

Partenariat 2010 – Restauration des milieux aquatiques



Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?

Synthèse bibliographique

Version finale

Federica Oraison, Yves Souchon, Kris Van Looy

*Pôle hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref
Lyon*

Mars 2011

Contexte de programmation et de réalisation

Les nutriments constituent un des éléments importants qui conditionnent les possibilités d'atteinte du bon état écologique pour les cours d'eau. L'importance des déséquilibres engendrés par les apports anthropiques (eutrophisation, proliférations algales, pollution des sources d'alimentation en eau potable...) nécessite un effort collectif pour connaître le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et mettre en œuvre les moyens nécessaires à une amélioration des milieux.

Une synthèse de travaux cherchant à connaître l'évolution et le potentiel de recyclage et de rétention des nutriments dans les milieux naturels ainsi que dans les milieux modifiés était nécessaire pour évaluer l'état des connaissances sur les capacités des cours d'eau à éliminer les nutriments, en particulier en fonction de leur hydromorphologie.

Les auteurs

Federica Oraison, Yves Souchon, Kris Van Looy
federica.oraison@cemagref.fr
3 bis quai Chauveau CP 220
69336 LYON cedex 09
FRANCE

Les correspondants

Onema : Véronique Nicolas DAST veronique.nicolas@onema.fr

Cemagref : Yves Souchon yves.souchon@cemagref.fr

Droits d'usage :	<i>accès libre</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts, Onema, Agences de l'eau, Services déconcentrés de l'Etat</i>
Nature de la ressource :	<i>Synthèse bibliographique</i>

Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?

F.Oraison, Y.Souchon, K.Van Looy

1. INTRODUCTION	5
2. PROCESSUS EN ŒUVRE POUR L'AUTOÉPURATION	6
3. DEVENIR DES « INTRANTS » DANS LES COURS D'EAU	7
3.1. Cycle de l'azote	8
3.2. Cycle du phosphore	9
3.3. Quelles sont les voies d'élimination ou de stockage de l'azote et du phosphore dans les cours d'eau?	11
4. EVALUATION DES FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE À L'ÉCHELLE DES TERRITOIRES	15
5. APPORT DES MODÈLES	17
6. ESTIMATION DES CAPACITÉS AUTOÉPURATRICES DES COURS D'EAU	18
7. LIENS ENTRE LA MORPHOLOGIE DES COURS D'EAU ET LES CAPACITÉS AUTOÉPURATRICES, QUEL IMPACT DES RESTAURATIONS ?	24
7.1. Régime hydrologique	24
7.2. Géomorphologie	25
7.3. Faciès	25
7.4. Végétation et ripisylve	28
7.5. Stockage en lit majeur	29
7.6. Des cas particuliers : l'effacement de barrages et la reconnexion des bras secondaires et plaines alluviales	30
8. PRÉVENIR L'APPORT DE NUTRIMENTS (DE L'EAU SOUTERRAINE ET DE SURFACE DANS LES ZONES TAMPONS)	31
9. CONCLUSION	34

Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?

F. Oraison, Y. Souchon, Kris Van Looy

Résumé

Les cours d'eau, en tant que milieux récepteurs du bassin versant, concentrent les nutriments d'origine naturelle mais également anthropique et dans ce cas souvent en excès. Cela entraîne une eutrophisation des cours d'eau eux-mêmes, mais aussi des milieux plus aval, plans d'eau, estuaires et zones côtières. Une certaine partie des nutriments peut toutefois être éliminée par les cours d'eau grâce aux processus d'autoépuration.

Il existe deux voies principales de diminution des nutriments dans le milieu, l'une consiste à lutter en limitant les sources d'apport (ex : fertilisation mieux maîtrisée des sols agricoles, bonnes pratiques culturales : couverture des sols en hiver, bandes enherbées...), l'autre à favoriser au maximum les processus naturels d'autoépuration. Le présent rapport ne s'intéresse qu'à la deuxième voie, et analyse les processus d'assimilation naturelle des nutriments, en insistant sur le rôle joué par l'hydromorphologie des cours d'eau. Il entend apporter des informations susceptibles d'orienter les mesures de préservation et de restauration des cours d'eau et des corridors rivulaires. Le rôle des zones humides, comme autres éléments du paysage terrestre ayant une importance dans le processus d'autoépuration des eaux n'est pas abordé ici.

La complexité des processus en œuvre dans les phénomènes d'eutrophisation des cours d'eau exige une stratégie ciblée sur l'augmentation de la résilience des écosystèmes, dans laquelle la restauration d'un fonctionnement hydromorphologique équilibré revêt prendre une part importante. Il est toutefois difficile de quantifier l'apport direct des mesures de restauration hydromorphologique aux processus d'autoépuration. Il peut y avoir des variations importantes, avec des résultats parfois antagonistes pour des mesures similaires. Les études montrent toutefois que les altérations du fonctionnement hydromorphologique des rivières (imperméabilisation des sols, drainage, rectifications, chenalisation, suppressions de l'alternance de faciès...) influencent de façon importante la dynamique des nutriments. Les actions de restauration visant à retrouver un fonctionnement plus proche de celui d'origine peuvent améliorer les processus, même si elles ne permettent pas d'éliminer l'eutrophisation due à des apports excessifs, dépassant les capacités initiales d'autoépuration du cours d'eau.

Les processus d'élimination des principaux nutriments (phosphore et l'azote) peuvent être améliorés en envisageant la restauration des altérations qui sont connues comme ayant un effet négatif ; à savoir, l'accélération des flux hydriques, l'imperméabilisation des sols, le drainage, les rectifications et la suppression par chenalisation des alternances de radiers et de mouilles ainsi que la réduction forte de l'emprise des ripisylves. Les cours d'eau de rang 1 à 3, en particulier en zone agricole subissent ces altérations de façon importante alors qu'ils détiennent d'importantes capacités d'élimination, notamment pour l'azote. Les capacités de stockage plus ou moins temporaire dans les berges et les plaines d'inondation doivent également être intégrées à la réflexion. L'efficacité de cette élimination peut également être améliorée par des mesures de restauration des berges et des vallées alluviales.

L'ensemble des bénéfices écologiques des actions de restauration doit être pris en compte, les résultats, même s'ils sont souvent incertains à court terme, pourront se révéler bénéfiques à long terme pour peu que l'on prenne en considération un éventail de bénéfices suffisant. La notion de coût des opérations de restauration est à mettre en regard des bénéfices apportés dans l'ensemble des compartiments, ainsi qu'à l'amélioration des fonctions et services rendus par les écosystèmes.

Mots clés

Autoépuration, Eutrophisation, Restauration, Hydromorphologie, Azote, Phosphore

Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?

F.Oraison, Y.Souchon, K.Van Looy

1. Introduction

Les cours d'eau reçoivent des apports divers en provenance de leur bassin versant. Différents processus permettent de métaboliser, de stocker ou de transformer les apports, en particulier de nutriments et de matière organique. En conditions naturelles, ce fonctionnement caractérise la résilience des systèmes, capables de conserver un certain équilibre et de revenir, le cas échéant à un état préexistant à une perturbation. Ce recyclage naturel dans les cours d'eau peut cependant être modifié par les apports supplémentaires liés aux activités anthropiques, telles que l'utilisation de fertilisants en agriculture, les rejets émanant des stations d'épuration, par exemple.

Les éléments eutrophisants (matière organique (MO), azote (N), phosphore (P)) posent différents problèmes au niveau des milieux aquatiques et de l'état écologique des cours d'eau. En tant qu'éléments nutritifs, ils sont à la base de la production primaire et des réseaux trophiques. Apportés en excès, ils provoquent un déséquilibre : l'eutrophisation, qui se manifeste par des développements excessifs de la végétation pouvant entraîner des conditions anoxiques, et produisant parfois des substances toxiques.

Les conditions du milieu aquatique (température, oxygène dissous...) jouent un rôle déterminant dans les processus d'autoépuration qui permettent aux cours d'eau de métaboliser, de fixer, d'éliminer les nutriments, ainsi que dans le développement d'épisodes de proliférations algales. Les conditions de température et d'oxygène favorables aux processus d'autoépuration (par ailleurs souvent défavorables à la prolifération d'algues) sont souvent attribuées à une hydromorphologie équilibrée des cours d'eau, à savoir un lit diversifié bien aéré (avec une alternance de radiers et de mouilles), ombragé par des ripisylves qui limitent l'échauffement.

L'hydromorphologie joue donc un rôle important dans les processus d'autoépuration. Un lit mineur à faciès diversifiés, peut abriter les différents processus d'autoépuration ainsi que les différents groupes d'organismes concernés. Les arbres tombés dans l'eau génèrent une surface non négligeable pour les organismes qui filtrent l'eau ; les mouilles sont un milieu idéal pour les processus de dénitrification ; les radiers fournissent l'oxygène nécessaire pour l'activité respiratoire de l'ensemble des organismes ; enfin, des variations naturelles de niveau d'eau et les flux hydrologiques et solides transversaux permettent la connexion avec la nappe phréatique, les berges et la plaine d'inondation qui peuvent également participer aux processus.

Il semble donc que dans le but de sauvegarder les conditions du milieu aquatique correspondant à une capacité autoépuratrice naturelle et équilibrée, et limiter les risques d'eutrophisation, il faille favoriser la préservation des conditions naturelles et encourager les actions de restauration hydromorphologique.

2. Processus en œuvre pour l'autoépuration

Les processus qui participent l'autoépuration des cours d'eau dépendent de l'action conjointe de trois types de phénomènes (Fontvieille et al. 1996) :

- des processus physiques tels que les échanges gazeux avec l'atmosphère, la sédimentation des particules en suspension ou l'adsorption sur le substrat,
- des processus chimiques, bactériens et production primaire tels que la décomposition des matières organiques (minéralisation), l'assimilation des nutriments minéraux (par la végétation, le biofilm), la respiration, la nitrification, la dénitrification,
- des processus microbiologiques, tels que le broutage des communautés bactériennes par les invertébrés aquatiques et l'exportation de matière à travers leur émergence. Selon le même principe, l'exploitation de la matière végétale (faucardage par exemple) peut participer au processus d'export des nutriments.

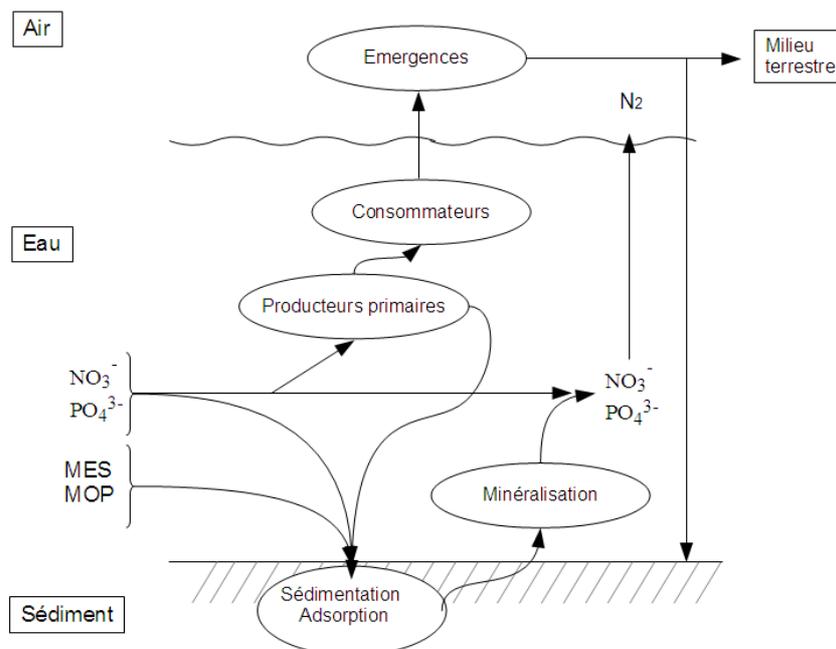


Figure 1 : Schéma des principaux processus participant aux mécanismes d'autoépuration (MES : Matières en suspension, MOP : matière organique particulaire)

Parmi les éléments étudiés dans les cours d'eau, le phosphore et l'azote font l'objet d'une attention particulière du fait de leur importance dans la croissance végétale. Ils peuvent être limitants dans certaines conditions naturelles qui restent cependant exceptionnelles : en deçà de 5µg/l pour le phosphore et 50µg/l pour l'azote (Rosemond et al. 1993; Souchon et al. 1996). Lorsque ces nutriments sont apportés en quantité excessive dans les cours d'eau, l'équilibre des cycles naturels est alors modifié, et on assiste, le plus souvent, à une eutrophisation des milieux. Cela participe aux nombreuses perturbations que les cours d'eau subissent. Un apport excédentaire en nutriments favorise une croissance excessive de la flore aquatique qui entraîne une eutrophisation accélérée des plans d'eau, cours d'eau et zones côtières et modifie rapidement l'habitat faunique. L'ensemble du fonctionnement du système est altéré, les perturbations pouvant aller jusqu'à causer certains problèmes sanitaires comme,

par exemple, une prolifération de cyanobactéries qui libèrent des toxines nocives pour la santé lorsqu'elles se dégradent (Frossard et al. 2004).

La principale source d'azote vient des apports agricoles, le phosphore vient quant à lui à la fois des apports agricoles et urbains (y compris les eaux issues de stations d'épuration) et des rejets industriels, lorsqu'ils sont mal ou pas traités. L'ensemble des masses d'eau est concerné : l'OSPAR¹ évalue la contribution des cours d'eau à l'eutrophisation des estuaires et zones côtières entre 65 à 80 % pour l'azote total, et 80 à 85% pour le phosphore (de Klein 2008), 30% de l'azote provient des dépôts atmosphériques.

Il convient par conséquent de s'interroger sur les moyens à développer afin de limiter l'eutrophisation des milieux aquatiques. Dans quelle mesure les capacités autoépuration des cours d'eau peuvent être altérées lorsqu'ils ont été modifiés par l'homme (modifications des profils en long et en travers, incisions, déconnexions des annexes latérales, colmatage), quelle charge sont-ils capables d'éliminer, quelles opérations de restauration pourraient être mises en œuvre pour favoriser ces capacités ? Des programmes de restauration existent dans le but de rétablir des fonctionnements géomorphologiques et écologiques des cours d'eau avec l'espoir d'améliorer par voie de conséquence l'ensemble de leurs caractéristiques.

Après un bref rappel du devenir des molécules entrant dans le cours d'eau, ainsi que des cycles de l'azote et du phosphore, nous proposons une présentation de différentes études tentant de mettre en relation les caractéristiques physiques des cours d'eau ainsi que quelques actions de restauration avec leur capacité épuration vis-à-vis, en particulier, de ces deux nutriments.

3. Devenir des « intrants » dans les cours d'eau

Tout élément entrant dans un cours d'eau est susceptible d'être transporté sur une plus ou moins grande distance selon qu'il est fixé, assimilé ou non par les processus à l'œuvre dans le cours d'eau. Le principe du « spiraling » proposé par Newbold et al. (1981) décrit le devenir d'une molécule entrant dans un cours d'eau : elle parcourt une certaine distance sous forme dissoute, puis sous forme particulaire après assimilation par la végétation et enfin dans le compartiment invertébrés/consommateurs avant de retourner dans l'eau après la mort puis la décomposition de ces organismes. Newbold et al. (1981) sont les premiers à évaluer la distance parcourue par une molécule pour effectuer un cycle complet. Pour un petit cours d'eau forestier en Amérique du Nord, par exemple, elle s'élève à 193 m.

