion technique du 18/06/2007 au Zoopôle de Ploufragan (22).

CORPEP Bretagne, 2007. Les dispositifs de suivi de la qualité des eaux vis-à-vis des pesticides : <http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/corpep/>

Direction régionale de l'environnement, 2006. Site de mise en ligne des données sur la qualité de l'eau en Bretagne. <http://www.bretagne.ecologie.gouv.fr/>

Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Direction de l'Eau, 2004. Document de cadrage pour la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux de surface (cours d'eau et plans d'eau). Circulaire DCE 2004/08 en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. 7 p.

H

Impacts de la gestion de l'interculture sur la qualité de l'eau

- | | |
|--------------------|---|
| ○ Fiche H-1 | Introduction à la gestion de l'interculture |
| ○ Fiche H-2 | Rôle et impacts des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN) |
| ○ Fiche H-3 | Implantation des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN) |
| ○ Fiche H-4 | Destruction des cultures intermédiaires (repousses, CIPAN) |
| ○ Fiche H-5 | Impacts du travail simplifié du sol en interculture (résidus de culture, non-labour) |

INTRODUCTION À LA GESTION DE L'INTERCULTURE

DÉFINITION

 On appelle **effet précédent**, l'effet d'une culture sur la culture suivante. Il se manifeste sur différents paramètres du milieu (eau, faune, flore, structure du sol, état de surface du sol, érosion, ruissellement, disponibilité des éléments nutritifs, ...).

Dans cette fiche, nous n'abordons que « l'effet précédent azote » c'est-à-dire dire l'effet de la culture précédente sur la fourniture d'azote à la culture suivante. Il correspond ici à la différence entre l'azote absorbé par les couvertures hivernales et l'azote libéré par ces mêmes couvertures hivernales après leur destruction et leur enfouissement.

PROBLÉMATIQUE

Pendant l'interculture, des quantités d'azote minéral sont susceptibles d'être lessivées (lixiviées)¹. Elles résultent soit des bilans azotés excédentaires des cultures précédentes, soit de la minéralisation automnale et hivernale.

Lorsque le couvert est bien installé, les références acquises tendent à montrer qu'en moyenne, le lessivage de nitrate est divisé par deux.

La couverture du sol limite aussi la reprise en masse du sol, la battance, le ruissellement et l'érosion.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les reliquats d'azote post-récolte et la minéralisation de l'azote du sol en période automnale et hivernale sont à l'origine des fuites hivernales de nitrate vers les nappes.

L'implantation réussie² d'un couvert végétal après la récolte évite de laisser le sol nu et contribue ainsi non seulement à limiter le lessivage d'azote mais aussi à préserver la structure du sol.

Pour limiter ces pertes, des techniques de gestion de l'interculture sont encouragées. Elles sont efficaces et économiquement viables :

Cette famille de fiches aborde différents aspects concernant les cultures intermédiaires :

- leurs rôles et impacts (fiche H-2),
- leur implantation (fiche H-3),
- leur destruction (fiche H-4),
- l'impact du travail simplifié du sol en interculture (fiche H-5).

1. ORIGINE DES DISPONIBILITÉS EN NITRATE RESPONSABLES DES FUITES HIVERNALES

La Directive Nitrate (adoptée en 1991) s'est accompagnée de la mise en place du Code de Bonnes Pratiques Agricoles dans les Zones d'Actions Prioritaires (1994). Dans le cadre de la problématique du contrôle des fuites de nitrates, une conduite culturale raisonnée doit allier agriculture compétitive, protection de l'environnement et respect de la réglementation.

¹ Le mot  "lixiviation" est le terme scientifique exact. Toutefois, par souci de vulgarisation, nous utiliserons fréquemment le terme de  "lessivage".

² Implantation réussie permettant d'obtenir une production d'au moins 1 tonne de matière sèche.

1.1. Des reliquats d'azote

Dans un certain nombre de conditions, après récolte de la culture principale ou encore avant le début de l'hiver, des reliquats d'azote importants peuvent être présents dans le sol. On peut retrouver un reliquat d'azote minéral à la récolte :

- lorsque l'objectif de production n'est pas atteint en conséquence d'une baisse de rendement imprévisible due à un stress hydrique (une sécheresse) ou à un stress d'une autre nature (par exemple une infestation parasitaire),
- en cas de fertilisation excessive due à une surestimation des objectifs de rendement ou des besoins en azote de la culture, ou encore à une sous-estimation de la fourniture d'azote du sol ou des arrières effets des apports de déjections animales ou de retournement de prairies.

Ces reliquats peuvent être évalués précisément par la mesure de ce qui est appelé habituellement « les reliquats d'azote post-récolte ». La réalisation de plans prévisionnels de fumure (PPF) pertinents a pour objectif de limiter autant que faire se peut ces reliquats post-récolte. Conformément à ces PPF, les exploitants doivent mettre en œuvre des pratiques de fertilisation organique et minérale pour limiter au maximum l'écart entre les pratiques et les préconisations de fertilisation.

Bien que le risque ne soit pas complètement écarté, si les plans prévisionnels de fumure sont réalisés selon les règles de l'art et si les pratiques de fertilisation suivent au mieux les préconisations, les reliquats post-récolte seront minimaux.

1.2. Une minéralisation automnale et hivernale

Par ailleurs dans l'ouest de la France, lors des hivers doux et humides, il se produit une minéralisation de l'azote organique du sol. La minéralisation automnale et hivernale peut contribuer à produire plusieurs dizaines d'unités d'azote par hectare qui sont susceptibles de venir s'ajouter aux éventuels reliquats post-récolte et donc constituer un stock d'azote minéral susceptible d'être lessivé pendant la période hivernale, habituellement fortement arrosée et pendant laquelle il y a moins d'évaporation.

Si les sols restent nus pendant l'hiver, une part importante de cet azote nitrique présent dans le sol, consécutivement à des reliquats post-récolte et/ou consécutivement à une minéralisation hivernale, sera entraînée en profondeur par lessivage. Une part de cet azote lessivé va contribuer à des pics de concentration observés pendant la saison hivernale, une autre part va contribuer à enrichir les nappes.

2. MÉCANISMES DE LESSIVAGE ET D'ALIMENTATION DES NAPPES

L'augmentation des teneurs en nitrate des eaux est due en grande partie aux pertes par lessivage (de façon minoritaire par ruissellement), de l'azote minéral présent dans les parcelles agricoles.

La connaissance des quantités mises en jeu et de leur devenir est une clef importante pour la protection de l'eau et la valorisation optimale des apports (engrais et déjections).

2.1. Migration de l'azote hors du profil

La quantité d'azote minéral présent dans un sol après une culture et « disponible » pour la culture suivante fait partie de ce que l'on appelle "l'effet précédent" (Machet et al. 1997). Or, ce report d'une année à l'autre ne se produit que partiellement dans les conditions pédoclimatiques de Bretagne car la lame drainante (qui varie en Bretagne de moins de 200 mm à plus de 700 mm) peut entraîner, chaque hiver, tout ou partie de cet azote minéral au-delà de la zone prospectée par les racines.

Ceci est d'autant plus sensible en Bretagne occidentale où la lame drainante est la plus élevée (supérieure à 450 mm).

Les rotations à base de cultures annuelles prédisposent à des périodes d'interculture où le sol reste nu. Si rien n'est fait pendant la période d'interculture, l'azote va être lessivé dans le profil jusqu'à une profondeur où aucun système racinaire n'est susceptible d'absorber cet azote minéral disponible, qui va venir enrichir la solution du sol et du sous-sol.

2.2. Concentration en azote de la lame d'eau drainée

Le nitrate d'origine agricole, entraîné par les pluies drainantes, pourra ainsi venir réalimenter les nappes. Il y a évidemment une relation entre la quantité d'azote lessivée à la base de la zone prospectée par les racines et la concentration et les flux qui seront observés à l'exutoire du bassin versant.

En premier lieu, cette quantité d'azote lessivée ne sera pas intégralement convertie sous forme de flux. Deux notions sont utilisées ici : la notion de taux de conversion et la notion d'abattement ou défaut de flux (voir fiche E6). Un abattement ou défaut de flux de 30% - correspondant à un taux de conversion de 70% - se traduira par un flux de 35 kg N-NO₃ / hectare pour une quantité lessivée de 50 kg N-NO₃ / hectare.

La concentration obtenue à l'exutoire dépendra ensuite de la lame d'eau drainée.

Pour atteindre un objectif de concentration en nitrate inférieure à 50 mg par litre, il faut que cet objectif soit respecté en moyenne sur l'ensemble du bassin versant et en moyenne au cours des rotations culturales pratiquées sur le bassin versant.

Comment calculer cette concentration ?

La concentration moyenne en azote des eaux drainées en un lieu donné et au cours d'une période de drainage donnée, est égale à la quantité d'azote lessivée (L) divisée par le volume d'eau percolée (D), soit :

$$C \text{ (mg N / litre)} = 100 \text{ L} / D \quad \text{en exprimant L en kg N par hectare et D en mm}$$

ou encore

$$C \text{ (mg NO}_3^- \text{ / litre)} = 4.42 \times [L / D]$$

Connaissant la lame drainante du lieu considéré (exprimée en volume d'eau drainée, l/ha/an ou en mm), il est donc possible de calculer par cette relation, la quantité d'azote lessivée qui conduit à une concentration de 50 mg NO₃⁻/l. Dans une région comme la Bretagne, où les précipitations annuelles varient de 700 à plus de 1400 mm et la lame d'eau drainante de moins de 200 à plus de 700 mm, on peut donner quelques valeurs repères de la quantité d'azote lessivée à ne pas dépasser :

	Précipitations annuelles moyennes	Lame d'eau drainante	Quantité d'azote lessivée à ne pas dépasser
Région de Brest (forte)	1200 mm	600 mm	60 kg N/ha/an
Région de Lamballe (moyenne)	850 mm	400 mm	40 kg N/ha/an
Bassin rennais (faible)	650 mm	200 mm	20 kg N/ha/an

Remarque : les régions les plus arrosées semblent avantagées dans le cadre d'un diagnostic en concentration par rapport à des régions moins arrosées, mais il n'en n'est rien dans le cadre d'un diagnostic en flux.

3. NECESSITÉ DE GÉRER L'INTERCULTURE POUR LIMITER CES FUTES HIVERNALES

La limitation des pertes de nitrates en automne et en hiver ne pourra se faire qu'en gérant au mieux l'azote minéral disponible dans le sol pendant l'interculture.

Plus la durée d'interculture est importante, plus le risque de lessivage est grand. Les cultures récoltées précocement accroissent donc le risque de pollution si aucune gestion d'interculture n'est assurée.

Les techniques de gestion de l'interculture, auxquelles on peut avoir recours, sont :

- la mise en place de couvertures hivernales des sols (fiche H-3),
- l'incorporation des résidus de récolte (fiche H-4),
- le travail du sol (fiche H-5).

Afin de rendre ces techniques efficaces au maximum dans la réalité du terrain et des possibilités des agriculteurs, il faut considérer simultanément l'efficacité, la faisabilité et le coût de ces techniques. L'institut du végétal, Arvalis, propose 4 objectifs pour aller vers une bonne gestion de l'interculture :

1. limiter la minéralisation de l'azote après la récolte précédente,
2. éviter l'accumulation puis la fuite des nitrates, produits en excès, grâce à une bonne gestion des résidus ou l'installation de cultures intermédiaires,
3. prendre en compte dans la gestion des cultures suivantes, la restitution de l'azote qui a été piégé pendant l'interculture,
4. déterminer la faisabilité des solutions et leur coût.

RÉFÉRENCES

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005. *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques.* 188 p.

Disponible sur <http://www.cseb-bretagne.fr/>

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 p.

Machet J.M., Laurent F., Chapot J.Y., Dore T., Dulout A., 1997. *Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères.* In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes,* G. Lemaire & B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris, 271-288

RÔLES ET IMPACTS DES CULTURES INTERMÉDIAIRES (REPOUSSES, CIPAN,)

DÉFINITION

 L'acronyme **CIPAN** signifie « Cultures intermédiaires pièges à nitrates ». Il décrit des cultures hivernales qui, dans un premier cas, sont implantées par semis après la récolte de la culture principale. Dans d'autres cas, elles sont semées « sous couvert » pendant le développement de la culture principale (stade 6-8 feuilles pour le maïs). Elles ne se développeront qu'après la récolte de cette culture principale.

 La **gestion des repousses** consiste à laisser pousser les graines tombées au sol lors de la récolte de la culture précédente. Il peut s'agir de repousses de céréales ou de colza qui couvrent ainsi le sol pendant la période d'interculture. Cette technique demande moins de travail (pas de semis) et est plus souvent utilisée lors d'une interculture courte.

CE QU'IL FAUT RETENIR

- La couverture du sol peut être garantie toute l'année par la succession des cultures de rente et des cultures intermédiaires. Deux leviers techniques sont généralement envisagés pour assurer la couverture des sols pendant la période d'interculture :
 - les CIPAN,
 - la gestion des repousses issues de la culture précédente (grains perdus à la moisson).

Le rôle primordial des couvertures hivernales est d'assimiler tout ou partie de l'azote nitrique présent dans le sol pendant la période humide et froide.

Ces couvertures hivernales vont également réduire l'érosion et le ruissellement et donc limiter les pertes en phosphore, nitrate et pesticides.

Aussi, les couvertures hivernales ont une réelle influence sur les volumes d'eaux drainées et leur concentration en nitrate.

- La capacité de fixation d'azote des couvertures hivernales et des repousses est réelle mais peut être variable selon les espèces. Une croissance suffisante, la qualité et la date d'implantation sont des conditions sine qua non de l'efficacité des cultures intermédiaires.
- La restitution de l'azote par les repousses et les CIPAN est importante et rapide. Cette restitution, appelée l'« effet azote » ou « effet précédent » de l'interculture, doit être prise en compte. Le plan prévisionnel de fertilisation (PPF) des cultures suivantes pourra être ainsi correctement ajusté en prenant en compte la restitution azotée des cultures intermédiaires.

La non prise en compte de cet apport supplémentaire d'azote conduit à une fertilisation azotée excessive, agronomiquement inutile et environnementalement préjudiciable.

1. RÔLES DES COUVERTURES HIVERNALES

Après la récolte, l'évolution des teneurs en azote minéral dans le sol s'organise selon deux phases (Recous *et al.* 1997) :

- Une phase de minéralisation intense et d'accumulation d'azote minéral dans les couches superficielles du sol. Cette première phase va de la récolte à la fin de l'automne,
- Une seconde phase de transfert du nitrate en profondeur et éventuellement de poursuite de la minéralisation nette ¹ (si hiver doux). Ces phénomènes interviennent du début de la reprise du drainage à la fin de l'hiver.

L'objectif premier des couvertures hivernales des sols est de [limiter les pertes de nitrate par lessivage hivernal](#) en fixant / piégeant tout ou partie de cet azote nitrique disponible dans les sols.

Le second rôle des couvertures hivernales des sols est de [limiter l'érosion et le ruissellement](#) qui se produiraient si le sol restait nu, en créant un état de surface favorable à une [meilleure infiltration de l'eau](#). De ce fait, ces couvertures contribuent à [limiter les pertes hivernales de phosphore](#) qui se produisent majoritairement par ruissellement.

On pourrait penser a priori que le rôle des couvertures hivernales des sols sur les [transferts de pesticides](#) devrait être le même que pour le phosphore (limitation du transfert par ruissellement).

Le problème majeur est la destruction des couvertures hivernales des sols à la fin de l'hiver ou au début du printemps, le plus souvent par traitement chimique à base de glyphosate. Ces traitements sont réalisés sur des sols saturés, ou tout au moins à très forte teneur en eau. Une partie de ces traitements sont responsables des contaminations des eaux par le glyphosate et par l'acide organique voisin du glyphosate, l'AMPA (acide aminométhylphosphonique, à la durée de vie spécialement élevée), qui sont observées au printemps.

Pour limiter les contaminations par le glyphosate et l'AMPA consécutives à la destruction des CIPAN, on préconise le désherbage mécanique des fourrières et de ne pratiquer le désherbage chimique qu'au cœur des parcelles.

2. CAPACITÉS DE FIXATION D'AZOTE DES CIPAN ET DES REPOUSSES

2.1. Capacités de fixation d'azote des CIPAN

Les quantités d'azote fixées par une CIPAN peuvent être très variables. Les facteurs de variation sont les suivants : espèce, dates et conditions de semis et de destruction, disponibilité en azote dans le sol (Ferchaud, 2006).

Les variations de fixation d'azote des CIPAN en fonction de ces différents facteurs sont plus largement détaillées dans la fiche H-3.

[Dans l'ouest de la France, les couvertures hivernales des sols et les CIPAN sont susceptibles d'absorber pendant leur croissance automnale et hivernale de 50 à 60 kg de N par hectare, et jusqu'à 100 kg de N/ha en conditions optimales d'implantation et de forte disponibilité en azote.](#)

[Cette absorption ne sera effective que si la couverture présente une croissance suffisante.](#) Par exemple, le développement des crucifères doit atteindre au moins 3 tonnes de matière sèche (MS) pour absorber 100 kg de N.

¹ Deux processus microbiens parallèles et opposés constituent le cycle interne de l'azote dans le sol : la minéralisation de l'azote organique et l'organisation microbienne de l'azote minéral.

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

Une attention toute particulière sera à porter à la [qualité et à la date d'implantation de la couverture hivernale](#). En effet, les implantations tardives ou en mauvaises conditions aboutissent souvent à des croissances insuffisantes limitant la capacité d'absorption et donc l'efficacité à piéger les nitrates. La date de semis joue un rôle important, notamment par rapport aux conditions hydriques.

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

Le développement potentiel (conditions non limitantes pour l'eau et l'azote) est fonction de la somme de températures pendant la période d'interculture et du potentiel génétique de l'espèce, [différent pour chaque espèce de couvert](#) (Ferchaud, 2006).

Au regard des sommes des températures observées en Bretagne, le développement potentiel des cultures intermédiaires est de 2.5 à 4.5 t de MS aériennes par hectare.

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

Tableau 1 : Sommes de températures en Bretagne entre 1983 et 1989 (d'après Chauvin et al. 1997)

2.2. Capacités de fixation d'azote des repousses

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

[La capacité de fixation de l'azote peut varier d'une espèce à une autre.](#)

Le blé, en situation non limitante vis-à-vis de l'azote, peut fixer au maximum 100 kg N/ha pour 2,5 t MS (contre plus de 150 kg N/ha pour d'autres espèces de couverts). En situation d'azote limitant, le maximum observé pour le blé est de 60 kg N/ha contre 100 à 120 kg N/ha pour d'autres espèces, comme le colza (Laurent *et al.*, 1995).

La figure ci-après présente l'ensemble des valeurs de biomasse et d'azote absorbé (dans les parties aériennes) mesurées pour des repousses de colza et de blé :

- la capacité d'absorption des repousses de colza est supérieure à celle des céréales,
- le potentiel de développement de la biomasse aérienne et la capacité d'absorption d'azote des repousses de blé semblent assez limités.

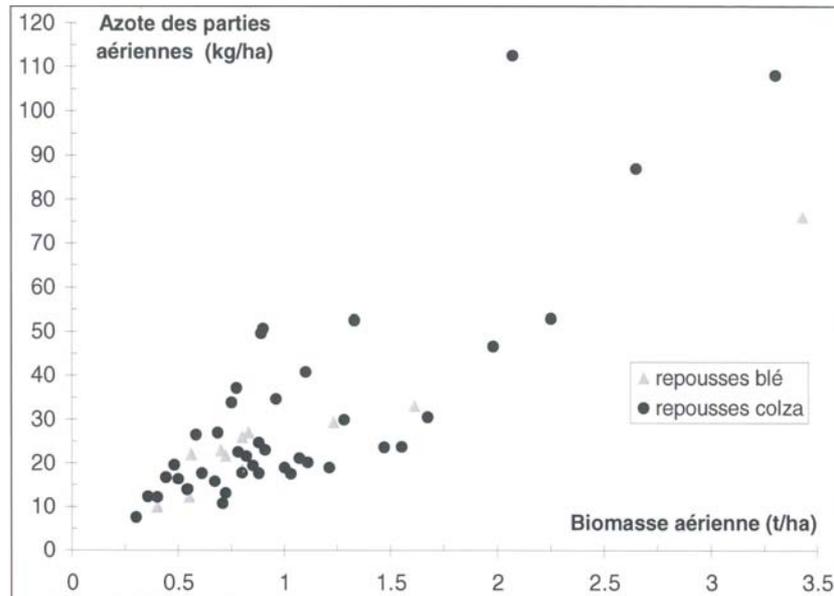


Figure 1 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes de repousses de colza et de blé - Compilation d'essais de Poitou-Charentes (Minette, 2005)

3. IMPACT D'UNE CIPAN ET DES REPOUSSES SUR LES EAUX DRAINÉES : VOLUME DRAINÉ ET CONCENTRATION EN NITRATE

Du point de vue de la qualité des eaux, le premier effet recherché des couvertures hivernales est de **limiter les pics de flux d'azote et les pics de concentrations hivernales**.

Les travaux sur des sites expérimentaux ont permis de mesurer cet impact soit en comparant un témoin sol nu et une parcelle avec CIPAN, soit en suivant pendant une dizaine d'années des rotations culturales avec ou sans culture intermédiaire.

3.1. Effet d'une CIPAN, comparativement à un sol nu

Les pertes par lixiviation sont fortement diminuées par l'introduction d'une culture intermédiaire. En moyenne sur les résultats d'essais (24 valeurs) répertoriés dans l'étude bibliographique de F. Ferchaud (2006), **les pertes d'azote dans les eaux de drainage pendant l'interculture sont 75 % plus faibles que celles sous sol nu.**

Les cultures intermédiaires ont aussi un impact sur le volume d'eau drainée. La réduction du drainage est d'autant plus importante que la biomasse produite par les CIPAN est importante et que la destruction n'est pas effectuée trop tôt. **Le volume d'eau drainée est généralement 10 à 15 % plus faible sous interculture que sous un sol nu, et ce pendant l'interculture.** Cette réduction du drainage peut être plus importante en cas d'hiver très sec, mais être nulle s'il n'y a pas de drainage.

Malgré cette diminution du drainage, on observe une **baisse importante des concentrations en nitrates avec l'introduction d'une culture intermédiaire.** Dans 7 essais recensés (Ferchaud, 2006), **une réduction moyenne de 60 % est enregistrée par rapport à un sol nu.**

Dans le cas de l'introduction d'un ray grass d'Italie comme CIPAN, le pâturage hivernal est possible si le chargement reste raisonnable. Il n'entraîne alors pas une augmentation importante des fuites de nitrates.

Par contre, la fertilisation à l'automne de toute culture intermédiaire est à proscrire car elle provoque des fuites importantes.

A l'échelle d'un bassin versant, l'impact des CIPAN sur les fuites d'azote est sensible mais à relativiser.

Pour des CIPAN couvrant 20% de la superficie totale du bassin versant et absorbant 40 kg de N par ha et en considérant que la partie aval des versants à temps de transfert court (de quelques mois) correspond à 20% de la superficie du bassin versant, l'impact immédiat sur la diminution du flux spécifique peut être estimé de l'ordre de 1 à 2 kg de N par ha et par an pour la période hivernale et jusqu'à plus de 5 kg sur le flux spécifique annuel. C'est donc un impact sensible mais non majeur puisque les flux spécifiques dans les bassins bretons se mesurent de 15-20 kg.ha⁻¹.an⁻¹ à plus de 100 kg.ha⁻¹.an⁻¹ dans les bassins versants les plus chargés et dans des conditions climatiques défavorables.

La mise en place de CIPAN doit accompagner, en priorité, une maîtrise de la fertilisation.

3.2. Effet d'une culture intermédiaire dans une rotation culturale annuelle

3.2.1. Monoculture de maïs

Sous une culture annuelle de maïs, les pertes par lessivage sont importantes, malgré une fertilisation équilibrée si on laisse le sol nu pendant l'interculture.

D'après les données bibliographiques (Ferchaud, 2006), dans des situations avec un drainage élevé (lame drainante de 400 mm/an ou plus), les pertes varient entre 57 et 96 kg N/ha/an, Dans un tel contexte, la concentration en nitrate des eaux de drainage varie en moyenne entre 60 et 70 mg/l.

Si le drainage est plus faible, les pertes peuvent être moins importantes mais les concentrations plus élevées.

Introduire une culture intermédiaire permet de réduire les pertes par lessivage. Pour des situations arrosées, les pertes observées varient alors entre 21 et 54 kg N/ha/an et les concentrations s'échelonnent entre 27 et 67 mg/l.

3.2.2. Successions maïs-blé

Dans un contexte de fertilisation raisonnée sans introduction de CIPAN, sur deux sites expérimentaux en Bretagne, une succession maïs-blé enregistre des pertes d'azote par lessivage de l'ordre de 71 kg N/ha/an pour le premier site (Kerlavic - 29) et de 66 kg N/ha/an pour le deuxième site (Bignan – 56).

L'introduction d'une CIPAN entre le blé et le maïs entraîne une réduction des pertes de l'ordre de 45 à 32 % suivant les sites. Ainsi, le même site de Kerlavic passe à 39 kg N/ha/an et le site de Bignan à 45 kg N/ha/an.

Données moyennes	Risque	sans culture intermédiaire	avec culture intermédiaire
Monoculture de maïs (en situation arrosée)	Pertes de N par lessivage	57 à 96 kg N/ha/an	21 à 54 kg N/ha/an
	Concentrations en N des eaux drainées	60 à 70 mg/l	27 à 67 mg/l
Succession maïs-blé (moyenne sur 10 ans)	Pertes de N par lessivage	71 kg N/ha/an 66 kg N/ha/an	39 kg N/ha/an 45 kg N/ha/an

Tableau 2 : Comparaison entre un sol nu à l'interculture et un sol couvert par une culture intermédiaire, sous monoculture de maïs et sous succession maïs-blé, en Bretagne.

3.3. Impact des repousses sur le drainage et les pertes d'azote par lixiviation

En interculture longue, l'impact des repousses sur les fuites de nitrate peut être équivalent à celui d'une CIPAN, dans la mesure où le développement et l'homogénéité du couvert sont suffisants. Cette efficacité est meilleure pour le colza que pour les céréales car les repousses de colza sont plus homogènes et moins sensibles à la pluviosité de fin d'été. Les repousses de céréales ne peuvent être envisagées qu'en situation d'incorporation des pailles avec un broyeur sur la moissonneuse.

On ne dispose cependant pas d'essai permettant de comparer les CIPAN et les repousses dans le contexte breton.

Dans les intercultures courtes type colza-blé, les repousses de colza semblent présenter une certaine efficacité pour diminuer les fuites de nitrate mais elle n'est pas facile à optimiser (F.Ferchaud, 2006).

En effet, les repousses permettent de piéger de l'azote mais dans ce type d'interculture courte, les repousses sont détruites tôt et une partie peut être minéralisée pendant la période de drainage et entraînée par lixiviation. La destruction des repousses doit donc se faire le plus tardivement possible. Toutefois, elle ne devra pas être trop tardive pour éviter des effets dépressifs sur le blé suivant (voir fiche H-4).

4. IMPACT DES CIPAN ET DES REPOUSSES SUR LE PLAN PRÉVISIONNEL DE FERTILISATION (PPF) AZOTÉE DES CULTURES SUIVANTES

Durant l'hiver ou au début du printemps, les couvertures hivernales sont détruites et enfouies. Elles vont libérer au fil du temps l'azote qu'elles ont absorbé. La cinétique de libération de cet azote est du type de celle d'un résidu de culture vert ayant un C/N très faible (riche en azote et pauvre en carbone), c'est-à-dire une cinétique rapide, jusqu'à 50% de libération en première année et libération de la quasi totalité de l'azote absorbé en deux ou trois années.

Les CIPAN ont aussi un impact sur les RSH (Reliquats Sortis d'Hiver). En effet, les RSH sont souvent plus faibles après CIPAN. L'« effet précédent azote », évoqué dans la fiche introductive H-1, est la différence entre ces deux impacts opposés soit la différence entre l'azote absorbé par les couvertures hivernales et l'azote libéré par celles-ci après destruction et enfouissement.

La restitution de l'azote par les repousses n'est pas négligeable. L'enfouissement des repousses va avoir de multiples conséquences dont la minéralisation de l'azote absorbé, et ce en fonction des conditions du milieu. Cette restitution, appelée l'« effet azote » de l'interculture, doit être pris en compte comme pour tous les types de cultures intermédiaires. On pourra en déduire l'ajustement de la fertilisation minérale de la culture.

Il est donc absolument indispensable que le plan prévisionnel de fertilisation (PPF) des cultures suivantes inclue correctement cet apport supplémentaire d'azote en début de cycle. La non prise en compte de cet apport supplémentaire d'azote conduit à une fertilisation azotée excessive, agronomiquement inutile et environnementalement préjudiciable.

Si cet apport n'est pas pris en compte, les couvertures hivernales des sols auront pour effet le report du lessivage d'azote de la période hivernale, soit vers le printemps ou l'été suivant (si les conditions sont très pluvieuses et favorables au lessivage), soit vers l'hiver suivant. La non-prise en compte de l'azote déjà présent dans les sols va générer « un reliquat d'azote post-récolte » supérieur.

D'autre part, l'impact à moyen et long terme de la répétition des couvertures hivernales des sols commence tout juste à être estimé.

Au bout de quelques années (environ 6 ans), une minéralisation supplémentaire plus élevée qu'après les premiers enfouissements est observée. Cette minéralisation supplémentaire à long terme pourrait être équivalente en valeur annuelle à la minéralisation après enfouissement de la première année. Par conséquent, à long terme, il faut multiplier par 2 la valeur n+1 de l'arrière effet d'une CIPAN.

De plus, l'apport chaque année au sol d'une matière organique riche en azote et pauvre en carbone, en stimulant l'activité biologique des sols, peut avoir un rôle négatif sur l'évolution du taux de matière organique des sols (humus), en favorisant une accélération de la minéralisation de cette matière organique. Cette minéralisation accrue conduirait à de plus grandes quantités d'azote issues de la minéralisation de l'humus, à prendre en compte dans le raisonnement de la fertilisation azotée. On manque encore de références précises à ce sujet et il importe donc de renforcer l'acquisition de références agronomiques et environnementales sur les couvertures hivernales des sols (quantités d'azote absorbées, dynamique de restitution, impact sur le coefficient de minéralisation et sur l'évolution du taux de matière organique des sols).

