

Modélisation de la cascade de l'azote et de la rétention riparienne par la suite GRAFS-SENEQUE 3.7

Gilles Billen^{1*}, Antsiva Ramarson¹, Josette Garnier, Nicolas Torbey¹, Julia Le Noë¹

¹UMR Metis, UPMC/CNRS.

* personne à contacter : gilles.billen@upmc.fr

Résumé

La cascade de l'azote désigne les transferts, rétentions et transformations de l'azote, initiées par les pertes environnementales de l'agriculture, tout au long de son cheminement d'amont en aval du réseau hydrographique. Le chaînage de l'approche GRAFS (Generalized Representation of Agro-Food Systems) et d'une nouvelle version du modèle Senèque-Riverstrahler incluant une représentation plus mécaniste de la rétention riparienne, permet de bien appréhender les mécanismes de cette cascade et de simuler de façon satisfaisante les variations saisonnières et géographiques de la concentration en nitrates dans le réseau hydrographique de la Seine, à grande et à petite échelles.

1 La problématique de la cascade de l'azote et les défis de sa modélisation

On désigne par cascade de l'azote, la chaîne des transferts et transformations de cet élément, initiée par les pertes environnementales d'azote issues de l'agriculture et des combustions dans les moteurs à explosion et les centrales électriques thermiques. La figure 1 en présente un schéma conceptuel centré sur les transferts dans le continuum bassin versant-réseau hydrographique.

Les pertes de l'agriculture vers l'hydrosystème peuvent être bien caractérisées par le bilan des entrées d'azote (apports fertilisants aux sols) et des sorties (exportation par la récolte). Le surplus de ce bilan est en partie lixivié sous forme de nitrates, conférant des concentrations élevées aux eaux sous-racinaires qui rechargent les aquifères et s'écoulent en sub-surface. Les flux hydriques issus du bassin versant, sauf lorsqu'ils sont convoyés par des drains artificiels à écoulement rapide, traversent éventuellement des zones humides, le plus souvent en bordure des cours d'eau, dans lesquelles a lieu une importante dénitrification qui réduit leur concentration en nitrates avant même que ces flux n'atteignent les eaux de surface. Enfin dans le réseau hydrologique, le processus de dénitrification benthique élimine lui aussi une part des nitrates transférés, y compris ceux en provenance directe des rejets ponctuels urbains.

On sait depuis longtemps que l'ensemble de ces processus de rétention intéressent une fraction très significative de la pollution diffuse et ponctuelle en nitrates (Howarth et al., 1996 ; Billen et al., 2000). La modélisation en reste néanmoins incertaine.

Selon leur résolution spatiale (donc la taille des objets qu'ils appréhendent), selon leur résolution temporelle, et selon leur pouvoir explicatif, on peut distinguer différentes approches de modélisation de la cascade de l'azote.

Les modèles, comme Nitroscape, TNT2 ou CASIMOD'N (Salmon-Monviola et al., 2012 ; Duret et al., 2011 ; Moreau et al., 2013), sont basés sur une description quasi exhaustive du paysage et sur une modélisation entièrement déterministe des processus couplés hydrologiques et biogéochimiques. Pour ces modèles la rétention du paysage est calculée, maille par maille, sans calage : dénitrification, prélèvement par les plantes, les arbres, stockage dans la MO du sol. On peut calculer la rétention du paysage par la somme de l'intensité des processus simulés. Mais la nécessité de définir les contraintes de manière exhaustive limite l'application de ces modèles à des espaces de quelques dizaines de km².

À l'autre extrême figure la démarche NANI (Howarth et al, 1996). Dans cette démarche, l'ensemble des processus de transfert d'azote dans un BV est réduit à une boîte noire avec des entrées (engrais de synthèse, dépôts atmosphériques, fixation d'azote atmosphérique, imports nets de denrées agricoles) et une sortie, l'exportation à l'exutoire du bassin versant. L'approche consiste en un simple bilan entrées-sortie qui met en évidence une rétention, définie comme la part des apports au bassin versant qui n'est pas exportée par la rivière. Cette rétention, qui représente typiquement 40 à 80% des apports d'azote, a pu être reliée empiriquement au débit spécifique et à la température (Howarth et al., 1996, 2006 ; Billen et al, 2010 2005, 2006), sans que la nature des processus en cause (dénitrification, volatilisation non redéposée, stockage dans la biomasse, le sol ou les sédiments) ne puisse être identifiée.