¹ Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est

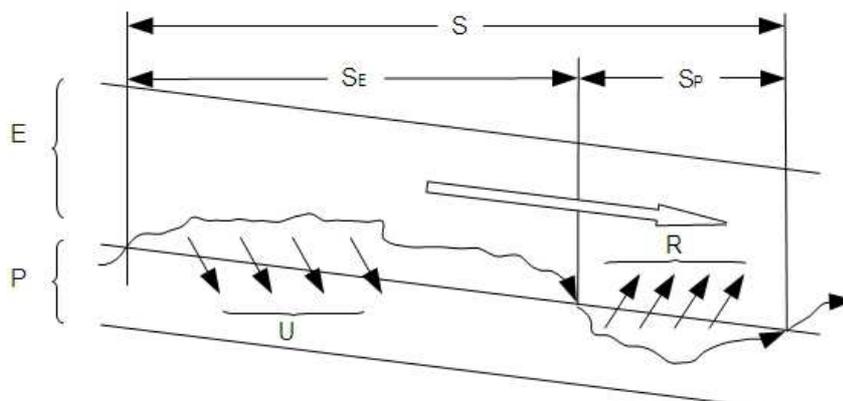


Figure 2 : “Spiraling” des nutriments dans un cours d’eau à deux compartiments (Eau (E) et particules (P)). La distance de transport S est la somme du transport dans le compartiment liquide (S_E) et du transport après assimilation et recyclage (S_P). F_E (g.s-1) représente le flux de nutriments dans le compartiment liquide (E), et F_P (g.s-1) est le flux de nutriments dans le compartiment particulaire (P). R et U ($g.m^{-2}.s^{-1}$) sont les taux d’échange de nutriments dissous entre le compartiment liquide et une unité de surface du compartiment particulaire (Sabater et al. 2000).

La notion de “spiralling” a permis d’étudier les flux biogéochimiques au niveau de l’ensemble de l’écosystème cours d’eau ou au moins sur des portions représentatives. Cela permet d’examiner les flux d’eau et de solutés entre les systèmes terrestres et fluviaux en intégrant les différentes composantes (zone hyporhéique, annexes, connectivité...). Certaines études parmi celles présentées dans ce texte s’appuient sur ce principe pour évaluer les variations de flux en fonction des caractéristiques physiques, de l’occupation du sol, de la géographie ou des nutriments dans les cours d’eau.

3.1. Cycle de l’azote

L’azote est un élément minéral qui, avec le carbone, l’oxygène et l’hydrogène est un des composants principaux du vivant, des écosystèmes ainsi que des agrosystèmes. Il existe sous différentes formes, la plus abondante étant la forme gazeuse N_2 , constituant majoritaire de l’atmosphère terrestre. Il est naturellement fixé par la végétation, en particulier par les légumineuses. La fixation à l’échelle planétaire de l’azote avant l’ère industrielle est estimée à 125 tonnes par an (majoritairement par fixation biologique). Une évaluation effectuée au début des années 1990 montre qu’elle a augmenté de 157 tonnes par an du fait, de la production de fertilisants (100 T), de la culture de légumineuses (32 T), de l’utilisation de combustibles fossiles (25 T) (augmentation d’azote dans les dépôts atmosphériques). Dans le même temps la fixation biologique naturelle a diminué d’environ 10% du fait de la perte de surface d’écosystèmes naturels. Un bilan global évalue à 270 tonnes la quantité d’azote fixé par an, soit plus du double des estimations d’avant l’ère industrielle (Davidson and Seitzinger 2006; Galloway et al. 2004; Seitzinger et al. 2006).

Parmi ces quantités d’azote fixées, une partie aboutit dans les cours d’eau (engrais azotés, dépôts atmosphériques, minéralisation lors de la décomposition de la végétation...).

L’azote dans un cours d’eau peut emprunter différentes voies, les principales étant (Figure 3) :

- l’assimilation par les producteurs primaires,
- l’utilisation par les microorganismes qui dégradent les substrats organiques pauvres en azote,
- l’élimination par dénitrification,
- le transport vers l’aval (Webster et al. 2003).

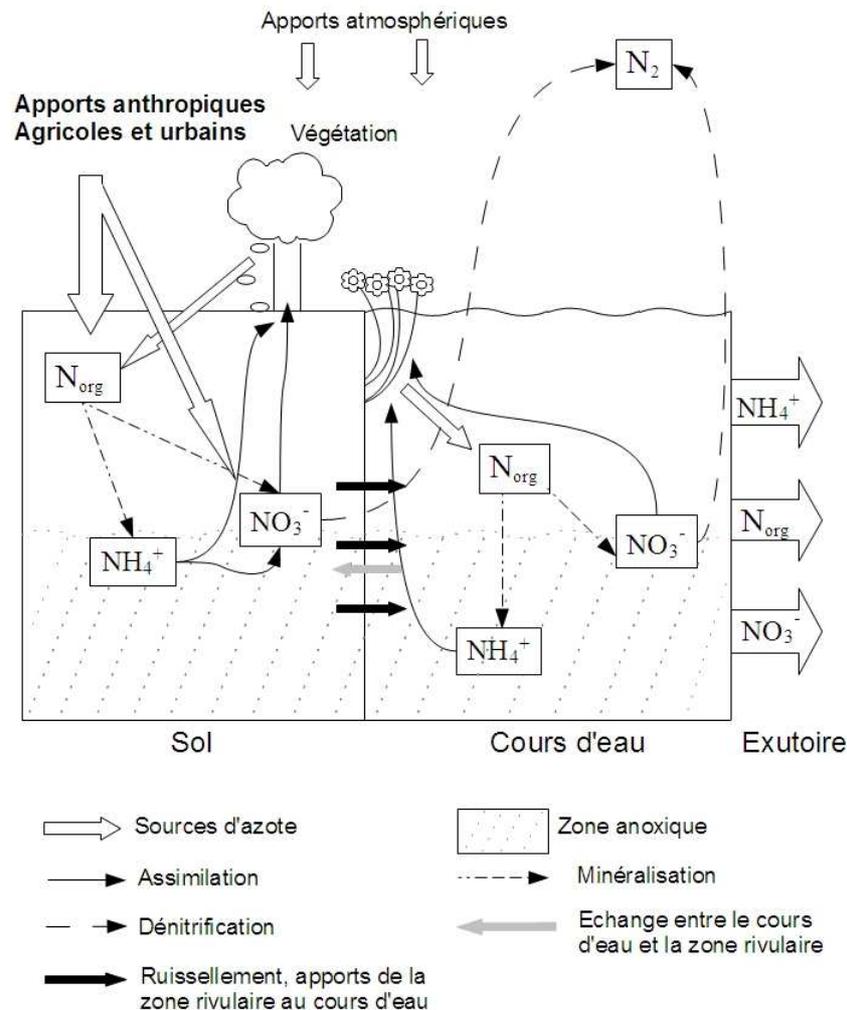


Figure 3 : Principaux processus à l'œuvre pour le devenir de l'azote dans les cours d'eau

3.2. Cycle du phosphore

Contrairement aux autres cycles biogéochimiques importants (azote, soufre, carbone, oxygène, eau), le cycle du phosphore ne comporte pas de composante gazeuse en quantité significative et n'affecte presque pas l'atmosphère. Sa disponibilité est donc liée à l'altération des roches ou à des sources anthropogéniques. Il est souvent l'un des éléments limitant la croissance végétale des écosystèmes terrestres.

Bien que les sols contiennent une grande quantité de phosphore, excédant de 15 à 150 fois les besoins des plantes, seule une petite partie, le phosphore biodisponible, est accessible aux plantes et aux organismes vivants. Ce phosphore biodisponible est surtout présent en solution dans le sol sous forme d'ions orthophosphates directement assimilables par les plantes. Les ions orthophosphates peuvent aussi être attachés aux particules de sol ; cela implique qu'ils doivent s'en détacher pour passer en solution.

Les apports de phosphore biodisponible peuvent être modifiés par les usages anthropiques, stations d'épuration et apports de fertilisants aux cultures essentiellement. Le phosphore qui arrive dans un cours d'eau peut-être (Figure 4) :

- assimilé par les producteurs primaires,
- stocké dans les sédiments en se combinant à d'autres ions dans les particules du sol (fer, aluminium...),
- transporté vers l'aval.

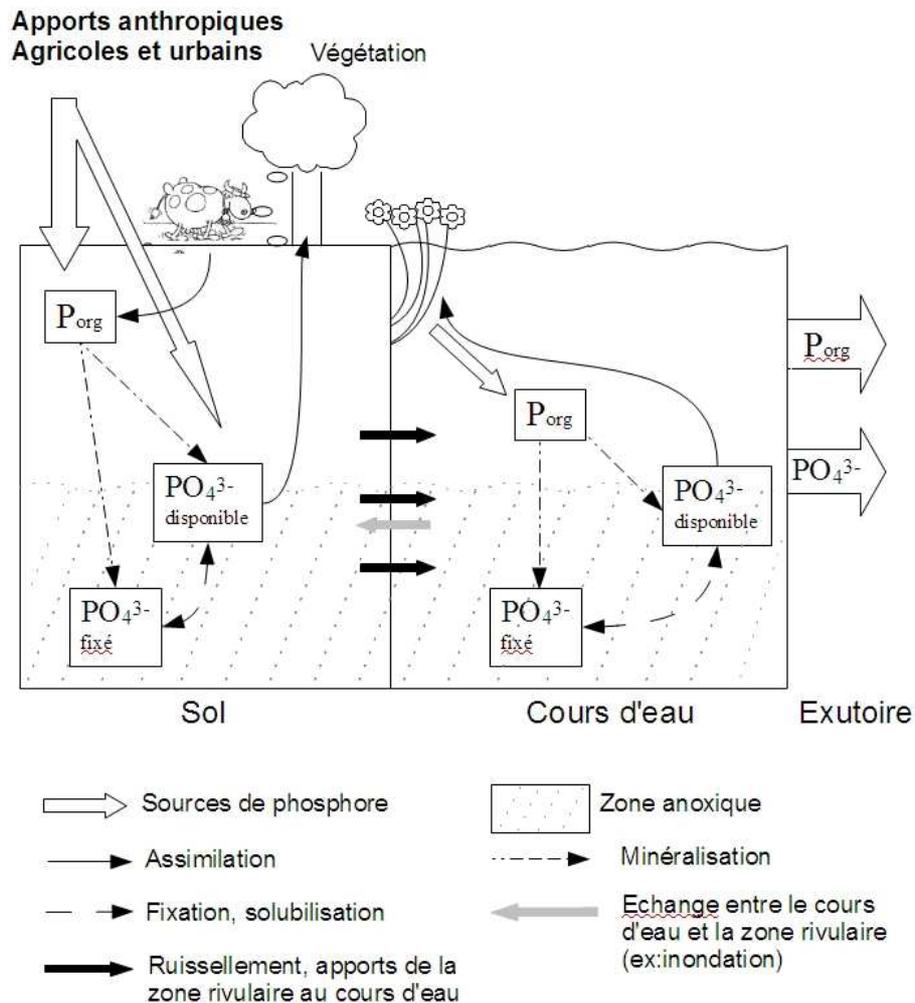


Figure 4 : Principaux processus à l'œuvre pour le devenir du phosphore dans les cours d'eau

3.3. Quelles sont les voies d'élimination ou de stockage de l'azote et du phosphore dans les cours d'eau?

3.3.1. La dénitrification

La dénitrification est la production par des bactéries d'oxyde nitrique (NO), d'oxyde nitreux (N₂O) et majoritairement d'azote gazeux (N₂) à partir de nitrate et de nitrite. C'est un processus anaérobie facultatif. Elle se produit lorsque carbone et nitrate sont disponibles comme substrats et lorsque l'oxygène est rare ou absent. De telles conditions se rencontrent dans les couches anaérobies du sédiment mais également dans les biofilms. Elle peut avoir lieu en milieu terrestre, aquatique, océanique...(Davidson and Seitzinger 2006), et **constitue une perte nette d'azote pour le milieu aquatique.**

La production de nitrates (nitrification), préalable nécessaire à la dénitrification lorsque l'azote se trouve sous une autre forme, nécessite, elle, de l'oxygène. Ces deux processus (nitrification et dénitrification) se combineront donc à l'interface entre des zones oxygénées et des zones hypoxiques voire anoxiques, interface pouvant se situer dans l'espace ou dans le temps (Seitzinger et al. 2006). Le concept de « Hot spot » et « hot moments » développé par Mc Clain et al., 2003, Vidon et al. (2010) met en avant cette alternance de périodes et de lieux plus ou moins actifs pour la dénitrification mais aussi pour d'autres processus affectant d'autres éléments (transport, transformation, phosphore, pesticides...).

Au vu des conditions nécessaires à la dénitrification, un certain nombre de paramètres peut être considéré comme pouvant influencer ce processus, parmi lesquels :

- le régime hydrologique ainsi que la géomorphologie du cours d'eau qui conditionnent le temps de résidence, les échanges avec la zone hyporhéique, la profondeur...(un temps de résidence long par exemple, favorise le développement de conditions hypoxiques favorables à la dénitrification ; une trop grande homogénéité, en revanche, peut être néfaste car elle peut limiter l'alternance en zones anoxiques et zones oxygénées et ainsi limiter la nitrification en favorisant une augmentation excessive de l'ammonium),
- les apports en azote, et en particulier en nitrates, en effet, la dénitrification est un processus soumis à saturation (au-delà d'une certaine concentration en nitrates, la capacité de dénitrification diminue (Mulholland et al. 2009),
- la disponibilité en carbone organique, carburant essentiel au processus.