Les cultures intermédiaires restent malgré tout aujourd'hui les meilleurs capteurs d'azote minéral présent dans le sol après les récoltes ou minéralisé à l'automne (même dans un intervalle court, entre un pois et un blé par exemple). Cependant, il n'est pas nécessaire d'en implanter partout. Elles doivent être privilégiées dans les situations à fort risque, c'est-à-dire là où les reliquats après récolte et où la minéralisation automnale sont importants.

Malgré l'amélioration des connaissances sur les CIPAN, il reste encore à acquérir des connaissances pour conduire ces rotations « à forte charge en couverts végétaux ».

RÉFÉRENCES

Briffaux G., Aubrion G., 1998. Cultures intermédiaires : les meilleurs pièges à nitrates. *Perspectives Agricoles*, 239 : 71-75

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005. *Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques*. 188 p.
Disponible sur : <http://www.cseb-bretagne.fr>

Dorsainvil F., 2002. *Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture*. Thèse de doctorat INAPG, 124 p. + annexes

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 p.

Germon J.C., Tareau J.C., Thomas J.M., 1994. Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates. In : *Simplification du travail du sol*, INRA (Eds.), Paris, p. 125-154

Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R., 1995. Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206 : 38-49

Minette S., 2005. Gestion de l'interculture et qualité de l'eau : quatre années de références en Poitou-Charentes sur la gestion de l'interculture. Agrotansfert Poitou-Charentes, Lusignan, 73 p. + annexes

Recous S., 1995. Incorporation des résidus végétaux : quel effet sur la dynamique de l'azote ? *Perspectives Agricoles*, 206 : 9-15

Recous S., Nicolardot B., Simon J.C., 1997a. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In INRA (Eds) *L'eau dans l'espace rural : production végétal et qualité de l'eau*, Universités Francophones, 193-215

IMPLANTATION DES CULTURES INTERMÉDIAIRES (REPOUSSES, CIPAN,)

CE QU'IL FAUT RETENIR

Pour une implantation optimale des couvertures hivernales des sols, [date et qualité de leur implantation sont des paramètres importants qui conditionnent l'efficacité de ces cultures.](#)

La temporalité d'implantation du couvert est un élément clé :

- semer assez tôt pour que les intercultures aient le temps de bien s'implanter et de se développer (avant fin septembre) ;
- détruire les couverts ni trop tôt pour permettre un piégeage maximal de l'azote, ni trop tard pour limiter la concurrence en eau avec la culture suivante.

Pour être efficaces, il faut que les cultures intermédiaires [colonisent de manière satisfaisante l'espace à protéger et que leur croissance leur permette de prélever l'essentiel des nitrates résiduels dans le sol avant l'occurrence du risque de lessivage.](#)

Le [choix du couvert végétal](#) est également un élément clé qui procède d'une optimisation du piégeage de l'azote. Le rythme et le niveau de croissance ainsi que la capacité d'absorption de l'azote varient selon les espèces.

Enfin, le choix de l'espèce à implanter se fait toujours au regard du contexte imposé.

En plus de ces critères d'optimisation, [nombre de contraintes, essentiellement liées au contexte de l'exploitation sont à considérer](#) :

- les données agronomiques des terres de l'exploitation ;
- les contraintes techniques liées à l'exploitation et à la parcelle ;
- les caractéristiques intrinsèques de l'espèce implantée (sensibilité gel, etc.);
- la simplicité d'implantation et de destruction ;
- le coût de la semence ;
- l'adaptation à la réglementation du site ;
- l'intégration optimale dans la rotation annuelle.

1. L'OPTIMISATION DE L'IMPLANTATION DES CULTURES INTERMÉDIAIRES (F.FERCHAUD, 2006)

1.1. Période de semis et de destruction des CIPAN

Pour optimiser l'efficacité des cultures intermédiaires, [le semis devra être suffisamment précoce afin de permettre un développement maximum à l'automne](#) (date de semis optimale autour du 15 août).

Après maïs, la date de récolte ne permet pas toujours une implantation de la culture intermédiaire à une date optimale. Pour une récolte avant le 15 septembre, la culture intermédiaire pourra être implantée après récolte. Pour une date de récolte plus tardive, il est conseillé de privilégier un semis sous couvert au stade 6-8 feuilles du maïs. Le semis sous couvert reste relativement efficace pour le maïs grain, si les cannes ne sont pas broyées (Ferchaud, 2006).

La destruction de la culture intermédiaire ne devra pas être trop précoce pour d'une part piéger un maximum d'azote et d'autre part éviter que l'azote fourni par la minéralisation de la CIPAN ne puisse être lixivié.

Pour réduire de façon importante les fuites de nitrates, la destruction ne doit pas intervenir avant le mois de décembre pour une moutarde et le mois de janvier pour un ray-grass italien (RGI) par exemple ; tout dépend de l'espèce implantée (Alexandre, 2002).

Les dates de destruction trop tardives devront aussi être évitées pour ne pas pénaliser le bilan hydrique et pour éviter un effet dépressif sur la culture suivante.

Dans le cas de l'implantation d'une CIPAN après du blé, les conditions nécessaires au piégeage de grandes quantités de nitrates sont un semis précoce, dans le mois suivant la récolte du blé, et une date de destruction permettant une production de matière sèche suffisante au moins égale à deux tonnes de matière sèche (MS) par hectare.

Toutefois, une production supérieure peut conduire à d'importants effets non désirés tels que l'épuisement du sol en eau, la lignification du végétal entraînant d'importantes consommations d'azote pendant sa décomposition, des effets de sol creux à l'enfouissement, etc.

Avant maïs, il est conseillé de détruire la CIPAN au plus tard début mars pour éviter un effet dépressif (Labreuche, 2003). Dans le contexte breton, une destruction fin janvier - début février semblerait être un bon compromis.

1.2. Techniques d'implantation des CIPAN

Pour que les CIPAN et les couvertures hivernales agissent de façon optimale, elles doivent être suffisamment **denses et homogènes**. Des techniques d'implantation peu onéreuses et compatibles avec de tels objectifs existent.

Deux cas de figures sont présentés ici : une interculture semée en été et une interculture semée en automne.

- Cultures intermédiaires semées en été :

Les cultures intermédiaires semées en été font suite à une culture récoltée tôt (juin à août après des pois, colza, blé, orge, ...). Elles occupent le terrain pour une durée variable selon la date de semis de la culture suivante et les contraintes liées à sa mise en place (labour plus ou moins précoce).

Ces semis d'été interviennent sur un sol le plus souvent sec, avec un simple travail superficiel sur 5 à 10 cm de profondeur, voire un semis direct. Les techniques de semis les plus pratiquées font le plus souvent appel aux outils normalement utilisés pour le déchaumage.

Le principal problème de la mise en place d'une culture dans ces conditions est la présence de pailles qui peut gêner la réalisation mécanique du lit de semence et par la suite de la germination de la culture mise en terre. S'il y a un volume de pailles important et un risque de pluie faible après le semis, des difficultés importantes à la levée sont à craindre, à cause d'un mauvais contact sol-graine et/ou d'un lit de semence soufflé s'asséchant trop rapidement.

Ces cultures intermédiaires semées en été se font selon trois principaux modes : sans déchaumage, avec déchaumage superficiel (plus polyvalent) ou avec déchaumage classique. Les fiches techniques de la Chambre régionale d'agriculture de Bretagne proposent une information complète. Nous citerons ici quelques techniques de semis possibles :

- semis en ligne ou à la volée après préparation du lit de semence réalisée avec des outils de déchaumage ou des outils à prise de force (semis en lignes intéressant pour les grosses graines qui nécessitent une certaine profondeur de semis),
- semis à la volée et recouvrement de la semence par un passage de cover-crop ou de cultivateur rotatif (c'est parfois la seule solution en présence de débris végétaux importants et peu évolués, dans le cas de sols secs ou caillouteux difficiles à ensemercer avec les méthodes classiques),

- semis direct (consiste à ne travailler que quelques centimètres de terre autour de la ligne de semis). Il permet de placer la semence sous la paille qui permet en conditions sèches de profiter de l'effet de mulch,
- semis sous mulch de paille (consiste à déposer la semence sur le sol avant de la recouvrir par la paille rejetée par le broyeur de la moissonneuse-batteuse.

Lorsque ce semis d'été n'est pas envisageable, soit pour des raisons liées au sol et au climat, soit parce que la récolte a eu lieu à l'automne, la culture intermédiaire ne peut que précéder une culture implantée au printemps suivant. C'est le cas d'une interculture entre deux maïs.

- Cultures intermédiaires semées en automne (par exemple ici, après un maïs)

La technique d'implantation dépend avant tout de la date de récolte du maïs :

- **après une récolte précoce du maïs** : quelque soit l'espèce choisie, les semences de la CIPAN doivent être incorporées au sol pour garantir un taux de levée et un enracinement suffisants,
- **dans le cas d'une récolte tardive d'un maïs (après mi-octobre)** : le choix de l'espèce est limité principalement à des céréales (blé, seigle, triticale, orge). De façon générale en Bretagne, cette technique est totalement inadaptée pour les situations à drainage précoce (sols très filtrants, pluies d'automne abondantes, ...). Dans ce cas précis, on peut planter une culture intermédiaire sous couvert du maïs, en été ou au printemps. Un semis de RGI sous couvert au stade 6-8 feuilles pour le maïs ensilage est une technique qui commence à être bien maîtrisée et qui permet de diviser par deux les fuites de nitrates par rapport à l'absence de CIPAN. Sur maïs grain, même si les résultats sont moins évidents (récolte plus tardive), cette technique reste intéressante, à condition de ne pas broyer les cannes.

Les fiches techniques de la Chambre régionale d'agriculture de Bretagne offrent un complément d'informations techniques.

1.3. Gestion technique des repousses

L'efficacité des repousses dépend du développement du couvert et de son homogénéité. La réussite est également liée à la pluviométrie en fin d'été.

Les repousses de colza sont plus efficaces car elles présentent une homogénéité du couvert et sont moins sensibles à la pluviométrie de fin d'été.

A la ferme de la Jaillère (44), gérée par Arvalis, les repousses de céréales sont utilisées comme couvert végétal pendant les intercultures longues (Gillet *et al.*, 2003). La moissonneuse-batteuse est équipée d'un éparpilleur de menues pailles (pailles restituées), et un déchaumage (avec roulage) est effectué souvent fin août.

Les repousses de céréales, pour être efficaces, ne peuvent être envisagées qu'en situation d'incorporation des pailles avec un broyeur (ou éparpilleur de menues pailles) sur la moissonneuse.

Les repousses de colza se développent facilement, spontanément ou après un déchaumage.

2. L'OPTIMISATION EN FONCTION DES ESPÈCES IMPLANTÉES

2.1. Critères d'efficacité intrinsèques aux espèces (F.Ferchaud, 2006)

Bien choisir une CIPAN, c'est aussi s'intéresser à l'écophysiologie des espèces implantées.

Deux critères sont pris en considération pour **caractériser l'efficacité d'une espèce** :

- **le rythme de croissance**, c'est-à-dire la somme de température requise pour atteindre 1.5, 2.0 ou 2.5 tonnes MS/ha et la vitesse maximale de production de biomasse en condition de nutrition azotée non limitante ;
- **le prélèvement de l'azote** c'est-à-dire la vitesse d'absorption pour des nutriments azotés optimaux et le potentiel d'absorption pour les biomasses comprises entre 2.0 et 4.0 tonnes MS/ha.

- Les espèces diffèrent par le rythme et le niveau de croissance des parties aériennes

- Les crucifères (moutarde, radis, colza) atteignent plus rapidement que les autres leur vitesse de croissance maximale. Leur biomasse aérienne atteint entre 1.5 et 2.5 tonnes MS/ha
- Les graminées (ray-grass, seigle) présentent une croissance plus faible en début de cycle. Leur vitesse de croissance maximale est par contre élevée (mais atteinte tardivement). Le blé a une croissance lente et atteint une biomasse aérienne de 1.5 tonnes MS/ha. Sa vitesse de croissance maximale est la plus faible de toutes les espèces présentées ici.

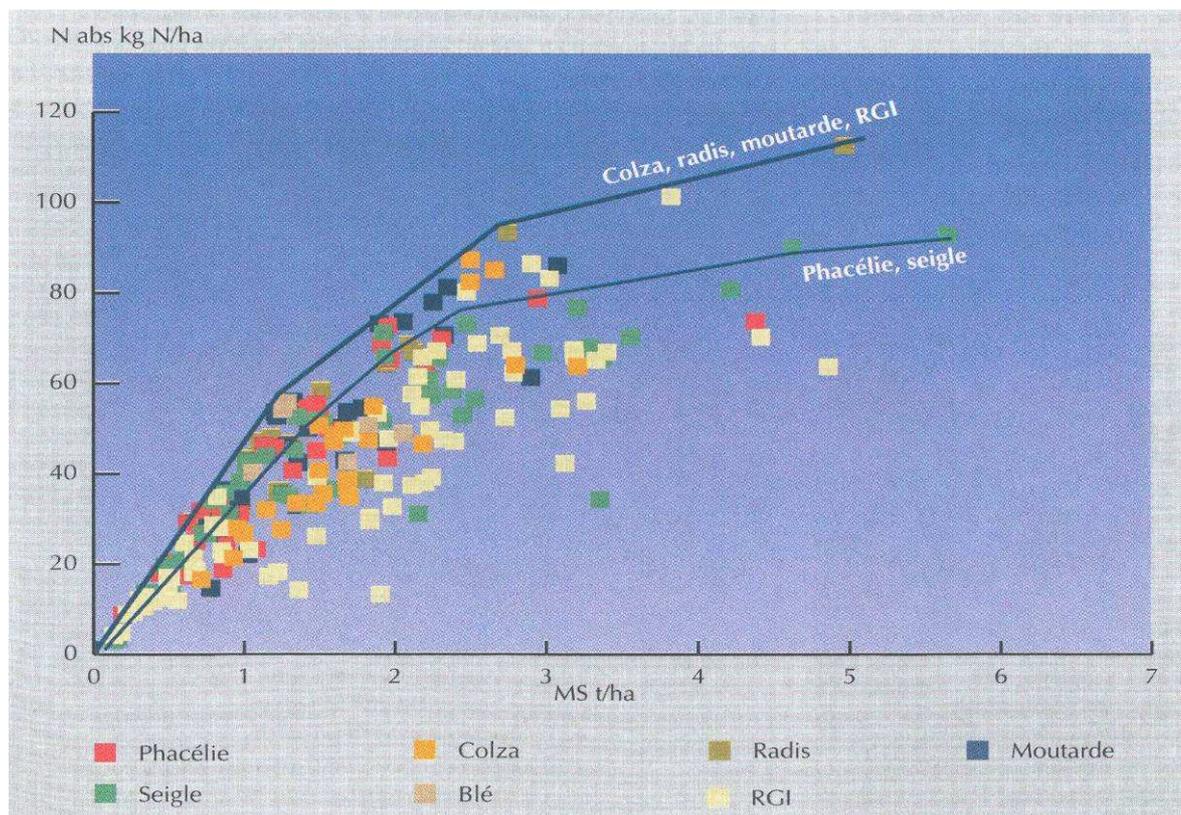


Figure 1 : Azote absorbé en fonction de la biomasse des parties aériennes en situation d'azote limitant (Laurent et al. 1995)

Le choix d'une espèce est fonction du contexte imposé. Le choix sera différent s'il s'agit d'une situation où il faut intercepter rapidement une quantité élevée d'azote minéral dès la récolte (implantation de crucifères) ou d'une situation à minéralisation tardive (implantation de graminées).

Nous pouvons proposer le tableau ci-dessous qui propose une typologie non-exhaustive des situations post-culturelles. Quelques grandes orientations de choix de cultures intermédiaires sont données au regard des caractéristiques de la parcelle, les objectifs assignés à la culture intermédiaire :

Quantité d'azote minéral à la récolte	Minéralisation automnale	Objectifs assignés à la culture intermédiaire	Espèce à privilégier (classement hiérarchique)	Remarques
<i>Elevée, notamment en profondeur</i>	Forte	-installation rapide -croissance rapide et prolongée -potentiel et vitesse d'absorption de l'azote élevés	1. RGI 2. Radis 3. Moutarde 4. Phacélie	La moutarde peut nécessiter une destruction trop précoce pour éviter la pleine floraison. Difficile de concilier une installation rapide avec une croissance prolongée.
	Faible	-installation rapide -croissance rapide -forte vitesse d'absorption de l'azote	1. Moutarde, Radis 2. Phacélie, RGI	
<i>Elevée mais surtout localisée en surface</i>	Forte	-croissance prolongée -vitesse d'absorption de l'azote moyenne -potentiel d'absorption élevé	1. Seigle 2. Phacélie	
	Faible	Culture intermédiaire inutile si pailles à enfouir	Indifférent	Nécessitera une destruction précoce
<i>Faible</i>	Forte	-croissance lente et tardive -potentiel d'absorption élevé	1. Seigle 2. Phacélie	
	Faible	Culture intermédiaire inutile		

Tableau 1 : Typologie de la situation post-culturelle pour aider à l'orientation du choix d'une culture intermédiaire (Machet et al. 1997)

Et les racines ? Ce qui a été précédemment cité concerne la croissance des parties aériennes. Les profils d'enracinement ne présentent pas de fortes différences, entre les diverses espèces, excepté le radis qui présente la plus faible profondeur d'enracinement.

- Les espèces diffèrent légèrement par [leur capacité d'absorption de l'azote](#)

Le classement des espèces pour leur potentiel d'absorption, en conditions non limitantes, est le suivant :

Seigle < colza = RGI < moutarde < phacélie = radis.

A l'exception du blé qui serait limité à environ 100 kg N/ha pour 2.5 tonnes MS/ha, il n'y a pas de grande différence de potentiel d'absorption maximal d'azote entre les différentes espèces environ 150 kg N/ha pour 4 t MS.

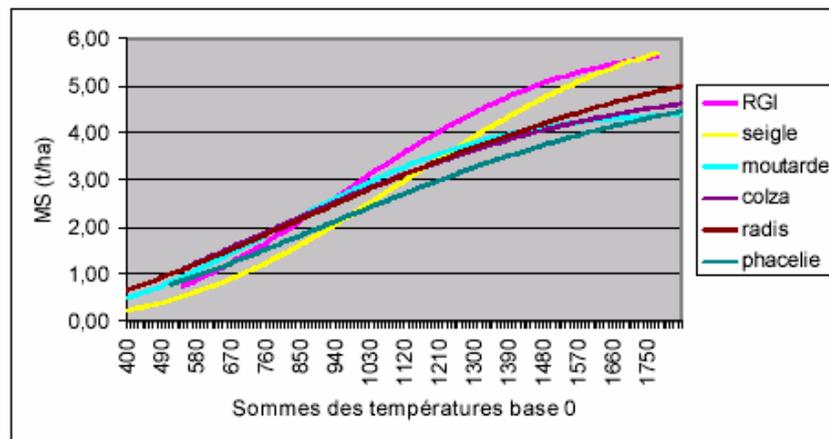


Figure 2 : Courbes de croissances de différentes cultures intermédiaires, modèle de Weibull (d'après Laurent et al. 1995)

Notons que dans des conditions de nutrition azotée limitantes, les crucifères (colza, radis, moutarde) et le ray-grass d'Italie présentent des capacités d'absorption supérieures au seigle et à la phacélie d'environ 20 kg N/ha. Les crucifères sont les couverts ayant la plus forte capacité à absorber de l'azote.

On note une nette inflexion de la quantité d'azote absorbé au-delà de 2.0 à 2.5 tonnes MS/ha. Ceci renforce l'argument en faveur d'une destruction relativement précoce des CIPAN. Au-delà de ce seuil, le couvert n'absorbe plus des quantités significatives d'azote. Obtenir 1.5 à 2 tonnes MS/ha est suffisant pour les CIPAN.

Cependant, la consommation en eau du couvert se poursuit de façon proportionnelle à la fabrication de biomasse. Par conséquent, la CIPAN pourrait alors avoir un effet néfaste en limitant la consommation en eau de la culture de printemps suivante, et en réduisant énormément la lame drainante. Le seuil de 2.5 tonnes MS/ha retenu est atteint au cours du mois de novembre pour la plupart des lieux et des espèces.

L'implantation de CIPAN reste alors tout à fait compatible avec la pratique des « labours d'hiver ».

2.2 Contraintes pratiques à intégrer selon l'espèce choisie

Le choix de l'espèce implantée devra également tenir compte des critères suivants :

- données **agronomiques** : durée de l'interculture (1 à 9 mois), période de l'année, précédent sur la parcelle, caractéristiques de la parcelle,
- **simplicité d'implantation** : La moutarde, le radis, le colza, le seigle et les repousses de céréales se distinguent par leur facilité d'implantation et de destruction,
- faible **coût** de la semence,
- **aptitude** à la levée, **sensibilité** au gel,
- facilité de **destruction**, coût dans le cas d'une intervention chimique, etc,
- **concurrence** envers les adventices,
- **appétence**¹ pour les ravageurs type limaces et nématodes,
- effet sur la **battance** du sol (différence par exemple entre les espèces à implantation rapide et feuilles horizontales et espèces claires à feuilles verticales),

¹ L'appétence pour les ravageurs de la culture intermédiaire est un facteur de risque qui doit être raisonné en complément d'autres paramètres. L'appétence des couverts pour les limaces est très variable. Ainsi, les moutardes et avoines sont peu appétentes, à l'inverse du colza et du seigle.

- **adaptation à la réglementation.** Certaines mesures réglementaires imposent un couvert végétal et fixent une liste de couverts autorisés : dans les zones d'actions prioritaires (ZAC), les légumineuses sont souvent exclues et seule la destruction mécanique y est autorisée,
- **compatibilité avec le matériel et l'organisation du travail sur l'exploitation.** Les espèces à petites graines (ray-grass, phacélie, trèfle) nécessitent un positionnement des semences précis, idéalement 2-3 cm avec de la terre fine et rappuyée pour assurer un bon contact sol-graine.
D'autres espèces comme les crucifères sont faciles à planter avec du matériel existant et en itinéraire simplifié. Elles savent tirer parti de l'humidité résiduelle du sol.
Le seigle et l'avoine ont un niveau d'exigence intermédiaire. Les repousses lèvent spontanément derrière du colza et nécessitent un simple déchaumage derrière des céréales.
- enfin, **en fonction des cultures présentes dans la rotation** : il ne convient pas d'intégrer, dans l'interculture, des espèces végétales de la même famille que la culture suivante afin d'éviter le maintien de ravageurs et le développement de maladies « spécifiques » de cette famille. Par exemple, il faut éviter d'implanter de la moutarde ou du radis dans une rotation intégrant du colza (famille des crucifères).

L'implantation d'une culture intermédiaire nécessite également d'intégrer d'autres contraintes que le choix de l'espèce. Nous ne les développerons pas dans cette fiche mais notons par exemple l'impossibilité de procéder à des déchaumages répétés avant la culture suivante par manque de temps. Ainsi, faute de pouvoir mener à fond une destruction mécanique, on a un risque accru de recours aux herbicides.

RÉFÉRENCES

Alexandre M., 2002. Evaluation par simulation avec le modèle STICS des effets environnemental et agronomique des cultures intermédiaires pièges à nitrate. INRA, ITCF. Mémoire de fin d'études ENSAT, 69 p. + annexes

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques. 188 p.
Disponible sur <http://www.cseb-bretagne.fr>

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 p.

Labreuche J., 2003. Piège à nitrate ou couvert végétal : la date de destruction guidée par l'objectif agronomique. *Perspectives Agricoles*, 295 : 26-28

Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R., 1995. Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206 : 38-49

Machet J.M., Laurent F., Chapot J.Y., Dore T., Dulout A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In : *maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Éditions, Paris, 271-288.

DESTRUCTION DES CULTURES INTERMÉDIAIRES (REPOUSSES, CIPAN,)

CE QU'IL FAUT RETENIR

- La destruction d'une culture intermédiaire se fera aisément selon :
 - l'espèce implantée ;
 - la technique de destruction.

Le choix du couvert végétal doit se faire en anticipant la facilité de destruction au regard des contraintes et des besoins de l'exploitation.

- La destruction est effectuée à des dates et avec des moyens différents selon objectifs de l'agriculteur et les contraintes (type de sol, culture suivante, caractéristiques intrinsèques de l'espèce, ...). Des réglementations parfois spécifiques selon les régions peuvent imposer des temporalités différentes.
- La destruction des cultures intermédiaires se fait dans un souci de faciliter l'implantation de la culture suivante. Or toutes les espèces ne présentent pas la même sensibilité par rapport aux techniques de destruction (mécaniques ou chimiques).
- Le mode de destruction mécanique est couramment jugé plus respectueux de l'environnement, si une grande vigilance est portée aux risques de ruissellement et d'érosion des sols.

Le mode de destruction chimique est efficace mais représente toujours un risque, notamment par rapport aux risques de ruissellement des produits phytosanitaires.

1. ANTICIPER LA DESTRUCTION

La destruction des couvertures hivernales ou cultures intermédiaires est plus ou moins aisée d'une part, selon le type d'espèce implantée et d'autre part, selon la technique de destruction utilisée.

Dans les situations où les herbicides non-sélectifs ne sont pas autorisés en interculture, le gel de certaines espèces sensibles, l'enfouissement par un labour ou un travail superficiel du sol sont les seuls moyens de détruire un couvert.

On peut choisir les couverts en tenant compte de leur facilité à être détruits selon le climat local et le mode de travail du sol envisagé.

Connaître les caractéristiques d'une espèce et le contexte de l'exploitation permet d'anticiper le mode de destruction à utiliser. Le choix d'une espèce qui se détruit « naturellement » peut être appréciable en termes d'allègement de la charge de travail et source d'économies.

Pour implanter la culture suivante en l'absence de labour, il conviendra d'être vigilant avec certains couverts difficiles à détruire chimiquement et dont les repousses seraient non destructibles dans la culture suivante. C'est le cas du radis ou du trèfle avant un pois ou un tournesol par exemple.

2. DESTRUCTION DES COUVERTS VÉGÉTAUX

La destruction de cultures intermédiaires vise à faciliter l'implantation de la culture suivante.

2.1. Sensibilité des espèces aux techniques de destruction

Toutes les espèces ne présentent pas la même sensibilité aux techniques de destruction.

Le recours à la destruction chimique n'est pas systématique.

Le labour, s'il est bien refermé, permet la destruction des couverts dans la majorité des cas.

Le gel détruit les cultures sensibles comme la moutarde, la phacélie et le sarrasin.

Des opérations mécaniques comme le broyage, le labour ou le déchaumage permettent de détruire la moutarde, la phacélie développée ou le tournesol.

Enfin, si ces techniques ne sont pas efficaces et selon les normes en vigueur, le recours aux herbicides permettra une destruction totale et non-sélective du couvert. Cette technique doit se faire au regard des normes environnementales et réglementaires en vigueur sur le site.

2.2. Sensibilité des différentes familles de plantes aux herbicides

Face aux herbicides, la sensibilité des différentes familles de plantes peut être classée des plus sensibles aux plus résistantes : *graminées* → *crucifères* → *légumineuses*.

Les céréales seront traitées à un stade relativement jeune ou sur des repousses avec des produits systémiques.

Le ray-grass est plus difficile à détruire. Il nécessite une dose d'herbicide systémique légèrement supérieure. Les produits de contact sont satisfaisants mais irréguliers selon l'espèce traitée.

Quand le développement des crucifères est important (floraison), seule la destruction chimique par produits systémiques a une activité intéressante. Cependant, les tiges resteront dressées.

La destruction de la phacélie présente des résultats très irréguliers, malgré la destruction chimique. Les différences de stade sont peut-être la cause de ces irrégularités. Les doses à appliquer sont voisines de celles des crucifères (Labreuche, 2003).

2.3. Temporalité des destructions

Les cultures intermédiaires seront détruites à des dates différentes selon les objectifs de l'agriculteur, le type de sol, la culture suivante et les caractéristiques intrinsèques de l'espèce.

Dans le cas des repousses, la destruction s'effectue :

- soit précocement en octobre-novembre, c'est-à-dire un peu avant l'implantation des céréales d'hiver (blé d'hiver) ou la mise en place de la CIPAN ;
- soit normalement au printemps.

Dans le cas des couvertures intermédiaires semées sous couvert, la destruction peut intervenir tôt, dès le mois de décembre. Si l'objectif du couvert intermédiaire est de couvrir le sol, les destructions plus tardives peuvent être envisagées.

Certaines réglementations peuvent imposer des destructions plus tardives, notamment dans l'Ouest de la France, comme c'est le cas dans les Zones d'Action Complémentaire (cf. arrêtés départementaux Directive Nitrate - article 4 du décret du 10 janvier 2001.). Si l'objectif est de couvrir le sol pour limiter la battance et l'érosion sur des limons fragiles par exemple, une couverture du sol plus longue peut être recherchée.

Les dates de destruction trop tardives peuvent cependant poser quelques problèmes pour la culture suivante : un couvert tardif peut absorber de l'azote au détriment de la culture suivante et dans ce cas, la restitution de cet azote ne se fera que partiellement et trop tard par rapport au cycle de la culture. Dans le cas d'un couvert très développé, il peut y avoir aussi un phénomène d'organisation de l'azote (captation d'azote minéral) lors de la décomposition d'où un effet « dépressif ».

Le bilan hydrique peut être lui aussi affecté en cas de destruction tardive.

Selon la période, les destructions chimiques vont avoir des conséquences variables sur la qualité de l'eau. En fin d'automne, les concentrations en herbicides seront plus limitées qu'en fin d'hiver-début du printemps car :

- les surfaces traitées sont moins importantes en fin d'automne qu'en fin d'hiver-début de printemps ;
- le niveau des débits est souvent plus élevé en fin d'automne qu'en fin d'hiver ou au début du printemps.

En conclusion, pour trouver le bon compromis entre d'une part, protection de l'eau et des sols et d'autre part, développement de la culture suivante, il y a des dates à observer au-delà desquelles les risques pour cette culture augmentent. Il convient de prendre en compte la disponibilité en eau et en azote pour la culture suivante ainsi que les conditions d'implantation.