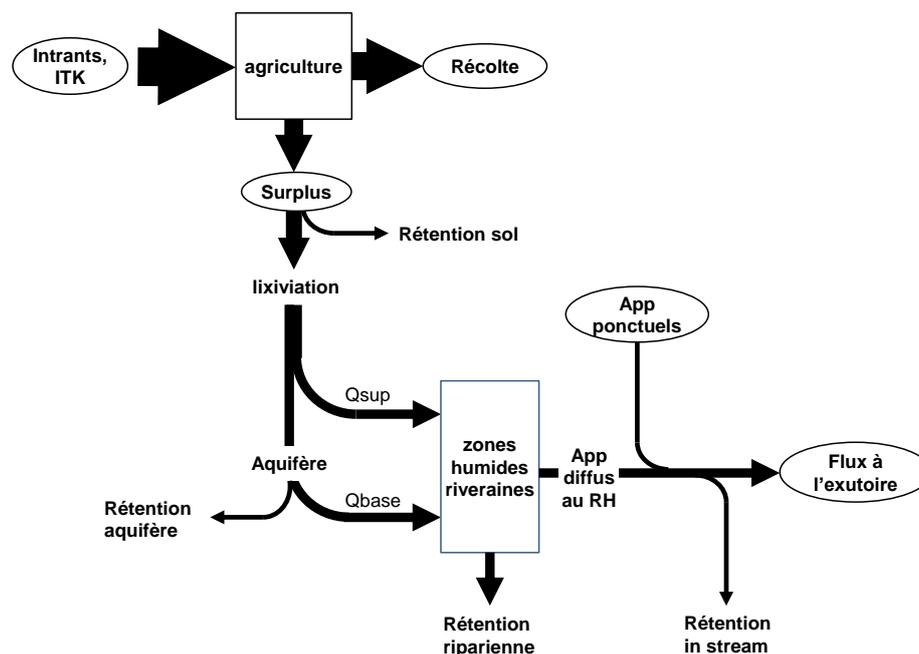


Figure 1 : Schéma conceptuel de la cascade de l'azote dans un bassin versant et son réseau hydrographique, décomposant les différents sites de 'rétention' par rapport à l'exportation à l'exutoire fluvial.

L'approche des modèles Sparrow (Alexandre et al., 2001 ; Smith et al., 2007), Green (Grizzetti et al., 2005, 2006) ou Nutting (Dupas et al., 2013, 2015) est déjà un peu plus explicative. Elle distingue dans les processus de rétention ceux qui se déroulent dans la partie terrestre du bassin (et qui ne s'appliquent qu'aux apports diffus, définis par le surplus azoté des sols agricoles) de ceux qui se déroulent dans la rivière (et qui s'appliquent à la fois aux apports diffus et aux apports ponctuels). Les deux types de rétention sont paramétrés en fonction de caractéristiques hydrologiques et paysagères du bassin versant et du réseau hydrographique et calés sur la base de mesures de flux d'azote exportés annuellement à l'exutoire d'une série de bassins versant. Les résultats montrent en général la prépondérance des processus de rétention terrestres par rapport aux processus in-stream.

Les approches SWAT (Neitsch et al., 2005) et Sénèque/Riverstrahler (Billen et al, 1994 ; Ruelland et al., 2007) ont en commun une représentation spatiale distribuée du réseau hydrographique, une résolution temporelle journalière ou décadaire et une représentation mécaniste des processus de rivière. Ces deux modèles sont alimentés en amont par un modèle semi-distribué 0D des transferts d'azote dans le sol, et

reposent sur une hypothèse d'additivité des contributions de chaque unité de modélisation terrestre. Ils sont donc intermédiaires en termes de résolution spatiale et de pouvoir explicatif entre les modèles de paysage et les modèles type Nutting ou NANI/NAPI.

Le présent rapport détaille les nouveaux développements qui font du modèle Riverstrahler, dans son couplage avec l'approche GRAFS, un outil particulièrement utile pour l'étude de la cascade de l'azote dans des bassins de l'ordre de 10 à 100000 km², et pour la modélisation de scénarios alternatifs de l'organisation de la chaîne agro-alimentaire dans ces bassins.

2 L'architecture générale du modèle GRAFS-RIVERSTRALER

L'approche GRAFS est basée sur un bilan détaillé des flux d'azote impliqués dans la production, la transformation et la consommation de produits animaux et végétaux dans un territoire, ainsi que des fuites d'azote associées vers l'environnement (Figure 2). En formalisant les relations entre ces flux, elle permet d'établir un lien direct entre différents aspects du système hydro-agro-alimentaire, comme par exemple, le lien entre élevage, surfaces prairiales et cultures fourragères ; le lien entre régime alimentaire de la population, structure productive du territoire et échanges commerciaux ; le lien entre fertilisation des terres arables et des prairies et les pertes environnementales d'azote.