Flux globaux d'azote, la dénitrification à large échelle

La connaissance des flux de nutriments à large échelle est importante pour déterminer les éléments des écosystèmes susceptibles de produire, de stocker ou d'éliminer les éléments nutritifs, et cibler ainsi les éléments sur lesquels des mesures de limitation et de restauration seront susceptibles d'être efficaces. Seitzinger et al. (2006) ont estimé la dénitrification à une échelle globale, au niveau terrestre, eaux souterraines, cours d'eau et lacs (Figure 5) :

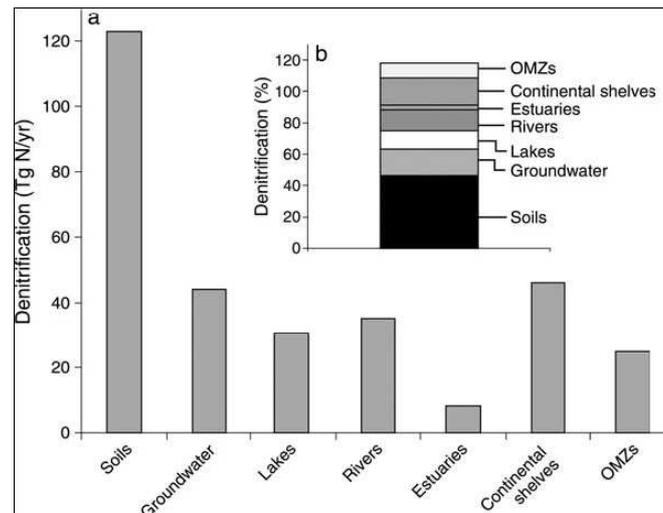


Figure 5 : Dénitrification totale dans les différents écosystèmes en tonnes d'azote par an (a) et en pourcentage d'azote (b) sur la base des 270 tonnes fixées par an. OMZs : zones océaniques pauvres en oxygène. (Seitzinger et al. 2006)

Lorsque les quantités dénitrifiées sont rapportées à la surface de chaque écosystème considéré, on observe une contribution importante des composantes aquatiques (Figure 6) :

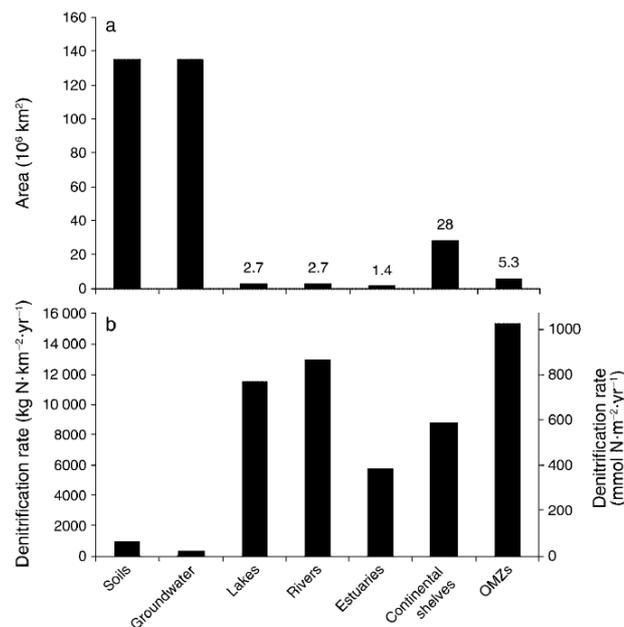


Figure 6 : (a) Surface par type d'écosystème (b) dénitrification moyenne pour chaque système. (Seitzinger et al. 2006)

D'autres évaluations (Pina-Ochoa and Alvarez-Cobelas 2006) (Figure 7) confirment que les rivières et les lacs font partie des zones où les taux de dénitrification sont les plus importants.

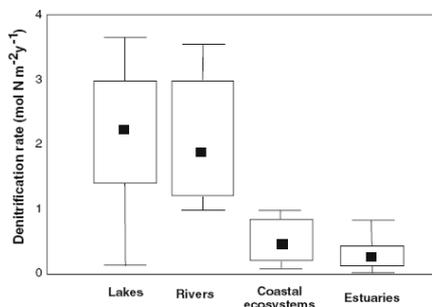


Figure 7a : Boîtes à moustache des taux de dénitrification annuels relevés dans différents écosystèmes aquatiques. Il n'y a pas de données annuelles disponibles pour des sites océaniques. Les boîtes incluent 25-75% des données, les carrés noirs représentent la médiane, l'ensemble des données est compris dans les intervalles de confiance.

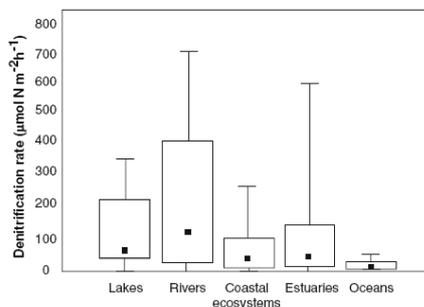


Fig 7 b : Boîtes à moustache des taux de dénitrification relevés dans différents écosystèmes aquatiques, mesures effectuées pendant le mois le plus chaud.

3.3.2. Autres processus, l'assimilation, l'adsorption, l'exportation

- L'assimilation

Les nutriments sont assimilés par les producteurs primaires et entrent ainsi dans la chaîne alimentaire. L'assimilation constitue une forme de stockage transitoire, en effet, à la mort de l'organisme (végétal ou animal) sa décomposition remet en circulation les éléments accumulés. Il s'agit là du processus de recyclage naturel des éléments. L'organisme mort peut également sédimenter et être enfoui, ce qui permet un stockage à plus long terme dans les sédiments, en fonction des caractéristiques du milieu. La matière organique produite peut également être exportée (émigrations d'invertébrés, faucardage...) hors du cours d'eau. Il s'agit dans ce cas d'une élimination nette des nutriments. Les apports anthropiques qui s'ajoutent aux apports naturels perturbent cet équilibre et provoquent un enrichissement du milieu plus rapide.

- L'adsorption

Les nutriments peuvent être immobilisés plus ou moins temporairement au contact des sédiments. Du fait de l'absence de phase gazeuse, le phosphore ne peut être éliminé des milieux aquatiques que par l'intermédiaire des capacités de stockage. Il peut être stocké de manière plus pérenne dans les sédiments lorsqu'il se combine à d'autres ions dans les particules du sol (fer, aluminium...). Toutefois, cette forme de stockage dépend d'une part, des caractéristiques d'oxydoréduction du sédiment et d'autre part du régime hydrologique du cours d'eau. Les crues qui mobilisent les sédiments peuvent remettre en suspension les nutriments qui y étaient fixés. D'une manière générale au fur et à mesure de l'enfouissement des sédiments, les conditions deviennent majoritairement anoxiques, limitant les possibilités de fixation du phosphore. Il n'est donc jamais stocké à très long terme dans les cours d'eau. En ce qui concerne l'azote, le stockage peut avoir lieu lorsqu'il se trouve sous forme organique, après assimilation par les producteurs primaires. Cependant il est en général rapidement décomposé et peu stocké dans les sédiments en cours d'eau.

- L'exportation

Un stockage plus efficace se produit au niveau des berges et des plaines inondables. Les nutriments apportés par les crues y sont immobilisés de façon plus pérenne, soit par infiltration et adsorption dans les sols alluviaux, soit par sédimentation.

A l'échelle d'un bassin versant, le phosphore peut donc être fixé dans les sédiments des cours d'eau à plus ou moins long terme. La capacité de fixation par les particules du sol va dépendre de la charge en phosphore, de l'abondance de surfaces réactives (argiles...), de la présence d'ions susceptibles de fixer le phosphore (Ca, Fe, Al selon le pH) et de la teneur en matière organique (Dorioz and Trevisan 2008). Cette capacité peut toutefois tendre vers la saturation sous l'effet d'apports importants cumulés, ce qui accroît la teneur en ions phosphates dans la solution du sol et le risque de leur transfert vers l'environnement.

3.3.3. Conditions spécifiques temporelles et spatiales

Au-delà des conditions générales, les conditions spécifiques (et typologiques) influencent profondément les processus d'autoépuration (Figure 8). En particulier en ce qui concerne la dénitrification, les teneurs en nitrates dans le milieu (elles-mêmes dépendantes de conditions locales spécifiques), les teneurs en phosphore total (comportement antagoniste des deux éléments nutritifs N et P), les teneurs en oxygène et en matière organique, ainsi que dans une moindre mesure la lumière et la présence de macrophytes, sont les paramètres les plus influents.

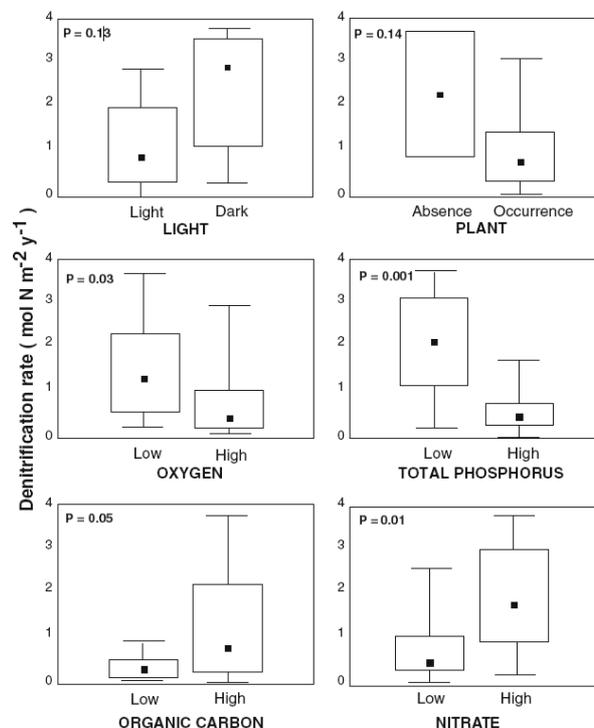


Figure 8 : Taux de dénitrification annuels et facteurs de contrôle qualitatifs dans les écosystèmes aquatiques (Pina-Ochoa and Alvarez-Cobelas 2006)

La connaissance des processus d'élimination et d'assimilation des nutriments par les cours d'eau est essentielle. Elle doit s'accompagner d'évaluations des sources et des flux afin de permettre la mise en place de mesures de restauration, de réduction des émissions, en fonction des apports et de la dynamique des nutriments. En effet, la charge finale dans les estuaires et les zones côtières dépend des transformations que les nutriments vont subir pendant leur transport. Il est donc capital de prendre en considération les éléments influençant le devenir des nutriments dans les cours d'eau, et ce, même s'il subsiste une incertitude importante sur leurs taux de transformation et de transfert.

4. Évaluation des flux d'azote et de phosphore à l'échelle des territoires

A l'échelle de la France, Dorioz et al. (2008) ont effectué une synthèse visant à évaluer les flux moyens de phosphore vers les cours d'eau en fonction des grands types d'occupation du sol (**Tableau 1**) :

Tableau 1 : flux moyens de quelques modes d'occupation des sols exprimés en kg/ha/an.

Mode d'occupation des sols	Bassins forestiers et agricoles extensifs	Bassins agricoles		Bassins urbains	
		Prairies	Cultures	Résidentiel	Industriel
P total en kg/ha/an	0,04 à 0,2	0,1 à 1,1	0,7 à 2,5	0,5 à 1,5	1,2 à 2,5
% de P dissous	<50%	20 à 50%	10 à 40%	≥ 40%	≥ 40%

Les valeurs maximales trouvées dans la littérature atteignent 6 kg/ha/an de phosphore pour les bassins constitués uniquement de cultures annuelles ou pour certains vignobles en pente.

Une étude conduite dans le cadre d'un travail de modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens, évalue les flux d'azote entre 15 à 50 kg/ha/an vers les eaux souterraines et 5 à 20 kg/ha/an vers les eaux de surface (Payraudeau 2002). (Bassin versant de l'étang de l'Or -348 km²- et de l'étang de Thau-269 km²- dans l'Hérault). Ces valeurs correspondent à des valeurs rapportées pour les Etats-Unis (voir encadré ci-après).

Des évaluations similaires existent aux Etats-Unis (U.S. Environmental Protection Agency, 1999)

Tableau 2 : Charge en azote et phosphore observées en fonction de l'occupation du sol :

Land Use	Total Phosphorus (kg/ha-y)			Total Nitrogen (kg/ha-y)		
	Minimum	Maximum	Median	Minimum	Maximum	Median
Roadway	0.59	1.50	1.10	1.3	3.5	2.4
Commercial	0.69	0.91	0.80	1.6	8.8	5.2
Single-family low density	0.46	0.64	0.55	3.3	4.7	4.0
Single-family high density	0.54	0.76	0.65	4.0	5.6	5.8
Multifamily residential	0.59	0.81	0.70	4.7	6.6	5.6
Forest	0.10	0.13	0.11	1.1	2.8	2.0
Grass	0.01	0.25	0.13	1.2	7.1	4.2
Pasture	0.01	0.25	0.13	1.2	7.1	4.2

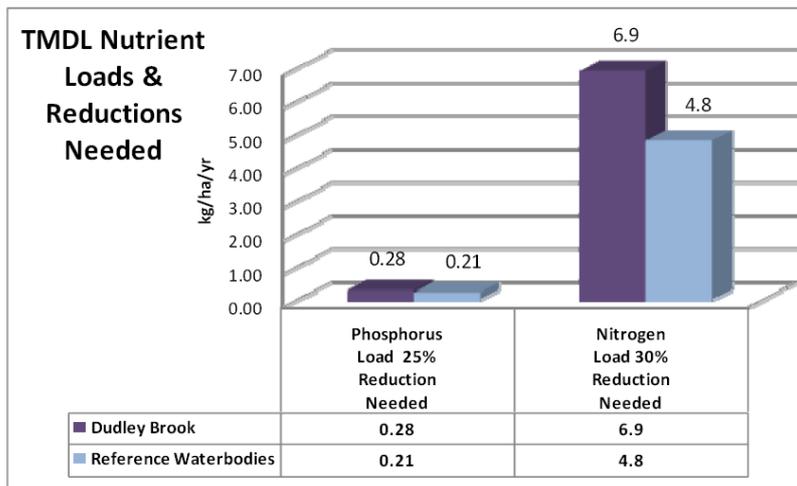
Multiply loadings in kg/ha-y by 0.89 to get lb/acre-y.

As with all literature values, this table should be used discriminately and only in the absence of site-specific data.

Source: Horner et al., 1994.

Les études sont nombreuses aux Etats-Unis, sur des bassins versants de taille et occupation du sol très variables ; avec une évaluation de la charge en nutriments et de la réduction nécessaire pour atteindre le TMDL (Total Maximum Daily Load, voir détails plus loin).

Exemple d'un cas dans le Maine avec une occupation du sol à dominante forestière (69%) sur 11770 ha (FB Environmental Associates 2010), TMDL report 2010):



* 1 kg/ha/year = 0.892 lbs/acre/year

Figure 9 : Estimation de la charge en nutriments, comparaison avec une masse d'eau de référence et diminution nécessaire pour atteindre l'objectif de qualité d'eau fixé.

5. Apport des modèles

De nombreux modèles sont développés pour tenter d'évaluer les flux de nutriments et de polluants du bassin versant vers les cours d'eau, mais aussi les possibilités de stockage, de limitations voire d'élimination selon les caractéristiques du milieu. Ils permettent d'une part de simuler les apports aux cours d'eau ainsi que leur origine, et d'autre part d'envisager des scénarios de réduction des apports agricoles, de restauration, ou d'aménagements visant à limiter l'eutrophisation.

Les processus d'autoépuration de l'ammonium en relation avec l'oxygène sont assez bien connus et par conséquent intégrés dans certains modèles de qualité de rivières (Van Griensven & Bauwens 2003). Cependant, la complexité du fonctionnement spatial et temporel de l'ensemble des processus d'autoépuration et de prolifération des biomasses bactériennes, ne permet pas actuellement de les intégrer de façon pleinement satisfaisante dans les modèles.

De Klein et al. 2008 ont effectué une projection des concentrations d'azote et de phosphore prévisibles à long terme qui montre que pour la majorité des pays européens les apports de nutriments seront excessifs. L'analyse montre que pour protéger la qualité des eaux de surface la limite fixée d'apport d'azote devrait être 2 à 20 fois inférieure selon les régions (influence des conditions climatiques essentiellement) et que les apports en phosphore doivent également être régulés (Figure 10).