3. LES TECHNIQUES DE DESTRUCTION

3.1. La destruction mécanique

L'objectif de l'utilisation de la destruction mécanique est de limiter l'emploi des produits phytosanitaires.

La destruction mécanique des couvertures hivernales ou des cultures intermédiaires peut être effectuée seule ou combinée avec le désherbage chimique du rang (binage mixte / désherbinage).

Techniquement, la destruction mécanique des couvertures hivernales ou des cultures intermédiaires est effectuée de manière spécifique par broyage, ou intégrée dans le mode de travail du sol habituellement pratiqué, à savoir le déchaumage et le labour (Ferchaud, 2006).

Les principaux critères de réussite sont :

- destruction réalisée sur une culture bien implantée (semis de qualité),
- la combinaison de deux ou trois types de techniques peut augmenter l'efficacité de la destruction mécanique,
- le sol et le temps doivent être secs, voir desséchants, pour mieux détruire les mauvaises herbes (cela évite par ailleurs les problèmes de dégradation de structure du sol),
- le terrain doit être relativement aplani pour une bonne efficacité de ce type de destruction, car selon le relief, les dents de l'appareil ne pénètrent pas assez dans les creux ou pénètrent trop sur les bosses,
- la destruction mécanique fonctionne mieux sur des terres légères et riches en matière organique, que sur des terrains très lourds et compacts.

Quatre modes d'actions entraînent la destruction des adventices et peuvent se conjuguer :

- sectionnement des racines ;
- extirpation des racines associée à leur mise à nu ;
- arrachage des plantules ;
- recouvrement de la plantule.

Les principaux avantages du désherbage mécanique sont résumés dans le tableau 1 ci-après. Quelques nuances doivent être apportées car il ne faut pas négliger le risque de dissémination des adventices à reproduction végétative (bouturage...). En termes de temps de travail, cette technique nécessite souvent de multiplier les passages et ainsi devient exigeante dans sa mise en œuvre et son coût (surcoût temps de travaux). Elle sous-entend également une meilleure maîtrise des différents paramètres (type de sol, pluviométrie, ressuyage, stade de la culture et des adventices...).

Domaine d'application	Points forts obtenus
Les ravageurs et les maladies	- Limite les limaces par perturbation du biotope - Destruction des abris et des œufs.
Les adventices	- Destruction des adventices - Diminution du stock semencier
Agronomie	- Pas d'apparition de résistances ; - Aération du sol / désencroutement des sols battants ; - Meilleur réchauffement au printemps ; - Amélioration de l'activité biologique du sol ; - Facilité de mise en œuvre dans les sols légers ; - Restructuration du sol en surface, donc meilleure infiltration de l'eau et moins de ruissellement.
Environnement	- Absence de résidus d'herbicide dans le sol, les eaux et les aliments ; - Limitation de l'utilisation de pesticides.
Economie	- Large éventail de matériel couvrant toutes les cultures.

Tableau 1 : Le désherbage mécanique et les effets corrélatifs escomptés.

Les techniques de destruction mécanique semblent plus respectueuses de l'environnement que le désherbage chimique. Cependant, il conviendrait de vérifier son impact sur le ruissellement et l'érosion des sols.

3.2. La destruction chimique

La destruction chimique doit se faire dans les meilleures conditions d'efficacité et de sécurité. Un traitement réalisé dans de bonnes conditions permet en effet d'éviter des rattrapages souvent coûteux et préjudiciables pour l'environnement.

L'objectif est de réaliser un traitement efficace tout en évitant la dérive et le ruissellement des produits phytosanitaires.

La destruction chimique présente des avantages mais aussi des contraintes non négligeables. Elle permet de détruire les vivaces (chiendent, houlques, ...) si l'application a lieu quand la végétation est encore active. Les herbicides utilisés devront être appliqués à une dose spécifique aux vivaces. Par contre, pour seulement détruire une CIPAN, la dose adaptée est plus faible.

On peut classer les herbicides non sélectifs utilisables pour la destruction des couvertures hivernales ou cultures intermédiaires, en deux grandes catégories :

- les herbicides systémiques : glyphosate et sulfosates présentent une capacité de destruction totale sur le couvert mais doivent être appliqués sur une végétation en phase de croissance. Les conditions climatiques sont importantes : températures entre 10 et 12 °C minimum et pas de précipitations dans les six heures qui suivent l'application. Les gelées et la rosée peuvent diminuer l'efficacité ;
- les herbicides de contacts : glufosinate ammonium, paraquat, paraquat + diquat, diquat ont la particularité d'agir très rapidement (1 à 5 jours contre 10-15 jours pour les systémiques). Ils sont aussi moins sensibles aux conditions climatiques : application possible par temps incertain (1 à 3 heures sans pluie) et moins dépendant des températures. L'efficacité finale est moins régulière que pour les systémiques et il convient d'intervenir sur des plantes faiblement développées. Sur les plantes très développées, deux applications successives permettront d'atteindre les parties inférieures.

Quelque soit le type d'herbicide, des applications en périodes poussantes sont souvent préférables (octobre- novembre dans bon nombre de régions). Cette fréquence est compatible avec la gestion de l'interculture dans la mesure où les couverts ont atteint un développement minimum.

4. CONCLUSION

Dans le cadre des couvertures hivernales ou cultures intermédiaires, la destruction du couvert passe par la destruction mécanique de préférence. L'introduction d'une destruction chimique représente toujours un risque.

Trois itinéraires de destruction des CIPAN peuvent être conseillés :

- CIPAN broyé pour faciliter sa décomposition après enfouissement (à privilégier) ;
- CIPAN détruit chimiquement et broyé ;
- CIPAN détruit chimiquement mais non broyé.

En cas de destruction mécanique, mieux vaut privilégier la moutarde et la phacélie qui se détruisent facilement, par tous les moyens envisageables (broyage, labour, déchaumage, gel).

D'autre part, les espèces comme la moutarde, la phacélie, sarrasin, tournesol sont sensibles au gel, ainsi leur destruction se fait naturellement.

Pour l'avoine, le seigle et les repousses de céréales, la destruction mécanique est relativement délicate. Dans ce cas, il faut envisager une destruction chimique adaptée (cf. fiches techniques de la CRAB).

	BROYAGE	LABOUR	DÉCHAUMAGE	GEL
moutarde blanche	sensible	très sensible	sensible	sensible
radis fourrager	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
colza	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
trèfle incarnat	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
phacélie	assez sensible	très sensible	assez sensible	assez sensible
repousses de blé	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
avoine d'hiver	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
seigle	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
ray-grass d'italie	peu sensible	très sensible	peu sensible	peu sensible
vesce commune de printemps	peu sensible	très sensible	assez sensible	peu sensible
sarrasin	peu sensible	très sensible	assez sensible	très sensible
tournesol	très sensible	très sensible	très sensible	très sensible

Tableau 2 : Facilité de destruction des cultures intermédiaires par le gel ou des moyens mécaniques (Labreuche, 2003)

La solution, qui consiste à combiner une destruction mécanique des fourrières suivie d'un traitement chimique en plein du cœur de la parcelle, présente quelques avantages :

- limiter les pollutions des eaux par les pesticides consécutives à la dérive et à des traitements trop proches des bords de parcelle, des fossés,
- assurer un état de surface motteux des fourrières, caractérisé par une forte perméabilité (> 40 mm/h), qui limitera considérablement le risque dû au traitement chimique du cœur de la parcelle qui sera fait plusieurs heures ou quelques jours plus tard.

A noter : En zones d'action complémentaire (ZAC), la destruction des couverts végétaux doit être mécanique par travail du sol. Toute destruction chimique est interdite, sauf dans les cas de cultures légumières ou de travail du sol simplifié.

Dans ces deux cas, la destruction chimique reste interdite (1) sur les parcelles classées à risque phytosanitaire élevé, (2) à moins de 15 m des bordures de cours d'eau, (3) à moins de 2 m des fossés, (4) dans le cas où l'exploitant demande à bénéficier de l'aide agri-environnementale prévue pour l'implantation du couvert végétal.

 **RÉFÉRENCES**

Chauvin M., Cros-Cayot S., Houben V., Plet P., 1997. Elaboration des programmes d'action de la directive nitrate en Bretagne : éléments de diagnostic et de préconisations. Vol 2 : guide des principales références utilisables. CRAB, Rennes, 91 p. + annexes

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques. 188 p.
Disponible sur : <http://www.cseb-bretagne.fr>

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 p.

Labreuche J., 2003. La date de destruction guidée par l'objectif agronomique, *Perspectives agricoles* n°295, p26-28.

Laurent F., Machet J.M., Pellot P., Trochard R., 1995. Cultures intermédiaires pièges à nitrates : comparaison des espèces. *Perspectives Agricoles*, 206 : 38-49

IMPACTS DU TRAVAIL SIMPLIFIÉ DU SOL EN INTERCULTURE (RÉSIDUS DE CULTURE, NON-LABOUR)

● DÉFINITION

 **Déchaumage** : travail superficiel du sol destiné à enfouir les chaumes et restes de paille afin de favoriser leur décomposition. Il intervient après la moisson et avant les labours profonds.

 **Mulching** : consiste à ne pas incorporer les résidus de culture mais à les laisser sur le sol après broyage.

 Les méthodes de **travail simplifié du sol** se caractérisent par l'absence de labour profond. Elles sont souvent associées à une couverture du sol toute l'année.

Parmi les différentes formes de travail simplifié du sol, certaines s'appliquent pour gérer la période d'interculture :

- L'incorporation des résidus de récolte.
- Le non-labour du sol.

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- **La gestion des résidus de récolte** est particulièrement importante en période d'interculture. Elle s'organise selon **deux temporalités** :
 - à l'automne, l'apport de pailles entraîne une baisse des quantités d'azote minéral présente dans le sol et susceptibles d'être lessivées ;
 - en hiver, il faut extrapoler l'apport potentiel des résidus restitués au sol aux prévisions de fertilisation azotée de la culture suivante.
- Les résidus peuvent être gérés selon trois méthodes :
 - **l'enfouissement des pailles** par déchaumage ou labour entraîne une moindre minéralisation nette de l'azote ;
 - **brûler les pailles** s'avère être une technique à risque puisqu'elle entraîne une minéralisation nette importante ;
 - **les pailles mulchées** restent une technique aléatoire avec une minéralisation de l'azote légèrement supérieure par rapport au déchaumage.

L'enfouissement des pailles est la technique à privilégier. Il faut garder à l'esprit que l'enfouissement doit impérativement être effectué avant que ne débutent les transferts d'azote au-delà de l'horizon de surface.

- **Le non-labour** aura un **impact positif à plusieurs égards** :
 - sur les stocks de carbone et le cycle de l'azote : un profil labouré sera plus riche en azote minéral en automne et en hiver par rapport à un profil soumis à un semis direct ;
 - sur les transferts hydriques : associé au mulch végétal, le non-labour diminue le ruissellement, bien que la rugosité soit plus faible ;
 - sur les fuites de nitrate : recommencer à labourer après une période de non-labour peut augmenter les fuites de nitrates par rapport à un labour régulier si on n'observe pas une temporalité correcte. Il faut limiter le travail intensif à l'automne.

Toutefois, le non-labour présente **l'inconvénient de concentrer le phosphore** dans les couches de surface dans des régions qui présentent un bilan en phosphore excédentaire.

- Le recours aux techniques simplifiées du travail du sol s'intègre bien dans une stratégie globale de contrôle des transferts d'azote. Cependant, cet effet est inférieur aux capacités des CIPAN.

Dans les fiches précédentes, nous avons développé quels peuvent être les impacts d'une culture intermédiaire (CIPAN, repousses) et les conditions de leur implantation pour limiter au mieux les pertes de nitrate pendant l'interculture. Pour optimiser cette période d'interculture, il existe également d'autres leviers techniques disponibles :

- la gestion des résidus de récolte,
- le travail du sol.

1. PROCESSUS DE TRANSFORMATION DE L'AZOTE DANS LE SOL

L'ensemble des processus de transformation de l'azote dans le sol est exposé dans la fiche B-1. Pour mieux comprendre la fiche qui suit, nous ne rappelons ici que le processus concernant la transformation "azote minéral en azote organique" et vice versa.

1.1. Processus de minéralisation et d'organisation de l'azote

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

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

La décomposition des résidus végétaux incorporés au sol (minéralisation) s'accompagne d'un blocage de l'azote minéral sous forme organique par la microflore du sol, processus appelé "organisation" ou "immobilisation" (Nicolardot *et al.*, 1997).

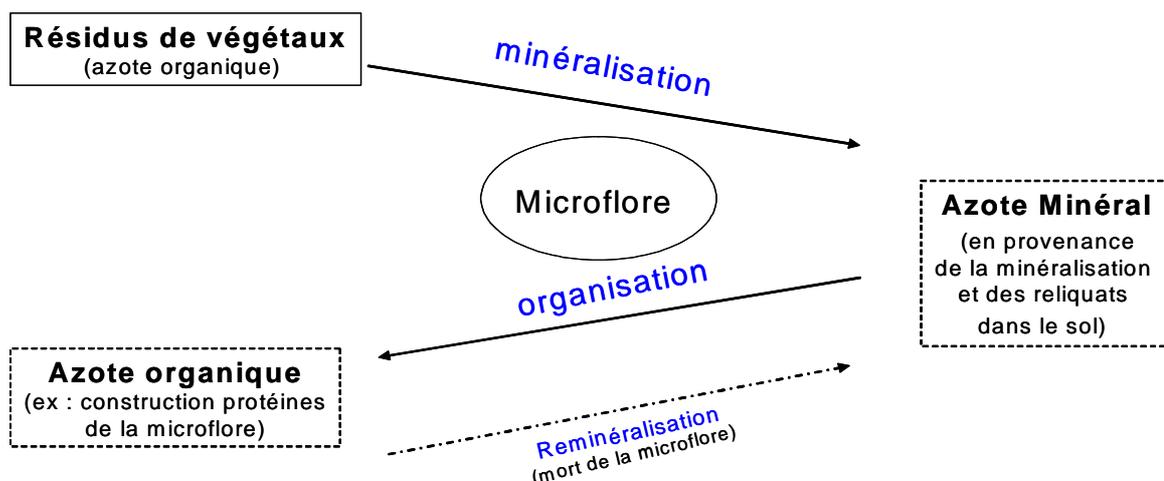


Figure 1 : Processus microbiens régissant le cycle interne de l'azote dans le sol

Si la minéralisation est plus importante que l'organisation, on observe une **production d'azote minéral ou minéralisation nette**.

Dans le cas contraire, on observe une **disparition d'azote minéral** (transformé en azote organique) ou **organisation nette** (Recous, 1995).

1.2. Importance du rapport C/N des résidus végétaux

Les micro-organismes hétérotrophes du sol assurant la décomposition utilisent le carbone organique pour satisfaire leurs besoins énergétiques et de croissance. Les besoins en azote nécessaires à cette croissance (construction de leurs protéines) sont également importants.

Si le C/N des résidus est bas, les résidus décomposés contiennent plus d'azote que les besoins azotés de la microflore : la dégradation des résidus conduit à une minéralisation nette (même si une courte phase d'organisation peut être observée dans un premier temps). Au contraire, si ce rapport C/N est élevé, les quantités d'azote contenues dans les résidus sont insuffisantes, cela conduit à une organisation nette.

L'effet net, à terme, de la dégradation des résidus de culture et par conséquent de l'organisation de l'azote minéral en azote organique va donc dépendre de leur rapport C/N (Nicolardot et Recous, 2001).

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

2. INCORPORATION DES RÉSIDUS DE RECOLTE

Afin d'optimiser la conduite de la période de l'interculture, il convient de **tenir compte des résidus de récolte pour la fourniture en éléments fertilisants**.

2.1. Décomposition des résidus de récolte

La gestion des résidus de récolte pendant l'interculture s'organise selon deux périodes :

- **à l'automne**, la valorisation potentielle d'organisation microbienne de l'azote minéral accompagne la décomposition des résidus de récolte. A cette période, **l'objectif est de minimiser les quantités de nitrate susceptibles d'être lessivées**. Les résidus tels que pailles de céréales, maïs ou tournesol ont un fort potentiel pour l'organisation de l'azote. **Les apports de paille entraînent une diminution significative des quantités d'azote minéral présentes dans le sol**. Le risque d'entraînement des nitrates en profondeur est réduit (Taureau, 1995).
- **en hiver**, les résidus de cultures intermédiaires, riches en azote et facilement décomposables, sont restitués au sol. Il faut **extrapoler leur cinétique de décomposition et la minéralisation d'azote à court et moyen terme, afin de l'intégrer aux prévisions de fertilisation azotée de la culture suivante**. Le rapport C/N des résidus détermine leur effet à terme sur la fourniture d'azote (minéralisation ou organisation nette). Les pailles de céréales, de colza et les cannes de maïs ont un C/N suffisamment élevé pour provoquer une organisation nette d'azote lors de leur décomposition.

En été et début de l'automne, la décomposition d'un résidu sera principalement contrôlée par l'humidité du sol puis par la température.

La répartition des résidus dans la couche labourée du sol doit être homogène afin d'améliorer l'interception de l'azote par les décomposeurs et de limiter l'hétérogénéité spatiale des vitesses de décomposition et de la disponibilité de l'azote minéral qui en résulte.

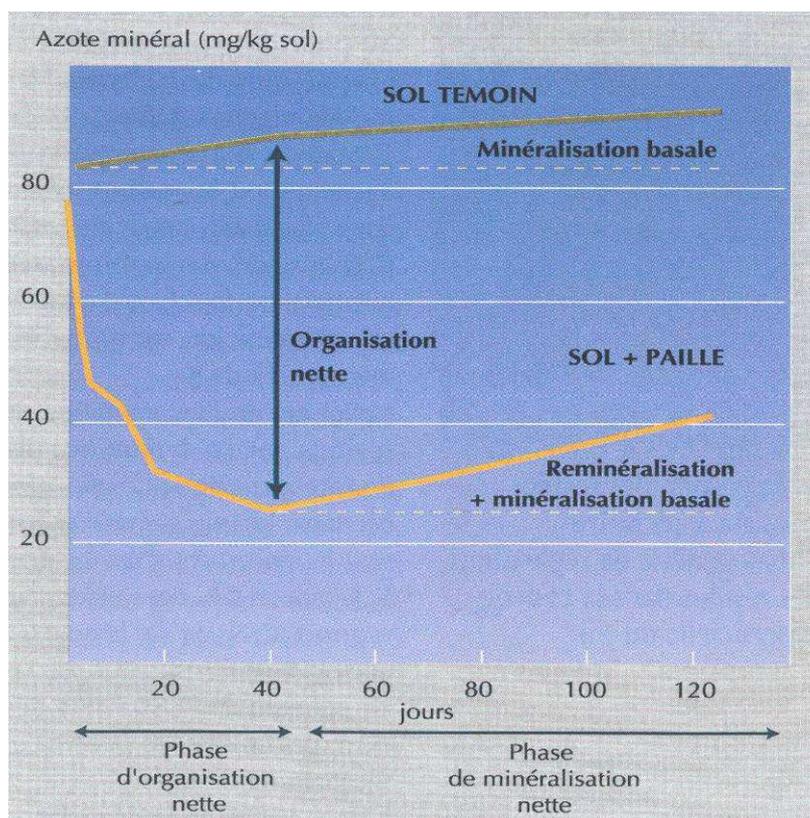


Figure 2 : Evolution de l'azote minéral au cours du temps dans un sol recevant un apport de paille de blé et le même sol n'en recevant pas, incubation en conditions contrôlées à 15°C (Recous, 1995)

La figure 2 ci-dessus met en évidence une phase de reminéralisation qui suit la phase d'organisation nette d'azote. En effet, lorsque le substrat carboné s'épuise, il y a une forte mortalité de la biomasse microbienne, ce qui provoque une libération d'azote minéral : c'est la phase de reminéralisation. Cette reminéralisation de l'azote est lente et partielle (Recous, 1995).

2.2. Efficacité selon le rapport C/N

Dans le paragraphe 1.2, nous avons rappelé l'importance du rapport C/N des résidus végétaux par rapport au processus de minéralisation-organisation.

Les pailles de blé, de colza et les cannes de maïs ont un C/N élevé contrairement aux résidus de betteraves, de pois (Minette, 2005).

L'organisation potentielle d'azote par des résidus à C/N élevé peut être importante. Elle a été estimée à 15 kg N/tonne de paille de blé, au laboratoire, en conditions contrôlées et favorables, soit 120 kg N/ha pour 8 tonnes de pailles (Recous, 1995).

Cependant, les valeurs observées au champ sont nettement plus faibles car certains facteurs limitent la décomposition des résidus et l'organisation d'azote :

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

Une température élevée, une humidité importante (sauf conditions anaérobies) et une forte disponibilité en azote favorisent la dégradation des résidus (F.Ferchaud, 2006).

2.3. Mode de gestion des résidus de récolte et quantités d'azote minéral dans le sol

2.3.1. L'enfouissement des pailles (par déchaumage ou labour)

Incorporer les pailles de céréales dans le sol après récolte entraîne une organisation de l'azote qui conduit à une soustraction d'azote minéral du sol, et limite le lessivage hivernal des nitrates vers les nappes souterraines. L'« effet paille » se traduit par une moindre minéralisation nette calculée (minéralisation < organisation).

L'effet d'organisation s'effectue au contact de la paille. Donc son siège est exclusivement dans la partie du sol touchée par le mélange. Un enfouissement dans les premiers centimètres du sol est généralement plus efficace qu'un mulching¹ pour favoriser cette organisation (meilleur contact sol – résidus).

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

En effet, l'enfouissement des résidus avec un déchaumage² après la récolte a été encouragé sur le bassin de Bruyères (Aisne), entre 1991 et 1999. L'immobilisation par les résidus de culture y est estimée en moyenne à 24 kg N/ha, en fin d'automne. Ces résultats sont cohérents avec les résultats d'autres études (17-24 ou 10-25 kg N/ha) cités par Beaudoin *et al.* (2005a).

2.3.2. Brûlage des pailles : une technique à risque

En pailles brûlées, on observe une minéralisation nette supérieure à celle en mode "pailles enfouies", en moyenne 33 kg N/ha en plus (F.Ferchaud, 2006).

Le brûlage des pailles prive la microflore du sol du carbone contenu dans ses résidus. En conséquence, l'organisation microbienne de l'azote minéral du sol est inférieure à ce qu'elle est en présence de pailles enfouies.

2.3.3. Pailles mulchées : une technique aléatoire qui n'a pas fait ses preuves

La technique du mulching consiste à ne pas incorporer les résidus de culture comme le fait un déchaumage mais à les laisser sur le sol après broyage.

La minéralisation avec le mulching est en moyenne supérieure de 3,8 kg N/ha par rapport à un déchaumage. Le reliquat avant drainage présente pour sa part peu de différence, puisqu'il représente en moyenne 1.5 kg de N/ha de plus pour le mulching (moyennes établies sur un échantillon de 23 résultats).

La suppression de tout travail au sol, impliqué par le mulching, diminuerait la minéralisation. Cependant, le mulching ne permet pas de bénéficier du potentiel d'organisation d'un résidu carboné qui dans le cas du déchaumage d'une paille de céréale est évalué à environ 15 kg N/t de matière sèche (F.Ferchaud, 2006).

On peut observer ponctuellement un intérêt dans cette technique quand la répartition des résidus au sol est la plus homogène possible.

Néanmoins, il est difficile d'en faire une base fiable de préconisation.

¹ Mulching : broyage des pailles laissées ensuite en l'état sur le sol (paillis)

² Déchaumage : travail superficiel du sol destiné à enfouir les chaumes et restes de paille afin de favoriser leur décomposition.

2.4. Efficacité des modes de gestion des résidus de récolte

L'enfouissement est, dans tous les cas de figure, préférable au mulching et à l'exportation ou, pire, au brûlage. Le brûlage des pailles augmente nettement la quantité d'azote en interculture, particulièrement en parcelle labourée.

L'effet des résidus de culture, pour l'essentiel, ne peut avoir lieu que dans les zones de contact sol-résidu. Un broyage suffisamment fin des pailles est un gage d'efficacité car il augmente la surface de contact. L'enfouissement ultérieur doit être aussi homogène que possible. Cet enfouissement superficiel permet de laisser la matière végétale se décomposer durant 20 à 25 jours, avant de labourer.

En tout état de cause, il est indispensable d'incorporer au sol les résidus avant que débutent les transferts d'azote au-delà de l'horizon de surface.

Les coûts associés en termes de temps de travail et de matériel nécessaire sont des contraintes dont il faut tenir compte. En Bretagne, la limite majeure est le besoin de paille pour les éleveurs laitiers qui utilisent d'une part leur propre paille et d'autre part en achètent aux autres exploitants agricoles. La paille est ainsi souvent exportée. Elle représente une valeur marchande réelle.

Mais, il reste encore à progresser pour tirer le meilleur parti des pailles vis-à-vis de leur potentiel de piégeage de l'azote minéral présent.

Les situations où il est nécessaire de piéger de l'azote présent à la récolte en profondeur sont redevables d'une technique différente : l'implantation de CIPAN (voir fiches H-2, H-3, H-4).

3. LE NON-LABOUR

Les techniques de non-labour peuvent consister soit en un travail superficiel qui s'effectue sur toute la surface de la parcelle sur les premiers centimètres de sol, soit en un semis direct qui limite le travail du sol à la ligne de semis (F.Ferchaud, 2006).

Si on travaille le sol de façon superficielle, de nombreux changements surviennent sur les propriétés structurales du sol et le cycle de l'azote dans le sol. Quels sont aussi les effets du non-labour sur les transferts hydriques et les fuites de nitrate ?

3.1. Impacts sur le stock de carbone et le cycle de l'azote dans le sol

Le non-labour entraîne une accumulation de la matière organique en surface (Germon *et al.* 1994). La teneur en carbone et azote organique décroît avec la profondeur en situation de non-labour, alors que le labour, en mélangeant la matière organique sur l'ensemble de la couche de labour, provoque une homogénéisation de ces teneurs (Labreuche et Bodet, 2001).

Le site expérimental à Boigneville (91) géré par Arvalis a mis en évidence que le stock de carbone organique de la couche arable en travail superficiel et semis direct a augmenté de + 7 % et + 6 % par rapport au labour au bout de 28 années (Labreuche et Bodet, 2001 ; Recous et Laurent, 2001).

Cette augmentation a été confirmée par des mesures de stock de carbone et d'azote organique effectuées au bout de 32 ans d'expérimentation (Oorts, 2006). Les stocks de carbone et d'azote des parcelles en semis direct étaient respectivement de 15 % et 10 % supérieurs aux stocks des parcelles en labour pour la couche 0-20 cm.

L'augmentation du stock de carbone organique en non labour est très souvent rapportée dans la littérature internationale, même si les valeurs proposées sont assez variables (INRA, 2002).

L'augmentation du stock d'azote est liée à un ralentissement de la minéralisation sur le long terme. A l'échelle de l'année, ce ralentissement est compensé par l'augmentation du stock et donc du pool d'azote minéralisable.

Si les quantités annuelles d'azote minéralisé sont équivalentes entre labour et non-labour, il existe des différences temporelles. Plusieurs études citées par Germon *et al.* (1994), montrent une plus grande richesse du sol en azote minéral en automne et hiver dans un profil labouré par rapport à un profil soumis à semis direct. Stenberg *et al.* (1999) observent également une augmentation de la minéralisation automnale plus élevée après un labour que quand celui-ci est reporté au printemps.

3.2. Impacts sur les transferts hydriques

Les techniques de non labour associées au mulch végétal sont généralement reconnues pour réduire le ruissellement (Oorts, 2006 ; Germon *et al.* 1994 ; Réal *et al.* 2005). Cependant, la rugosité de surface est généralement plus forte en labour dans les jours et semaines qui suivent le travail du sol.

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

3.3. Impacts sur les fuites de nitrate

Concernant le drainage et les risques de pertes d'azote par lixiviation, les quelques références disponibles sur l'effet du non-labour peuvent parfois apparaître contradictoires.

Recommencer à labourer après une période en non labour pourrait augmenter les risques de fuites de nitrate par rapport à un labour régulier (Catt *et al.* 2000). Dans la mesure du possible, limiter le travail intensif à l'automne, de type labour ou travail superficiel, serait une première mesure positive sur les pertes en nitrate. Inversement, d'après Briffaux et Aubrion (1998), en cas de déchaumage intensif, les pertes de nitrates augmentent.

La gestion des fuites de nitrate passe par le respect très strict de la temporalité de la pratique du labour et/ou du non-labour.

On manque encore de recul pour évaluer l'efficacité du non labour vis-à-vis de la limitation des fuites de nitrate, car ces techniques sont apparues depuis quelques années seulement et sont encore assez peu pratiquées.

Le choix d'une simplification du travail du sol (semis direct) n'est donc pas incompatible avec une stratégie globale de limitation du risque des transferts d'azote. Cependant, cet effet est dans un ordre de grandeur inférieur à ce que l'on peut attendre de l'implantation d'une CIPAN. Le recours à ces techniques simplifiées doit donc s'imposer pour des critères autres que celui d'une maîtrise des risques de lessivage de l'azote en période hivernale (temps de travail par exemple).

3.4. Impacts sur le phosphore dans le sol

Le non-labour ou les techniques culturales simplifiées (TCS) présentent l'inconvénient de concentrer le phosphore dans les couches de surface dans des régions qui présentent un bilan en phosphore excédentaire. Ceci a pour conséquence d'augmenter considérablement la vitesse d'enrichissement en phosphore et par là, le risque de transfert du phosphore par ruissellement des versants vers le réseau hydrographique.

L'excédent du bilan en phosphore à l'échelle de la Bretagne a été recalculé et mis à jour dernièrement. Il se monterait à environ 35 000 tonnes de P par an.

Si on suppose que cet excédent était régulièrement réparti sur l'ensemble de la superficie agricole utile de Bretagne, cela conduirait à un enrichissement des sols de 20 à 25 kg de P par hectare, soit d'environ 6 ppm de phosphore par an.