Complété des connaissances acquises sur la relation surplus lessivage, ce modèle peut être directement couplé au modèle Riverstrahler qui permet alors le calcul des transferts d'azote à travers l'hydrosystème et de la qualité des ressources hydriques (Figure 2).

Strico sensu, Riverstrahler ne décrit en effet que le fonctionnement biogéochimique du réseau hydrographique, et non celui du bassin versant. Les entrées au modèle Riverstrahler sont relatives aux apports directs vers les cours d'eau (apports ponctuels et diffus), et non à l'ensemble des apports au bassin versant (Figure 2). Ce n'est donc que grâce au couplage entre GRAFS et Riverstrahler qu'on peut disposer d'un modèle complet de bassin versant, reliant l'activité humaine (notamment agricole) à la qualité de l'eau et aux exports de nutriments vers la mer.

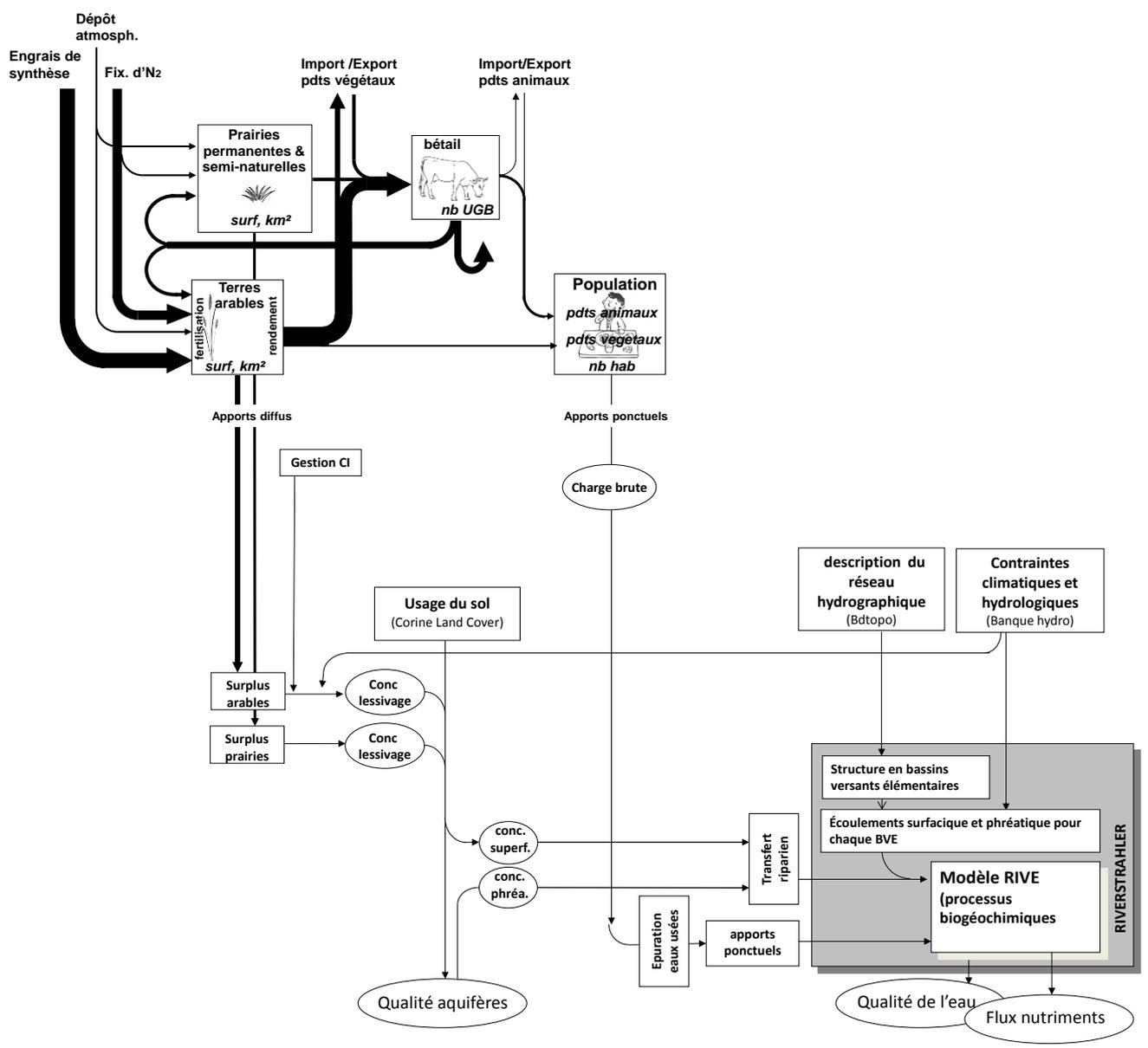


Figure 2 : Architecture générale de la suite GRAFS-SENEQUE/RIVERSTRAHLER.