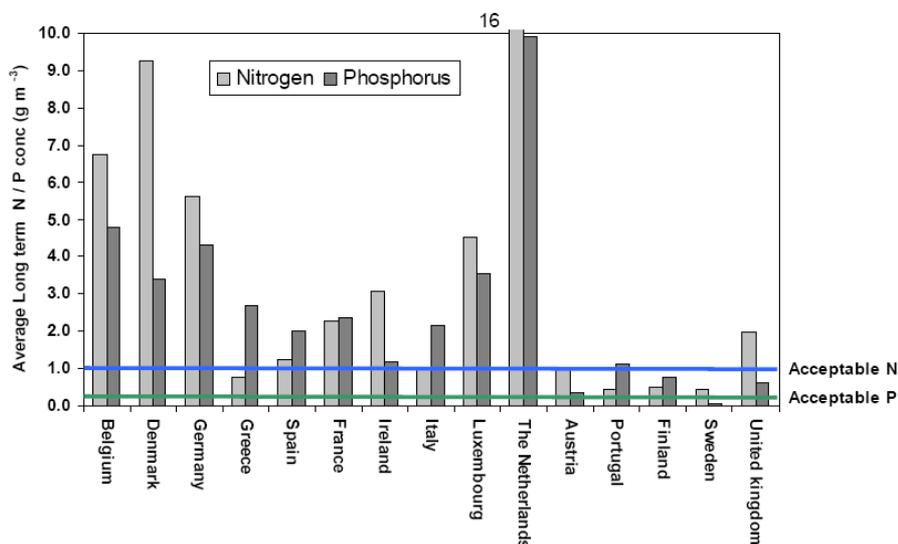


Figure 10 : Moyenne des concentrations d'azote et de phosphore dans les eaux de surface de plusieurs pays européens. Les lignes horizontales indiquent les limites de concentration acceptables (d'après De Klein et al. 2008)

Les mesures pour évaluer la dénitrification sont délicates du fait de la variabilité locale du processus et du nombre de paramètres qui l'influencent. Les facteurs de contrôle dominants sont très variables dans l'espace et dans le temps donnant lieu à des zones « hot spots » et des périodes « hot moments » de dénitrification importante. L'approche par modélisation permet une évaluation plus globale et à plus large échelle des processus prenant en compte les différents paramètres influents, comme l'hydrologie et le climat dans le cas de l'étude de Pinay et al. (2007).

Pour certains cas particuliers, comme dans la région méditerranéenne, où les apports de nutriments ont surtout lieu pendant des épisodes de crue, il est intéressant de disposer de tels outils qui prennent en compte les événements climatiques et pas seulement des bilans annuels qui sont peu représentatifs de la réalité (Payraudeau 2002).

Toutefois, les modèles doivent pouvoir être appliqués avec des données accessibles et reposer sur un nombre de paramètres limité pour faciliter le calage du modèle avec la zone étudiée. Ces dernières années de nombreux modèles ont été développés dans le but d'avoir une vision générale des effets des conditions environnementales et des pratiques agricoles sur la perte des nutriments à différentes échelles : DRAINMOND, AGNPS, ANSWERS2000, SWAT, par exemple ont été utilisés pour simuler les mouvements de flux et de nutriments dans un bassin versant (Lam et al. 2010).

Une approche spatiale permet de déterminer les sources, les risques et éventuellement les puits ou zones tampons à préserver, restaurer ou mettre en place pour limiter les apports. Dans un exemple d'approche spatiale Kellogg et al (2010) liste les différentes variables qui peuvent être prises en considération ainsi que les auteurs qui les citent :

- La largeur de la ripisylve (Vidon and Hill 2004),
- le type de végétation (Addy et al. 1999),
- les caractéristiques géomorphologiques (Lowrance et al. 1997; Pinay et al. 2000),
- les sols (Young and Briggs 2007),
- le réseau hydrographique, la forme de l'écoulement, la morphologie (Hill et al. 2000),
- le climat (Sabater et al. 2003),
- les saisons (Pinay et al. 1993),
- l'occupation du sol (Baker et al. 2006).

La prise en compte des bandes enherbées, de la présence de ripisylve, de connexions avec des bras morts, peut probablement permettre d'affiner ces modèles. De même, la connectivité entre la source de nutriments et / ou de polluants et ces dispositifs tampons doit être examinée, une ripisylve court-circuitée par un fossé de drainage perd de son efficacité.

Il existe également des modèles développés dans le but de déterminer les capacités de la ripisylve à limiter l'apport de nutriments vers le cours d'eau. Baker et al. (2006) ont développé des métriques qui peuvent permettre de mieux évaluer l'effet de l'occupation du sol sur la qualité de l'eau, d'introduire les zones tampons dans les modèles simulant le devenir des nutriments, de quantifier l'évolution spatiale pour modéliser les processus et ainsi cibler les éventuelles actions de restauration nécessaires.

6. Estimation des capacités autoépurations des cours d'eau

Comme nous avons pu le voir ci-dessus, les cours d'eau sont des milieux où le recyclage de nutriments peut être important. Cependant, ces capacités naturelles ne sont pas extensibles à l'infini et, même si elles sont maintenues ou restaurées au maximum, les cours d'eau ne peuvent éliminer plus d'une certaine charge en nutriments. Au delà, les nutriments sont transportés vers l'aval produisant au fur et à mesure des conditions de plus en plus eutrophes. Cette évolution vers l'eutrophisation se retrouve dans la plupart des conditions naturelles de l'amont vers l'aval mais elle peut être considérablement amplifiée par les apports

anthropiques. Au-delà d'une certaine teneur en nutriments, les écosystèmes aquatiques présentent des perturbations importantes.

Exemple d'étude sur l'effet du phosphore sur les invertébrés dans les milieux aquatiques (Erreur ! Source du renvoi introuvable.) :

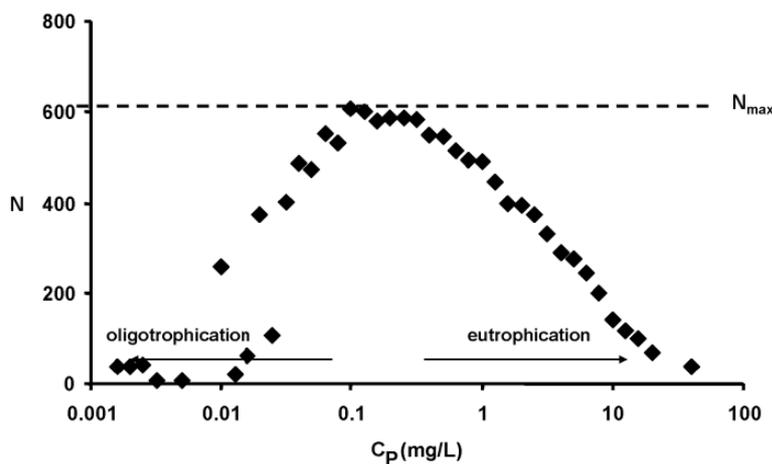


Figure 11 : Nombre de genres de macroinvertébrés rencontrés en fonction de la concentration en phosphore dans le milieu

Cette étude s'intéresse à des données recueillies sur une période de 25 ans aux Pays-Bas (région d'Europe qui connaît les teneurs les plus importantes en nutriments, cf. Figure 10). Ce graphique montre que l'ensemble des 867 genres d'invertébrés observés pendant cette période n'est jamais totalement présent. L'intervalle de concentrations de phosphore à l'intérieur duquel un nombre maximal (N_{max}) de genres est représenté est entre (0,1 à 0,3 mg/l). En dehors de cet intervalle la richesse spécifique diminue du fait soit d'une eutrophisation, soit d'une oligotrophisation, (Struijs et al. online first), situation qui se rapproche alors des valeurs données pour le très bon état (0.03mg P/l SEQeau).

Il convient donc également de s'interroger sur la notion de référence trophique, qui évolue en fonction de différents paramètres, en particulier de la typologie. Dodds (2007) définit des critères susceptibles de s'appliquer aux nutriments dans les cours d'eau. L'alternance naturelle entre le statut autotrophe et hétérotrophe le long d'un cours d'eau de la source à l'aval, peut être altérée par les apports anthropiques d'azote et de phosphore ; la présence de matière organique joue également un rôle important dans l'impact que ces deux éléments peuvent avoir. Les objectifs et critères pour l'azote et le phosphore doivent toujours être mis en regard des teneurs en carbone. Il faut considérer à la fois les sources de l'ensemble de ces éléments.

La plupart des pays ont défini des objectifs de bon état :

- pour le phosphore entre 0.07 et 0.15 mg P/l (variant selon la typologie). Cependant, pour des grands cours d'eau, Mainstone & Parr (2002) mentionnent des valeurs de 0.2 mg/l comme objectif intermédiaire pour les grands cours d'eau en voie d'amélioration dans les zones aval. Il faut également tenir compte des risques de prolifération d'algues qui peuvent apparaître dès 0.1-0.2 mg P/l (Crouzet et al. 2005).

- pour l'azote, qui peut être toxique sous certaines formes (ammonium notamment) des valeurs basses doivent être respectées pour les espèces plus critiques ; des valeurs inférieures à 4 mg NH₄-N/l et 2 mg NO₃-N/l sont proposées (Camargo et al. 2005).

Diverses études se sont intéressées aux capacités des cours d'eau à contribuer à l'abattement des nutriments ainsi qu'aux possibilités d'améliorer ou de restaurer ces capacités, en particulier avant leur arrivée dans les estuaires où les problèmes liés à l'eutrophisation sont importants.

Exemple d'évaluation des flux et de l'autoépuration à l'échelle d'un bassin versant (Thaipichitburapa et al. 2010):

Evaluation des flux d'azote et de phosphore, exemple du bassin versant du Tha Chin en Thaïlande (13000 km², 2 millions d'habitants, 52% de surface agricole, en majorité intensive) :

Cette étude a cherché à évaluer à travers un modèle les apports d'azote et de phosphore le long du bassin versant et l'évolution de leur concentration de l'amont vers l'aval, afin de déterminer l'efficacité d'autoépuration du cours d'eau. Dans le bassin, les apports pour le phosphore sont compris entre 0,014 kg/ha/an et 1,014 kg/ha/an et pour l'azote entre 0,07 kg/ha/an et 4,07 kg/ha/an.

Les concentrations dans le cours d'eau augmentent de l'amont vers l'aval. Les provinces situées à l'aval reçoivent les nutriments provenant des provinces amont mais elles montrent également des capacités d'autoépuration moins importantes, ce qui induit une augmentation du niveau trophique.

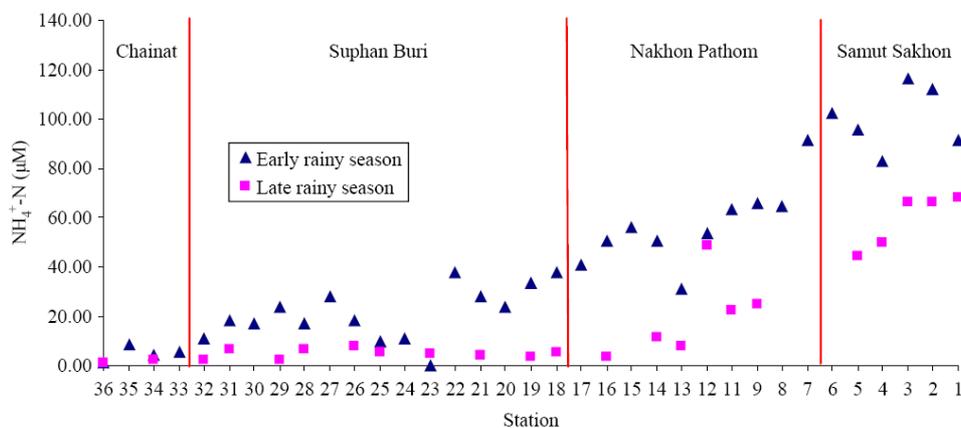


Figure 12 : Concentration en ammonium (µM) de 36 stations dans le fleuve Tha Chin et son estuaire

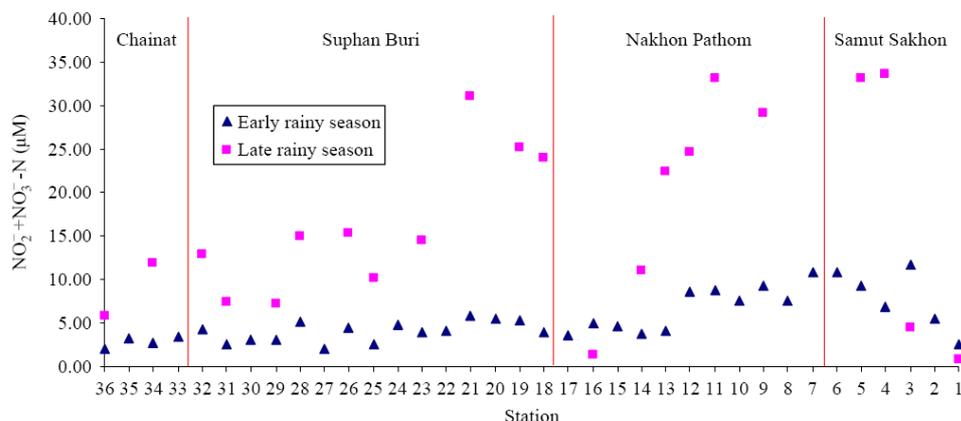


Figure 13 : Concentrations en nitrites et en nitrates (μM) de 36 stations dans le fleuve Tha Chin et son estuaire

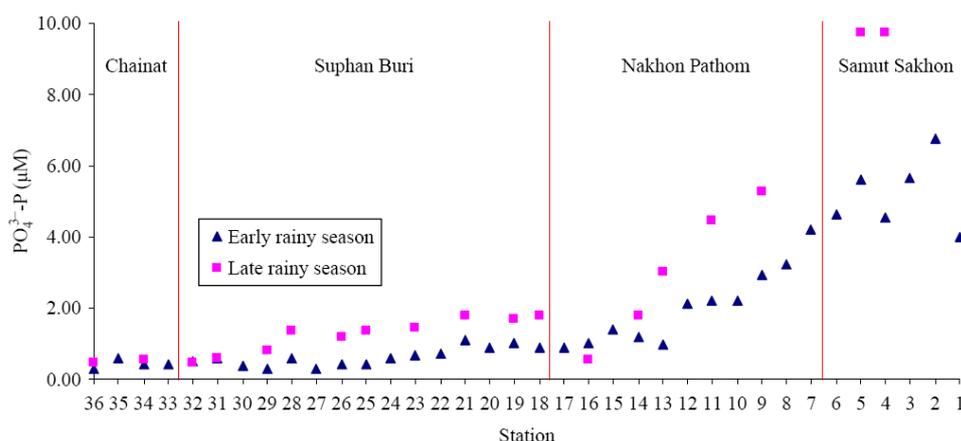


Figure 14 : Concentrations en orthophosphates (μM) de 36 stations dans le fleuve Tha Chin et son estuaire

Tableau 3 : Evaluation des capacités d'autoépuration du fleuve Tha Chin:

Season	Province	Velocity (m/s)	Input		Output		Self remediation	
			DIN (tons day ⁻¹)	P (tons day ⁻¹)	DIN (tons day ⁻¹)	P (tons day ⁻¹)	DIN (%)	P (%)
Early rainy season	Chainat	1.20	2.75	0.51	2.15	0.59	21.45	49.01
	Suphan Buri	0.68	15.46	0.64	5.38	10.08	65.20	62.50
	Nakhon Pathom	0.59	58.74	4.88	39.51	19.23	32.73	15.98
	Samut Sakhon	0.36	145.54	17.24	89.44	56.10	39.27	29.17
Late rainy season	Chainat	0.58	2.57	0.35	1.98	0.60	23.34	51.42
	Suphan Buri	1.16	19.61	2.48	13.72	5.89	30.03	25.80
	Nakhon Pathom	1.02	56.97	17.64	38.22	18.75	32.91	53.74
	Samut Sakhon	0.70	124.04	36.14	109.78	14.26	11.49	12.03

Dans le cas présenté ici, l'autoépuration varie de 11,5% à 65% des apports pour l'azote et de 12% à 62,5% des apports pour le phosphore. Ces valeurs varient en fonction de la localisation mais aussi de la saison. Le régime de pluies de type mousson influence de façon importante les apports et le transport vers l'aval.