En faisant la supposition d'un sol ayant une teneur moyenne de 1250 ppm de phosphore total (valeur moyenne observée en 2005), on observerait avec un travail du sol conventionnel par labour, un enrichissement en vingt ans de 120 ppm, pour atteindre 1370 ppm de P total.

Mais pour un sol, sous régime de TCS, cet enrichissement serait concentré sur une profondeur moindre et conduirait à un enrichissement de la couche de surface d'environ 360 ppm pour atteindre 1610 ppm de P total. On sait que cet enrichissement qui correspondrait à environ 28% de la teneur initiale en phosphore total du sol, se traduirait par une augmentation plus que proportionnelle des formes de phosphore les plus mobiles dans l'environnement et par exemple par un doublement du phosphore Olsen par exemple (passant de 60-65 ppm à

120-130 ppm). L'augmentation du risque de perte du phosphore par ruissellement qui en résulte s'en trouverait ainsi fortement augmenté.

L'impact global du non-labour sur le risque de transfert du P par ruissellement sur les versants reste encore à évaluer puisqu'il s'agit de faire le bilan entre, d'un côté l'augmentation du risque de transfert consécutif à l'enrichissement des couches de surface en P et d'un autre côté, la diminution du risque de ruissellement due à l'amélioration des états de surface.

Il faut aussi signaler que les TCS se traduisent par un salissement des terres qui conduit à des traitements herbicides plus nombreux et plus forts, et donc plus à risque. Ceci conduit aussi à une plus faible efficacité des herbicides.

RÉFÉRENCES

Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 2005. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau : fiches techniques et scientifiques. 188 p.
Disponible sur : <http://www.cseb-bretagne.fr>

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 p.

Germon J.C., Tareau J.C., Thomas J.M., 1994. Effets des méthodes simplifiées de travail du sol sur les transformations de l'azote et leurs conséquences sur le lessivage des nitrates. In : *Simplification du travail du sol*, INRA (Eds.), Paris, p. 125-154

Gillet J.P., Brinet M., Brosseau M., 2003. Exemple de la ferme de la Jaillière : dix ans de pratiques raisonnées. *Perspectives Agricoles*, 289 : 16-19

Labreuche J., Bodet J.M., 2001. Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : conséquences des techniques de travail du sol. *Perspectives Agricoles*, 272 : 54-57

Machet J.M., Laurent F., Chapot J.Y., Dore T., Dulout A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In : *maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris, 271-288

Real B., Labreuche J., Heddadj D., 2005. Pollution des eaux : l'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. *Perspectives Agricoles*, 309 :24-28

Recous S., 1995. Incorporation des résidus végétaux : quel effet sur la dynamique de l'azote ? *Perspectives Agricoles*, 206 : 9-15

Recous S., Laurent F., 2001. *Matières organiques et travail du sol*. En ligne : <http://www.inra.fr/actualites/DOSSIERS/sol/labour.html>, 3 p.

Stenberg M., Aronsson H., Lindén B., Rydberg T., Gustafson A., 1999. Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combine with catch crop. *Soil and Tillage Research*, 50 : 115-125

Taureau J.C., Mary B. 1995. Incorporation des pailles : quel est l'impact sur l'azote minéral du sol ? *Perspectives Agricoles*, 206 : 16-19.



Le phosphore dans le sol

○ **Fiche I-1**

Formes du phosphore dans le sol et méthodes de mesure

○ **Fiche I-2**

Phosphore dans le sol : capacité maximale de fixation en phosphore, taux de saturation, pouvoir fixateur, coefficient de partage, pouvoir tampon.

FORMES DU PHOSPHORE DANS LE SOL ET MÉTHODES DE MESURE

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les différentes formes de phosphore dans le sol sont :

- le phosphore total ;
- le phosphore non assimilable ;
- le phosphore dit assimilable (encore appelé mobilisable ou biodisponible) ;
- le phosphore soluble à l'eau.

Les sites de fixation du phosphore sont préférentiellement des composés de l'aluminium et du fer dans les sols acides, et des composés du calcium et du magnésium dans les sols basiques.

Les méthodes de mesure du phosphore se déclinent pour s'adapter aux formes de phosphore. Les plus couramment utilisées sont :

- d'une part pour le phosphore soluble à l'eau :
 - la méthode de dilution isotopique (dans une première phase de la méthode de dilution isotopique, on mesure le phosphore soluble à l'eau puis dans une seconde phase, on mesure le phosphore dit diffusible) ;
 - la méthode Sissingh.
- d'autre part pour le phosphore dit assimilable :
 - la méthode de dilution isotopique ;
 - la méthode Olsen ;
 - la méthode Mehlich III ;
 - la méthode Joret-Hébert ;
 - la méthode Dyer ;
 - la méthode « acétate ».

LES SITES DE FIXATION DU PHOSPHORE (P)

Dans les sols acides, le phosphore (P) se fixe sur des sites électropositifs qui sont essentiellement fournis par des composés de l'aluminium amorphes, cryptocristallisés ou mal cristallisés. Ces composés de l'aluminium sont des hydroxydes ou des alumino-silicates. Des composés du fer (oxydes, hydroxydes, oxyhydroxydes) constituent secondairement d'autres sites de fixation du phosphore.

Dans les sols calcaires, ce sont les carbonates de calcium et secondairement de magnésium qui constituent les sites de fixation du phosphore.

En conséquence :

- dans des sols calcaires, l'indicateur P/Ca peut être utilisé afin d'apprécier la saturation en P des sols ;
- dans des sols acides le rapport P/Al (Al disponible) est utilisé, au Québec comme indicateur de la saturation des sites de fixation du P, lequel paramètre traduit un risque de transfert accru vers les eaux de surface. On peut aussi utiliser le rapport P/Al + Fe dans la mesure où la prise en compte du fer améliore l'évaluation du taux de saturation.

● LES FORMES DU PHOSPHORE ET LEURS MÉTHODES DE MESURE

Les différentes formes de phosphore dans le sol peuvent être représentées de la façon suivante :

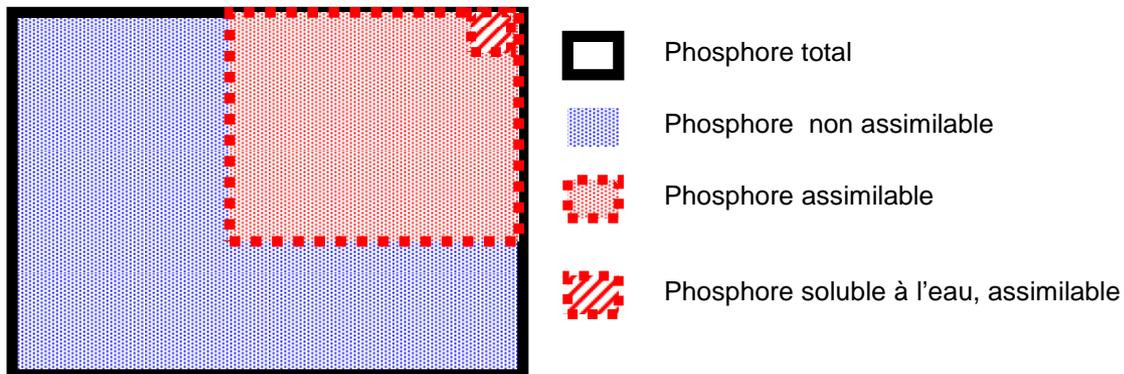


Figure 1 : répartition des différentes formes de phosphore dans le sol.

N.B. : le phosphore soluble à l'eau constitue évidemment une part du phosphore assimilable.

● Le phosphore total

Toutes les formes de phosphore présentes dans un sol peuvent être mesurées suite à une extraction du phosphore total. Le phosphore total est mesuré par colorimétrie après minéralisation (voir fiche G-4).

● Le phosphore non assimilable

Une part essentielle du phosphore présent dans les sols se trouve sous des formes non-assimilables : il s'agit de formes du phosphore très peu solubles et fortement liées aux constituants du sol. On le détermine par différence entre phosphore total et phosphore assimilable.

● Le phosphore dit assimilable (encore appelé mobilisable ou biodisponible)

Différentes méthodes d'extraction simulent très grossièrement le fonctionnement des racines. L'objectif est de quantifier la part de P biodisponible¹. La complexité de ce processus a conduit à une multiplication des protocoles.

Sans faire une présentation exhaustive des protocoles qui ont été proposés, on peut citer un certain nombre d'entre eux qui sont utilisés en France ou qui sont particulièrement importants de par le monde :

1 – la méthode Olsen : il s'agit d'un protocole, fréquemment utilisé, relativement « doux » qui extrait des formes particulièrement mobiles du phosphore. Conséquemment, les teneurs en phosphore Olsen sont plus faibles que celles obtenues avec des protocoles plus agressifs. Il permet d'extraire le P assimilable sur sols calcaire avec un pH à 8,5.

2 – la méthode Mehlich et tout particulièrement la méthode Mehlich-3. En Amérique du Nord, il s'agit de l'une des méthodes les plus utilisées. En France, la méthode Mehlich est rarement utilisée dans les laboratoires d'analyses.

¹ La biodisponibilité traduit l'aptitude à fournir un flux de PO₄ assimilable par les végétaux à partir d'un stock de P-total du sol ou de suspensions ou sédiments.

Cette méthode est pourtant très intéressante par rapport aux autres méthodes car elle permet de :

- déterminer à la fois le phosphore disponible ainsi que les cations et anions échangeables et surtout les métaux lourds ;
- mettre en place un indicateur agro-environnemental : le taux de saturation ainsi que ses applications agronomiques, environnementales et réglementaires.

3 – la méthode Joret-Hébert : il s'agit de la méthode la plus couramment utilisée en France dans les sols calcaires. On dispose en France de tout un contexte de références expérimentales qui permet d'interpréter ces résultats de phosphore Joret-Hébert. Cette méthode extrait le P à l'oxalate acide d'ammonium à un pH compris entre 6,5 et 7 (INRA, Arras).

4 – la méthode Dyer : elle est couramment utilisée en France dans les sols acides. Elle est très peu utilisée dans les autres pays, mais on dispose en France dans les sols acides de tout un contexte de références expérimentales qui permet d'interpréter les résultats de phosphore Dyer. Cette méthode extrait le P par un acide citrique à un pH inférieur à 7.

Cette méthode se corrèle bien avec la méthode Mehlich-3. Des applications de cette corrélation sont possibles dans la pratique. En effet, la relation entre P Dyer et P Mehlich-3 peut permettre d'estimer le niveau de saturation en phosphore et la capacité de fixation en phosphore de certains sols bretons, dont le niveau en phosphore Dyer a été mesuré en transposant les notions de taux de saturation qui ont été élaborées en Amérique du Nord sur la base de la méthode Mehlich-3.

5 – la méthode « acétate » : selon les cas, le réactif d'extraction utilisé est l'acétate d'ammonium ou acétate de sodium. Il s'agit d'un protocole plus agressif que les méthodes précédentes. La méthode acétate d'ammonium réalisée à pH 7 est adaptée aux sols acides et la méthode acétate de sodium à pH 8,8 est adaptée aux sols calcaires.

Comme pour la méthode Mehlich-3, la méthode acétate permet simultanément d'extraire des formes de l'aluminium mais compte tenu de l'agressivité de cette méthode, les formes extraites comprennent des composés amorphes ou crypto-cristallins qui jouent un rôle dans la fixation assez énergique du phosphore.

● Le phosphore soluble à l'eau

Les formes les plus solubles du phosphore sont dites solubles à l'eau. Les quantités de phosphore « solubles à l'eau » dépendent du protocole expérimental utilisé et en particulier du temps d'échange entre le sol et l'eau, du rapport sol/eau et du mode de contact (agitation ou non...). Citons simplement deux protocoles différents :

1 – la méthode Sissingh : cette méthode a été développée à l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement du Québec (IRDA), en s'appuyant pour partie sur le protocole de dosage du P soluble à l'eau (Murphey *et al.* 1962). La méthode Sissingh est utilisée au Québec ;

2 – la méthode de dilution isotopique car dans une première étape de cette méthode, on mesure des formes de phosphore dites solubles à l'eau. Développée en France par Fardeau J.C. (Centre de recherche de Cadarache), la méthode isotopique semble offrir une bonne idée de la biodisponibilité du phosphore. Fardeau définit ce phosphore biodisponible comme « l'ensemble du phosphore d'un système sol-solution qui peut rejoindre la solution sous forme d'ions phosphate pendant un temps compatible avec les possibilités de prélèvement du végétal en croissance ». La méthode des cinétiques d'échange ^{32}P demandent des matériels et une gestion de laboratoire spécifique, en raison de manipulation de substances marquées (Fardeau, 1988).

Les résultats de la méthode Sissingh et de phosphore échangeable par la méthode de dilution isotopique sont corrélés entre eux, mais les valeurs de phosphore échangeable de la méthode de dilution isotopique sont moindres que les valeurs de phosphore soluble à l'eau selon la méthode Sissingh.

● Efficacité comparée des méthodes d'extraction

Les différentes méthodes citées extraient des quantités variables de phosphore d'un sol. **Dans le contexte des sols acides**, on peut les classer selon leur efficacité d'extraction :

P échangeable "Dilution isotopique" < *P* soluble "Sissingh" < P_2O_5 assimilable "Olsen" < P_2O_5 assimilable "Mehlich-3" < P_2O_5 assimilable "Joret-Hébert" < P_2O_5 assimilable "Dyer" < P_2O_5 assimilable "Acétate" < *P* total

● Efficacité comparée des méthodes d'extraction pour le P disponible des sols de Bretagne

Dans le contexte des sols de Bretagne, très riches en formes amorphes d'Al et de Fe, les relations entre les méthodes Mehlich-3, Dyer et oxalate ont été récemment analysées :

Mehlich-3 < *Dyer* < *Oxalate*.

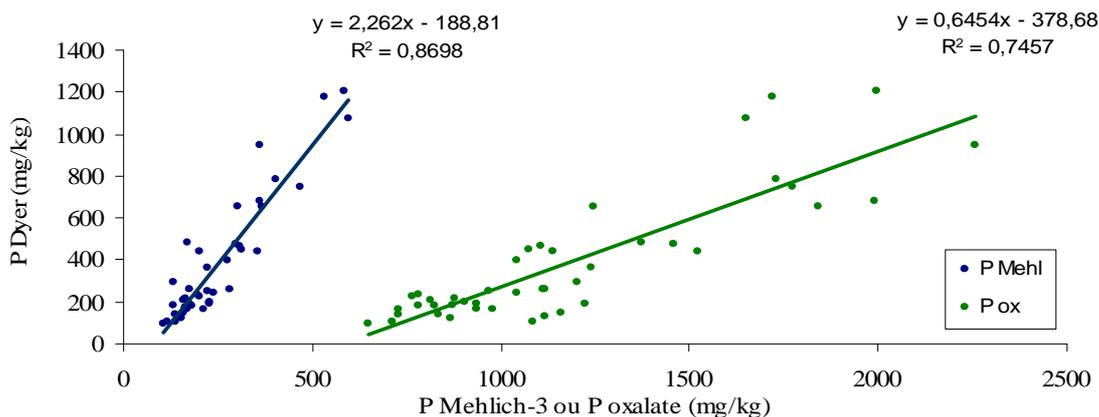


Figure 2 : relation P Dyer vs P Mehlich-3 ou P oxalate

● Corrélations entre les méthodes d'extraction

D'une façon générale, ces différentes méthodes sont plus ou moins corrélées entre elles. Récemment, ces corrélations ont pu être précisées dans le cas des sols de Bretagne, riches en phosphore. Ces relations, qui ont été établies sur un premier échantillon de taille relativement limitée, demanderaient à être vérifiées sur un échantillon plus large :

- les méthodes Mehlich-3 et Dyer se corrélaient bien entre elles avec un coefficient de corrélation de $R^2=0,86$;
- les méthodes Dyer et Joret-Hébert se corrélaient moins bien avec un coefficient de $R^2=0,74$;
- la corrélation entre la méthode Dyer et la méthode Joret-Hébert est moins bonne ($R^2=0,65$) ;
- il est difficile de comparer la méthode Dyer et le phosphore échangeable de la méthode de dilution isotopique car le coefficient R^2 est variable selon les types de sol. Mais, globalement la corrélation n'est pas bonne ;

- la relation entre P Mehlich-3 et P Sissingh est bonne avec un coefficient $R^2=0,82$;
- la relation entre P Mehlich-3 et P soluble dosé par la technique de dilution isotopique est mauvaise ($R^2=0,61$) ;
- enfin, il y a une bonne corrélation entre le phosphore échangeable de la méthode de dilution isotopique et le P soluble de la solution du sol déterminé avec la méthode Sissingh ($R^2=0,83$).

METHODES	P échangeable (méthode de dilution isotopique)	P soluble Sissingh	P Joret Hébert	P Mehlich-3	P Dyer
P échangeable (méthode de dilution isotopique)		0,83	/	0,61	0,65 (=moyenne mais variable selon sols)
P soluble Sissingh	0,83		/	0,82	0,65
P Joret-Hébert	/	/		/	0,74
P Mehlich-3	0,61	0,82	/		0,86
P Dyer	0,65 (=moyenne mais variable selon sols)	0,65	0,74	0,86	

Tableau 1 : coefficient de corrélation entre les méthodes d'extraction.

RÉFÉRENCES

Dorioz J.M., 2006. Mécanismes de transfert du phosphore vers les milieux aquatiques. In *Phosphore et environnement*. (Formation Arvalis Institut du Végétal, Rennes, 5 avril 2006).

Dyer B., 1894. On the analytical determination of probably available mineral plant food in soils. *J. Chem. Soc.* 65, 115-167.- Duval L., 1963. Etude des conditions de validité du dosage céruléomolybdique de l'acide phosphorique. Conséquences pratiques. *Chim. Anal.* , 45, 237-250.

Fardeau J.C., 1993. Le phosphore assimilable des sols : sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie*, 13, 317-331.

Joret G. et Hébert J., 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. Agron.* , 2, 233-299.

Murphey J. and Riley J., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica. Chim. Acta* 27 : 31-36.

Olsen S.R. and al., 1954. Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. *Cir. U.S. Dep. Agr.* , n°939, 1-19.

Sarr J.B., 2006. Indexation des propriétés physico-chimiques du sol à l'égard de la mobilité du phosphore. Rapport Master professionnel mention agronomie. Agrocampus-IRDA. 28p.

Sarr J.-B., Giroux M., Michaud A. et Arousseau P. 2007. Comparaison de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agro-environnementales. *Agrosolutions* 18 :1.

Sen Tran T. , Fardeau J.C. et Giroux M., 1988. Effects of soil properties on plant-available phosphorus determined by the isotopic dilution phosphorus-32 method. In *Soil Science Society of America journal*, vol. 52, n°5, pp. 1383-1390

PHOSPHORE DANS LE SOL : CAPACITÉ MAXIMALE DE FIXATION EN PHOSPHORE, TAUX DE SATURATION, COEFFICIENT DE PARTAGE, POUVOIR FIXATEUR ET POUVOIR TAMPON.

DÉFINITIONS



La **capacité de fixation** en phosphore correspond à l'aptitude d'un sol à retenir une quantité de phosphore (P) donnée selon différents processus physico-chimiques.

Le **taux de saturation** est le rapport entre la teneur en P biodisponible et la capacité des sols à fixer le P. Il permet d'évaluer le **niveau de disponibilité du phosphore** dans le sol, dans le cadre d'une approche agronomique, et d'évaluer la **mobilité du phosphore** à l'échelle d'un bassin versant dans le cadre d'une approche environnementale.

Le **coefficient de partage** caractérise la façon dont le phosphore apporté à un sol est réparti entre une fraction non mobile et une fraction relativement mobile du P.

Le **pouvoir fixateur**, noté PF, rend compte de la perte de mobilité du phosphore dans le cas d'un apport fait au sol.

Le **pouvoir tampon (PTW)** du sol à l'égard du P **par rapport à la solution du sol** est la capacité de la phase solide du sol à tamponner les variations de la concentration en P dans la solution du sol. Le **pouvoir tampon (PTS)** du sol à l'égard du P **par rapport au P assimilable** est l'aptitude du sol à tamponner une variation de teneur en P assimilable.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le coefficient de partage (CP), le pouvoir fixateur (PF) et le pouvoir tampon du sol (PTS) par rapport au P assimilable, sont liés entre eux.

Ils sont fortement influencés par la teneur en phosphore total, en matière organique et de nombreux autres caractères physico-chimiques des sols.

NOTION DE CAPACITÉ MAXIMALE DE FIXATION EN PHOSPHORE

La **capacité maximale de fixation en phosphore (P)** correspond à l'aptitude d'un sol à retenir une quantité de P donnée selon différents processus physico-chimiques.

Pour évaluer cette propriété des sols, il faut faire appel à la méthode des isothermes de Langmuir qui nécessite des manipulations longues et coûteuses. A défaut de pouvoir utiliser cette méthode, en Amérique du Nord, on mesure la teneur en Aluminium avec la méthode d'extraction Mehlich-3 en se fondant sur le fait qu'on a établi – pour les sols acides – une équation¹ de régression entre la capacité maximale de fixation en P et la teneur en aluminium (et éventuellement de fer). Pour les sols acides de France, on pourrait également établir une régression entre la capacité maximale de fixation en P et la teneur en Al (et éventuellement de Fe) déterminée avec les méthodes utilisées en France (Olsen, Joret-Hébert ou Dyer).

Cette propriété des sols est stable dans le temps et résulte du fait que les principaux éléments fixateurs du phosphore comme l'aluminium varient très peu dans le temps pour un sol donné.

¹ Capacité maximale de fixation en P = 1.62 Al Mehlich - 212 (Giroux et Tran, 1996)

● NOTION DE TAUX DE SATURATION ET D'INDICE DE SATURATION EN PHOSPHORE

● Définition et intérêt du taux de saturation

Le taux de saturation est le rapport entre la teneur en P biodisponible et la capacité maximale des sols à fixer le P. Il se note TS.

Le taux de saturation du sol en phosphore est utilisé aussi bien dans des objectifs agronomiques que dans des objectifs environnementaux :

- dans le cadre d'objectifs agronomiques, il permet d'évaluer le **niveau de disponibilité du phosphore** dans le sol. Il prend en compte simultanément la richesse du sol en P biodisponible et la capacité des sols à fixer le P ;
- dans le contexte environnemental, c'est un des critères qui permet d'évaluer la **mobilité du phosphore** et son risque de transfert dans les bassins versants.

Le taux de saturation est en pratique difficile à déterminer puisque l'on ne mesure pas directement la capacité maximale des sols à fixer le phosphore. On parle d'indice de saturation en phosphore, noté ISP, dans la mesure où on rapporte la teneur en phosphore biodisponible à une estimation indirecte de la capacité maximale des sols à fixer le phosphore.

● Mode de calcul de l'indice de saturation

Dans de nombreux pays occidentaux (États-Unis et Canada entre autres), la notion de taux de saturation est caractérisée par un Indice de Saturation en Phosphore (ISP). Aux Pays-Bas, au début des années 1990, la notion de saturation du sol (Degree of Phosphate Saturation = DPS) a été développée afin de proposer des seuils environnementaux. Cette approche a été utilisée, par la suite, pour la mise en place d'indices de saturation qui se corrélaient bien avec le DPS.

On peut citer également l'IPS Mehlich-3, préconisé en Amérique du Nord, qui correspond au rapport entre la quantité de phosphore extraite par la méthode Mehlich-3 et les sites de fixation du P, fournis par Al et Fe. L'aluminium et le fer sont déterminés par la même méthode.

$$\text{IPS} = \text{Phosphore Mehlich-3} / (\text{Aluminium} + \text{Fer}) \text{ Mehlich-3}$$

Dans un certain nombre de cas, on considère que les sites de fixation du phosphore fournis par le fer sont négligeables par rapport aux sites de fixation fournis par l'aluminium et on utilise alors l'évaluation approchée par :

$$\text{IPS} \sim \text{Phosphore Mehlich-3} / \text{Aluminium Mehlich-3}$$

● Évaluation du niveau de disponibilité agronomique

Au Québec, les grilles de fertilisation pour les différentes cultures sont établies en fonction de la texture des sols et leur saturation en P. **Les propriétés de fixation du P vont en effet agir sur sa disponibilité** et il est important d'ajuster les applications d'engrais phosphatés en fonction de ce paramètre.

Ainsi, un suivi périodique des niveaux de saturation est effectué par les agriculteurs pour évaluer les doses d'engrais à apporter. Les recommandations agronomiques en terme de bilans (apport - exportation) sont également établies selon la saturation et la capacité des sols à fixer le P.

Par rapport à une simple évaluation du P assimilable, la notion de taux de saturation présente un réel intérêt. Pour une teneur en P assimilable identique, le fait de rapporter cette teneur à la capacité des sols à fixer le phosphore permet d'évaluer plus finement la disponibilité agronomique du phosphore.

● Évaluation du risque environnemental

Le taux de saturation du sol en phosphore informe sur le niveau de risque environnemental que représente cet élément pour la qualité de l'eau. En plus d'engendrer une augmentation de la teneur du sol en phosphore, la surfertilisation augmente le taux de saturation du sol en phosphore et conséquemment sa mobilité environnementale. Ce paramètre est donc un **indicateur agroenvironnemental très utile pour apprécier la mobilité, la solubilité et la désorption du phosphore dans les sols agricoles** (Giroux *et al.* 1996, Yuang et Lavkulich 1995, Breeuswma et Reijerink 1992, Beauchemin 1996, Giroux et Tran 1996).

Dans un certain nombre de régions ou pays occidentaux (Québec et Pays-Bas entre autres), le taux de saturation est déjà utilisé comme indicateur environnemental et a permis de mettre en place des normes réglementaires, dans le cadre d'un contrôle du transfert du P et plus spécifiquement des facteurs sources liées aux stocks de P dans le sol.

● NOTION DE COEFFICIENT DE PARTAGE

Quand on apporte du phosphore sur un sol, ce **phosphore va se partager entre** :

- **une fraction relativement mobile** qui va venir augmenter la teneur en phosphore assimilable. On peut donc l'évaluer par l'augmentation de la teneur en P Dyer ou l'augmentation de la teneur en P Mehlich-3 ;
- **une fraction non mobile** que l'on pourrait évaluer numériquement (par exemple par la différence entre l'augmentation en P total et l'augmentation en P Dyer).

C'est la notion de "coefficient de partage" noté CP.

Dans le cas général, CP s'écrit :

$$CP = \Delta (\text{phosphore assimilable}) / \Delta (\text{phosphore non assimilable})$$

Dans le cas de l'utilisation de la méthode Dyer, CP s'écrit :

$$CP = \Delta (\text{phosphore Dyer}) / \Delta (\text{phosphore total}) - \Delta (\text{phosphore Dyer})$$

● NOTION DE POUVOIR FIXATEUR

Le « pouvoir fixateur », noté PF, rend compte de la perte de mobilité du phosphore dans le cas d'un apport fait au sol.

● Mode de calcul

Mathématiquement dans le contexte de la méthode de dilution isotopique (*cf.* page 2 ci-dessus), le pouvoir fixateur s'écrit :

$$PF = (R-r)/R = Qr/Qe = Qr/(Qr+Qw) = v C_p^w t^p / (Qw + v C_p^w t^p)$$

Dans le contexte des méthodes classiques d'évaluation du phosphore assimilable, il s'écrit :

$$PF = \text{variation de la teneur en P fixé} / \text{quantité de P apporté}$$

Ou

$$PF = \text{variation de la teneur en P fixé} / \text{variation de la teneur en P total}$$

$$PF = \Delta (P \text{ non assimilable}) / \Delta (P \text{ total})$$

$$PF = \Delta (P \text{ total} - P \text{ assimilable}) / \Delta (P \text{ total})$$

$$PF = \Delta (P \text{ total}) - \Delta (P \text{ assimilable}) / \Delta (P \text{ total})$$

● NOTION DE POUVOIR TAMPON VIS-À-VIS DU PHOSPHORE

● Définitions

La notion de pouvoir tampon vis-à-vis du phosphore résulte d'une extension de la notion de pouvoir tampon originellement définie dans le cas du pH.

Définition originelle du pouvoir tampon

Le pouvoir tampon est la capacité d'une solution à limiter les variations de pH d'une solution aussi bien dans le cas d'un ajout d'acide que dans le cas d'un ajout de base.

Généralisation de la définition de pouvoir tampon

Cette notion a été généralisée à bien d'autres domaines. Elle est relative à la capacité de limiter les variations d'un paramètre. Dans le cas du phosphore, deux notions de pouvoir tampon ont été utilisées de manière plus ou moins explicite :

- **pouvoir tampon (PTW) du sol vis-à-vis du P par rapport à la solution du sol**

Le pouvoir tampon (PTW) du sol à l'égard du P par rapport à la solution du sol est la capacité de la phase solide du sol à tamponner les variations de la concentration en P dans la solution du sol, c'est-à-dire à limiter les variations de concentration en P de la solution aussi bien dans le cas où on enrichirait le sol en P que dans le cas où on l'appauvrirait en P ;

- **pouvoir tampon (PTS) du sol vis-à-vis du P par rapport au P assimilable**

Le pouvoir tampon (PTS) du sol à l'égard du P par rapport au P assimilable est l'aptitude du sol à tamponner une variation de teneur en P assimilable, c'est-à-dire à minimiser les variations de teneur en P assimilable aussi bien dans le cas où on enrichirait le sol en P que dans le cas où on l'appauvrirait en P.