3 La prise en compte des apports diffus

Riverstrahler prend en compte les **apports diffus** du bassin versant comme une condition limite amont : il a besoin que lui soit spécifiée la concentration à laquelle les deux composantes (superficielle et phréatique) du débit spécifique rejoignent le réseau hydrographique. Les apports diffus sont donc renseignés par la concentration moyenne par classe d'usage de sol des flux d'écoulement superficiel et phréatique qui en proviennent. Le nombre des classes d'usage du sol peut être aussi étendu que nécessaire pour prendre en compte la diversité des paysages agricoles d'un bassin versant régional. Typiquement, on distingue les forêts, les zones urbanisées, les prairies permanentes et les terres arables de différentes zones définies sur base de leur orientation agronomique. Au sein des terres arables, différentes classes correspondant à différents systèmes de cultures peuvent être distinguées. Un fichier de correspondance (*usol.clé*) doit alors être établi, qui renseigne systématiquement pour chacune des classes considérées, les concentrations en MES, carbone et nutriments, conférées aux eaux de lessivage par l'interaction eau-sol.

Ce fichier de correspondance peut être construit à partir de données empiriques, par exemple les résultats de mesures de concentrations sous-racinaires obtenues dans des suivis lysimétriques, des périmètres de drainage ou à l'aide de bougies poreuses, pour ce qui concerne les concentrations de la composante superficielle du débit, ou à partir de surveys de la qualité des eaux souterraines pour ce qui concerne les concentrations phréatiques.

Le fichier *usol.clé* peut aussi synthétiser les résultats de modèles agronomiques ou hydrogéologiques qui calculent explicitement, pour chaque classe d'usage du sol, les flux et les concentrations d'infiltration de nutriments, compte tenu des conditions pédo-climatiques locales et des pratiques agricoles. Dans la version actuelle de Sénèque, couplée à GRAFS, les concentrations nitriques des classes d'usage du sol le sont à partir du calcul des surplus azotés des terres arables et des prairies permanentes qui déterminent les apports diffus de nitrates vers l'hydrosystème (Fig. 2).

Le bilan pour chaque classe d'usage des apports totaux d'azote au sol et de l'exportation d'azote par la récolte permet de définir le surplus azoté des terres arables et des prairies permanentes. Ce surplus est un indicateur des pertes environnementales, notamment sous forme de lixiviation des nitrates.

Notons que l'approche adoptée ici diffère sur deux points de celle de NOPOLU, utilisée dans les évaluations de pressions agricoles à l'échelle nationale ainsi que dans le modèle Nutting-N :

(1) le bilan d'azote est effectué séparément pour les terres arables (à l'échelle de la succession culturale) et pour les prairies permanentes, parce que le devenir du surplus de ces deux types d'usage du sol est très différent ;

(2) l'évaluation de la fixation symbiotique a été largement améliorée suite au travail d'Anglade et al. (2015).