Galloway et al. (2004) estiment que la moitié de l'azote entrant dans les cours d'eau peut être éliminée avant d'atteindre les eaux côtières, cependant de nombreux cours d'eau sévèrement impactés par l'homme n'en ont plus la capacité. Une étude sur 49 cours d'eau répartis sur le territoire des Etats-Unis choisis de façon à représenter une large variété de biomes et d'occupation des sols a montré que l'élimination de l'azote par dénitrification était liée au taux de respiration et à la concentration en NH_4^+ et variait entre 0.5% et 100% avec une médiane à 16% (Mulholland et al. 2009). Les facteurs principaux qui contrôlent la distance parcourue par l'azote dans le cours d'eau avant élimination par dénitrification sont :

- le débit spécifique (débit/largeur) } **Augmentent la distance avant dénitrification**
- les concentrations en nitrates } **Augmentent la distance avant dénitrification**
- la respiration de l'écosystème } **Diminuent la distance avant dénitrification**
- les zones de stockage } **Diminuent la distance avant dénitrification**

Dans le cadre du CleanWater Act les études conduites aux Etats Unis s'intéressent à la charge maximale que les cours d'eau sont capables d'éliminer à travers le TMDL (Total Maximum Daily Load) (voir encadré ci-dessous). Pour cela, la détermination des processus intervenant en fonction des caractéristiques du cours d'eau est importante. Cette approche peut également permettre de mettre en place des mesures préventives pour réduire les apports de façon à ce que la charge en nutriments ne dépasse pas cette limite d'assimilation. Pour faire un parallèle avec les objectifs de la DCE, cette limite pourrait être assimilée à la limite de bon état écologique.

Total Maximum Daily Load

La charge maximale que les cours d'eau sont capables d'éliminer, est définie comme :

$$\text{TMDL} = \text{LC} = \text{WLA} + \text{LA} + \text{MOS}$$

où

LC = charge qu'une masse d'eau peut recevoir sans dépasser les normes de qualité (avec une marge de sécurité)

WLA = part du TMDL provenant de sources connues (ou à venir mais prévisibles) et localisées, de pollution

LA = part du TMDL provenant de pollutions diffuses connues (ou à venir mais prévisible) + la charge naturelle (dépend du type de milieu)

MOS = marge d'incertitude sur la relation entre charge polluante et qualité de l'eau réceptrice

Le TMDL est calculé pour les cours d'eau qui n'atteignent pas les standards de qualité de l'eau. Le but est de déterminer la quantité de polluant en excès pour la reporter sur les différentes sources et déterminer ainsi les réductions nécessaires.

De nombreux TMDL ont été calculés pour des polluants précis, sur des tronçons définis. Le développement au niveau du bassin versant, qui permet une approche plus intégrative est en cours de développement dans de nombreux états. Toutefois, la mise en œuvre reste encore inégale selon les états. Elle consiste en un contrôle des points de pollution connus, et en la mise en bonnes pratiques de environnementales (agricoles entre autres : limitation des intrants, zones tampon...).

Selon les cas le TMDL peut être déterminé de deux façons :

- par rapport à des conditions de référence évaluées dans des cours d'eau ayant des caractéristiques similaires (géologie, taille, occupation du sol...) mais dont la biologie n'est pas impactée. Le processus couple les bassins versants deux par deux, l'un atteignant une qualité biologique acceptable, l'autre pas,

- d'après des critères (seuils) fixés pour des polluants donnés (cas de certains états).

La charge en polluants, nutriments, sédiments... est dans certains cas évaluée à travers des modèles pour les cours d'eau impactés ainsi que pour les cours d'eau de référence. Divers modèles sont développés dans ce cadre. Par exemple, dans le modèle GWLF la charge de pollution diffuse est calculée en prenant en compte la surface de terres agricoles, la pente, l'érodabilité, les pratiques agricoles, ainsi que les concentrations naturelles en nutriments.

Pour plus d'informations consulter le site de l'agence américaine de protection de l'environnement :

<http://water.epa.gov/type/watersheds/index.cfm>

Hall Jr et al. (2009) se sont également intéressés au prélèvement par la végétation qui constitue un élément important de l'abattement des nutriments. Il s'agit d'un processus provisoire qui limite cependant les transferts vers l'aval à plus ou moins long terme. Selon les conditions du milieu, le recyclage à la mort des organismes sera plus ou moins rapide : la minéralisation peut être précédée par une période d'enfouissement qui constitue une forme de stockage et peut dans certains cas faciliter le processus de dénitrification. De plus, lorsque la végétation est abondante dans un cours d'eau elle peut réduire la vitesse d'écoulement de façon significative. Un ralentissement facilite le contact avec les zones d'échange et de transformation des nutriments, il favorise également la sédimentation et limite la diffusion du phosphore et de l'azote sous forme particulaire (Birgand et al. 2005). La rétention des nutriments sous forme particulaire peut-être augmentée de 25% par la présence de macrophytes (Schulz et al. 2003). D'autre part, la végétation est un support pour le biofilm où l'on peut trouver des bactéries dénitrifiantes et elle fournit la matière organique indispensable au processus de dénitrification (Bastviken et al. 2007). Enfin, l'influence de l'enracinement de certains macrophytes (ex : phragmites, typhas...) sur les variations du potentiel d'oxydoréduction du sol, stimule la réaction couplée nitrification/dénitrification (Eriksson and Weisner 1999).

Lorsque les organismes sont exportés vers le milieu terrestre, émergence, pêche, faucardage par exemple, il s'agit d'un export net des nutriments assimilés au préalable. Il existe des évaluations de la masse des émergences mais pas de l'impact qu'elles ont sur les nutriments du cours d'eau. Des recherches dans des données historiques sur la « manne blanche » (Cesard 2010) rapportent des valeurs allant de 1000 kg à Chalon sur Saône jusqu'à 10 tonnes (essentiellement des éphémères) entre Chalon et Verdun-sur-le-Doubs (une trentaine de kilomètres) pour l'année 1935. Jackson et Fisher en 1986 évaluent à 22 g/m²/an (poids sec) l'émergence des invertébrés d'un cours d'eau intermittent d'Arizona. Une synthèse (Huryn and Wallace 2000) donne des évaluations entre 1 et 1000 g/m²/an. Les plus importants concernent les milieux tempérés lorsque les populations dominantes sont constituées de filtreurs.

La « manne blanche » a même fait l'objet de récoltes revendues ensuite à des producteurs d'aliments pour oiseaux ; activité importante dans les années 60, elle s'est réduite jusqu'à disparaître du fait, entre autres, de l'irrégularité et de la diminution des émergences. Il est probable que cette évolution soit liée aux aménagements des rivières (dans ce cas chenalisation de la Saône) qui entraînent une diminution des habitats, notamment ceux des éphémères.

7. Liens entre la morphologie des cours d'eau et les capacités autoépuratrices, quel impact des restaurations ?

La morphologie des cours d'eau, l'alternance de faciès, la diversité du substrat, le débit, le temps de résidence sont autant d'éléments qui ont une influence sur les caractéristiques physico-chimiques du milieu et par conséquent sur le devenir des nutriments dans les cours d'eau. Pour ces différents aspects de l'hydromorphologie, des relations avec la capacité d'épuration peuvent être mises en évidence.

Des programmes de restauration voient le jour, qui tentent de rétablir des fonctionnements hydromorphologiques et écologiques des cours d'eau dans le but d'améliorer la qualité de ces derniers à différents niveaux. Peu d'études abordent encore les effets des actions de restauration entreprises ; une synthèse (Rey Benayas et al. 2009) sur l'effet de mise en œuvre d'actions de restauration sur les services rendus par les écosystèmes, montre dans le cas du biome aquatique tempéré un effet essentiellement sur la biodiversité.

Les études faisant suite à des opérations de restauration qui s'intéressent à la fois à l'azote et au phosphore sont peu nombreuses. De plus, le comportement de ces deux éléments est souvent différent, voire antagoniste en fonction des conditions du milieu. En effet, la dénitrification est favorisée par l'anoxie, alors que le phosphore fixé dans les sols des plaines alluviales peut être libéré lorsque se mettent en place des conditions anoxiques, ce qui se produit, par exemple, lors de la restauration de zones humides. D'où, dans certains cas une augmentation des teneurs en phosphore dans le cours d'eau suite à des opérations de restauration permettant la reconnexion des annexes. Cette étape est dans la plupart des cas transitoire mais elle peut néanmoins avoir une forte influence sur l'eutrophisation surtout lorsqu'il s'agit de terres préalablement agricoles où beaucoup de fertilisants ont été apportés et qui par conséquent ont accumulé des quantités importantes de phosphore.

7.1. Régime hydrologique

Une illustration intéressante de l'interdépendance des différents paramètres est l'exemple de l'effet du débit sur l'élimination de l'azote (Wollheim et al. 2008). En effet, une augmentation du débit s'accompagne d'une moindre efficacité d'élimination de l'azote dans tous les cas ; cependant, cet effet négatif sur les capacités d'élimination est plus marqué lorsque la charge en azote est importante (Figure 15).

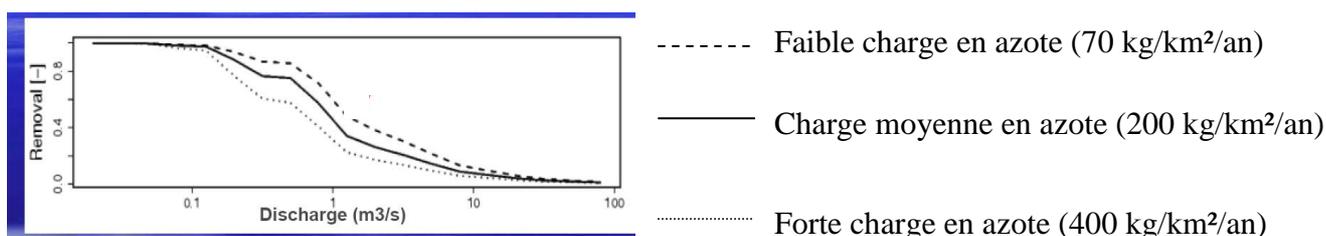


Figure 15 : efficacité d'élimination de l'azote en fonction du débit et de la charge en azote, d'après Wollheim et al. 2008

Une répartition spatiale et temporelle des débits peut ainsi donner une indication sur les capacités à éliminer l'azote par le cours d'eau, et mettre en évidence des zones ainsi que des périodes plus ou moins favorables à la dénitrification. Les zones susceptibles d'être les moins favorables peuvent alors faire l'objet d'aménagements permettant de limiter les apports ainsi que de mesures de réduction plus importantes.

Les cours d'eau de tête de bassin restent ceux pour lesquels les capacités de dénitrification sont les plus importantes.

7.2. Géomorphologie

Une étude danoise (Kjaergaard et al. 2007) a mis en relation la nature des sols dans les plaines alluviales et leur capacité à retenir ou non le phosphore. Le but de l'étude était de déterminer des paramètres simples qui permettraient d'évaluer le risque « phosphore ». Le fer cristallin est l'élément majeur qui se lie au phosphore. Le ratio molaire Fe-P peut être un bon indicateur permettant de déterminer la potentialité d'un sol à libérer du phosphore s'il se retrouve en conditions anoxiques (évaluation de l'impact potentiel de la restauration d'une zone humide par exemple). En ce qui concerne l'azote, le paramètre essentiel pour déterminer la capacité d'élimination par dénitrification est la teneur en carbone organique.

7.3. Faciès

Une majorité d'auteurs considère qu'une structure diversifiée favorise les échanges entre le cours d'eau, le substrat et la zone hyporhéique et augmente de fait les possibilités de mise en contact des nutriments avec, soit des bactéries capables de les transformer, soit des ions capables de les fixer (Rhoads et al. 2003; Ensign and Doyle 2006; Bukaveckas 2007; Roberts et al. 2007). **Les échanges et processus se déroulent prioritairement dans le premier horizon sédimentaire de la zone hyporhéique et dans les zones d'infiltration du cours d'eau vers sa nappe d'accompagnement, c'est-à-dire en tête de chaque radier.**

Une comparaison entre deux cours d'eau en zone agricole (Opdyke et al. 2006) montre une dénitrification plus importante dans le cours d'eau qui a conservé une structure à méandres que dans celui qui est canalisé. L'alternance de faciès, la sinuosité et la diversité des substrats (présence de fines contenant de la matière organique indispensable à la dénitrification) sont les éléments mis en avant par les auteurs pour expliquer une dénitrification importante : jusqu'à $50 \text{ mg N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ en été et entre 10 et $20 \text{ mg N m}^{-2}\text{h}^{-1}$ en hiver, en particulier dans les « zones mortes », zones de remous où les sédiments fins et la matière organique se déposent. La sinuosité est un indice important en faveur de la dénitrification, dans l'exemple présent, un indice de sinuosité de 1,9 améliore l'élimination de nitrates de 91% (on considère qu'au delà d'un indice de sinuosité de 1,5 un cours d'eau est méandriforme).

Les auteurs ont également évalué la longueur de cours d'eau nécessaire pour éliminer les nitrates mesurés au printemps : s'il s'agit de cours d'eau canalisés il faut 40000 km alors que 2900 km remplissent les mêmes fonctions s'ils présentent des méandres. A la fin de l'été ces distances sont réduites à 35 km (canalisés) ou 6,9 km à méandres. Néanmoins, les apports en nitrates sont tels que la dénitrification n'a qu'un impact modéré, et n'élimine pas plus de 15% de la charge du cours d'eau.

L'aération, processus lié à un lit mineur au faciès diversifié, est également un élément considéré par certains auteurs (Edeline 2001) comme un facteur important pour favoriser les

processus de biodégradation, en particulier de la matière organique. La phase bactérienne peut être grande consommatrice d'oxygène. Ce phénomène se concentre en particulier dans les secteurs de rejet de matières organiques.