● Mode de calcul

Mathématiquement dans le contexte de la méthode de dilution isotopique (cf. page 2 ci-dessus), le PTW est la dérivée de Q_s par rapport à C_p :

$$PTW = \partial Q_s / \partial C_p$$

Ce qui donne en considérant la fonction cinétique de Freundlich décrivant Q_s :

$$PTW = \partial Q_s / \partial C_p = v_w C_p^{(w-1)} t^p$$

Dans le contexte du P assimilable, PTS s'écrit :

$$PTS = 1 / (\Delta P \text{ assimilable} / \Delta P \text{ total})$$

● RELATIONS ENTRE CP, PF ET PTS

Le coefficient de partage (CP), le pouvoir fixateur (PF) et le pouvoir tampon du sol (PTS) par rapport au P assimilable sont liés entre eux de la manière suivante :

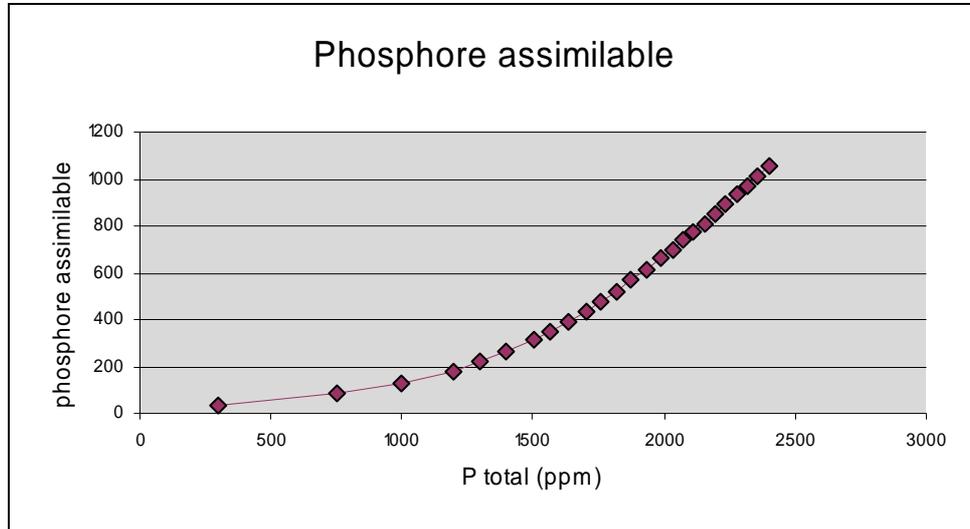


Figure 1 : relation entre P total et le phosphore assimilable.

Les graphiques suivants ont été réalisés après calcul du coefficient de partage CP, du pouvoir fixateur PF et du pouvoir tampon du sol PTS, à partir de la relation entre P assimilable et P total représentée dans la figure 1.

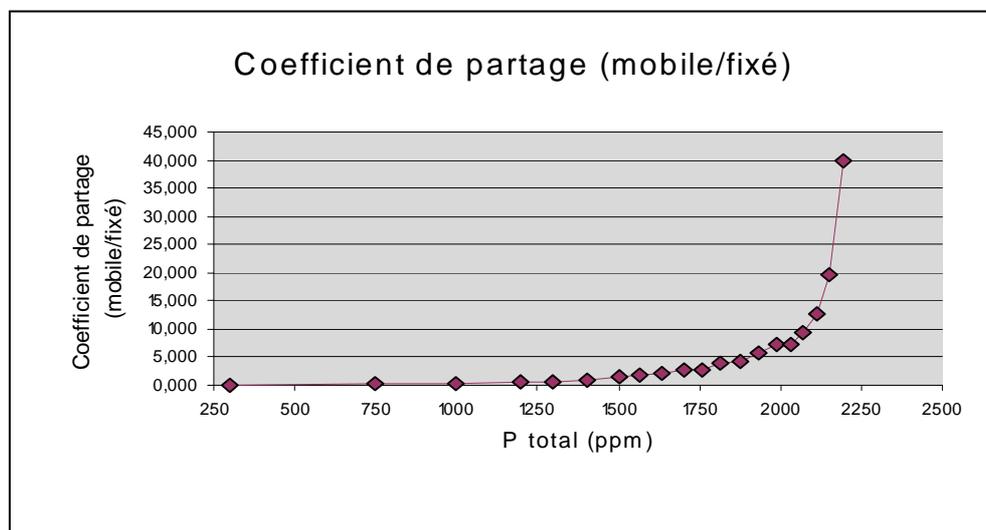


Figure 2 : relation entre P total et le coefficient de partage.

Les relations numériques entre CP et les 2 autres notions PTS et PF ont été établies par calcul :

$$CP = 1 / (PTS - 1)$$

$$CP = (1 / PF) - 1$$

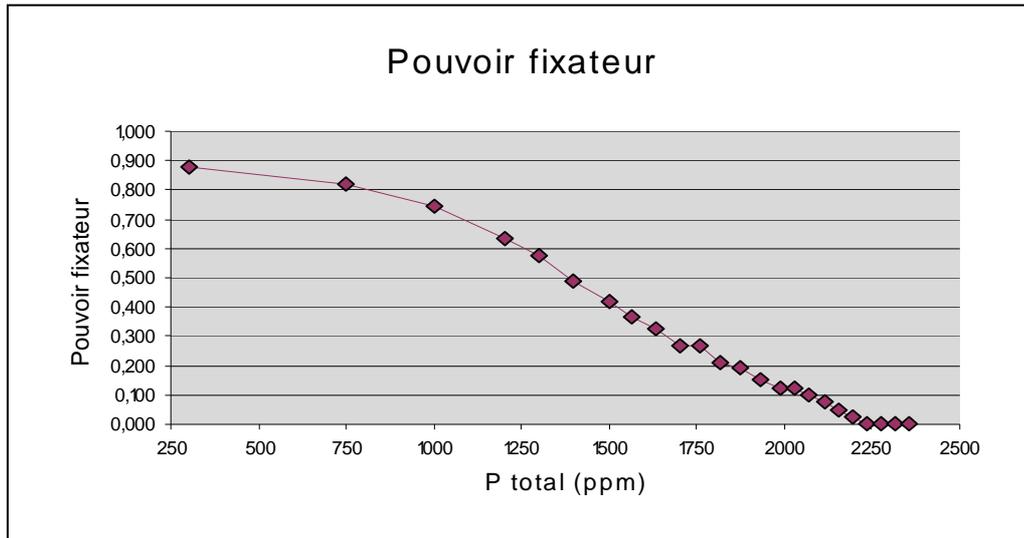


Figure 3 : relation entre P total et le pouvoir fixateur.

Les relations numériques entre PF et les 2 autres notions PTS et CP ont été établies par calcul :

$$\mathbf{PF = 1 - (1 / PTS)}$$

$$\mathbf{PF = 1 / (1 + CP)}$$

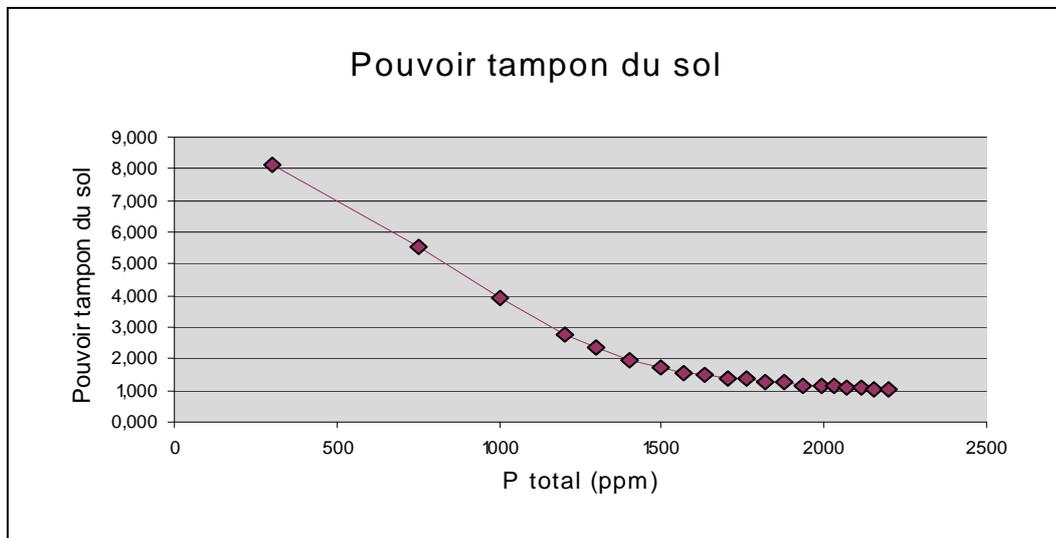


Figure 4 : relation entre P total et le pouvoir tampon du sol.

Les relations numériques entre PTS et les 2 autres notions PF et CP ont été établies par calcul :

$$\mathbf{PTS = 1 / (1 - PF)}$$

$$\mathbf{PTS = (1 / CP) + 1}$$

● FACTEURS INFLUENÇANT LA VARIATION DU CP, PF ET PTS

● Rôle de la teneur en phosphore total

La teneur en phosphore total est le facteur majeur de variation du coefficient de partage, du pouvoir fixateur et du pouvoir tampon du sol.

Un sol pauvre en phosphore a un coefficient de partage faible, un pouvoir fixateur élevé et un pouvoir tampon du sol élevé.

Inversement, un sol excessivement riche en phosphore a un coefficient de partage élevé, un pouvoir fixateur faible et un pouvoir tampon du sol faible.

● Rôle de la teneur en matière organique

La teneur en matière organique a une influence substantielle sur le coefficient de partage, le pouvoir fixateur et le pouvoir tampon du sol. En effet, elle diminue le pouvoir fixateur et le pouvoir tampon et augmente le coefficient de partage.

Dans un sol riche en matière organique, le coefficient de partage est fort, le pouvoir fixateur faible et le pouvoir tampon du sol faible.

Dans un sol pauvre en matière organique, le coefficient de partage est faible, le pouvoir fixateur élevé et le pouvoir tampon du sol élevé.

Ces notions ont été validées par des travaux menés au Québec et en Bretagne, dans lesquels on a pu vérifier que le taux de matière organique du sol interagit sur la teneur en P assimilable extrait par les méthodes Dyer et Mehlich-3, ainsi que sur le pouvoir fixateur des sols, le pouvoir tampon et le coefficient de partage.

La matière organique diminue le pouvoir fixateur en phosphore. J.B. Sarr (2006) a démontré, sur un certain nombre d'échantillons des sols de Bretagne, que la tendance à la saturation est en effet moindre dans les sols dont le taux de matière organique est supérieur à 4%. Donc si la matière organique des sols réduit la capacité de fixation du phosphore dans les sols, la part du P assimilable augmente.

Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les acides libérés par la matière organique entrent en compétition avec le P du sol sur les sites de fixation que sont Al et Fe.

De nombreux autres paramètres physico-chimiques du sol influencent le coefficient de partage, le pouvoir fixateur et le pouvoir tampon du sol. On peut citer la texture, la teneur en carbonates, en oxydes, en hydroxydes... Ces paramètres tendent à diminuer le coefficient de partage, à augmenter le pouvoir fixateur et le pouvoir tampon du sol.

● RÉFÉRENCES

Burkitt L., Gourley C., Hannah M. and Sale P., 2006. Assessing alternative approaches to predicting soil phosphorus sorption. In Soil Use and Management, n°22, December 2006. 325-333 p.

Giroux M. et Tran T.S., 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. Agrosol 9 (2) : 51-57.

Mehlich, A., 1984. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of Mehlich-2 extractant. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 15: 1409-1416.

Sarr J.B., 2006. Indexation des propriétés physico-chimiques du sol à l'égard de la mobilité du phosphore. Rapport Master professionnel mention agronomie. Agrocampus-IRDA. 28p.

Sarr J.-B., Giroux M., Michaud A. et Arousseau P. 2007. Comparaison de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agro-environnementales. Agrosolutions 18 : 1.

J

Rôle des éléments du paysage dans le bassin versant

- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none">○ Fiche J-1○ Fiche J-2○ Fiche J-3○ Fiche J-4 | <p>Le rôle des bandes enherbées vis-à-vis du phosphore</p> <p>Réseau hydrographique : pourquoi un inventaire des cours d'eau ?</p> <p>Réseau hydrographique : méthodes d'inventaire et de distinction fossé – cours d'eau</p> <p>Organisation spatiale des haies et des talus dans le paysage : impacts sur l'eau et les sols</p> |
|---|---|

LE RÔLE DES BANDES ENHERBÉES VIS À VIS DU PHOSPHORE

● DÉFINITION

Le terme de **bande enherbée** ou **dispositif enherbé** recouvre « toute surface en herbe susceptible d'intercepter des écoulements de surface diffus ou concentrés » (CORPEN, 1997).

Pour jouer ce rôle tampon, ces surfaces en herbe, semées ou naturelles, sont implantées à l'aval de zones cultivées génératrices de pollution d'origine agricole.

Elles permettent la réinfiltration plus ou moins importante du ruissellement généré en amont.

En effet, les surfaces en herbe présentent en règle générale une capacité d'infiltration supérieure à celle d'un sol travaillé, du fait de leurs caractéristiques intrinsèques (enracinement, protection du sol,...) (Massa, 2004).

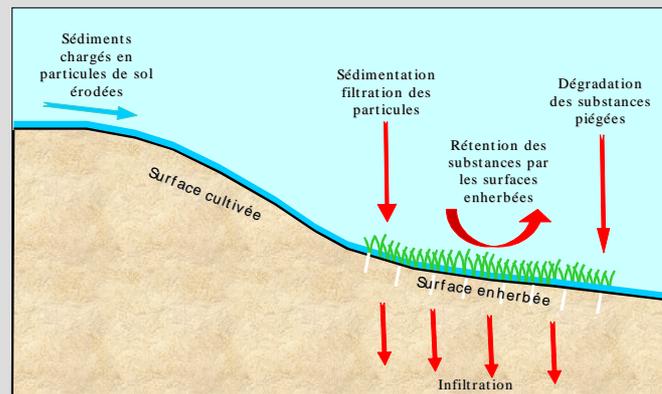


Figure 1 : rôle de filtre d'une surface enherbée (d'après CORPEN, 1997)

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- De part leur **rugosité** et leur **capacité d'infiltration**, les bandes enherbées favorisent le piégeage des particules solides chargées en phosphore : le phosphore particulaire est stoppé et stocké dans les premiers centimètres du sol des premiers mètres de ces bandes enherbées. Leur efficacité est moindre pour le phosphore soluble.
- Les quantités de phosphore soluble capturées et stockées dans les bandes enherbées augmentent avec la largeur des bandes enherbées (6, 8, 12 et 18 m).
- L'efficacité des bandes enherbées diminue lorsque le ruissellement devient trop important (trop forte lame ruisselante) ou que le sol est saturé (absence d'infiltration). Il n'y a alors qu'une atténuation du flux.
- **Parallèlement à son rôle de piège (ou puits), un dispositif enherbé peut devenir une source de phosphore à plus ou moins long terme** : le phosphore soluble contenu dans l'eau de ruissellement peut saturer en phosphore les particules de sol de la surface du dispositif enherbé, limitant ainsi ses capacités de rétention à long terme.
- Le phosphore qui n'est pas assimilé par la végétation reste stocké dans le sol. Ainsi, l'accumulation dans une bande enherbée va l'amener en quelques années à être l'endroit du versant le plus riche en phosphore.
- Une bande enherbée située en zone rivulaire sur sol hydromorphe est affectée par des mécanismes de réduction pendant la saison humide. **Il en résulte que cette bande enherbée qui a intercepté et accumulé du phosphore devient une source de transfert de phosphore soluble vers le réseau hydrographique.**
- Ces transferts de phosphore se font alors sous forme majoritairement soluble, forme directement assimilable par la végétation aquatique et donc responsable de l'eutrophisation.
- **Ces bandes enherbées ne constituent donc qu'un frein temporaire au transfert du phosphore dans les eaux, elles n'apportent pas une solution absolue et durable.**

● CONTEXTE

La mise en place d'une bande enherbée en aval des parcelles cultivées est une des propositions des pouvoirs publics pour lutter contre les pollutions diffuses des eaux de surface (Massa, 2004). Le rôle des bandes enherbées est **de modifier les transferts et la connectivité des écoulements vers le réseau hydrographique**.

Cette proposition a aussi d'autres objectifs :

- proscrire les espaces non végétalisés à proximité des cours d'eau ;
- sensibiliser les agriculteurs aux apports de particules et de composés chimiques par les eaux de ruissellement vers les cours d'eau.

Les bandes enherbées ne sont pas les seules préconisations sur les bassins versants pour limiter les transferts de polluants vers le réseau hydrographique. Elles font partie des aménagements appelés "zones tampons" ou « protection aval » comme la restauration de talus plantés et enherbés, les haies, les fossés et les zones humides, solutions proposées pour lutter contre les transferts de polluants (nitrate, phosphore, pesticides, métaux lourds ...).

➔ Cependant, ces zones tampons n'ont pas la même efficacité vis-à-vis des différents polluants, du fait de leurs comportements intrinsèques. Dans cette fiche, nous nous attachons à décrire les différentes fonctions des bandes enherbées vis-à-vis du transfert de phosphore vers le réseau hydrographique.

● FONCTION DES BANDES ENHERBÉES

● **En général** (Massa, 2004)

1. Sédimentation des particules (terre et substances adsorbées), infiltration de l'eau et des solutés associés, frein au ruissellement et par conséquent limitation de l'érosion ;
2. Adsorption des substances polluantes en relation avec la matière organique, dégradation des produits phytosanitaires ;
3. Assimilation par les végétaux ;
4. Limitation des pertes de terre ;
5. Zone refuge pour les espèces animales et végétales.

● **Vis-à-vis du phosphore** (Lemercier, 2003)

De part leur **rugosité** et leur **capacité d'infiltration**, les bandes enherbées favorisent le ralentissement de l'écoulement de l'eau et donc la **sédimentation des particules et l'immobilisation du phosphore** lié.

Une grande partie des particules de sol et du phosphore mobilisé par l'érosion et le ruissellement reste ainsi stockée dans ces bandes enherbées.

● LA LOCALISATION DES BANDES ENHERBÉES

Pour exercer un effet, les bandes enherbées doivent être placées en position d'intercepter le ruissellement (diffus ou concentré) émis par les parcelles cultivées, en aval des parcelles vulnérables et en aval du versant.

● EFFICACITÉ DES BANDES ENHERBÉES

Pour la plus petite largeur testée (6 m), une bande enherbée retient en moyenne 87% des MES vecteur de transport du phosphore particulaire. C'est le processus dominant.

L'efficacité est augmentée pour une très faible hauteur de la lame d'eau ruisselée (de l'ordre du mm) et pour une durée du passage de l'eau qui permet de multiplier les contacts entre les particules de sol et les molécules de produits polluants, ce qui favorise leur rétention.

La bande enherbée permet par ailleurs une très forte infiltration de l'eau (71% des flux ruisselés en moyenne) pour une largeur de 6 mètres.

L'efficacité du piégeage des éléments polluants, très élevée pour des épisodes pluvieux modérés, diminue lorsque le ruissellement augmente.

Inversement, à l'aval d'une pente plus forte, les bandes enherbées de faibles largeurs peuvent s'avérer insuffisantes.

● **Les dispositifs enherbés présentent des capacités d'abattement différentes selon la forme du phosphore : particulaire ou soluble**

● **Dans le cas du phosphore particulaire**

Le phosphore lié aux particules solides est retenu dans les surfaces enherbées grâce à la sédimentation de ces particules. Cette sédimentation s'effectue dans les premiers mètres de la zone enherbée.

Le taux de rétention augmente avec la largeur du dispositif, du fait de l'importance des particules fines - les plus lentes à sédimenter - dans le transport des éléments adsorbés (CORPEN 1997).

● **Dans le cas du phosphore soluble**

L'efficacité du dispositif est très variable et peut refléter les variations de l'infiltration. Les mécanismes contribuant à la rétention du phosphore soluble sont : l'infiltration, l'absorption par les végétaux, les échanges avec la litière et le sol en surface de la bande enherbée (CORPEN 1997).

➔ La quantité de phosphore retenue par les bandes enherbées varie donc selon sa forme : le phosphore total est capté dans des proportions allant de 20 à 90 %, surtout grâce au dépôt des formes particulaires.

● **Les dispositifs enherbés présentent des capacités d'abattement différentes selon le type de ruissellement : diffus ou concentré** (Vinatier, 2004)

● **Lors de ruissellement concentré (ruissellement chenalisé)** (voir fiche A-1)

La concentration du ruissellement sur les dispositifs enherbés peut limiter fortement leur capacité à retenir le phosphore sous ses deux formes, soluble et particulaire.

- **Lors de ruissellement diffus**

Dans le cas d'un ruissellement diffus, il semble qu'en moyenne, pour des pentes de 1 à 10%, des largeurs de l'ordre de 5 à 10 m permettent un rendement convenable ($\geq 50\%$) pour la rétention des sédiments et du phosphore particulaire provenant de parcelles cultivées. En revanche, des largeurs de 5 à 10 mètres ne garantissent pas un effet suffisant sur le transfert des formes dissoutes de phosphore. L'abondance des formes dissoutes dans les eaux de ruissellement pourrait donc être un critère pour choisir des dimensions supérieures (10-15 m) (Dorioz, 2002).

LE RÔLE AMBIVALENT DES BANDES ENHERBÉES VIS À VIS DU PHOSPHORE

Fort enrichissement en phosphore de la bande enherbée qui devient « source »

L'efficacité des bandes enherbées pour piéger les polluants avant leur arrivée dans le réseau hydrographique est variable selon le type de polluant. Il existe une différence importante entre par exemple les pesticides et le phosphore : les premiers se dégradent progressivement alors que le phosphore s'accumule. Dans le cas du phosphore, la fonction tampon d'une bande enherbée va donc progressivement décroître en quelques années. Elle va alors cesser de jouer le rôle de "puits" pour jouer un rôle de "source", étant l'endroit du versant le plus riche en phosphore.

Or, l'enrichissement d'une bande enherbée induit deux phénomènes :

- l'enrichissement en tant que tel de la bande enherbée ;
- l'augmentation de la mobilité du phosphore.

En effet, plus une bande enherbée s'enrichit en phosphore total, plus la part de phosphore soluble très mobilisable (P Dyer et P Olsen) augmente.

Evolution de la bande enherbée en zone « source » de phosphore

Lorsque la bande enherbée est en zone rivulaire localisée sur une zone humide de fond de vallée, avec un sol hydromorphe et des variations de conditions redox, elle est affectée par des mécanismes de réduction pendant la saison humide. Il en résulte que la bande enherbée qui a intercepté des transferts particuliers de phosphore devient une zone source de transfert de phosphore sous forme majoritairement soluble.

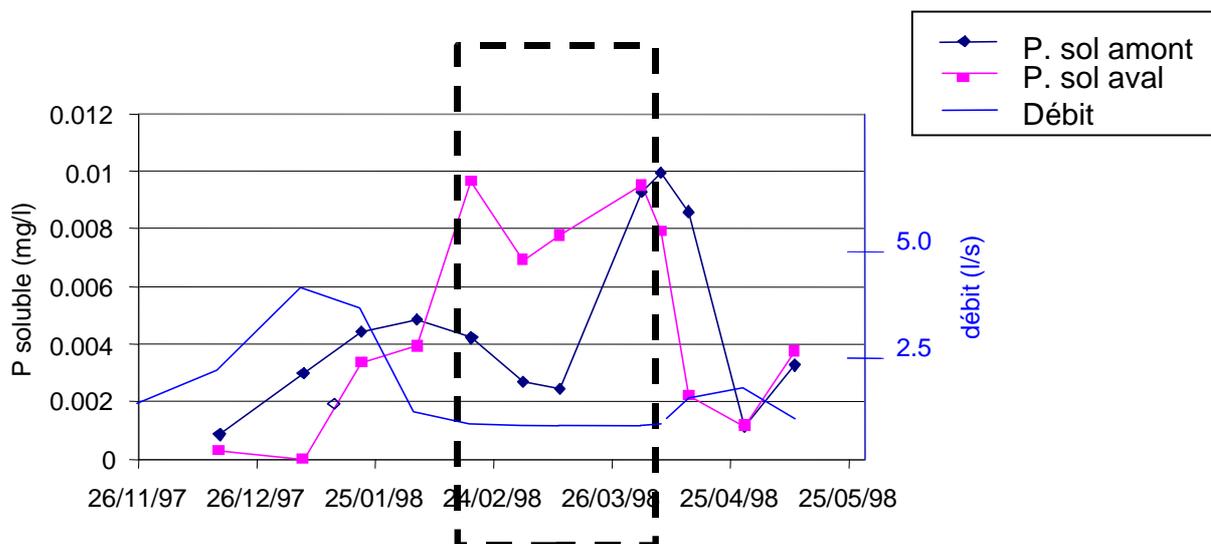


Figure 2 : effet limité et contrasté des zones humides (Bidois, 1999).

On observe en effet sur la Figure 2 que, suite à un épisode pluvieux, les concentrations en phosphore soluble sont plus élevées à l'aval de la zone humide qu'à l'amont.

Un relargage de phosphore soluble peut avoir lieu à partir des éléments adsorbés aux particules solides et piégés dans les surfaces enherbées mais également à partir de la végétation en période hivernale (CORPEN, 1997).

● **Saturation des sites d'adsorption du sol, en surface de la bande enherbée**

Le phosphore soluble contenu dans l'eau de ruissellement peut saturer en phosphore les particules de sol de la surface du dispositif enherbé, limitant ainsi ses capacités de rétention à long terme (Dorioz, 2002).

→ Les dispositifs enherbés constituent ainsi un obstacle ne permettant que de retarder le transfert du phosphore au sein de l'année hydrologique vers la période hivernale à moindre eutrophisation. Cet effet peut être particulièrement net sur les bandes enherbées souvent implantées en bordure de cours d'eau, dans les zones de bas de versant où la nappe affleure en hiver.

● **RÉFÉRENCES**

Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau, expérimentation et modélisation. Thèse INRA.

CORPEN, 1997. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. 88 p.

Dorioz J.M. et Vansteelant A., 2002. Les dispositifs enherbés : outils de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole. Rapport bibliographique pour le groupe « phosphore » du CORPEN.

Lemercier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne. 85 p.

Massa F., 2004. Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant su socle. Document provisoire Agrotransfert, 112 p.

Vinatier T., 2004. Les facteurs de risque de transfert du phosphore, de la parcelle vers les eaux de surface. Mémoire de fin d'étude ENSA Rennes. 87 p.

Site Web :

http://res2.agr.gc.ca/publications/hw/08b3_f.htm

RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE : POURQUOI UN INVENTAIRE DES COURS D'EAU ?

CE QU'IL FAUT RETENIR

Réaliser l'inventaire des cours d'eau s'avère essentiel pour :

- la mise en œuvre des préconisations du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et [renforcer la portée juridique des actions des schémas d'aménagement et de gestion des eaux \(SAGE\) en matière de préservation et de gestion de l'ensemble des milieux aquatiques](#) ;
- un éclaircissement de la réglementation : pour la police de l'eau, il serait utile de disposer d'un référentiel incontestable et complet décrivant le réseau hydrographique et distinguant cours d'eau et fossés ;
- une représentation du réseau hydrographique optimale et commune incluant en particulier une description du chevelu fin car c'est là que s'acquiert pour l'essentiel la qualité chimique de l'eau, notamment en Bretagne.

POUR LA MISE EN OEUVRE DES PRÉCONISATIONS DU SDAGE

La loi sur l'eau de 1992 et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000, transposée en droit français en 2004, constituent les fondements les plus récents de la reconquête de la qualité de l'eau et des milieux.

Un des outils mis en œuvre est le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE). Cet outil global est décliné au niveau local par les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE).

[Dans le SDAGE Loire-Bretagne](#), une préconisation concernant l'inventaire des zones humides est clairement édictée « ... les Sage doivent établir l'inventaire et la cartographie des zones humides comprises dans leur périmètre en tenant compte de leur valeur biologique et de leur intérêt pour la ressource en eau ; ils en analysent le lien fonctionnel avec le réseau hydrographique... ». Bien que l'inventaire des cours d'eau ne soit pas explicitement préconisé, [l'identification des zones humides nécessite de connaître le réseau hydrographique auquel elles sont associées \(rivières et ruisseaux, permanents ou non\)](#).

La définition des masses d'eau (fournie dans le cadre de l'état des lieux du SDAGE) ne dresse qu'un inventaire incomplet des cours d'eau des bassins versants basé sur les références de l'Institut géographique national (IGN : BD Carthage).

[Pour affiner la connaissance sur les zones humides et le réseau hydrographique, plusieurs SAGE inscrivent, dans leur programme d'action, la mise en œuvre d'un inventaire précis de leurs cours d'eau](#), en le déclinant notamment à l'échelle communale. Afin d'obtenir des résultats cohérents et surtout comparables à l'échelle du bassin versant, [l'inventaire suit une méthode propre définie dans le cadre du SAGE](#). La méthode est validée par la Commission Locale de l'Eau (CLE) et mise en œuvre avec la participation des acteurs locaux.

Le travail de recensement soulève deux questions : quels critères retenir pour qualifier un cours d'eau ? Qui est habilité à le faire ?

POUR UN ÉCLAIRCISSEMENT DE LA RÉGLEMENTATION

Lorsque les inventaires ont débuté, les SAGE ont été confrontés à [un vide juridique relatif à la définition des cours d'eau](#). Il a fallu déterminer des critères les plus objectifs possibles sur la base de données scientifiques tout en intégrant les modifications anthropiques sur le paysage et la logique imposée par le terrain.

Deux domaines d'application bien distincts sont mis en lumière au travers de cette problématique : le risque environnemental est lié au caractère fonctionnel des écoulements d'eau alors que la réglementation dépend de la distinction fossé/cours d'eau.

Pour les SAGE, une des finalités du travail de recensement des zones humides et des cours d'eau est de faire figurer leur inventaire sur la Carte Communale ou sur le Plan Local d'Urbanisme (PLU), afin de [renforcer la portée juridique des préconisations de préservation et de gestion de l'ensemble des milieux aquatiques](#).

À terme, ces inventaires pourraient être intégrés au cadastre, après numérisation, et constituer alors un [référentiel pour la police de l'eau](#). Cet aspect réglementaire est important car dans le code rural, la [qualification de fossé ou de cours d'eau ne renvoie pas aux mêmes obligations de gestion et d'entretien](#). En Bretagne, le curage est proscrit dans les cours d'eau.

Plusieurs réglementations font référence au réseau hydrographique et notamment à la notion de cours d'eau. Or, ces [textes juridiques ne donnent pas pour autant de définition stricto sensu du cours d'eau et corrélativement du fossé](#). On peut citer la réglementation ayant trait aux épandages (boues, lisiers, phytosanitaires,..), aux travaux d'entretien (recalibrage, curage,..) ou à l'implantation de bandes enherbées. L'application sur le terrain est donc laissée à l'interprétation notamment de la police de l'eau pour savoir ce qui relève du cours d'eau ou du fossé.