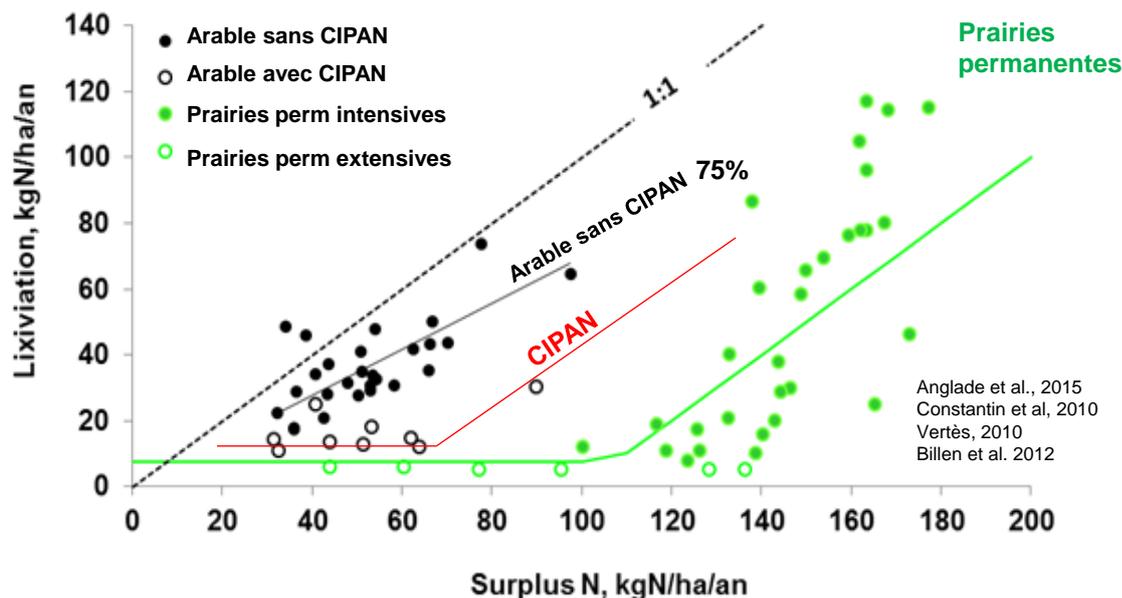


Figure 3. Relation Surplus-lessivage en terres arables et en prairies permanentes (d’après Anglade, 2015)

Le surplus moyen sur la rotation (en kgN/ha/an) représente un potentiel de perte environnementale d’azote, notamment par lixiviation des nitrates.

Si une part importante (de l’ordre de 70%) du surplus est lessivée sur terres arables laissées nues pendant la saison de drainage hivernale, un couvert végétal implanté en automne réduit fortement cette fraction. Le calcul de la lixiviation à partir du surplus peut se faire en tenant compte des scores d’abattement de la lixiviation, établis pour chaque type d’interculture dans la rotation, sur base des données empiriques de Justes et al (2014) rassemblées par Anglade (2015). La lixiviation se calcule comme :

$$\text{Lixiviation (kgN/ha/an)} = \text{ICA} * \text{Surplus (kgN/ha/an)}$$

L’ICA est construit à partir de la moyenne sur la rotation des scores d’abattement de lixiviation calculés pour les divers types d’interculture et rassemblés dans le tableau suivant :

$$\text{ICA} = [1 - \text{moyenne(scores)}]$$

Tableau 1. Score d’abattement de la lixiviation en fonction du degré de couverture automnale et hivernale des sols proposés par Anglade (2015)

Type d’interculture	Score (abattement de la lixiviation)	Exemples d’interculture
Sol nu (cult de printemps sans CIPAN)	0	x-Orge p, x-Maïs, ...
Culture d’hiver	0.6	x-Blé, x-Colza, ...
Culture pérenne	0.7	Luzerne-Luzerne, Trèfle-Trèfle,...
CIPAN implantée tardivement	0.05	Maïs(grain)-*Maïs, Betterave-*Pois, ...
CIPAN implantée précocement	0.3	Maïs(fourr)-*Maïs, Tournesol-*Sorgho,...
CIPAN courte avant culture d’hiver	0.7	Blé-*Colza, Maïs-*Blé, Tournesol-*Blé,...

Enfin, la concentration de lixiviation se calcule à partir du flux de lixiviation considéré comme dilué dans la lame d'eau moyenne infiltrée, évaluée sur une longue période pour l'ensemble du bassin.

$$\text{Conc lixiviation (mgN/l)} = \text{Lixiviation (kgN/ha/an)} / \text{lame d'eau infiltrée (mm/an)} * 100$$

L'application de cette méthode permet de calculer les concentrations de lixiviation de chaque système de culture type, dont la moyenne permet de renseigner la concentration nitrique de chaque classe typologique de succession (*fichier usol.clé*).

La différence entre le surplus et les apports diffus calculés à partir des données d'écoulement et de concentration d'azote pour chaque classe d'usage du sol représente la 'rétention sol' du schéma de la Figure 1.

4 Un nouveau module pour la rétention riparienne

On sait depuis longtemps (Vought et al, 1994 ; Hill et al, 2000; Billen et Garnier, 2000 ; Sebiló et al, 2003) qu'une fraction substantielle des nitrates issus des bassins versant est éliminée par dénitrification dans les zones humides riveraines des cours d'eau, avant de rejoindre les eaux de surface (Fig. 1). Ce processus de rétention riparienne correspond à la dénitrification dans les sols en condition de saturation en eau (Fig.3).