L'augmentation du ratio surface / volume, le ralentissement et la diversité topographique, sont les éléments qui semblent prépondérants pour favoriser l'abattement des nutriments par les cours d'eau. Le temps de résidence de l'eau est influencé par la complexité morphologique du cours d'eau (Petersen and Petersen 1991; Gooseff et al. 2007). La structure hydromorphologique influence fortement les échanges avec la zone hyporhéique ainsi que les flux. De plus une diversification du milieu favorise la proximité entre zones anoxiques et zones oxygénées qui vont être le lieu de production et d'élimination des nitrates.

D'une manière générale, le taux de prélèvement de l'azote est plus fort dans les petits cours d'eau dont l'écoulement est plus lent (Craig et al. 2008). Ainsi les cours d'eau en tête de bassin ont un potentiel important d'élimination de l'azote (Alexander et al. 2007). Ils sont toutefois fort impactés, en particulier lorsqu'ils se trouvent en zone agricole (rectifiés, élargis, curés...) et il est probable qu'une restauration permettant une diversification des milieux augmenterait le potentiel autoépuration de ces cours d'eau.

Bukaveckas (2007) a montré une capacité de prélèvement plus importante de l'azote et du phosphore sur un tronçon de cours d'eau sur lequel avaient été reconstitués des méandres (tableau 4). La différence significative de distance parcourue par les nutriments suggère un rôle prépondérant du ralentissement du cours d'eau. La demande (biotique et abiotique) semble plus importante sur le tronçon restauré. Cependant les auteurs émettent des réserves du fait du manque de recul par rapport aux travaux de restauration. En effet, les travaux entraînent une plus grande disponibilité en lumière favorisant la croissance végétale et augmentant de fait la demande biologique. La mise à nu du substrat argileux peut également faciliter la fixation du phosphore. Dans le cas présenté ici le suivi ne s'étend que sur 2 ans. Des suivis à plus long terme sont nécessaires pour déterminer un effet après une récupération plus complète d'un équilibre suite aux travaux.

Tableau 4 : Valeurs moyennes des métriques utilisées pour caractériser la qualité de l'eau, l'hydrologie et le prélèvement en nutriments sur trois sites : canalisé (Wilson Creek – prerestoration), restauré (Wilson Creek – postrestoration) et référence (Harts Run). Les lettres a, b, c et les *p values* signalent une différence statistiquement significative (Anova à mesures répétées et comparaisons planifiées (a priori) des données référence vs canalisé et restauré vs canalisé) :

	channelized	restored	reference	<i>p</i>
water quality parameters				
temperature (°C)	14.0 ^a	19.2 ^b	13.9 ^a	<0.001
P-SRP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10.8 ^a	7.2 ^b	6.7 ^b	0.03
N-NO ₃ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	375 ^a	456 ^a	63 ^b	<0.001
hydrologic parameters				
stream discharge (Q_s ; L s^{-1})	125 ^a	109 ^a	62 ^b	0.03
lateral inflow (L ; $\text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$)	0.204	0.165	0.188	ns
velocity (V ; m s^{-1})	11.9 ^a	8.7 ^b	6.1 ^c	<0.001
normalized storage zone area (A_s/A ; $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$)	0.281 ^a	0.405 ^b	0.550 ^b	<0.001
median travel time due to transient storage (F_{med}^{200} ; %)	14 ^a	17 ^a	30 ^b	0.001
dispersion (D ; $\text{m}^2 \text{min}^{-1}$)	22.3 ^a	14.4 ^b	8.4 ^c	0.002
Damköhler values (Da/l)	5.7	4.2	4.9	ns
nutrient uptake parameters				
N rate coefficient (k_N ; m^{-1})	0.00005 ^a	0.00162 ^b	0.00012 ^a	0.04
P rate coefficient (k_P ; m^{-1})	0.00073 ^a	0.00263 ^b	0.00193 ^b	0.03
N uptake velocity (V_i ; mm min^{-1})	0.13 ^a	1.26 ^b	0.03 ^a	0.09
P uptake velocity (V_i ; mm min^{-1})	1.54	2.40	2.21	ns

Les expériences publiées (Tableau 4 Figure 16 et Figure 17) montrent toutefois des résultats positifs et non-négligeables en ce qui concerne l'élimination des nutriments dans le cadre de projets de restauration hydromorphologique.

Exemple de suivi de restauration hydromorphologique

Cet exemple de restauration dans un cours d'eau dans un secteur proche d'une zone urbanisée montre une amélioration de la dénitrification (Kaushal et al. 2008) (Figure 16 et Figure 17). Il s'agit ici d'un reméandrage avec reconstitution d'une alternance de faciès, de mesures pour limiter l'incision, de reconnexion avec les annexes et de plantation de végétation en zone riparienne sur un linéaire d'environ 150 m. La zone amont (tête de bassin) de ce tronçon avait également été restaurée quelques années auparavant.



Figure 16 : moyennes des taux de dénitrification in situ tous sites confondus dans les tronçons restaurés vs non restaurés (3 prélèvements par site entre mai et juin 2004). Les sites restaurés montrent une moyenne de dénitrification supérieure (ANOVA, $p=0.01$) à celle des sites non restaurés.

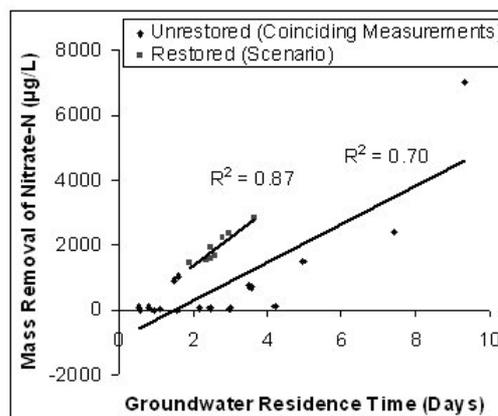


Figure 17 : relation entre le temps de résidence de l'eau et la quantité de nitrates éliminés pour les tronçons non restaurés (extrapolation d'après les données de taux de dénitrification et les apports d'eau souterraine) et les tronçons restaurés (scenario utilisant les données de taux de dénitrification des zones restaurées en 2003-2004 et les flux souterrains mesurés en 2004).

Ces constats (peu nombreux à ce jour) montrent néanmoins l'appui signifiant qu'une restauration hydromorphologique peut fournir à une amélioration globale du milieu, en particulier dans les cours d'eau de rang 1 à 3 souvent fortement impactés en zone agricole mais constituant un apport potentiel important à l'autoépuration.

7.4. Végétation et ripisylve

La présence d'une végétation aquatique et rivulaire joue un rôle assez important dans la rétention des nutriments (stockage à plus ou moins long terme). Une restauration hydromorphologique peut améliorer les habitats disponibles pour la végétation (macrophytes, hélrophytes) et favoriser les processus qui y sont associés. Gurnell et al. (2010) envisagent même la végétation comme élément capable de modifier la morphologie du cours d'eau, ce qui peut par conséquent favoriser un stockage des nutriments dans les espaces devenus moins accessibles aux cours d'eau.



Figure 18 : Illustration de l'impact des macrophytes sur la rétention des sédiments et la morphologie du cours d'eau (exemple dans le bassin de la Ruhr, photo avant et après, S. Harnischmacher 2007).

De plus, les processus de dénitrification nécessitent la présence de carbone organique, qui peut être apporté par la végétation. Les cours d'eau transitant en zone urbaine, souvent dépourvus de ripisylve ont souvent peu de matière organique particulaire susceptible de fournir le carbone nécessaire au métabolisme des bactéries (Aldridge et al. 2009). Une expérience a consisté à ajouter des débris végétaux dans un cours d'eau urbain. L'effet sur l'azote est variable en fonction des conditions d'oxydoréduction. En effet, la dénitrification étant un processus anoxique, elle ne sera favorisée que dans ce cas. Si l'apport en oxygène est suffisant, les bactéries nitrifiantes seront favorisées, il y aura donc une libération de nitrates (Deforet et al. 2009). Cependant, ces débris constituent des supports pour le biofilm qui assimile et stocke temporairement azote et phosphore.

La végétation des berges joue également un rôle important dans les phénomènes de rétention et de métabolisation des nutriments, son rôle est similaire à celui des zones tampons que nous aborderons un peu plus loin.

7.5. Stockage en lit majeur

La rétention des nutriments pendant l'inondation du lit majeur est principalement due à la sédimentation mais aussi à la dénitrification ainsi que dans une moindre mesure à l'infiltration dans les sols alluviaux.

Olde Venterink et al. (2003) ont estimé un taux de dénitrification d'environ $15 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ pour des prairies inondées d'un grand fleuve (Rhin) lors des crues. Dans les conditions de l'étude le taux de dénitrification annuel s'élève à $8 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Ce chiffre correspond bien aux taux de dénitrification dans les sols des zones humides ($0\text{--}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) (Bowden 1987). Il est également comparable à la gamme inférieure de taux de dénitrification rapportés pour un certain nombre de plaines inondables en Europe et en Amérique du Nord (Groffman et al., 1991; Spink et al., 1998 ; Verhoeven et al., 2001 ; Olde Venterink et al., 2002). Des taux de dénitrification plus élevés que sur le Rhin ont été signalés pour d'autres plaines d'inondation (> 50 à $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Pinay et al., 1994; Seitzinger 1994-2002). Les valeurs les plus élevées correspondent plutôt à des stations dans les forêts alluviales (Pinay et al., 1993 ; Brettar et al. 2002).

Du fait des charges importantes en nutriments et en particulier en azote dans les grands fleuves comme le Rhin, Olde Venterink et al. (2006) considèrent que seule la rétention de phosphore est significative, par rapport aux charges annuelles (N-rétention $< 3\%$, P-rétention 5-18% de la charge annuelle du Rhin). Les plaines inondables des grands fleuves sont par conséquent essentiellement un puits pour le phosphore.

Une autre étude sur deux crues dans un tronçon sinueux de 25 km sur l'Adour concernant les matières en suspension et l'azote a montré une capacité de rétention non négligeable : la plaine d'inondation ($16,8 \text{ km}^2$) et la zone riveraine ($1,1 \text{ km}^2$) ont conservé entre 10 et 20 % de la matière en suspension entrant dans le tronçon lors des inondations principales (138 700 Mg) et 11% de l'azote (640 Mg) (Brunet, 2000). Bien que les zones riveraines soient quinze fois plus petites que la plaine d'inondation majeure, les dépôts totaux des matières en suspension et d'azote étaient respectivement 50 et 17 fois plus importants dans la zone riveraine. Les résultats obtenus sur l'Adour montrent que les plaines d'inondation des grandes rivières ainsi que les zones riveraines, peuvent retenir une quantité importante de matière organique et minérale en suspension lors d'inondations.

Les systèmes de rivières à plaine d'inondation présentent néanmoins une alternance de phases de mobilisation et de rétention, observée pour tous les éléments considérés (Brunet et al. 2000). Les périodes de basses eaux en été permettent la rétention des matières solubles (24 à 26 % pour l'azote inorganique par exemple) et des matières en suspension (9-19 %). Une augmentation des précipitations en période automnale induit une augmentation de la mobilisation. Des rejets élevés pendant cette période peuvent induire une mobilisation importante de l'ensemble des éléments. Les crues hivernales peuvent quand à elles s'accompagner d'une rétention des matières particulaires (matières en suspension 11% et phosphore 26%), mais une perte des matériaux solubles (5% pour l'azote inorganique et 186% pour le phosphore inorganique dissous(DIP)). Au printemps, les crues permettent une rétention de matières particulaires (26%) tout en induisant des pertes d'azote inorganique (9%) et des gains de DIP (7,4%). Ces résultats sont liés à la végétation riveraine et à la dynamique du cycle des éléments nutritifs dans la plaine d'inondation.

Cette capacité de la plaine d'inondation de retenir et métaboliser les éléments nutritifs de l'eau peut être réduite lorsque les altérations hydromorphologiques modifient la quantité d'eau qui y transite, en particulier les phénomènes d'incision qui limitent les périodes d'inondations et d'affleurement de la nappe. De plus la couverture végétale de ces plaines d'inondation est souvent réduite, ce qui influe également sur les capacités de rétention des nutriments (Groffman et al., 1991 ; Pinay et al., 1994 ; Naiman et Decamps 1997 ; Sjodin 1997 ; Olde Venterink et al., 2003). Ces modifications peuvent, par conséquent, contribuer à l'eutrophisation des rivières et des eaux marines côtières (cf. Howarth et al., 1996).

7.6. Des cas particuliers : l'effacement de barrages et la reconnexion des bras secondaires et plaines alluviales

7.6.1. Effacement de barrages et dynamique des nutriments

La présence de seuils ou de barrages influence de façon importante la morphologie des cours d'eau ainsi que le temps de séjour de l'eau. Il est par conséquent important d'envisager l'effet des retenues sur la dynamique des nutriments mais également d'étudier l'impact potentiel des arasements mis en avant comme projets de restauration.

Des études se sont intéressées à l'effet sur la dynamique des nutriments de ces opérations. Cependant, dans la plupart des cas il s'agit d'études théoriques, peu de mises en œuvre et de suivis sont pour l'instant disponibles.

Dans les retenues, la majorité des nutriments est stockée dans le benthos et dans les sédiments. Lors de l'arasement, les sédiments sont remobilisés, oxygénés, et divers processus biogéochimiques se mettent en place bouleversant les cycles de nutriments préalablement installés.

Une étude a suivi l'évolution de l'azote, du phosphore et des sédiments suite à la suppression d'une retenue (seuil de 3 m, retenue d'environ 0,013 km²) (Ahearn and Dahlgren 2005). L'occupation du sol alentour était majoritairement du pâturage (80%) et de la viticulture (20%).

Le tronçon, après restauration est un puits pour les phosphates en temps normal mais devient source de phosphates pendant les orages. En moyenne, le tronçon restauré est exportateur de phosphore. L'export de phosphore est lié au transport sédimentaire favorisé par les périodes d'orage.

Concernant l'azote, les zones à l'amont du barrage supprimé où de fortes épaisseurs de sédiments s'étaient déposées libèrent des quantités importantes d'azote sous forme d'ammonium lors de la remobilisation de ces sédiments. Cependant le dernier point d'analyse où la couche de sédiment est la plus importante semble être un puits d'azote, probablement du fait de la dénitrification. Les auteurs observent une saisonnalité des processus selon le niveau de l'eau et la force du courant.

En général, du fait de la remobilisation des sédiments, le tronçon restauré est exportateur de phosphore et d'azote. L'export de phosphore est lié au transport sédimentaire favorisé surtout par les périodes d'orage (nutriments transportés avec le sédiment). L'azote peut également être libéré (sous forme d'ammonium), mais une augmentation de la dénitrification va réduire

l'effet net de libération d'azote. Le bouleversement dû à l'arasement et à la remise en circulation des nutriments piégés dans la retenue met probablement quelques années à se résorber. Les études post-arasement sont souvent trop récentes ou de trop courte durée pour observer un retour à un fonctionnement non influencé par les travaux.