La méthode de distinction de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) fait référence mais est sans valeur juridique (cf. Fiche J3).

Toutefois, [des arrêtés préfectoraux atténuent ce flou juridique](#) en caractérisant clairement dans leur texte le réseau hydrographique concerné. Nous pouvons citer les deux exemples suivants :

- en 2006, dans le cadre de l'arrêté préfectoral d'Ille-et-Vilaine « jachères »¹, une définition des bordures de cours d'eau intégrables dans les surfaces déclarées pour la PAC est donnée. Sont considérés comme cours d'eau (1) ceux signalés sur la carte IGN au 1/25.000^e la plus récente en trait bleu plein ou pointillé ou (2) ceux « *qui ne sont jamais à sec ou bien dont le lit est cadastré. Ceci exclut notamment les fossés et les canaux d'irrigation* » ;
- en avril 2005, l'arrêté préfectoral pris dans les 4 départements bretons, relatif à l'interdiction d'utilisation des produits phytosanitaires à proximité de l'eau, cite distinctement dans son article 1^{er} le réseau hydrographique concerné et évite ainsi toute ambiguïté : "*Afin de réduire les risques de pollution des eaux de surface sur l'ensemble du territoire départemental, l'application ou le déversement de tout produit phytosanitaire est interdit pendant toute l'année à moins d'un mètre de la berge de **tout fossé, cours d'eau, canal ou point d'eau**. Aucune application ne doit être réalisée sur avaloirs, caniveaux et bouches d'égout.*"
L'annexe de cet arrêté précise même que "*tout traitement à proximité d'eau, même s'il s'agit d'un fossé non cadastré, porte atteinte à la qualité de l'eau. En effet, un fossé qui est sec une partie de l'année peut participer, notamment pendant l'hiver, à l'alimentation du cours d'eau principal.*"

¹ Arrêté préfectoral « Jachères », 2006, relatif aux normes locales en matière d'éléments de bordure (haies, fossés, bords de cours d'eau, etc.) dans le cadre de l'évaluation des surfaces déclarées pour la politique agricole commune (PAC)..

POUR UNE REPRÉSENTATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE PLUS FINE QUE CELLES DES CARTES IGN ACTUELLES

La carte IGN au 25 000^{ème} est utilisée comme document de base à l'inventaire des cours d'eau. Or, elle présente une **qualité de l'information parfois partielle et variable** selon les territoires, notamment sur la description du réseau hydrographique (sous évaluation du réseau réel, tronçons manquants).

De plus, dans les versions papier et dans les premières versions des bases de données numériques, des règles graphiques dites de priorité font que le réseau hydrographique n'est pas continu. Cependant, dans le cadre de son projet de Référentiel à Grande Echelle (RGE) l'IGN met en place un référentiel géographique cohérent pour les quatre bases de données BD Topo, BD Ortho, BD Adresse, BD Parcellaire. De toutes ces composantes, ce sont la BD Ortho et la BD Topo (plus particulièrement sa couche Hydro) qui intéressent la méthodologie d'inventaire des cours d'eau. Le réseau hydrographique se présentera de manière continue afin de rendre compte d'une plus grande cohérence. La continuité du réseau hydrographique sera assurée au moyen de « tronçons fictifs » (*BD TOPO Pays, Version 1.2. Descriptif du contenu, IGN, déc. 2005*).

L'IGN a pour objectif de rendre disponible cette nouvelle base de données dès 2007-2008 (*Thomas A., 2006*).

Ainsi, la prise en compte du seul réseau IGN, tel qu'il apparaît actuellement, est insuffisante pour inventorier les cours d'eau et les autres composantes du réseau hydrographique.

Le travail de cartographie complémentaire effectué par l'Institut d'Aménagement de la Vilaine sur le Trévelo (sous-bassin versant de la Vilaine) illustre bien l'intérêt d'une réactualisation des données existantes.

Ci-dessous, les cartes comparent le relevé issu de la carte IGN au 25000^{ème} où le réseau hydrographique représente 175,4 km de cours d'eau, à l'inventaire des cours d'eau relevés dans le cadre du SAGE Vilaine. Suite aux relevés de terrain 58 km linéaire ont été ajoutés. Le linéaire se voit densifié de 33% (figure 1 et tableau 1). Dans cet exemple, la cartographie des relevés de terrain n'inclut pas les fossés.

Identifier le chevelu fin de cheminement de l'eau constitue donc une étape fondamentale car c'est là que s'acquiert pour l'essentiel la qualité chimique de l'eau. Rappelons qu'en Bretagne, la composition chimique de l'eau est acquise majoritairement dans les bassins d'ordre 1 (ou tête de bassin) et sera souvent peu modifiée par la suite. Ceci montre l'importance d'identifier le réseau hydrographique dans son intégralité et en particulier entre les points d'émergence du réseau hydrographique ou points sources et les cours d'eau relevés par l'IGN.

Le réseau hydrographique de l'IGN ne revêt pas de valeur juridique.

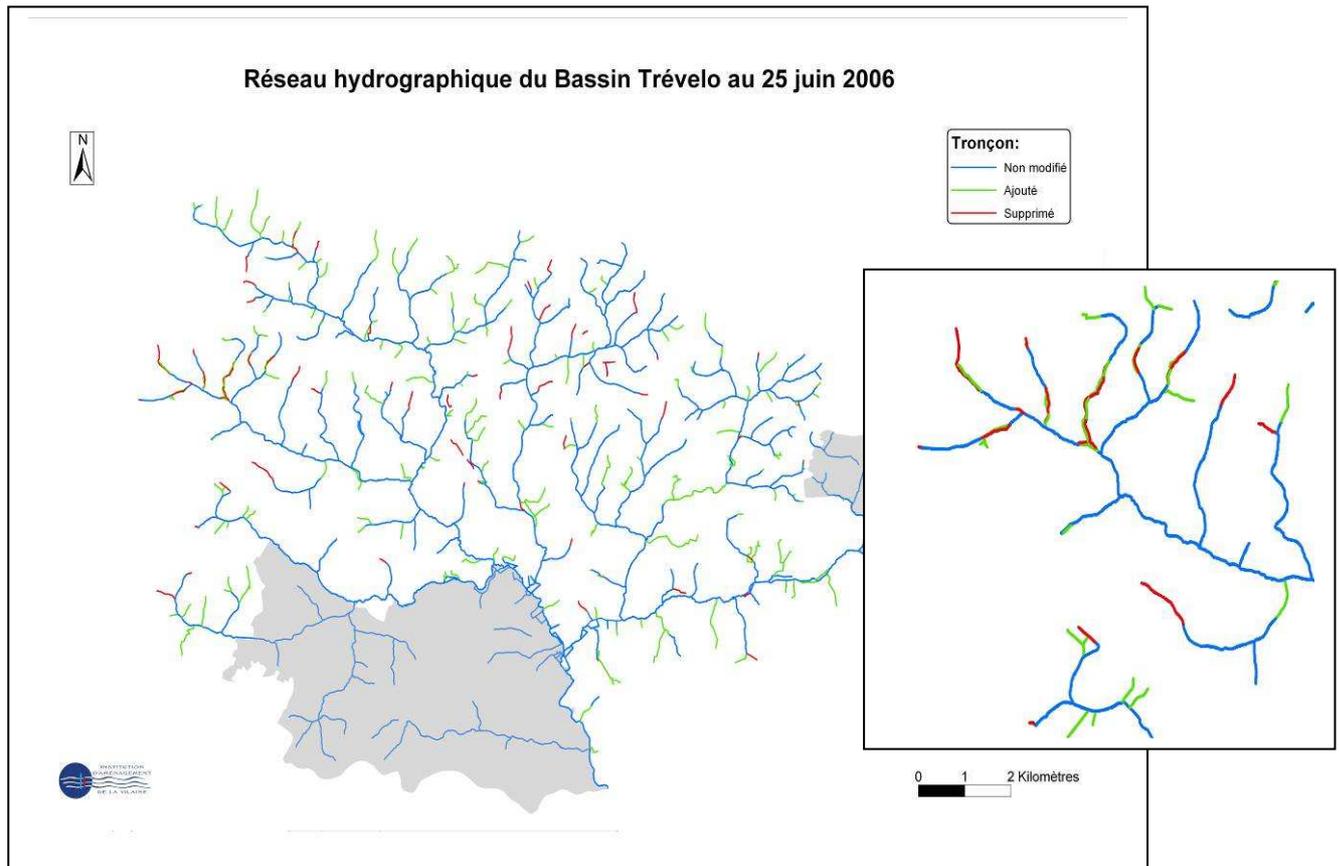


Figure 1 : réseau hydrographique du Bassin de Trévelo au 25 juin 2006. Extrait du rapport de stage « Méthodologie d'inventaire des cours d'eau dans le cadre du SAGE Vilaine » réalisée par A. Thomas pour l'IAV (Institut d'Aménagement de la Vilaine).

Type de linéaire	Linéaire (km)	% par rapport au réseau initial	Densité du réseau (m/ha)
Initial (couche hydro, IGN 2004)	175,4	100%	15,8
Ajouté	58	33%	5,2
Supprimé	15,8	9%	-1,4
Ajouts nets (Ajouté - Supprimé)	42,2	24%	3,8
Total des modifications (Ajouté + Supprimé)	73,8	42%	
Total après inventaire	217,6	124%	19,6

Superficie du Bassin du Trévelo (Morbihan) en km² = 148
 Superficie pris en compte = 75%

Tableau 1 : comparatif linéaire du réseau hydrographique du bassin de Trévelo (Morbihan) avant et après inventaire (A. Thomas, 2006).

 **RÉFÉRENCES**

Agrotransfert, 2006. La démarche Territ' eau : Apports méthodologiques pour améliorer la qualité de l'eau par la gestion spatiale des activités agricoles et l'aménagement du paysage. 70 p. Site internet : http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/Referentiel/Paysage_Transferts/

CLE du SAGE Blavet, 2003. Recensement des cours d'eau, Guide à l'usage des acteurs locaux, SAGE Blavet, 23 p.

Comité Technique des Syndicats du Don et de la Chère, 2005. Inventaires cours d'eau et zones humides. Rapport de la réunion du 24 juin 2005 à Nozay, 4 p.

IGN (Institut géographique national), 2002. Descriptif de contenu (Sphère Eau) : BD Carthage (version 3.0). Édition 1, Direction Commerciale de l'Institut Géographique National, 39 p.

IGN (Institut géographique national), 2005. BD Topo Pays version 1.2, Descriptif de contenu. [PDF téléchargeable] IGN, Chapitre 6 : Spécifications détaillées, Partie D : Hydrographie terrestre, p.39-47

IGN (Institut géographique national), 2005. Le Référentiel Géographique à Grande Échelle (RGE). Direction de la Communication de l'Institut Géographique National, 4 p.

IGN (Institut géographique national), 2005. Les principes généraux de l'intégration des données géographiques. Direction de la Communication de l'Institut Géographique National, 4 p.

MARC P., 2005. Les cours d'eau et le droit. Thèse de doctorat : Université de Toulouse 1 Sciences Sociales, Partie 1 : Une dualité de qualification héritée du Code Civil, p.6-208.

THOMAS A., 2006. Méthodologie d'inventaire des cours d'eau dans le cadre du SAGE Vilaine. Mémoire de fin d'études, École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg / Institution d'Aménagement de la Vilaine, 97p.

RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE : LES MÉTHODES D'INVENTAIRE ET DE DISTINCTION FOSSÉ - COURS D'EAU

CE QU'IL FAUT RETENIR

- Théoriquement, le cours d'eau correspond à un écoulement de surface dont le tracé est naturel et situé dans un talweg.
Le fossé est une voie de circulation des eaux tracée par l'homme pour faciliter leur écoulement.
Des cours d'eau rectifiés et fortement recalibrés, surtout ceux d'ordre 1 à 2, peuvent être abusivement assimilés à des fossés. Cette confusion peut être renforcée par le fait que l'eau y circule parfois de façon intermittente, et que beaucoup d'entre eux ont été déplacés de l'axe des talwegs.
- La distinction entre fossé et cours d'eau n'étant pas simple, plusieurs méthodes ont été proposées dans le cadre d'inventaires et de cartographies du réseau hydrographique.
- Parmi ces méthodes, trois d'entre elles distinguent clairement les fossés des cours d'eau. Elles sont basées sur un principe participatif.
Deux autres assimilent fossés et cours d'eau dans un même ensemble appelé réseau hydrographique fonctionnel. Dans ce cadre, l'objectif est de caractériser les écoulements pérennes ou temporaires jouant un rôle important dans la qualité de l'eau. La distinction fossé-cours d'eau est alors secondaire.

D'un point de vue fonctionnel et environnemental, la distinction fossés/cours d'eau n'est pas très pertinente. L'ensemble des éléments (fossés, cours d'eau, drains) du réseau hydrographique fonctionnel constitue la réelle continuité longitudinale du chemin de l'eau. En revanche, pour des raisons réglementaires, cette distinction cours d'eau/fossés est nécessaire et est amenée à perdurer.

Dans un premier temps, on pourrait s'interroger sur la nécessité de disposer d'une méthode de distinction cours d'eau/fossé limitant autant que faire se peut la subjectivité dans la décision finale. Deux des méthodes proposées ci-après répondent à ce dernier objectif : la méthode du SAGE¹ Vilaine et la méthode de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) qui proposent une règle automatique de combinaison des critères pris en compte (la réponse aux critères est binaire, c'est-à-dire oui ou non).

Dans un second temps, on peut s'interroger sur l'intérêt de valider une méthode au niveau régional. Cela garantirait alors une certaine homogénéité dans le résultat des inventaires du réseau hydrographique. Par ailleurs, l'Institut géographique national (IGN) a signalé son intérêt pour prendre en compte dans les mises à jour de ses bases de données géographiques, les résultats des inventaires du réseau hydrographique, mais une telle validation de ces mises à jour passe évidemment par des garanties de standardisation des méthodes d'inventaire.

¹ SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

● RAPPEL : CLASSIFICATION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE SELON STRAHLER

La classification d'un réseau hydrographique est une manière de hiérarchiser l'ensemble des branches de ce réseau. Plusieurs classifications ont été élaborées, celle de **Strahler** est une des plus couramment utilisée.

Dans la classification de Strahler, tout drain qui n'a pas d'affluent se voit attribuer l'indice 1. Puis, le calcul de l'indice de chaque drain se fait selon la méthode suivante : un drain d'ordre n+1 est issu de la confluence de deux drains d'ordre n. Par conséquent, tous les biefs "source" sont dits d'ordre 1 et les biefs d'ordre 2 résultent de la confluence soit de deux biefs d'ordre 1 ou soit d'un bief d'ordre 1 et d'un bief d'ordre 2. L'ordre de Strahler d'un bassin versant est l'ordre du drain principal à l'exutoire.

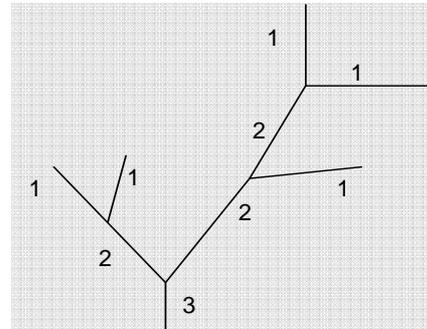


Figure 1 : mode de calcul des indices de Strahler (extrait de Agrotransfert, 2004)

À partir de l'ordre 3, la confusion entre cours d'eau et fossé est peu probable. La distinction fossés-cours d'eau pose principalement problème pour les ruisseaux d'ordre 1 et 2.

Il existe d'autres méthodes d'indexation du réseau hydrographique. On peut citer la méthode d'indexation de Gravelius, la méthode de Horton ou la notion de Magnitude (soit le nombre de sources d'un bassin versant).

● DES MÉTHODES POUR DISTINGUER LES COURS D'EAU DES FOSSÉS

Pour distinguer les fossés des cours d'eau, nous avons identifié trois méthodes, qui ont été élaborées (1) lors du SAGE Vilaine (2001), (2) par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) (2002), et (3) à l'occasion du SAGE Blavet (2003). Elles sont basées sur un travail d'experts et permettent de prolonger le réseau IGN en distinguant les fossés des cours d'eau.

La méthode de recensement des cours d'eau dans le cadre des SAGE est volontairement **participative**, ce qui permet en plus de l'inventaire proprement dit, une appropriation locale des chemins de l'eau et à terme une mise en place d'actions facilitée.

Les trois méthodes se distinguent sensiblement par les critères pris en compte et plus nettement encore par la façon de combiner les critères.

● **Méthode élaborée dans le cadre du SAGE Vilaine** (*Inventaire des zones humides sur le bassin de la Vilaine, 2001*)

La commission locale de l'eau (CLE) du SAGE Vilaine a arrêté que les cours d'eau seront caractérisés par **au moins trois réponses positives aux quatre critères suivants**.

Peut-on identifier :

- un écoulement observé indépendamment des pluies ? Un écoulement est considéré indépendant des pluies s'il est observé après 8 jours sans pluie ou cumulant moins de 10mm de pluie ;
- une berge de plus de 10 cm entre le fond du linéaire et la surface du sol ?
- un substrat différencié du fond du linéaire par rapport à la parcelle voisine ?
- la présence d'organismes inféodés au milieu aquatique (ou de leurs traces) comme les invertébrés aquatiques et les végétaux aquatiques ?

● Méthode élaborée par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (2002) ²

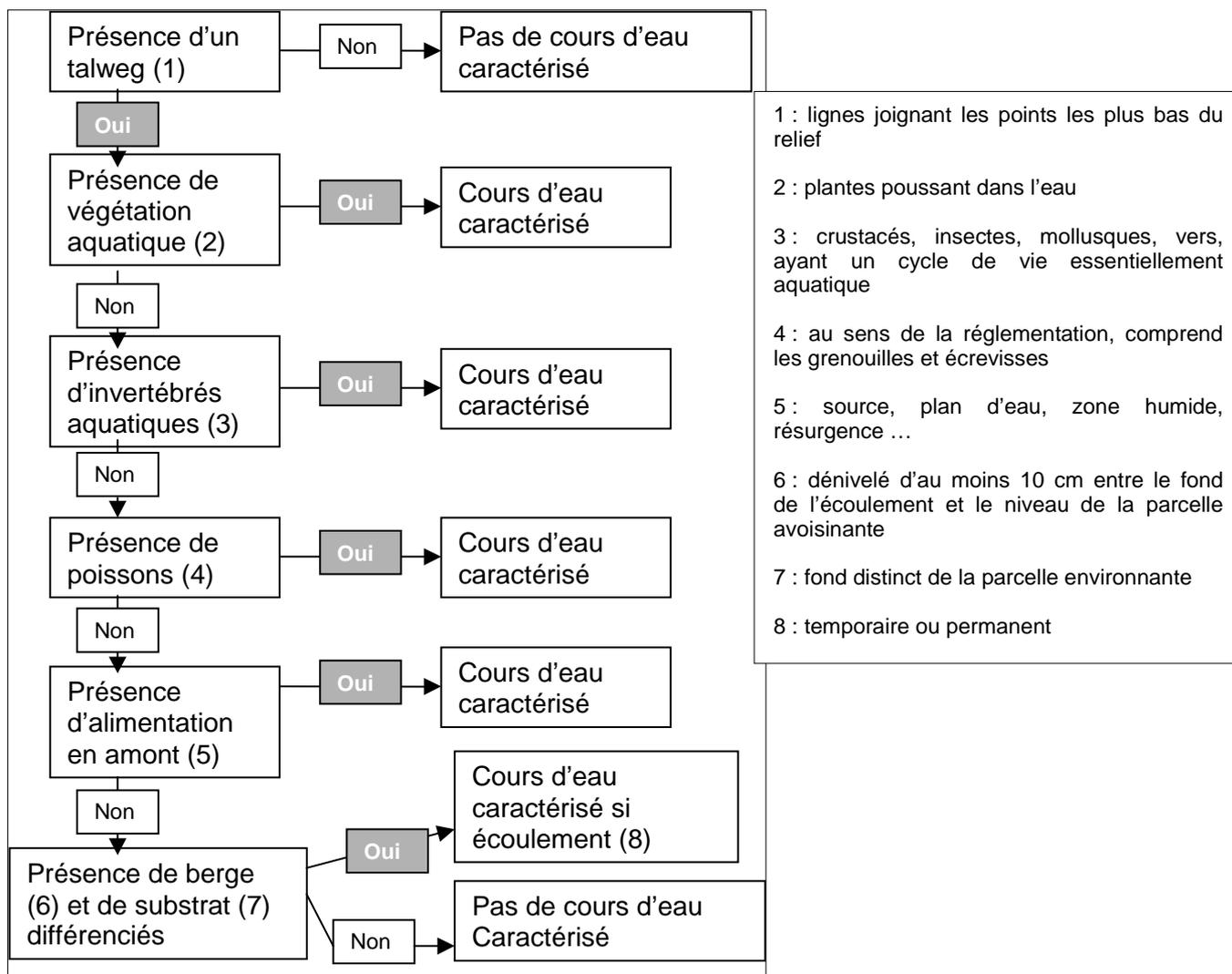


Figure 2 : organisation hiérarchique des critères de caractérisation d'un cours d'eau.
 (Extrait du site www.csp.ecologie.gouv.fr)

Cette méthode repose sur [un arbre de décision hiérarchique](#).

L'objet de la méthode proposée par le Conseil scientifique de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) n'était pas de donner une définition réglementaire ou légale du cours d'eau. Une telle définition n'existe d'ailleurs pas dans la législation, et le statut de cours d'eau est apprécié lorsque c'est nécessaire par les tribunaux. Il en résulte une certaine jurisprudence, pas toujours très constante. Dans cette optique, la définition proposée ne peut sans doute pas constituer en l'état un cadre à une mission de recensement du réseau hydrographique telle que celle mentionnée par exemple dans la "feuille de route" des missions inter-services de l'eau (MISE).

La définition proposée par le Conseil scientifique de l'ONEMA a pour but d'éclairer les agents de l'établissement dans le cadre de leur mission de surveillance des milieux aquatiques, pour leur permettre de mieux apprécier les situations où une atteinte au milieu présenterait des impacts fonctionnels sur les écosystèmes aquatiques. Il s'agit donc plutôt [d'une définition](#)

² Depuis 2007, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) a remplacé le Conseil supérieur de la pêche (CSP) qui avait élaboré cette méthode en 2002.

"fonctionnelle" du cours d'eau, l'évaluation des fonctionnalités se faisant sur une base biologique.

Autrement dit, la question revient à savoir si l'altération ou la suppression du milieu considéré est susceptible d'avoir des impacts directs (zone de reproduction, d'abri...) ou indirects (source de nourriture, qualité d'eau,...) sur les biocénoses aquatiques connectées. Si oui, on doit considérer qu'on a bien à faire à une partie fonctionnelle d'un cours d'eau.

Il n'y a pas eu à ce stade de bilan réalisé sur l'utilisation de la méthode préconisée par le Conseil Scientifique de l'ONEMA. Elle a néanmoins inspiré le protocole défini dans le cadre du SAGE Blavet.

● Méthode élaborée par le SAGE Blavet (2003)

Le SAGE Blavet a mené une étude-action pour valider la définition d'une batterie de critères permettant de qualifier le cours d'eau. La méthode du SAGE Blavet n'est pas une grille hiérarchisée comme les méthodes du SAGE Vilaine et de l'ONEMA.

Il convient de noter une différence entre la méthode exposée sur le document papier et celle actuellement utilisée sur le terrain. Trois clés d'entrée ont été définies.

⇒ Ce qui relève du constat immédiat :

- la présence d'une berge définie comme « le dénivelé entre le fond du cours d'eau et la surface du sol environnant ». Le dénivelé doit être de 10 cm au minimum ;
- la présence d'un substrat identifié : « le substrat (particules situées au fond du lit) se distingue du sol environnant par sa couleur, liée à la composition minérale ou organique et par sa granulométrie (taille des particules) » ;
- la présence d'une vie aquatique caractéristique des cours d'eau (organismes végétaux et animaux). Le SAGE Blavet juge qu'il s'agit d'un critère à caractère saisonnier. Il est classé comme un critère d'aide à l'identification. La biologie n'est pas décisive car dans un fossé, la vie existe aussi. La truite peut être dans un fossé de manière occasionnelle par exemple. Par contre, elle ne se reproduira que dans les cours d'eau de par la présence d'un substrat différencié. Le critère "vie aquatique" est validé grâce à la présence d'indicateurs particuliers (algues rouges, mousses, reproduction des truites, etc.) et pérennes, au milieu des cours d'eau. Il est classé comme un critère d'aide à l'identification ;
- la présence d'un talweg (zone qui joint les points les plus bas du relief et collecte les eaux du versant). Ce critère est un indicateur qui suppose la présence de l'eau, mais il n'est pas décisif.

Remarque : dans cette définition, des travaux d'hydraulique agricole (rectification des écoulements, curage et/ou recalibrage) génèrent une confusion entre « fossé » et cours d'eau ». On parle alors de cours d'eau artificialisé. Des berges façonnées mécaniquement ne sont pas forcément synonymes de fossés. D'ailleurs, la présence de sous-berges stabilisées permet parfois de clarifier la distinction entre fossés et cours d'eau.

⇒ Ce qui s'évalue dans le temps :

- la présence d'une source qui peut être clairement définie (plan d'eau, source, zone humide) ou plus diffuse (champ inondé, affleurement de nappe).

Prise de position proposée par le SAGE Blavet : « à partir du moment où on a défini une **zone-source connectée** à un cours d'eau ou une portion de cours d'eau en amont, tout ce qui est en aval est un cours d'eau ».

Ainsi, si à un endroit précis, on détermine que l'on a affaire à un cours d'eau (au regard des différents critères), l'aval de ce cours d'eau est forcément un cours d'eau (et ne peut être un fossé) ;

- la présence d'un écoulement en dehors de saisons pluvieuses. L'écoulement apparaît comme un critère insuffisant à lui seul. En effet, certains fossés en biais

sur le versant, les « fossés circulants » et les drains ouverts peuvent présenter un écoulement sans être réellement des cours d'eau. Le SAGE Blavet juge qu'il s'agit d'un critère à caractère saisonnier. Il est classé comme un critère d'aide à l'identification.

⇒ Ce qui relève de la mémoire :

- mémoire écrite (documents anciens ou cadastres) ou humaine (mémoire d'anciens propriétaires, de personnes âgées, notamment pour le recalibrage des ruisseaux). Les cours d'eau modifiés ont pu avoir été indûment appelés fossés. Ils sont aujourd'hui, dans le cadre d'un inventaire propre, qualifiés à nouveau de cours d'eau.

La clef d'entrée « ce qui relève de la mémoire » ne donne pas de critères de sélection. Elle peut aider avant de vérifier sur le terrain, ou affiner sur un cas équivoque.

Conclusion : sur le terrain, les deux critères décisifs sont premièrement le substrat et deuxièmement la berge de 10 cm.

Ces deux critères doivent être toutefois confirmés par au moins un 3^e critère : soit l'écoulement, soit la vie aquatique.

Si les critères « vie aquatique » et « écoulement » ne sont pas observés en période d'étiage, un deuxième passage est nécessaire en période hivernale. Leur validation dépend de ces deux passages.

La méthode du SAGE Blavet n'est pas une méthode conduisant de manière automatique à une prise de décision comme le sont les méthodes du SAGE Vilaine et de l'ONEMA. [La méthode du SAGE Blavet fournit des critères qui doivent être pris en compte par une commission locale en charge de l'inventaire du réseau hydrographique.](#) Lorsqu'il y a un désaccord entre les membres de cette commission locale, il y a obligation d'un deuxième passage sur le terrain à une autre saison.

Discussion

Il serait intéressant de faire un test de "robustesse" en comparant les 3 méthodes (ONEMA, SAGE Vilaine et SAGE Blavet).

Observons d'abord que la méthode du SAGE Blavet n'est pas une méthode « automatique » qui conduit à une prise de décision soit en appliquant une règle numérique comme la méthode du SAGE Vilaine, soit en mettant en œuvre un arbre de décision comme la méthode ONEMA. Dans la méthode Blavet, la décision est prise par une commission locale en charge de l'inventaire du réseau hydrographique, décision validée en prenant en compte les critères proposés dans la méthode. Cette méthode de travail introduit fatalement une dose de subjectivité puisqu'il est impossible *a priori* de savoir comment les différents critères seront pondérés et combinés entre eux. De ce fait, il n'est pas possible ici d'intégrer cette méthode dans un test de robustesse permettant de comparer les trois méthodes.

On ne comparera donc ici que les méthodes du SAGE Vilaine et de l'ONEMA dans un objectif d'analyse de robustesse.

Prenons le cas d'un écoulement situé dans un talweg, à l'aval d'une retenue collinaire ou d'une prairie humide simplement caractérisée par quelques espèces végétales caractéristiques des zones humides. Supposons cet écoulement non caractérisé par des organismes aquatiques (invertébrés, poissons ou végétation) et dont les berges et le substrat ne sont pas différenciés des parcelles attenantes.

Dans le cas de la méthode SAGE Vilaine, on obtient au minimum 3 « NON », donc il s'agit d'un fossé.

Dans le cas de la méthode ONEMA, il s'agit d'un cours d'eau car la réponse « OUI » à la question 5 "présence d'alimentation en amont" nous dirige vers le classement "cours d'eau caractérisé".

Le réseau hydrographique "cours d'eau" identifié sera plus dense (important) avec la méthode ONEMA qu'avec la méthode SAGE Vilaine.

C'est le critère 5 de la méthode ONEMA (« Présence d'alimentation en amont ») qui introduit dans certains cas - sans doute marginaux en nombre - une différence avec la méthode du SAGE Vilaine. Ce critère a été introduit au niveau national pour remédier aux situations dans lesquelles les critères précédents dans l'arbre de décision de l'ONEMA n'étaient pas pertinents, par exemple dans les cas de cours d'eau d'altitude, dont la colonisation par les organismes aquatiques n'est pas toujours garantie, mais qui présentent un écoulement permanent en provenance d'une source d'alimentation amont. Sans doute n'est-il pas souvent adapté pour les cours d'eau bretons, sauf peut-être dans le cas d'exutoire de tourbières acides...