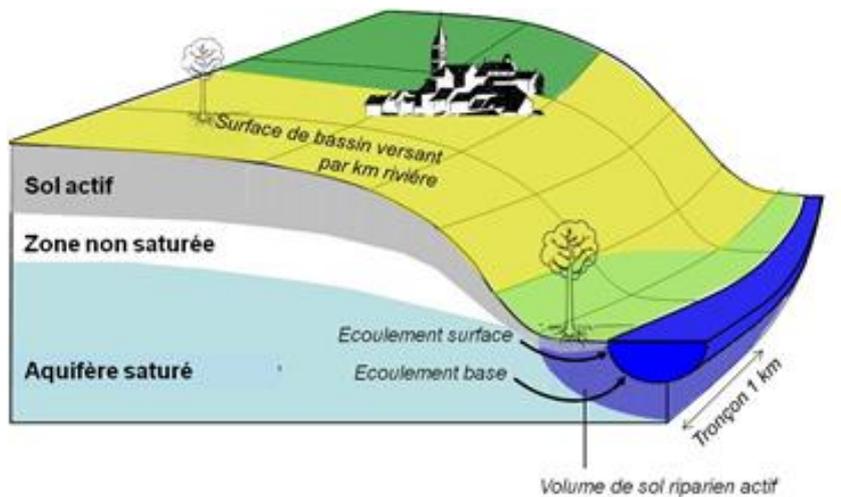


Figure 3. Schéma conceptuel de la dénitrification riparienne

4.1. Prise en compte de la dénitrification riparienne dans Sénèque (version 3.6)

Dans la version précédente de Sénèque/Riverstrahler (3.6), la rétention riparienne était prise en compte à partir d'une typologie des zones riveraines de tout le réseau hydrographique, la correspondance étant établie dans un fichier paramètre *zori.cle*.

A chaque type de zone humide dans chaque bassin versant élémentaire était associée une rétention, exprimée comme une fraction constante d'abattement de la concentration en nitrate du flux d'écoulement, superficiel et phréatique, issu du bassin. La fraction totale était la moyenne pondérée par les surfaces de chaque type de zone. La fraction était en outre dépendante de la température, selon une relation calée par ajustement des résultats du modèle sur les observations.

Dans le cas où le bassin était soumis à un drainage artificiel, on considérait que le drainage agricole court-circuite le filtre riparien au pro-rata de la proportion de surface agricole drainée, pour ce qui est de l'écoulement de surface, le drainage n'affectant pas la rétention du flux phréatique.

Sénèque calculait alors le transfert riparien (Tripmorph) de chaque tronçon de rivière à partir des informations sur la distribution dans ce tronçon de chaque classe de zone humide (*zori*) et à un tableau (*zori.cle*) affectant à chacune de ces classes un transfert riparien (*trip(i)*).

Soit *fdrain* la fraction de la surface de bassin versant drainée (0-1)

La rétention effective (*Reteff*) d'un tronçon de rivière, par rapport aux propriétés de rétention (*Retmorph*) que lui confère sa morphologie, est alors donnée par la relation :

$$\text{Reteff} = \text{Retmorph} * (1 - \text{fdrain})$$

et $\text{Tripmorph} = (1 - \text{Retmorph}) = \sum_i f_{\text{classe}(i)} \cdot \text{trip}(i)$

$\text{Reteff} = (1 - \text{Tripmorph}) * (1 - f_{\text{drain}})$

ou $\text{Tripeff} = 1 - \text{Reteff} = 1 - (1 - \text{Tripmorph}) * (1 - f_{\text{drain}})$
 $= \text{Tripmorph} + (1 - \text{Tripmorph}) * f_{\text{drain}}$

Les classes de rétention étaient alors définies à partir d'une typologie des zones humides associées par exemple à la morphologie des corridors des cours d'eau, telle que celles proposées par Gaillard et al (2001) et Curie et al (2007).

4.2. Nouveau module de dénitrification riparienne dans Sénèque 3.7

Dans une nouvelle version de Sénèque Riverstrahler, nous avons introduit une formulation plus mécaniste de la rétention, qui donne un sens concret à la fraction de rétention caractérisant la formulation antérieure.

4.2.1. Principe

Si l'on considère que dans chaque bassin versant élémentaire, la rétention riparienne dépend du potentiel de dénitrification des sols qui constituent les zones humides (le plus souvent, mais pas forcément, riveraines), en regard de l'importance des flux de nitrates qui leur parviennent, il est possible de formuler la rétention de manière déterministe :

$\text{Rétention} = (\text{Capacité de dénitrification des zhr}) / (\text{Flux d'apport de nitrates})$ (avec rétention ≤ 1)

La capacité de dénitrification peut s'écrire comme une fonction de l'extension en volume des zones humides et du potentiel de dénitrification des sols qui les constituent :

$\text{capacité de dénitrification (gN/km}^2\text{bv/h)} = \text{surf zhr} \times 10^6 \times \text{prof} \times \text{denpot}20^\circ\text{C} \times \text{fct température}$

où surf zhr est la surface de zone humide active en km² par km² de bassin versant, et prof, la profondeur moyenne (m) active en dénitrification (on considèrera que la dénitrification est concentrée dans les 30 premiers cm du profil de sol) ; denpot20°C est le potentiel de dénitrification des sols de la zone humide (en gN/m³/h).