7.6.2. Reconnexion des bras secondaires et plaines alluviales

La reconnexion des bras secondaires et plaines alluviales dans l'hydrosystème fluvial peut en premier lieu augmenter la remobilisation des nutriments stockés (surtout le phosphore). Elle peut néanmoins favoriser le dépôt et le stockage de matière en suspension, d'azote et surtout de phosphore, notamment lors de certains épisodes de crue (cf. Brunet et al. 1994 et Olde Venterink et al. 2002). Lorsqu'il existe des plan d'eau, voire des gravières en lit majeur, et qu'ils sont connectés lors de crues, ils peuvent constituer d'importants puits de nutriments (Olde Venterink et al. 2006). Ils peuvent toutefois constituer un piège également pour le transport solide, ce qui peut perturber de manière importante le fonctionnement du cours d'eau (érosion, incision...); les aménagements doivent donc tenir compte de ce paramètre afin de rendre possible la capture de solutés mais pas celle des charges solides.

8. Prévenir l'apport de nutriments (de l'eau souterraine et de surface dans les zones tampons)

Au delà de la charge maximale que le cours d'eau peut recycler, des mesures de limitation de l'apport aux cours d'eau peuvent être envisagées. Plusieurs niveaux doivent alors être pris en considération :

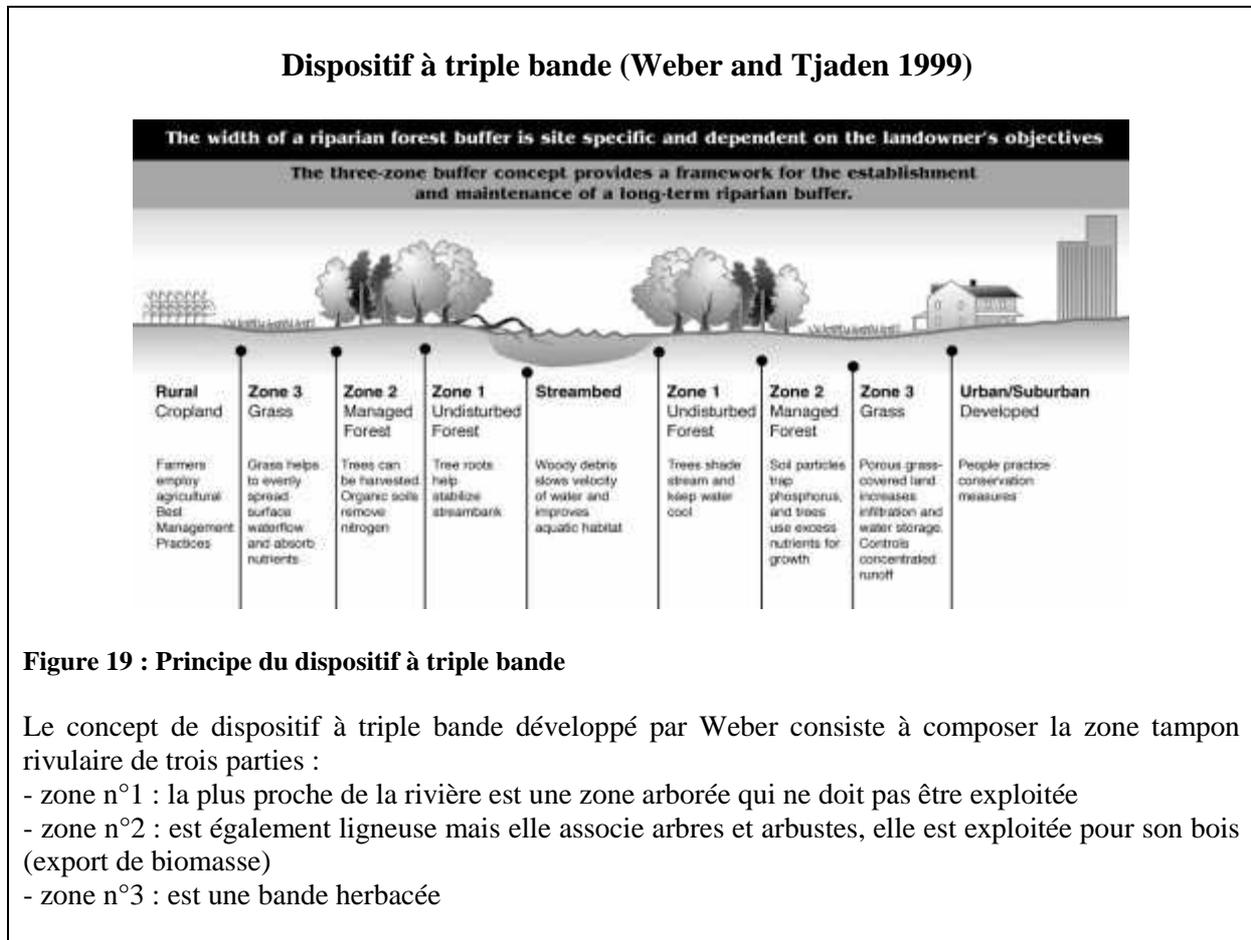
- en premier lieu il est possible d'agir au niveau des apports : limitation des apports diffus d'origine agricole, diminution de l'utilisation d'intrants et optimisation des périodes d'apport pour limiter les pertes dues au lessivage,
- ensuite, la mise en place de dispositifs de piégeage des nutriments et autres polluants (pesticides, métaux) avant l'arrivée au cours d'eau peut limiter les transferts.

Ces zones tampons peuvent comprendre, outre les bandes enherbées proprement dites, des prairies permanentes, des ripisylves, des bois, ce qui correspond à une « couverture environnementale permanente sur le sol ». Elles peuvent être localisées le long d'un cours d'eau mais aussi dans tout le bassin versant le long de routes, ou à mi-pente dans des parcelles cultivées (Lafitte and Cravero 2010),

Les fonctions identifiées par le CORPEN pour les zones tampon sont :

- atténuation hydrique,
- rétention des matières en suspension,
- limitation du transfert du phosphore,
- limitation du transfert hydrique des produits phytosanitaires,
- protection contre la dérive de pulvérisation des produits de traitement,
- préservation de la qualité biologique des cours d'eau (dans le cas de couverts permanents, ripisylves, favorisant l'ombrage, la création d'habitats et l'apport trophique,
- limitation du transfert de l'azote.

Un dispositif à triple bande (détail dans l'encadré ci-après) a été décrit pour les zones tampons pour optimiser leur fonctionnement.



La végétation riparienne est par ailleurs un élément primordial mis en avant dans le cadre de la protection des cours d'eau. En effet, plusieurs textes officiels vont dans le sens de la mise en place de bandes enherbées, voire de ripisylves (BCAE², arrêté relatif à l'utilisation des produits phytosanitaires, trame verte et bleue).

Efficacité des dispositifs « zone tampon »

De nombreuses études ont cherché à mettre en évidence l'efficacité relative de ces dispositifs, à déterminer la dimension optimale en fonction des milieux, la nature du couvert le plus efficace. Une étude aux Pays Bas a montré une meilleure efficacité en ce qui concerne l'abattement d'azote lorsque la zone de protection mise en place est boisée. La matière organique y est probablement plus disponible et le temps de résidence est important, ce qui facilite le piégeage par la végétation mais également la dénitrification (Hefting and De Klein 1998). Plusieurs études se sont intéressées à la question, certains trouvent une plus grande efficacité aux zones ripariennes boisées (Haycock et al. 1993), d'autres trouvent au contraire

² Bonnes Conditions Agro-Environnementales

que les bandes enherbées sont plus efficaces dans la rétention des nutriments (Hefting and De Klein 1998).

Väänänen et al. (2007) ont tenté de déterminer les facteurs de contrôle de la diffusion du phosphore dans ces zones tampons ainsi que la dimension nécessaire et suffisante pour un effet tampon significatif. Deux dimensions de zones tampon ont été étudiées :

- 0,12 à 0,20 ha soit 0,09 à 0,23 % du bassin versant,
- 1 à 1,03 ha soit 1,12 à 4,88 % du bassin versant.

La dimension la plus grande est bien entendu la plus efficace. Le ralentissement des flux qui la traversent est également très important car il va permettre le contact avec les différents horizons du sol capables de fixer le phosphore. Si le flux traverse la zone tampon trop rapidement ou si la zone tampon n'est pas assez large, le contact avec des zones où la fixation est plus durable (plus en profondeur) sera plus aléatoire.

L'efficacité de la zone tampon, qu'elle soit arborée ou herbacée dépendra également des caractéristiques d'écoulement dans le sol au niveau du bassin versant et à proximité du cours d'eau. Ces paramètres sont importants à connaître pour que le dispositif soit le plus adapté possible aux conditions du milieu (CORPEN 2007). La combinaison des deux étant la meilleure des solutions à envisager lorsque cela est possible.

Le rôle que les zones tampons sont susceptibles de jouer vis-à-vis du phosphore ne peut dispenser de la mise en œuvre de mesures appropriées dans les parcelles cultivées. La première, la plus importante, est de limiter les teneurs en phosphore des sols au strict nécessaire pour bien alimenter les plantes cultivées. Favoriser l'infiltration en profondeur, freiner le ruissellement et l'érosion constituent des moyens d'action complémentaires (Corpen 2007). En conséquence, l'intérêt des zones tampons vis-à-vis de la pollution phosphorée est inévitablement temporaire. Toutefois, l'inertie du système fait que les actions en amont peuvent mettre beaucoup de temps à produire un résultat effectif, ce qui conforte l'intérêt des zones tampons pendant une période transitoire, qui peut s'avérer assez longue, dans les secteurs très sensibles (fort enrichissement des sols en phosphore, milieux aquatiques vulnérables). (Dorioz et al. 2006)

Par conséquent, les zones tampon, et en particulier les bandes enherbées ne sont pas une panacée permettant de se dédouaner d'une attitude réfléchie sur la parcelle pour y adopter des pratiques agricoles optimisant l'emploi des pesticides et des fertilisants vis-à-vis de l'environnement. Judicieusement réparties sur le territoire, elles peuvent toutefois assurer plusieurs fonctions (Lafitte and Cravero 2010).

Ripisylves et autres dispositifs à triple bande ne sont bien entendu efficaces que lorsqu'ils ne sont pas court-circuités par des fossés de drainage (dans ce cas il faut envisager des aménagements d'épuration avant rejet dans le cours d'eau, ex. zone humide artificielle).

9. Conclusion

De nombreux paramètres, souvent interdépendants vont caractériser les capacités autoépuratoires des cours d'eau, parmi lesquels nous avons vu que l'anoxie est une phase importante qui influence les processus liés aux principaux éléments nutritifs. Elle est elle-même dépendante des conditions d'écoulement, de la connectivité avec les annexes, des échanges avec la zone hyporhéique... (Mulholland et al. 2009). Les capacités des cours d'eau à éliminer, stocker ou exporter les nutriments sont donc variables à la fois dans l'espace et dans le temps. De plus, quelle que soit la capacité de recyclage d'un cours d'eau, dans la majorité des cas les apports anthropiques sont trop importants. Les milieux seront donc d'autant plus efficaces que seront mises en œuvre des mesures de prévention à la source, à savoir, une parcimonie sur la consommation d'intrants par l'agriculture, un traitement maximal des pollutions (zones humides complémentaires des structures classiques de traitement et à l'aval d'installations d'élevage industrielles), un maintien des ripisylves boisées.

L'évaluation des bénéfices apportés du point de vue des nutriments par la restauration hydromorphologique reste difficile ; on observe des variations importantes des résultats obtenus positifs ou négatifs, parfois pour une même méthode. Les expériences montrent tout de même des voies d'exploration à approfondir pour améliorer les capacités intrinsèques des cours d'eau et contribuer, conjointement avec les autres dispositifs à mettre en œuvre (réduction des rejets, contrôle de la pollution diffuse...) à l'atteinte du bon état écologique.

A l'instar de la stratégie proposée pour augmenter la résilience des écosystèmes face aux changements climatiques, les problèmes d'eutrophisation aussi bien complexes qu'aléatoires doivent être considérés selon la même logique. Dans son livre blanc (2009), l'Europe insiste sur l'importance d'adapter la gestion des écosystèmes pour les rendre plus robustes et résilients face aux changements. Elle propose parmi les actions prioritaires à mener (« *UE et États membres* ») de « Promouvoir des stratégies destinées à renforcer la résilience face au changement climatique en ce qui concerne la santé, les infrastructures et les fonctions productives des sols, notamment en améliorant la gestion des ressources en eau et des écosystèmes ». Dans ce but d'adaptation aux changements climatiques elle désigne des stratégies intégrant des mesures d'adaptation dites « *sans regrets* », à savoir des mesures bénéfiques de façon intrinsèque à au moins un niveau, les autres améliorations étant considérées comme probables n'étant pas les éléments clés décisionnels.

La capacité de résilience des écosystèmes aquatiques peut-être reliée à leur complexité : la restauration d'une diversité fonctionnelle est susceptible de fournir un renouvellement et une répétition des processus et d'améliorer la résilience potentielle de l'écosystème aux perturbations anthropiques actuelles (connues) et futures (supposées). Les mesures de restauration des processus hydromorphologiques des cours d'eau, lorsqu'elles sont envisagées à une échelle suffisante, participent à l'amélioration de la capacité de résilience des écosystèmes d'eau douce, et correspondent à la logique des mesures « sans regrets ». En revanche, des mesures à une échelle locale, focalisées sur un seul élément biotique ou abiotique, risquent de ne pas passer le test, et de ne pas apporter grand chose pour l'amélioration du milieu aquatique.

Bibliographie

- Addy, K.L., Gold, A.J., Groffman, P.M. and Jacinthe, P.A. (1999). Ground water nitrate removal in subsoil of forested and mowed riparian buffer zones. *Journal of Environmental Quality*. **28**(3): 962-970.
- Ahearn, D.S. and Dahlgren, R.A. (2005). Sediment and nutrient dynamics following a low-head dam removal at Murphy Creek, California. *Limnology and Oceanography*. **50**(6): 1752-1762.
- Aldridge, K.T., Brookes, J.D. and Ganf, G.G. (2009). Rehabilitation of stream ecosystem functions through the reintroduction of coarse particulate organic matter. *Restoration Ecology*. **17**(1): 97-106.
- Alexander R.B., Smith R.A. and Schwartz G.E. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758–761.
- Alexander, R.B., Boyer, E.W., Smith, R.A., Schwarz, G.E. and Moore, R.B. (2007). The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association*. **43**(1): 41-59.
- Baker, M.E., Weller, D.E. and Jordan, T.E. (2006). Improved methods for quantifying potential nutrient interception by riparian buffers. *Landscape Ecology*. **21**(8): 1327-1345.
- Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Ekström, A. and Tonderski, K. (2007). Seasonal denitrification potential in wetland sediments with organic matter from different plant species. *Water, Air, and Soil Pollution*. **183**(1-4): 25-35.
- Billen, G., Thieu, V., Garnier, J. & Silvestre M. 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture ecosystems & environment* 133: 234-246.
- Birgand, F., Skaggs, R.W., Chescheir, G.M. and Gilliam, J.W. (2005). Nitrogen removal in streams of agricultural catchments - A literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. **37**(5): 381-487.
- Bowden W.B. 1987. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biochem.* 4: 313–348.
- Brettar I., Sanchez-Perez J.-M and Trémolières M., 2002 Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain – correlation with redox potential and organic matter *Hydrobiologia* **469**: 11–21.
- Brunet R.C. & Astin K.B. 2000. A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the River Adour, southwest France *Regulated Rivers: Research & Management* **16**: 267-277.
- Brunet R.C., Pinay G. & Gazelle F. 1994. Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, South-West France. *Regulated Rivers: Research & Management* **9**: 55-63.
- Bukaveckas, P.A. (2007). Effects of Channel Restoration on Water Velocity, Transient Storage, and Nutrient Uptake in a Channelized Stream. *Environmental Science & Technology*. **41**(5): 1570-1576.
- Camargo, J.A., Alonso, A, Salamanca, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals : a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58 : 1255-1267.
- Cesard, N. (2010). Vie et mort de la manne blanche des riverains de la saône. *Etudes rurales*. **185**: 83-98.