Pour contourner ces difficultés relatives au critère 5 de l'ONEMA, une parade serait de définir plus précisément les notions de source, plan d'eau, zone humide.

DES MÉTHODES GLOBALES D'INVENTAIRE DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE AU REGARD DE SA FONCTIONNALITÉ (RÉSEAU CIRCULANT ET NON CIRCULANT)

Méthode élaborée dans le cadre du diagnostic des parcelles à risque phytosanitaire (2001)

Cette méthode a pour objectif de qualifier la connexion des parcelles au réseau hydrographique fonctionnel, qui est constitué de cours d'eau et de fossés circulants. Cette méthode conduit à la distinction fossé circulant et non circulant. Le travail est réalisé à la parcelle.

Le réseau hydrographique est défini comme « *le réseau circulant de façon permanente au minimum pendant les trois mois de la période hivernale. Il comprend ainsi tout ou partie du réseau naturel classé intermittent sur la carte IGN 1/25 000 et une partie du réseau des fossés* ». Une attention particulière doit également être portée aux « *fossés et autres surfaces (chemin, par exemple) à circulation instantanée, généralement alimentés par des zones imperméabilisées qui permettent d'évacuer les eaux pluviales vers le réseau hydrographique* » et aux « *émissaires de drainage [...] considéré comme fossés circulants* ».

Cette méthode est l'occasion dans les bassins versants de cartographier le chevelu fin du réseau hydrographique et de se pencher sur les Très Petits Cours d'Eau (TPCE). Cependant, elle ne propose pas explicitement une méthode pour distinguer les fossés circulants et non circulants.

Méthode déclinée dans le cadre de la démarche Territ' eau de l'Agro-transfert Bretagne (2006)

L'objectif de cette méthode est de valider le réseau hydrographique fonctionnel vrai et ne retenir en définitive que le seul réseau circulant, notamment en période hivernale.

Elle s'inspire de travaux antérieurs (méthodes des SAGE Vilaine et Blavet et inventaires réalisés par W.Messiez-Poche de l'ADASEA 22 pour la partie « typologie des fossés »).

Elle peut être mise en œuvre, soit par un groupe d'acteurs locaux, soit par un prestataire. Cette méthode relève comme les autres d'une démarche participative. Les résultats seront retenus après validation par les acteurs du territoire.

L'identification du réseau hydrographique se fait classiquement en deux temps :

- pré-repérage par système d'information géographique (SIG) ;
- inventaire de terrain.

Chaque tronçon de réseau relevé est caractérisé selon deux critères. Le premier décrit le type d'écoulement. Le second aborde la temporalité des écoulements.

Ces deux critères, considérés indépendamment l'un de l'autre, sont :

- **Critère 1 : Identifier les différents types du réseau hydrographique :**

1. lit naturel (*un sous type est le lit retracé ou recalibré*) ;
2. écoulement naturel ;
3. fossé drainant ;
4. fossé d'emmenée ;
5. fossé de crue.

Pour une caractérisation plus précise du réseau circulant, d'autres types, moins fréquents ou moins importants peuvent être ajoutés : buses, voies d'infiltration, drains, écoulements de surface sur substrats perméables (routes, chemins, empièvements...) et connexions supposées où la continuité du réseau hydrographique n'a pu être déterminée.

- **Critère 2 : Caractériser la temporalité des écoulements :**

1. circulation permanente ;
2. circulation temporaire ;
3. écoulement ralenti / stagnation ;
4. circulation intermittente et instantanée ;
5. circulation intermittente.

Les deux méthodes « diagnostic des parcelles à risques phytosanitaires » et « démarche Territ'eau » ne proposent pas un mode de combinaison des critères retenus. Dans ces méthodes, la distinction fossés/cours d'eau n'est pas l'objectif premier.

RÉFÉRENCES

Agro-transfert, 2006. La démarche Territ' eau : Apports méthodologiques pour améliorer la qualité de l'eau par la gestion spatiale des activités agricoles et l'aménagement du paysage. 70 p. Téléchargeable sur <http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr>

Bretagne Eau Pure, 2001. Diagnostic des parcelles à risque. Guide méthodologique. 22 p.

Carlier N., 2004. Rôles des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface, Programme Pesticides, Rapport final Mai 2004, 123 p.

IGN (Institut géographique national), 2005, BD Topo Pays version 1.2, Descriptif de contenu. Chapitre 6 : Spécifications détaillées, Partie D : Hydrographie terrestre, p.39-47

Messiez-Poche W., 2003. Connaissances du réseau hydrographique, méthode d'inventaire et de cartographie du réseau et des zones humides liées au sein d'un bassin versant. Document de formation non publié, 11p.

SAGE Blavet, 2006. Recensement des cours d'eau. Guide à l'usage des acteurs locaux. 24 p.

SAGE Vilaine, 2001. Guide d'orientation méthodologique pour l'inventaire des zones humides sur le bassin de la Vilaine. Téléchargeable sur <http://www.lavilaine.com>

Thomas A., 2006. Méthodologie d'inventaire des cours d'eau dans le cadre du SAGE Vilaine. Institution d'Aménagement de la Vilaine. 99p.

Site Web : <http://www.csp.ecologie.gouv.fr> ou <http://www.onema.fr/>

ORGANISATION SPATIALE DES HAIES ET DES TALUS DANS LE PAYSAGE : IMPACTS SUR L'EAU ET LES SOLS

Les fonctions associées au maillage bocager sont très vastes. **Cette fiche se focalise sur ses fonctions hydrologiques et hydrochimiques (régulation hydraulique et qualité de l'eau) et de conservation des sols.**

● CE QU'IL FAUT RETENIR

- Les haies et talus font partie des aménagements considérés comme des "zones tampons" ou « protection aval » pour lutter contre les transferts de polluants (pesticides, phosphore, nitrate ...).
- Les haies et talus bien entretenus et correctement localisés :
 - constituent un obstacle à la progression des particules de sol érodées des parcelles vers le réseau hydrographique,
 - contribuent à redistribuer les sols dans les versants (accumulation en amont et érosion en aval de la haie-talus). Dans la gouttière ménagée en amont du talus, où les particules de sols sont freinées et stockées, il va se produire un phénomène de rétention des produits phytosanitaires et de stockage du carbone,
 - ralentissent les flux d'eau et d'éléments associés et vont ainsi favoriser leur infiltration verticale. Une fois les flux ralentis, les molécules de produits phytosanitaires sont susceptibles d'être adsorbées sur les particules de matières organiques et d'être biodégradées,
 - prélèvent dans le sol une part significative d'eau et de nutriments associés (assimilation par la végétation).
- L'aménagement ou la réimplantation de haies et talus, pour leurs fonctions hydrologiques et de conservation des sols, doit s'inscrire dans une optique d'organisation spatiale et d'optimisation du réseau bocager à l'échelle du bassin versant. Il faut :
 - ne pas se limiter à l'aménagement aux bords de cours d'eau, mais aussi le plus en amont possible sur les versants,
 - privilégier la disposition des haies, leur cohérence dans le bassin versant et leur degré de connexion entre elles plutôt que la densité du réseau,
 - favoriser les haies et talus le long des courbes de niveau (perpendiculaire à la pente), dans un souci de maintien des sols et de contrôle des flux d'eau ;
- Les haies de ceinture de bas fonds, les haies sur talus et les essences présentant un système racinaire très développé favorisent l'interception des flux d'eau et des éléments associés.

Pour limiter les transferts de polluants vers le réseau hydrographique, les pouvoirs publics ont préconisé de mettre en place des aménagements sur les parcelles cultivées et leurs abords ainsi que sur les espaces non-végétalisés à proximité des cours d'eau. Les haies et talus font partie de ces aménagements appelés "zones tampons" ou « protection aval », comme les bandes enherbées (voir fiche J1), les fossés et les zones humides. Ces aménagements sont proposés pour lutter contre les transferts de polluants (nitrates, pesticides, phosphore, métaux lourds ...).

● LES GRANDS FONDEMENTS PHYSIQUES PRÉALABLES :

Nombre d'études sur la pédologie et l'hydrologie des bocages ont mis en évidence le rôle de [l'ensemble des éléments haie – talus - fossé](#), qui agissent en synergie sur les terrains en pente. Le rôle de l'ensemble haie - talus sera développé.

Le [talus](#) est une levée de terre, armée ou non de pierres, longée par un ou deux fossés et couvert de végétation arbustive, arborescente ou herbacée.

Une des propriétés du talus est sa forte porosité dans la partie supérieure, liée au système racinaire des arbres qui déstructure fortement le sol. Cependant, il existe des talus sans arbres et inversement des haies sans talus.

● **Maintien des sols**

- Les haies et talus parallèles aux courbes de niveau (donc perpendiculaires à la pente) segmentent les versants : ils constituent un [obstacle à la progression des particules de sol érodées](#) sur les parcelles en amont et ont pour effet positif de maintenir la terre à l'intérieur du bassin versant et de limiter son exportation [vers le réseau hydrographique](#).
- La présence de l'ensemble haie – talus conduit à une [redistribution des sols dans les versants](#) : la terre érodée sur les parcelles s'accumule en amont des haies-talus et [un dénivelé se développe progressivement entre l'amont et l'aval des haies-talus](#) :
 - Dans la gouttière en amont, il se forme progressivement une couche de sol perméable riche en matière organique qui est particulièrement favorable à la [rétention des produits phytosanitaires](#). Dans cette couche de sol, les matières actives ainsi adsorbées peuvent rester présentes pendant une longue période. Leur mobilité sera en partie réduite selon les propriétés physiques et chimiques du sol.
 - En aval du talus, le sol est érodé sur quelques dizaines de centimètres et jusqu'à 3– 4 mètres du talus.
 - L'ensemble haie – talus concourt à diminuer la pente, à empêcher l'exportation des particules hors des versants et à mettre en place un paysage en marche d'escalier¹.
- Ainsi, l'accumulation générée par la présence de la haie et/ou du talus permet de [stocker du carbone en profondeur](#) (50 à 120 cm). Ce phénomène est lié, d'une part à l'accumulation de particules érodées en amont de la haie-talus qui proviennent de l'horizon de surface du sol, riche en matière organique, et d'autre part à la présence des racines des arbres et de leur litière.

Cependant, le bocage en lui-même n'empêche pas le déplacement de terre au sein des parcelles. L'érosion dépend aussi du travail du sol de la parcelle et du labour. Un labour effectué dans le sens de la pente, voire parfois jusqu'en bordure de cours d'eau, est particulièrement préjudiciable. [Le bocage participe à la conservation et au maintien des sols](#).

¹ L'ensemble haie-talus forme un obstacle au départ des particules de sols érodées et aux flux d'eau. En amont du talus, les particules de sols en mouvement sont stoppées jusqu'à pouvoir former une terrasse. Si plusieurs terrasses façonnent la pente du bassin d'amont en aval, on parle d'un paysage en marche d'escalier.

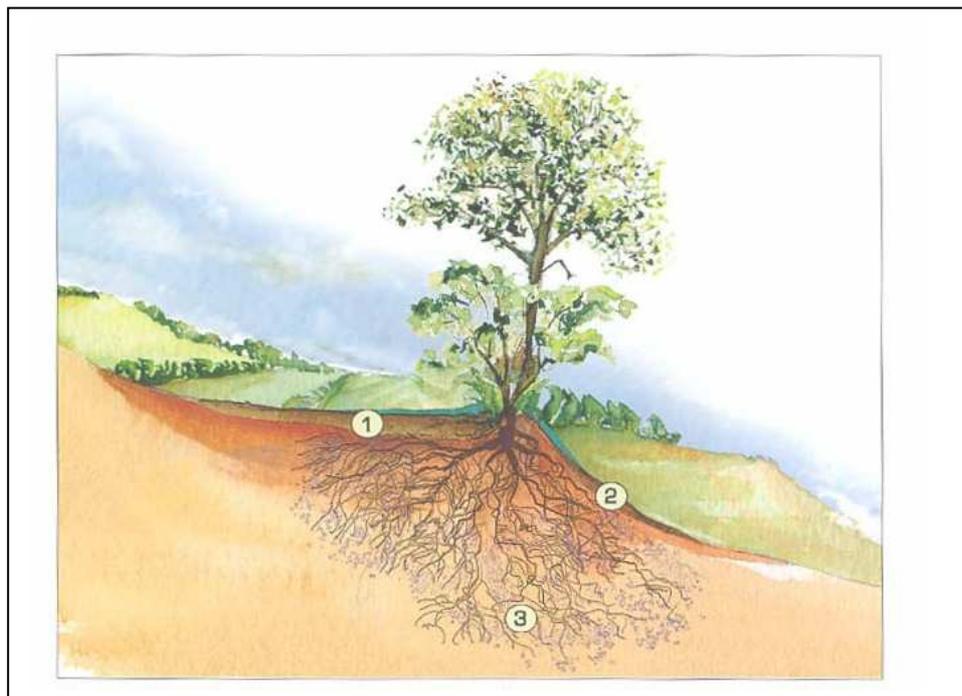


Figure 1 : influence d'une haie talus sur la composition du sol (Liagre F. et Girardin N. 2006).

En amont de la haie, le talus va retenir les éléments organiques emportés par les eaux (1). La profondeur de sol à l'amont peut être supérieure de plusieurs dizaines de centimètres à celle de l'aval (2). L'enracinement des arbres facilite l'infiltration de l'eau et le stockage de carbone en profondeur grâce à la décomposition des racines fines annuelles (3). Cet effet racinaire stimule la vie biologique des sols (champignons, bactéries et pédofaune) ce qui améliore la structure des sols aux abords des haies

● Interception des flux d'eau et des éléments associés

1. Répartition spatiale des pluies

- Le bocage ne modifie pas la pluviosité globale annuelle au niveau du bassin versant. Le bocage et la géomorphologie du terrain ont plutôt **un rôle sur la répartition spatiale des pluies**. On observe généralement une pluie plus forte sur les zones au vent que sur les zones sous le vent (c'est-à-dire protégées par la haie). La pluie sera jusqu'à 30% plus faible (Hubaud M.O., 1992). Il y a donc une plus forte hétérogénéité spatiale des précipitations.

2. Eau de ruissellement à la surface du sol : barrière physique, blocage et ralentissement des flux, infiltration

- La haie et le talus **ralentissent le passage de l'eau de ruissellement et favorisent ainsi son infiltration verticale** grâce à la présence du système racinaire et la bonne structuration du sol avec une forte teneur en matières organiques. Un bassin bocager présente des coefficients de ruissellement faibles et quasi stables par rapport aux coefficients d'un bassin ouvert qui sont variables.
- La ceinture de bas-fonds est un élément paysager particulier largement traité dans la littérature. C'est un élément très important à l'échelle du bassin, et plus particulièrement dans le cadre de la **gestion du phénomène des crues d'amplitude normale**. Les haies entourant les bas-fonds sont placées perpendiculairement à la pente, en bas de versant. Elles séparent les sols du versant bien drainés, des sols hydromorphes de la zone humide.
- Enfin, les haies et le talus ont pour caractéristique de **retenir les oligoéléments et autres éléments chimiques** (Ca et K).

3. Eau du sol et des nappes peu profondes : prélèvement par la végétation

- La végétation des haies-talus, de par ses besoins intrinsèques, effectue **dans le sol** des **prélèvements significatifs d'eau et de nutriments associés**, dont les nitrates.
- La **localisation du système racinaire par rapport à la nappe** sera particulièrement importante si on souhaite optimiser les possibilités d'intercepter les nitrates et autres polluants dissous. Dans les systèmes comme les bassins versants bretons, la nappe est plus proche de la surface en bas de versant, donc les haies de bas de versant seront plus efficaces. Inversement, dans les bassins versants à nappe profonde, la haie ne pourra pas intercepter les eaux de nappe.

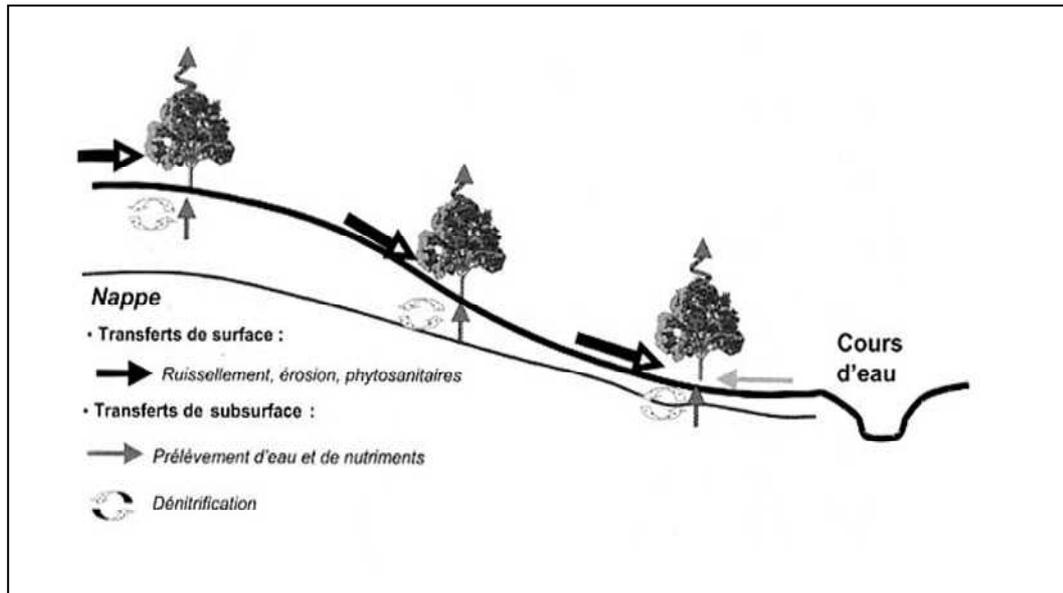


Figure 2 : flux d'eau et de nitrates le long d'un versant (Baudry J. et al, 2003).

- Le tapis herbacé formé par le talus et les racines de la haie vont ralentir plutôt que filtrer une partie des produits phytosanitaires présents dans les matières en suspension. Ce phénomène est similaire à celui observé sur les dispositifs de bandes enherbées (Mérot, 2004). Comme les flux sont ralentis, les molécules des phytosanitaires sont **susceptibles d'être adsorbées sur les particules de matières organiques et d'être biodégradées avant d'atteindre le cours d'eau**.
- Pour les nitrates dans le sol, deux phénomènes peuvent avoir lieu : les nitrates seront consommés soit par absorption directe de la plante entraînant une réorganisation de l'azote sous forme organique, soit par dénitrification.

● OPTIMISER L'ORGANISATION SPATIALE DE L'ENSEMBLE HAIE - TALUS :

Toute action d'implantation ou de restauration de haies et talus, privilégiant leurs fonctions vis-à-vis de l'eau et des sols, nécessite de :

- définir la [localisation de l'ensemble haie-talus par rapport aux écoulements](#),
- s'inscrire dans une [optique d'organisation spatiale et d'optimisation du réseau bocager](#) plutôt que de densification du réseau, surtout dans un contexte de réimplantation de haies ou de consolidation d'un réseau existant.

● Localisation dans le bassin versant

Il convient d'appréhender les aménagements en fonction des mouvements de l'eau dans le bassin versant, et non pas simplement à l'échelle de la parcelle en bordure de la rivière (Molénat, 2002). Les axes majeurs d'écoulement du bassin versant sont à prendre en compte : ligne de plus grande pente, talweg, dépression locale, zones de convergence des écoulements. C'est la notion de [compartimentation du bassin versant](#).

La figure 3 présente les implantations à proscrire sur un versant, avec un bocage clairsemé, dégradé qui ne joue en rien son rôle vis-à-vis des sols et des flux d'eau.

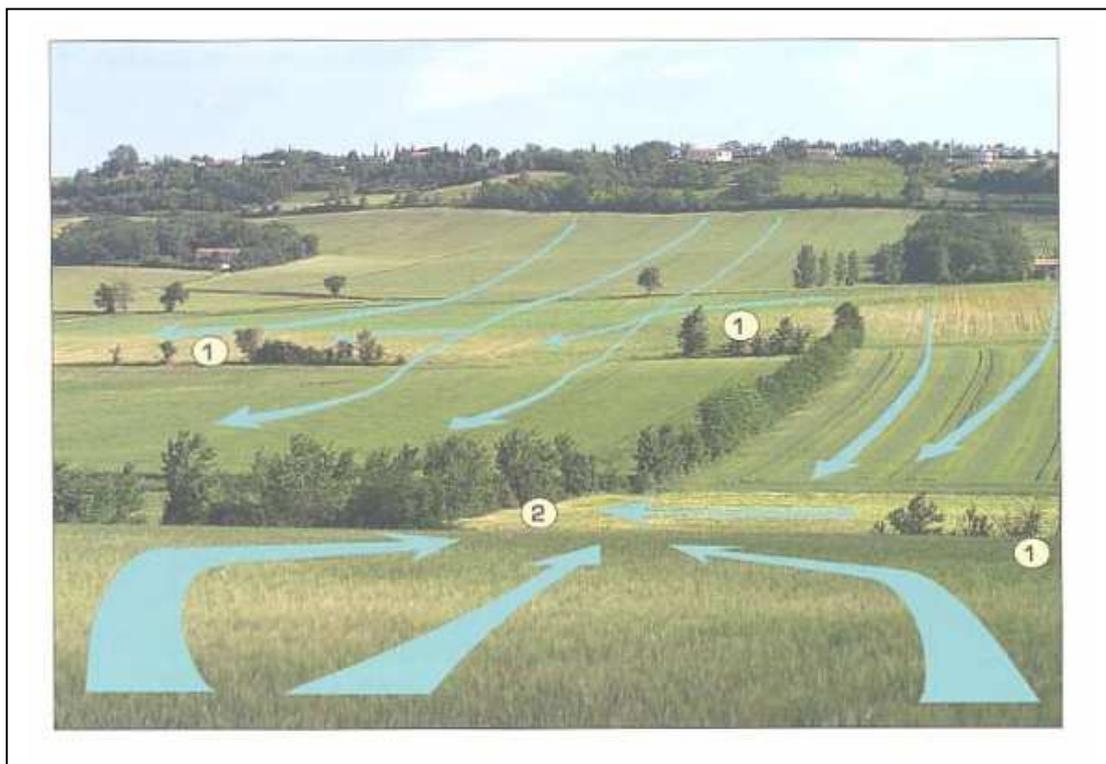


Figure 3 : circulation de l'eau dans un paysage bocager dégradé (Liagre F. et Girardin N., 2006).

Les résidus de haies ne font que détourner les flux d'eau en les concentrant (1). Des haies disposées contre le sens de la pente secondaire permettent de piéger l'eau mais restent moins efficaces si elles ne sont pas conçues comme une voie sans issue pour l'eau qui arrive (2). Dans ce type de paysage dégradé, la circulation de l'eau est moins freinée et emprunte rapidement des cheminements privilégiés.

Comparativement, la figure 4 illustre les possibilités d'implantation d'aménagements appelés "zones tampons". On peut observer des haies et talus en bordure, en aval de parcelle, au milieu pour couper une longue parcelle, en coin (localisation privilégiée des écoulements) et dans les talwegs. Un chenal enherbé ou une prairie en travers du talweg pourront être implantés.

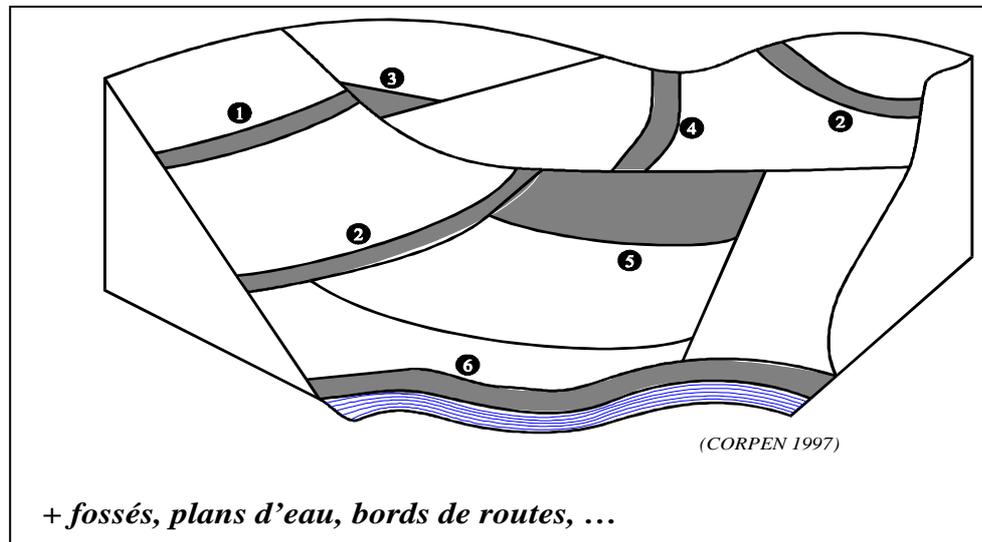


Figure 4 : aspects pratiques : quelle localisation ? (CORPEN, 1997).

Sur la figure 4, la position 6 est une localisation en bordure de rivière : soit une ripisylve, soit une bande enherbée. Elle est la plus spontanément admise. Elle est aussi soutenue par les réglementations. Ce type de localisation est cohérent avec la notion de ZNT (Zones Non Traitées, définies par rapport à l'utilisation des pesticides) et avec l'éco-conditionnalité de la politique agricole commune.

C'est aussi à cet endroit que l'on trouve des zones spontanément non cultivées. Ce type de localisation a pour intérêt principal de protéger contre la dérive de pulvérisation lors des traitements près des rivières. Elle offre aussi une « protection rapprochée » contre les apports directs des parcelles riveraines ainsi que contre les apports d'azote à la rivière (zone de dénitrification).

Si on cherche à retenir le phosphore mais aussi les matières en suspension et les pesticides au cours de leur transfert sur les versants, l'aménagement de zones tampons exclusivement en bas de versant présente deux types d'inconvénients :

- concentration maximale du ruissellement à ce niveau ;
- développement de zones plus fréquemment hydromorphes que celles des versants, d'où réduction de la perméabilité (inconvénient maximal pour les pesticides, mais aussi pour le phosphore et les matières en suspension) et risque de relargage du phosphore.

Ces inconvénients mettent en évidence l'importance de **ne pas se limiter à l'aménagement aux bords de cours d'eau, mais de mettre en place des aménagements le plus en amont possible sur les versants.**

● Orientation de la haie selon les courbes de niveau et sa plantation sur talus

- L'orientation des haies et talus est souvent dictée par la protection qu'elle va offrir contre les vents dominants et l'ensoleillement mais par contre, cette orientation est souvent imposée parallèlement aux courbes de niveau dans un objectif de protection des sols. Une haie placée perpendiculairement à la pente permet aussi de freiner les eaux de ruissellement et de favoriser les dépôts des éléments associés.
- Pour lutter contre l'érosion des sols, les talus et les essences présentant un système racinaires très développés sont à privilégier. La nature et la composition des haies devront présenter un rapport optimisé entre "effet végétation" et "effet structure du sol".
- Les haies ont vraisemblablement un impact sur les flux d'azote par les prélèvements pour la croissance de la végétation et peut-être aussi par une augmentation de la dénitrification.

Si ce rôle du bocage à l'échelle du bassin versant n'est pas quantifié, cet effet a pu être montré à l'échelle locale, dans le cas d'une haie de ceinture de bas fond (haie sur talus avec prairie humide en aval). Caubel (2001) a comparé les teneurs en nitrate sur un transect coupant une haie et un transect sans haie situés à quelques mètres de distance. Elles sont plus faibles pendant toute l'année sur le transect avec haie : il entre dans la zone humide environ 4 fois moins de nitrate avec haie que sans haie. Au printemps, l'abattement entre l'amont et l'aval de la haie est en moyenne de 75 % soit 30 kg N/ha. La part relative liée à la dénitrification ou à l'assimilation n'a pas été mesurée (in Ferchaud F., 2006).

- ➔ L'implantation de haies et talus se fait préférentiellement le long des courbes de niveau, que ce soit dans un souci de lutte contre l'érosion des sols ou de contrôle des flux d'eau.
- ➔ Les haies et talus à conserver et développer en priorité sur le plan hydrologique sont les haies de ceinture de bas-fonds et les haies participant au stockage et au ralentissement de la circulation des eaux ruisselées à la surface du sol.

● Cohérence et connexion, plutôt que densité du réseau

Dans les opérations d'aménagement, la densité de haie-talus ou de linéaire boisé est un critère généralement employé pour mesurer ou définir le bocage. La densité du réseau est un facteur de contrôle de débit de la rivière non-négligeable (Viaud V., 2004). Mais en terme fonctionnel, c'est davantage la position des haies, leur cohérence spatiale dans le bassin versant et leur degré de connexion entre elles qui ont une influence majeure.

Il faut raisonner un aménagement global du réseau en termes de continuité, plutôt que de haies individuelles. Comme on peut l'observer sur la figure 5, la continuité linéaire, c'est-à-dire sa qualité de connexion d'une haie à l'autre, est un facteur primordial.

- ➔ L'objectif est de créer des voies sans issue pour l'eau. Une haie fermée (si possible sur talus) en aval de la parcelle et disposée selon les courbes de niveau permettra d'éviter les sorties d'eau et d'éléments fins.