Le flux d'apport de nitrates par unité de surface de bassin versant peut s'écrire comme :

$\text{flux d'apport de nitrates (gN/km}^2\text{bv/h)} = \text{Ecou} \times \text{concNO}_3 \times 3600/1000$

où Ecou est l'écoulement spécifique (l/s/km²) et concNO₃ la concentration sous-racinaire (en mgN/l)

Le flux spécifique rejoignant effectivement le réseau hydrographique est alors donné, à chaque pas de temps, par la différence entre la capacité de dénitrification de la zone humide et le flux total d'azote qui la traverse.

Comme le drainage artificiel court-circuite les zones humides ripariennes, le flux de nitrates associés aux flux drainés doit être retranché de ce calcul. On considère qu'il rejoint le réseau hydrographique sans rétention.

4.2.2. Extension des zones humides

L'extension des zones humides par bassin versant élémentaire peut être définie à partir de la couche des zones humides potentielles établie à l'échelle nationale (INRA Infosol - AgroCampus Ouest, 2010). Il s'agit essentiellement de l'indice topographique qui permet, à partir d'un modèle numérique de terrain, de définir les zones d'accumulation hydrologiques à partir de la pente locale et de l'importance du bassin versant

amont. Ces données sont confrontées, là où cette information est disponible, à la nature plus ou moins hydromorphe des sols. La couche propose donc une cartographie de zones humides potentielles à plus ou moins forte probabilité. Le croisement de cette couche avec celle de l'usage du sol (CORINE Land Cover) nous permet de définir comme zones humides actives les zones humides à forte probabilité occupées par des prairies ou des milieux forestiers (Figure 4). Les zones de terres arables en milieu potentiellement humide sont donc considérées comme non actives pour la dénitrification riparienne, mais pourraient le devenir par reboisement ou mise en herbe.

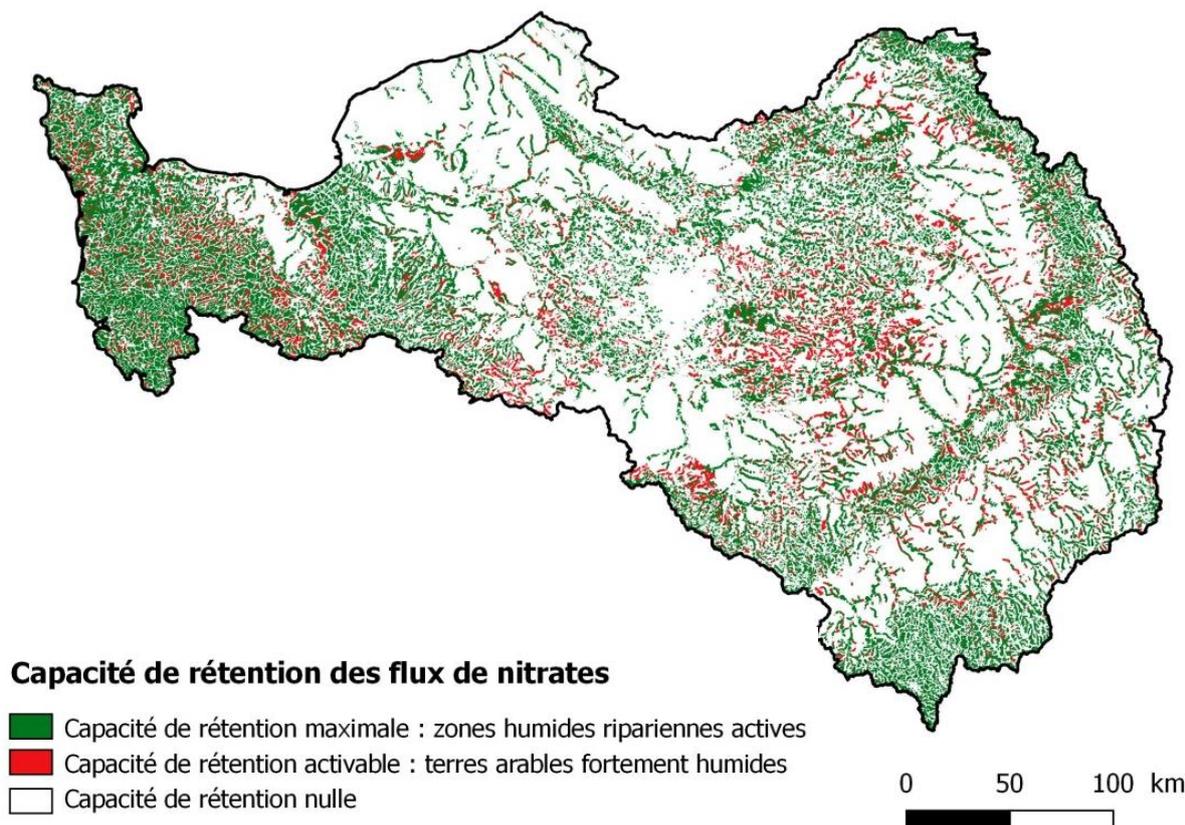


Figure 4. Zones humides potentielles actives (boisées ou en herbe) dans le bassin Seine-Normandie, et zones humides en terres arables, considérées comme inactives mais pouvant le redevenir par boisement ou mise en herbe.