- Corpen. (2007). Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Ministère de l'écologie de l'énergie, du développement durable et l'aménagement du territoire, Paris. 176 p.
- Craig, L.S., Palmer, M.A., Richardson, D.C., Filoso, S., Bernhardt, E.S., Bledsoe, B.P., Doyle, M.W., Groffman, P.M., Hassett, B.A., Kaushal, S.S., Mayer, P.M., Smith, S.M. and Wilcock, P.R. (2008). Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **6**(10): 529-538.
- Crouzet P., Leonard J., Nixon S., Rees Y., Parr W., Bogestrand J., Kristensen P., Lallana C., Izzo G., Bokn T., Bak J., Lack T.J. and Thyssen N. (1999). Nutrients in European ecosystems, Environmental assessment report no 4. European Environment Agency, Denmark.
- Davidson, E.A. and Seitzinger, S. (2006). The enigma of progress in denitrification research. *Ecological Applications*. **16**(6): 2057-2063.
- De Klein, J. (2008). From Ditch to Delta, Nutrient retention in running waters. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 194 p.
- Deforet, T., Marmonier, P., Rieffel, D., Crini, N., Giraudoux, P. and Gilbert, D. (2009). Do parafluvial zones have an impact in regulating river pollution? Spatial and temporal dynamics of nutrients, carbon, and bacteria in a large gravel bar of the Doubs River (France). *Hydrobiologia*. **623**(1): 235-250.
- Dodds, W.K. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution* **22**: 669-676.
- Dorioz, J.M. and Trevisan, D. (2008). Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles : ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries - E A T. (spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux)*: 27-47.
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J. and Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics-A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **117**(1): 4-21.
- Edeline F. & Lambert G. 1979. Self-purification of rivers a two-phase model for bacterial biodegradation. *Water research* **13**: 473-480.
- Edeline F. 2001. Le pouvoir autoépurateur des rivières. Une introduction critique. Editions CEBEDOC sprl, Liège.
- Ensign, S.H. and Doyle, M.W. (2006). Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*. **111**(4): art. no. G04009
- Eriksson, P.G. and Weisner, S.E.B. (1999). An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography*. **44**(8): 1993-1999.
- Fb Environmental Associates. (2010). Total maximum daily load (TMDL) Report, Dudley Brook, Aroostook County, Maine. Report # DEPLW0924, Departement of environmental protection, State of Maine, Portland. 36 p.
- Fontvieille, D., Marmonier, P., Fauvet, G. and Claret, C. (1996). Effet de l'augmentation du débit réservé du Rhône court-circuité sur les mécanismes d'autoépuration. Etude préliminaire : mesure de l'autoépuration à la valeur nominale du débit réservé de $10\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Rapport synthétique, Université de Savoie/Agence de l'Eau RMC/GRETI, 13 p.
- Frossard, E., Julien, P., Neyroud, J.A. and Sinaj, S. (2004). Le phosphore dans les sols. État de la situation en Suisse. Cahier de l'environnement N°368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 180 p.

- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R. and Vörosmary, C.J. (2004). Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*. **70**(2): 153-226.
- Gooseff, M.N., Hall Jr, R.O. and Tank, J.L. (2007). Relating transient storage to channel complexity in streams of varying land use in Jackson Hole, Wyoming. *Water Resources Research*. **43**(1): art. n°. W01417
- Groffman P.M., Axelrod E.A., Lemunyon J.L. and Sullivan W.M. 1991. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.* **20**: 671–674.
- Gurnell, A.M., O'Hare J.M., O'Hare M.T., Dunbar M.J. and Scarlett P.M. 2010. An exploration of associations between assemblages of aquatic plant morphotypes and channel geomorphological properties within British rivers. *Geomorphology* **116**: 135-144.
- Hall Jr, R.O., Tank, J.L., Sobota, D.J., Mulholland, P.J., O'brien, J.M., Dodds, W.K., Webster, J.R., Valett, H.M., Poole, G.C., Peterson, B.J., Meyer, J.L., Mcdowell, W.H., Johnson, S.L., Hamilton, S.K., Grimm, N.B., Gregory, S.V., Dahm, C.N., Cooper, L.W., Ashkenas, L.R., Thomas, S.M., Sheibley, R.W., Potter, J.D., Niederlehner, B.R., Johnson, L.T., Helton, A.M., Crenshaw, C.M., Burgin, A.J., Bernot, M.J., Beaulieu, J.J. and Arangob, C.P. (2009). Nitrate removal in stream ecosystems measured by ¹⁵N addition experiments: Total uptake. *Limnology and Oceanography*. **54**(3): 653-665.
- Haycock, N.E., Pinay, G. and Walker, C. (1993). Nitrogen retention in the river corridors: European perspective. *Ambio*. **22**(6): 340-346.
- Hefting, M.M. and De Klein, J.J.M. (1998). Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: A pilot study. *Environmental Pollution*. **102**(SUPPL. 1): 521-526.
- Hill, A.R., Devito, K.J., Campagnolo, S. and Sanmugadas, K. (2000). Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon. *Biogeochemistry*. **51**(2): 193-223.
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Iajtha K. et al. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochem.* **35**: 75–139.
- Huryn, A.D. and Wallace, J.B. (2000). Life history and production of stream insects. *Annual Review of Entomology*. **45**: 83-110.
- Jackson, J.K. and Fisher, S.G. (1986). Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert stream. *Ecology*. **67**(3): 629-638.
- Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Mayer, P.M., Striz, E. and Gold, A.J. (2008). Effects of stream restoration on denitrification in an urbanizing watershed. *Ecological Applications*. **18**(3): 789-804.
- Kellogg, D.Q., Gold, A.J., Cox, S., Addy, K. and August, P.V. (2010). A geospatial approach for assessing denitrification sinks within lower-order catchments. *Ecological Engineering*. **36**(11): 1596-1606.
- Kjaergaard, C., Hoffmann, C.C. and Greve, M.H. (2007). Phosphorus forms and phosphorus release as affected by organic lowland geochemistry. The 5th International Phosphorus Workshop, Silkeborg, Denmark, pp 123-125.
- Lafitte, J.J. and Cravero, G. (2010). Généralisation (1a) des bandes enherbées le long des cours d'eau (article 52 du projet de loi Grenelle 2) : réflexion sur l'impact et la mise en oeuvre de cette disposition. Conseil général de l'environnement et du développement durable, Paris. 67 p.

- Lam, Q.D., Schmalz, B. and Fohrer, N. (2010). Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management*. **97**(2): 317-325.
- Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.L., Gilliam, J.W., Robinson, J.L., Brinsfield, R.B., Staver, K.W., Lucas, W. and Todd, A.H. (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake bay watersheds. *Environmental Management*. **21**(5): 687-712.
- Mainstone, C.P. and Parr, W. 2002. Phosphorus in rivers - ecology and management. *Science of the Total Environment* **282**: 25-47.
- Mcclain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., Mcdowell, W.H. and Pinay, G. (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*. **6**(4): 301-312.
- Mulholland, P.J., Hall Jr, R.O., Sobota, D.J., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., Mcdowell, W.H., O'brien, J.M., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Gregory, S.V., Johnson, S.L., Meyer, J.L., Peterson, B.J., Poole, G.C., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Helton, A.M., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., Potter, J.D., Sheibley, R.W. and Thomasn, S.M. (2009). Nitrate removal in stream ecosystems measured by ¹⁵N addition experiments: Denitrification. *Limnology and Oceanography*. **54**(3): 666-680.
- Naiman R.J. and Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **28**: 621–658.
- Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'neill, R.V. and Van Winkle, W. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **38**: 860-863.
- Olde Venterink H., Davidsson T., Kiehl K. and Leonardson 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant Soil* **243**: 119–130.
- Olde Venterink H., Wiegman F., Van der Lee G.E.M. and Vermaat J.E. 2003. The role of active floodplains for nutrient retention in the river Rhine. *J. Environ. Qual.* **32**: 1430-1435.
- Olde Venterink H., Vermaat J.E., Pronk M., Wiegman F., Van der Lee G.E.M., Vandenhoorn M.W., Higler L.W.G and Verhoeven J.T.A. 2006. Importance of sediment deposition and denitrification for nutrient retention in floodplain wetlands. *Applied vegetation science* **9**: 163-174 .
- Opdyke, M.R., David, M.B. and Rhoads, B.L. (2006). Influence of geomorphological variability in channel characteristics on sediment denitrification in agricultural streams. *Journal of Environmental Quality*. **35**(6): 2103-2112.
- Payraudeau, S. (2002). Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. UMR Structures et Systèmes Spatiaux Cemagref, ENGREF, Montpellier, France. 436 p.
- Petersen, L.B.M. and Petersen, R.C. (1991). Short term retention properties of channelized and natural streams. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. **24**: 1756-1759.
- Pina-Ochoa, E. and Alvarez-Cobelas, M. (2006). Denitrification in aquatic environments: A cross-system analysis. *Biogeochemistry*. **81**(1): 111-130.
- Pinay G., Haycock N.E., Ruffinoni C. and Holmes R.M. (1994). The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors. In: Mitsch W.J. (ed.), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, Dordrecht, pp. 107–117.

- Pinay, G., Black, V.J., Planty-Tabacchi, A.M., Gumiero, B. and Décamps, H. (2000). Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry*. **50**(2): 163-182.
- Pinay, G., Gumiero, B., Tabacchi, E., Gimenez, O., Tabacchi-Planty, A.M., Hefting, M.M., Burt, T.P., Black, V.A., Nilsson, C., Iordache, V., Bureau, F., Vought, L., Petts, G.E. and Decamps, H. (2007). Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology*. **52**(2): 252-266.
- Pinay, G., Roques, L. and Fabre, A. (1993). Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*. **30**(4): 581-591.
- Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A. and Bullock, J.M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science*. **325**(5944): 1121-1124.
- Rhoads, B.L., Schwartz, J.S. and Porter, S. (2003). Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. *Water Resources Research*. **39**(8):
- Roberts, B.J., Mulholland, P.J. and Houser, A.N. (2007). Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*. **26**(1): 38-53.
- Rosemond, A.D., Mulholland, P.J. and Elwood, J.W. (1993). Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*. **74**(4): 1264-1280.
- Sabater, F., Butturini, A., Marti, E., Munoz, I., Romani, A., Wray, J. and Sabater, S. (2000). Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society*. **19**(4): 609-620.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maître, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. and Sabater, F. (2003). Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems*. **6**(1): 20-30.
- Schaefer, S.C. and Alber, M. (2007). Temperature controls a latitudinal gradient in the proportion of watershed nitrogen exported to coastal ecosystems. *Biogeochemistry*. **85**(3): 333-346.
- Schulz, M., Kozerski, H.P., Pluntke, T. and Rinke, K. (2003). The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*. **37**(3): 569-578.
- Seitzinger S.P. (1994). Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochem*. **25**: 19-39.
- Seitzinger S.P., Styles R.V., Boyer E.W., Alexander R.B., Billen G., Howarth R.W. et al. (2002). Nitrogen retention in rivers: Model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. *Biochem*. **57/58**: 199-237.
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C. and Van Drecht, G. (2006). Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications*. **16**(6): 2064-2090.
- Sjodin A.L., Lewis W.M. Jr and Saunders J.F. III (1997). Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. *Biogeochem*. **39**: 327-342.
- Souchon, Y., Philippe, M., Maridet, L., Cohen, P. and Wasson, J.G. (1996). Rôle et impact des étiages dans les cours d'eau. Les sécheresses menacent-elles les communautés végétales et animales des cours d'eau? Rapport final, Lettre de commande n°29/93, Ministère de l'Environnement DE/SDMAP, CEMAGREF Lyon, 89 p.

- Spink A., Sparks R.E., Van Oorschot M. and Verhoeven J.T.A. (1998). Nutrient dynamics of large river floodplains. *Regulated Rivers* 14: 203–216.
- Struijs, J., De Zwart, D., Posthuma, L., Leuven, R. and Huijbregts, M. (online first). Field sensitivity distribution of macroinvertebrates for phosphorus in inland waters. *Integrated Environmental Assessment and Management*. (DOI:10.1002/ieam.141): 26.
- Thaipichitburapa, P., Meksumpun, C. and Meksumpun, S. (2010). Province-based self-remediation efficiency of the Tha Chin river basin, Thailand. *Water Science and Technology*. **62**(3): 594-602.
- Väänänen, R., Nieminen, M. and Ilvesniemi, H. (2007). Possibilities to reduce diffuse phosphorus load from managed forest areas by buffer zones. The 5th International Phosphorus Workshop, Silkeborg, Denmark, pp 259-261.
- Van Griensven A. & Bauwens W. 2003. Concepts for river water quality processes for an integrated river basin modelling. *Water Science and Technology* 48: 1-8.
- Verhoeven J.T.A., Whigham D.F., Van Logtestijn R. and O'Neill J. 2001. A comparative study of nitrogen and phosphorus cycling in tidal and non-tidal riverine wetlands. *Wetlands* 21: 210–222.
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D. and Sebestyen, S. (2010). Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. **46**(2): 278-298.
- Vidon, P.G.F. and Hill, A.R. (2004). Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*. **40**(3):
- Weber, G.M. and Tjaden, R.L. (1999). Riparian buffer management: riparian forest buffer design, establishment and maintenance. *Fact Sheet Maryland Cooperative Extension*. **725**: 8p.
- Webster, J.R., Mulholland, P.J., Tank, J.L., Valett, H.M., Dodds, W.K., Peterson, B.J. and Bowden, W.B. (2003). Factors affecting ammonium uptake in streams- an inter-biome perspective. *Freshwater Biology*. **48**(8): 1329-1352.
- Wollheim, W.M., Peterson, B.J., Thomas, S.M., Hopkinson, C.H. and Vorosmarty, C.J. (2008). Dynamics of N removal over annual time periods in a suburban river network. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*. **113**(G3): article number G03038.
- Young, E.O. and Briggs, R.D. (2007). Nitrogen dynamics among cropland and riparian buffers: Soil-landscape influences. *Journal of Environmental Quality*. **36**(3): 801-814.

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Cemagref
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.cemagref.fr