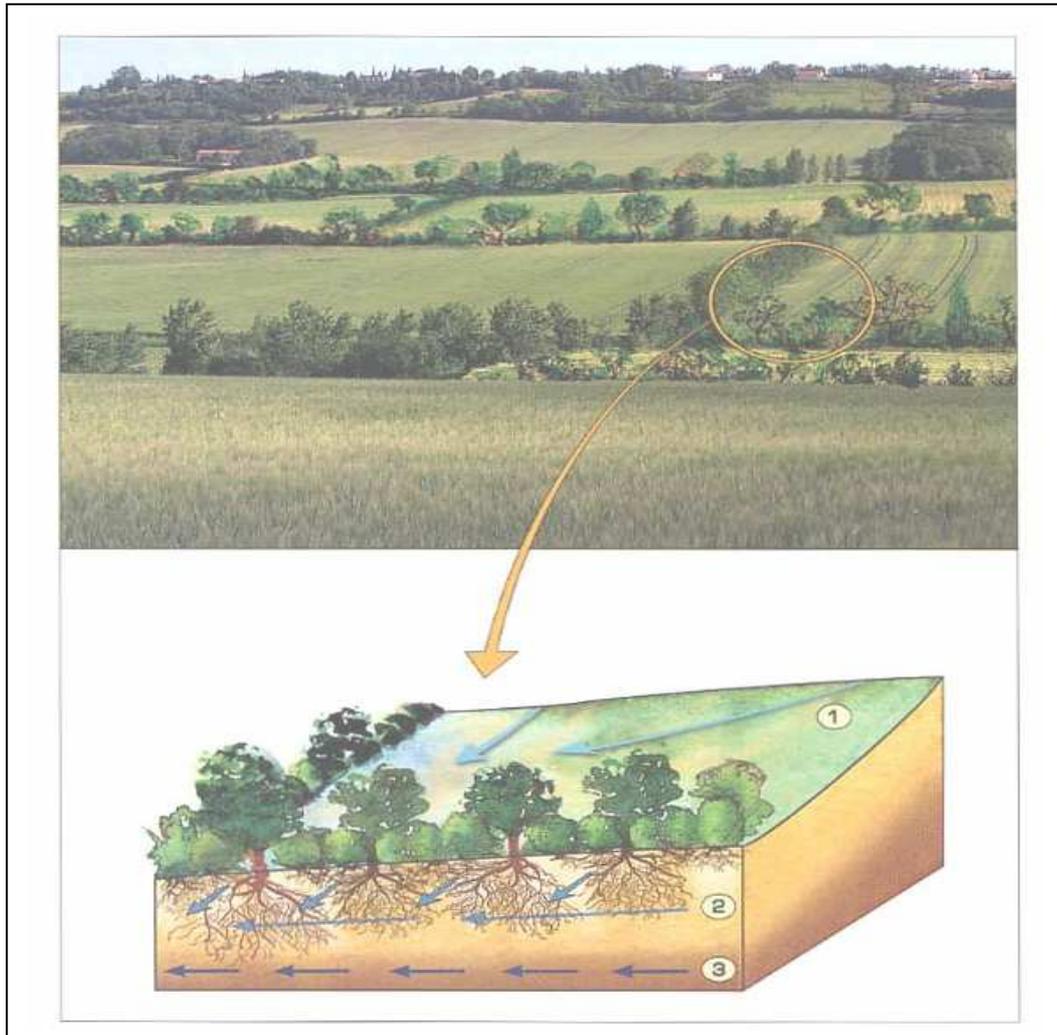


Figure 5 : effet de l'aménagement global sur les écoulements (Liagre F. et Girardin N., 2006).
 La disposition d'un maillage bocager permet de constituer des voies sans issues pour l'eau (1), la forçant ainsi à s'infiltrer dans le sol (2). Néanmoins, selon le contexte pédologique, une partie de l'eau peut s'écouler sous la zone racinaire des arbres, notamment lorsque ceux-ci sont peu développés (3).

Ces notions de **réseau**, **cohérence** et **connexion** sont présentées ici vis-à-vis de leurs impacts sur l'eau et les sols. Mais elles sont importantes également en termes de **biodiversité**. En effet, la notion de fonction biologique est particulièrement liée à la connexion entre deux ou plusieurs habitats écologiques. On parle alors de **corridors biologiques**.

 **RÉFÉRENCES**

Agrotransfert, 2006. La démarche Territ' eau : Apports méthodologiques pour améliorer la qualité de l'eau par la gestion spatiale des activités agricoles et l'aménagement du paysage. 70 p. Site internet : http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/Referentiel/Paysage_Transferts/

Baudry J. et Jouin A., 2003. De la haie aux bocages : organisation, dynamique et gestion. Editions INRA, 435 p.

Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Thèse de l'Université de Rennes 1, 214 p. + annexes.

Caubel, V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Thèse ENSA Rennes, 156 p.

CORPEN, 1997. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. 88 p.

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 p.

Hubaud M.-O., 1992. Haies et talus. Intérêts et avenir. Quelle démarche pour le Morbihan ? Observatoire départemental de l'environnement du Morbihan Report, Vannes France.

Lemercier B., 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : sources, transfert et moyens de lutte. DIREN Bretagne. 85 p.

Liagre F., 2006. Les haies rurales – Rôles, création, entretien. Editions France agricole. 320 p. (Illustrations de Girardin N.)

Mérot P., Viaud V., Grimaldi C., 2004. Haie et qualité des eaux. Forêt Entreprise n°159, oct. 2004, p.30-33.

Molénat J., Durand P., Gascuel-Odoux C., Davy P., Gruau G., 2002. Mechanisms of nitrate transfert from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany/Water, air and soil pollution, vol.133, p. 161-183.

Viaud V., 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments : approche empirique et modélisation. Thèse de doctorat de l'ENSA Rennes, 267p. + annexes.

Walter C. , Merot Ph., Layer B. et Dutin G., 2003. The effect of hedgerows in soil organic carbon storage on hillslopes. *Soil Use and Management*, 19, 201-20. <http://dx.doi.org/doi:10.1079/SUM2002190>

Glossaire

Tous les mots marqués par le symbole  dans les fiches
sont définis dans le glossaire.

GLOSSAIRE

[A](#) [B](#) [C](#) [D](#) [E](#) [F](#) [G](#) [H](#) [I](#) [J](#) [K](#) [L](#) [M](#) [N](#) [O](#) [P](#) [Q](#) [R](#) [S](#) [T](#) [U](#) [V](#) [W](#) [X](#) [Y](#) [Z](#)

A

ADSORPTION

Processus physique d'adhésion de substances dissoutes ou dispersées à la surface d'un corps solide.

ANNÉE HYDROLOGIQUE

Période continue de 12 mois pendant laquelle se produit un cycle climatique complet. Elle est choisie de sorte que la variation de l'ensemble du stock d'eau du bassin versant soit minimale pour minimiser les reports d'une année sur l'autre. Le début de l'année hydrologique correspond au début de la reconstitution des stocks d'eau des bassins c'est-à-dire à la reprise des précipitations au début de l'automne dans la région Bretagne. Le début de l'année hydrologique est couramment fixé au 1^{er} octobre dans cette région : le choix de cette date est quelque peu arbitraire, il est justifié par le fait que les premières précipitations automnales significatives ont généralement lieu à partir du début octobre.

ALGUES VERTES

Macrophytes marines de type chlorophycées (ulves, monostromes, entéromorphes) qui se révèlent les plus aptes à profiter d'eaux à salinité variable très enrichies en nutriments. On parle souvent de "[marée verte](#)" à propos de ces accumulations estivales de biomasse macroalgale.

AQUIFÈRE

Formation géologique perméable (sol, roche) dont les pores ou les fissures communiquent et sont suffisamment larges pour que l'eau puisse y circuler librement sous l'effet de la gravité. L'aquifère constitue un réservoir des nappes. Le terme aquifère est utilisé à la fois pour désigner le contenu (eau) et le contenant (milieu).

ANOXIE

Absence d'oxygène. Dans un milieu anoxique, le maintien de la respiration aérobie est impossible, par conséquent, la vie se limite à la présence d'organismes dont le métabolisme est assuré par d'autres mécanismes (fermentation, respiration anaérobie comme la sulfato-réduction, la photosynthèse bactérienne ...). Un milieu oxiqne est au contraire un milieu bien oxygéné.

AUTOTROPHE

Voir à [dénitrification](#)

B

BASSIN VERSANT

Correspond à la surface qui alimente en eau un point de l'espace appelé exutoire. A un point de l'espace ou exutoire, correspond un bassin versant et son contour. A un bassin et à son contour, correspond un exutoire.

BANDE ENHERBÉE

Toute surface en herbe susceptible d'intercepter des écoulements de surface diffus ou concentrés » (d'après CORPEN, 1997).

BATTANCE

Phénomène par lequel un sol, où dominant les sables fins et les limons, se tassent sous l'effet de pluies favorisant ainsi le ruissellement.

BIODISPONIBILITÉ

Facilité, pour un élément du sol, d'être puisé dans le stock présent par un être vivant.

C

CAMPAGNE FIXE

Les échantillons sont prélevés de façon **calendaire**, c'est-à-dire qu'il doit se passer le même écart de temps entre deux prélèvements.

CAMPAGNE PLUIE

Le prélèvement se fera en fonction de la pluviométrie. Le prélèvement doit être fait préférentiellement lors d'un épisode pluvieux susceptible de déclencher un ruissellement.

CAPACITÉ D'INFILTRATION

Flux d'eau maximal (en mm.h^{-1}) que le sol est capable d'absorber à travers sa surface, lorsqu'il reçoit une pluie efficace ou s'il est recouvert d'eau.

CHEVELU

L'ensemble des drains, des fossés et des cours d'eau d'un bassin versant forme ce que l'on appelle couramment un chevelu, c'est-à-dire une arborescence. Les petits ruisseaux sont reliés à des cours d'eau plus importants qui eux-mêmes se jettent dans des rivières puis des fleuves. Les fossés et l'exutoire des drains sont également connectés à ce chevelu. On parle aussi de réseau hydrographique fonctionnel.

CIPAN

Signifie « Cultures intermédiaires pièges à nitrates ». Il décrit des cultures hivernales qui, dans un premier cas, sont implantées par semis après la récolte de la culture principale. Dans d'autres cas, elles sont semées « sous couvert » pendant le développement de la culture principale (stade 6-8 feuilles pour le maïs). Elles ne se développeront qu'après la récolte de cette culture principale.

CYCLE DE L'AZOTE

Ensemble des processus biogéochimiques qui conduisent au passage d'une forme de l'azote à une autre.

COEFFICIENT DE DISPERSION

En mer, coefficient de proportionnalité entre le flux de dispersion d'une solution et le gradient de concentration de cette solution.

D

DÉBIT DE BASE

Partie du débit qui provient des nappes souterraines.

DÉBIT D'ÉTIAGE

Plus petite valeur du débit du cours d'eau observée au cours de l'année hydrologique, en période de faible pluviométrie.

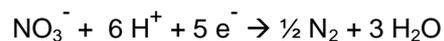
DÉCHAUMAGE

Travail superficiel du sol destiné à enfouir les chaumes et restes de paille afin de favoriser leur décomposition. Il intervient après la moisson et avant les labours profonds.

DÉNITRIFICATION

Réduction de l'azote nitrique (NO_3^-) en azote gazeux (N_2O , N_2).

La dénitrification peut être biologique ou chimique. La dénitrification biologique fait intervenir de nombreuses espèces de bactéries dont *Pseudomonas agrobacterium* : l'ion nitrate est utilisé comme accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène pour la respiration. La dénitrification conduit principalement à la libération de l'azote gazeux N_2 selon la réaction :



Les conditions nécessaires à la dénitrification sont :

- la présence de nitrate,
- un milieu anaérobie ou avec peu d'oxygène
- la présence de bactéries dénitrifiantes
- la présence de donneurs d'électrons

Les électrons proviennent de l'oxydation de la matière organique ou d'un composé minéral, ce qui conduit à définir 2 types de dénitrification :

- La dénitrification est **hétérotrophe** lorsque les bactéries responsables de l'oxydation de la matière organique utilisent le carbone organique comme source d'électrons. La dénitrification hétérotrophe est optimale dans un milieu appauvri en oxygène, avec une température relativement élevée, quand la matière organique, donneur d'électrons, et les bactéries dénitrifiantes sont présentes. Ces conditions sont généralement réunies dans les trente premiers centimètres des sols des zones de bas de versant : la présence d'un engorgement permanent ou de longue durée induit des conditions d'anoxie. La dénitrification est plus active en été où la température est favorable.
- La dénitrification est **autotrophe** lorsque les bactéries utilisent des composés minéraux, tels que la pyrite (sulfure ferreux FeS_2) comme source d'électrons.

DIATOMÉES

Algue microscopique marine ou lacustre à coque (test) siliceuse. Cette coque est souvent finement ornementée.

DINOFLAGÉLLÉE

Groupe d'espèces d'algues unicellulaires ayant en commun l'existence de deux flagelles leur permettant une relative mobilité.

DINOPHYSIS

Dinoflagellé pouvant être responsable de toxicité dans les coquillages (toxines diarrhéiques).

DIRECTIVE NITRATE

Directive européenne qui régleme les pratiques de fertilisation azotée dans le but de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. Les mesures à respecter sont définies au niveau national et adaptées localement par les préfetures. Elles s'appliquent dans les zones où les eaux présentent des teneurs en nitrates proches de 50mg/L. Ces zones sont appelées »zones vulnérables «.

DISPOSITIF ENHERBÉ

Voir à [bande enherbée](#)

DYSTROPHIE

Fonctionnement anormal du milieu se traduisant par exemple par des efflorescences algales, toxiques ou non, conduisant à des mortalités massives.

E

EAU COLORÉE

Dans les eaux littorales, le phénomène d'eaux colorées correspond à une prolifération phytoplanctonique dense aussi appelée "bloom" ou "efflorescence" [phytoplanctonique](#). La couleur de l'eau de mer est due aux pigments des cellules de micro-algues (eaux rouges, vertes ou brunes).

ÉCOULEMENT DE BASE

- Partie du débit d'un cours d'eau qui provient essentiellement des nappes souterraines, mais aussi de la vidange des lacs et de la fonte des glaciers, durant des périodes suffisamment longues où il ne se produit ni précipitation, ni fonte des neiges (*Glossaire International d'Hydrologie*, 1992)
- Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines ou superficielles, qui correspond à des écoulements lents à l'échelle de l'année (*Glossaire d'Hydrologie*).
- Composante de l'écoulement provenant de la vidange des réserves du bassin, souterraines ou superficielles, c'est-à-dire essentiellement du tarissement des nappes. Il représente
 - l'ensemble de l'écoulement qui se produit dans un cours d'eau pendant les périodes sans précipitations, donc en été en régions tempérées.
 - Une partie de l'écoulement pendant le reste de l'année.

ÉCOULEMENT SOUTERRAIN

Tout écoulement au dessous de la surface du sol (en anglais : subsurface flow).

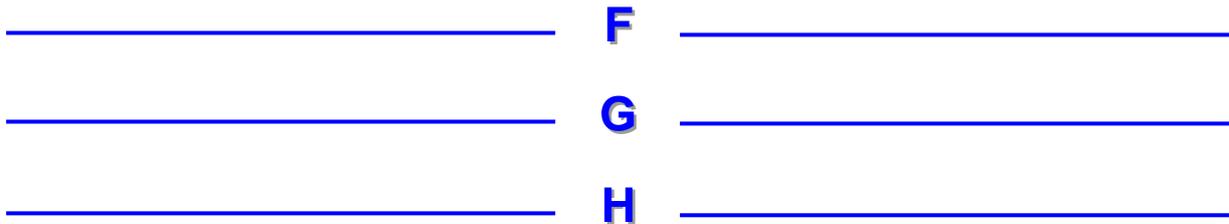
EFFET PRÉCÉDENT « AZOTE »

Correspond à la différence entre l'azote absorbé par les couvertures hivernales et l'azote libéré par les couvertures hivernales après destruction et enfouissement.

EXTRAPOLATION

Action d'introduire des termes non en dedans mais en dehors d'une série (voir aussi [Interpolation](#)).

L'**extrapolation spatiale** consiste à estimer la valeur d'une variable en un point où cette variable n'a pas été mesurée.



HÉTÉROTROPHE

Voir à [dénitrification](#)

HYDRAULICITÉ

L'hydraulicité est le rapport du débit mensuel (ou annuel) à sa moyenne interannuelle. Elle permet de positionner simplement une année par rapport à une année "normale".

HYDRODYNAMIQUE

Ensemble des caractères ayant trait aux mouvements de l'eau. En milieu marin, l'hydrodynamique règle le transport et la dilution des nutriments dissous, des particules et des algues en suspension, conditionnant le temps de résidence moyen de ces dernières dans les eaux enrichies par les apports terrigènes

HYDROMORPHIE

Désigne les sols dont un excès d'eau sature la totalité des pores, de façon permanente ou temporaire sur la totalité ou la plus grande partie de leur profil.

HYPOXIE

Condition dans laquelle la teneur en oxygène est inférieure à sa teneur normale.

HYSTÉRÉSIS

Concerne des phénomènes cycliques pour lesquels la deuxième partie du cycle qui correspond à la phase de décroissance ne se produit pas en suivant le chemin inverse de la première partie du cycle. On parle aussi de **phénomène hystérétique**

I

IMMOBILISATION DE L'AZOTE

Transformation de l'azote minérale en azote organique. Elle est réalisée par l'assimilation d'azote par les micro-organismes du sol : durant la décomposition, une partie du carbone et de l'azote est assimilée dans les tissus des micro-organismes et une partie est transformée en substance humique.

Aussi appelée organisation de l'azote.

INFILTRATION

- Mouvement de l'eau pénétrant dans un milieu poreux depuis la surface du sol (*A. Musy, Cours d'hydrologie Générale, EPLF*)
- Passage de l'eau de la surface du sol vers l'intérieur de celui-ci.

INTERPOLATION

Opération qui consiste à intercaler, par calcul, des termes entre des suites de nombres (voir aussi Extrapolation).

J

K

KYSTE

Forme que peuvent prendre certaines espèces de phytoplanctons (*Alexandrium*, par ex.) qui leur permet de passer l'hiver en s'enfouissant dans les sédiments. Les kystes se présentent alors comme des particules sédimentaires inertes, qui peuvent de concentrer et se disperser sous l'action de la houle et des courants. Au printemps ils peuvent se revivifier. Leur domaine géographique peut donc s'agrandir compte tenu de la dispersion.

L

LAME D'EAU

Volume d'eau ramenée à la surface réceptrice ou contributive. Il peut s'agir de :

- la lame d'eau écoulée : volume d'eau écoulé à l'exutoire du bassin versant pendant une durée donnée, ramené à la surface du bassin,
- la lame d'eau précipitée : volume de pluie tombé sur une surface donnée, ramené à la surface considérée,
- la lame d'eau évaporée : volume d'eau évaporé ramené à la surface considérée.

Les lames d'eau sont exprimées en mm :

$$\begin{aligned} 1\text{mm} &= 1 \text{ mm d'eau sur une surface de } 1 \text{ m}^2 \\ &= 1 \text{ l d'eau sur une surface de } 1\text{m}^2 \end{aligned}$$

LESSIVAGE

Entraînement mécanique d'argile en suspension et en moindre quantité d'argile grossière et de limon fin le long des fentes et autres vides du sol (voir aussi lixiviation)

LITIÈRE

Les litières constituent l'horizon supérieur (horizon 0) des sols. La composition des litières dépend de la végétation et de l'occupation des sols alentours. Les litières sont constituées de feuilles, de brindilles, de fruits, de morceaux d'écorces et de graines.

LIXIVIATION

La lixiviation correspond à la percolation lente de l'eau à travers le sol et à l'entraînement des éléments solubles qui y sont contenus.

M

MASSE D'EAU

La masse d'eau est le découpage territorial élémentaire des milieux aquatiques destinée à être l'unité d'évaluation de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Sont distinguées notamment les masses d'eau continentales de surface, les masses d'eau souterraines, les masses d'eau de transition et les masses d'eau côtière.

Les masses d'eau « cours d'eau » correspondent à la définition hydrologique de bassins versants, de sous-bassins versants et de tronçons de bassins versants.

MARÉE VERTE

Constitue une forme d'eutrophisation côtière, c'est à dire de développement excessif d'algues par rapport aux capacités d'assimilation physique et biologique de l'écosystème.

MARNAGE

Différence entre les hauteurs de pleine mer et de basse mer.

MATIÈRE ORGANIQUE

La matière organique est l'ensemble des molécules contenant du carbone, issues des organismes vivants ou les constituants. A l'opposé se trouve la matière minérale ou inerte.

La matière organique regroupe :

- les métabolites produits par les êtres vivants
- les cellules vivantes ou mortes, animales ou végétales et toutes les molécules résultant de la décomposition de ces cellules.
- les molécules de synthèses dont font partie les produits phytosanitaires.

MATIÈRE ORGANIQUE ALLOCHTONE

Est issue de la végétation, des sols et des roches mères des bassins versants. Les transferts vers le réseau hydrographique se font par des vecteurs hydrologiques (ruissellement, écoulements hypodermiques et de nappe), éoliens ou par chute directe. Ce compartiment comprend également les apports de matière organique anthropique, par exemple ceux provenant des déjections animales (fumier, lisier), des résidus urbains et/ou industriels (eaux usées, boues de stations d'épuration, hydrocarbures).

MATIÈRE ORGANIQUE AUTOCHTONE

Est issue d'une **production interne** aux masses d'eau et se forme principalement par voie photosynthétique. Vivante ou détritique, elle est constituée en majeure partie de phytoplancton, de zooplancton et de bactéries, mais aussi de macrophytes et d'autres algues benthiques. Elle est très abondante dans les étendues d'eau stagnante (lacs, étangs) riches en sels nutritifs et de ce fait soumise au processus d'eutrophisation.

MINÉRALISATION DE L'AZOTE

Transformation de l'azote organique en azote minéral sous forme ammonium (NH_4^+) sous l'action de micro-organismes du sol.

Les processus de minéralisation dépendent de :

- la composition du substrat organique et en particulier du rapport C/N,
- des conditions de température, de pH et d'humidité du milieu,

La minéralisation est d'autant plus forte que les apports d'azote sont importants.

MOBILITÉ

Aptitude pour un élément à changer de place dans les divers compartiments du sol.

MULCHING

Les pailles de céréales broyées sont restituées au sol sans enfouissement.

N

NAPPE

La nappe d'eau souterraine est constituée par l'ensemble des eaux comprises dans la zone saturée d'un [aquifère](#) dont toutes les parties sont en continuité hydraulique. Le mouvement de l'eau est fonction des gradients d'élévation et de pression.

Ensemble du volume d'eau compris dans la partie saturée d'un aquifère.

NITRIFICATION DE L'AZOTE

Oxydation biologique par des bactéries de l'azote ammoniacal (NH_4^+ , NH_3) en nitrate (NO_3^-).

Cette transformation est réalisée par deux familles de bactéries présentes dans les sols :

Nitrosomonas pour la transformation de NH_4^+ en NO_2^- , puis *Nitrobacter* pour la transformation de NO_2^- en NO_3^- .

NORTH ATLANTIC OSCILLATION

Oscillation barométrique qui a une grande influence sur le climat et les précipitations de l'Europe occidentale.

O

ORGANISATION DE L'AZOTE

Voir à [immobilisation](#).

P

PERCOLATION

Ecoulement de l'eau dans le sol (milieu poreux non saturé) en direction de la nappe phréatique, sous l'influence majeure de la gravité. Ce processus succède à l'infiltration et conditionne directement l'alimentation en eau des nappes souterraines.

PHYCOTOXINES

Toxines produites par les espèces de phytoplanctons toxiques.

PHYTOPLANCTON

Ensemble des algues microscopiques unicellulaires en suspension dans l'eau.

PLUIE EFFICACE

Volume d'eau qui reste disponible pour le sol après soustraction de l'eau qui retourne à l'atmosphère par évaporation ou par la transpiration des végétaux. Il s'agit de la fraction de la pluviométrie qui s'écoule en surface du sol ou qui s'infiltre dans le sol et qui participe à l'alimentation des nappes et du réseau hydrographique :

Pluie efficace = Pluie – Evapotranspiration

POINT NODAL

Au sens retenu dans le cadre de la Démarche Territ' Eau, le point nodal est un nœud entre deux cours d'eau. C'est un point de confluence.

POROSITÉ EFFICACE

Rapport du volume d'eau gravitaire au volume total de la roche saturée en eau.

Q

R

RECHARGE

Processus par lequel la zone saturée d'un aquifère reçoit un apport d'eau extérieur, soit directement dans la formation elle-même, soit indirectement par l'intermédiaire d'une autre formation (sol).

REPOUSSES

Les repousses sont issues de la culture précédente (grains perdus à la moisson).

RUISELLEMENT

Le ruissellement désigne l'écoulement de l'eau à la surface du sol. Il se produit dans deux types de situations :

- lorsque la capacité d'infiltration du sol est dépassée (ruissellement hortonien)
- lorsque le sol est saturé jusqu'à la surface.

🔴 *Dans certains cas, le terme de ruissellement est utilisé improprement pour désigner les écoulements, sous la surface du sol, dans les parties superficielles des nappes situées à faible profondeur, telles que dans les bassins versants sur socle.*

S

SOUS-BASSIN VERSANT

Correspond à un petit bassin inclus dans un plus grand.

SEMIS D'ÉTÉ

Sont des cultures intermédiaires faisant suite à une culture récoltée tôt, de juin à août.

TALUS

Correspond à une levée de terre, armée ou non de pierres, longée par un ou deux fossés et couvert de végétation arbustive, arborescente ou herbacée.

TEMPS DE REACTION

Temps nécessaire pour déceler une évolution des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant suite à un changement de pratiques agricoles.

TEMPS DE RÉPONSE

En hydrologie (*Glossaire International d'Hydrologie*), la notion de temps de réponse est bien définie. Elle est utilisée à l'échelle de l'événement pluvieux pour désigner le temps écoulé entre les instants qui correspondent respectivement au centre de gravité d'une averse et au centre de gravité du ruissellement ou au débit de pointe.

En termes de qualité des eaux, la notion de temps de réponse est utilisée pour désigner le temps nécessaire pour observer une réponse en terme de flux ou de concentration en nitrate à l'exutoire d'un bassin versant à un changement de pratiques agricoles (qui a pour objectif la réduction des apports d'azote dans le bassin versant). Dans ce cas, le temps de réponse ne concerne pas l'échelle de l'événement pluvieux mais une échelle pluri-annuelle.

La notion de temps de réponse est ambiguë. Elle peut désigner :

- le **temps de réaction** du bassin versant à un changement de pratiques agricoles,
- le **temps de mise à l'équilibre** des concentrations ou des flux de nitrate à l'exutoire d'un bassin versant suite à un changement de pratique,
- le **temps moyen de résidence** du nitrate dans le bassin.

TEMPS DE MISE À L'ÉQUILIBRE

Délai entre un changement de pratiques agricoles et la stabilisation des flux ou des concentrations en nitrate à l'exutoire du bassin versant.

TEMPS MOYEN DE RÉSIDENCE

Temps moyen qu'une molécule d'eau ou de soluté passe dans le bassin versant. En supposant que l'écoulement est homogène dans le temps et dans l'espace, le temps moyen de résidence de l'eau dans un réservoir est donné par la formule théorique suivante :

$$T = \frac{V}{Q}$$

avec, T temps moyen de résidence
 V volume du réservoir
 Q débit du réservoir

Cette notion est aussi utilisée en océanographie.

TRAVAIL SIMPLIFIÉ DU SOL

Les méthodes de travail du sol se caractérisent par l'absence de labour profond. Elles sont souvent associées à une couverture du sol toute l'année.

TRONÇON DE BASSIN VERSANT

Est la superficie d'un bassin versant dont on a exclu les sous-bassins de l'amont.

TEMPS DE TRANSFERT

Est le temps qui sépare le "pic de précipitation" et le "pic de crue". Ce temps de "transfert" doit être connu pour chaque station où les composés (phosphore total, pesticides) seront analysés dans le cadre d'une campagne de prélèvements, en fonction de la pluviométrie.

Ce temps de transfert dépend de plusieurs facteurs aux premiers rangs desquels figurent la morphologie du bassin versant et l'organisation du réseau hydrographique. Il sera déterminé au mieux.

U

V

VITESSE RÉSIDUELLE

Au cours d'un cycle de marée, les particules d'eau ont un mouvement de va et vient. A la fin du cycle de marée, les particules n'ont généralement pas retrouvé exactement leur emplacement initial, mais se sont déplacées. A ce mouvement est associé une vitesse qualifiée de "résiduelle".

VOLATILISATION DE L'AZOTE

Passage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) sous forme gazeuse (NH_3).

W

X

Y

Z

ZONE DE BATTEMENT DE NAPPE

Zone dans laquelle la nappe fluctue verticalement au cours de l'année. Elle est saturée en eaux pendant une partie de l'année.

ZONE NON SATURÉE

- Système à 3 phases (solide, liquide, gaz) où seule une partie de la porosité est remplie d'eau, le reste étant occupé par de l'air.
- Zone située au dessus de la zone saturée, que la nappe n'atteint pas en permanence et dont une partie de la porosité seulement est remplie d'eau. Selon les bassins versants et la position topographique considérée, la zone non saturée est constituée par le sol et/ou l'altérite.

ZONE SATURÉE

- Système à deux phases (solide, liquide) où tous les pores sont remplis d'eau.
- Zone située en profondeur, que la nappe occupe pendant toute l'année et dont toute la porosité est remplie par de l'eau en permanence.

Le Conseil
scientifique
régional de
l'environnement

a été créé en
mai 1993 et renouvelé en
septembre 2004 par arrêté du
Président du Conseil régional.

Il est composé de membres nommés par
le Président du Conseil régional après avis
du Préfet de Région. Il s'agit de personnalités
scientifiques indépendantes reconnues pour leur
expertise dans le domaine de l'environnement, de par leur
expérience et les responsabilités exercées.

Le Conseil scientifique donne, en toute indépendance,
des avis scientifiques sur les grands axes de la politique de
l'environnement en Bretagne ainsi que sur des questions ou des
dossiers relatifs à l'environnement et d'intérêt régional manifeste,
sur lesquels il est consulté.

La saisine du Conseil scientifique est effectuée, dans tous les cas,
par le Président du Conseil régional de Bretagne. L'origine de cette
saisine peut provenir :

- soit du Président du Conseil régional lui-même,
- soit du Préfet de Région
- soit d'autres organismes et notamment du Conseil
Économique et Social de Bretagne, des différentes
collectivités et des associations compétentes en matière
d'environnement.

Le Conseil scientifique peut aussi s'auto-saisir de
toute question d'environnement sur laquelle
il estime nécessaire de mener une
réflexion approfondie.

Informations complémentaires et rapports téléchargeables sur le site :

<http://www.cseb-bretagne.fr>



CONSEIL RÉGIONAL DE BRETAGNE

283, avenue du Général Patton – CS 21 101 – 35711 RENNES CEDEX 7
Tél. : 02 99 27 10 10 – Fax. : 02 99 27 11 11 – www.region-bretagne.fr