Notons que la démarche peut être étendue à des bassins hors territoire français où une couche explicite de zones humides potentielle n'est pas toujours disponible. On établit alors une couche d'indice topographique (Beven & Kirby, 2000) à partir d'un modèle numérique de terrain. L'indice topographique (IT) est défini comme :

$$IT = \ln [\text{surface de drainage} / \text{tg}(\text{pente})]$$

où la surface de drainage est la surface par unité de contour des zones d'écoulement contributives à la maille concernée, et la pente est la pente maximale de la maille.

Curie et al. (2007) ont montré qu'au-dessus d'un seuil de 12.5 (pour un MNT de 50m) l'IT peut être considéré comme indicateur d'une zone humide potentielle.

On définit alors les zones humides actives par croisement avec une couche d'usage du sol, en excluant les zones de sol arable et les zones urbaines.

4.2.3. Dénitrification potentielle des sols

La nouvelle formulation de la rétention riparienne dans le modèle SENEQUE 3.7 nécessite que soit paramétré un potentiel de dénitrification des sols ripariens. Une recherche bibliographique a été menée pour définir la gamme de variation de ce potentiel et l'influence des paramètres environnementaux sur cette activité.

Pour les besoins de la modélisation, nous cherchons à définir la dénitrification potentielle d'un sol comme l'activité de dénitrification qui s'exprimerait en conditions optimales d'humidité et de conditions d'oxydo-réduction (anoxie complète), en présence d'une concentration non limitante de nitrates, mais dans les conditions normales pour ce sol de disponibilité en matière organique.

Le potentiel de dénitrification (ou denitrifying enzyme activity, DEA) est généralement mesuré selon un protocole initialement proposé par Tidge (1982) sur une suspension de sol dans une solution désoxygénée riche en nitrate (méthode slurry) ; la dénitrification est mesurée par la disparition des nitrates de la solution, ou par la production de N₂O sous inhibition par l'acétylène de la dernière étape de la dénitrification. Le protocole connaît beaucoup de variantes ; il peut comprendre ou non l'ajout d'un substrat organique facilement utilisable (glucose ou dextrose), avec ou sans chloramphenicol pour empêcher la synthèse de nouveaux enzymes dénitrifiants (Pell et al., 1996). L'ajout de substrat organique a généralement pour effet d'accroître le potentiel de dénitrification, mais dans des proportions qui n'excèdent généralement pas un facteur 2 (Clément et al, 2002 ; Ullah & Faulkner, 2006 ; Wu et al., 2013).

Cet effet est plus faible que la gamme des valeurs de potentiel de dénitrification mesurées dans les zones humides, qui s'étend de moins de 0.01 à plus de 3 µgN/g/h (Tableau 2, Fig 5). Au sein d'un même groupe de sites portant sur des sols de pédogenèse comparable, les mesures montrent souvent un accroissement du potentiel de dénitrification avec la teneur en matière organique ou avec la teneur en particules fines (Dhondt et al., 2004 ; Ullah & Faulkner, 2006), mais cet effet n'est pas manifeste à l'échelle de l'ensemble des mesures disponibles dans la littérature (Fig. 5), confirmant la conclusion de nombreux auteurs selon laquelle la dénitrification dans les sols ne peut être prédite à partir d'un seul facteur, mais dépend d'un ensemble complexe de propriétés, y compris liés à leur position paysagère (Florinsky et al., 2004 ; Ullah & Faulkner, 2006 ; Oeler et al, 2007).

Tableau 2. Valeurs de potentiel de dénitrification mesuré dans l'horizon supérieur de sols agricoles ou de zones riveraines par la méthode slurry sans ajout de carbone organique

soil	location	%Corg	denit pot µgN/g/h	methode	référence
riparian strip, morainic landscape	DK	30-34 (totC)	1.3 -6.1	C2H2 block	with Ambus (1993)
riparian soils	USA, lower Mississippi			C2H2 block	without Ullah & Faulkner (2006)
<i>forested wetlands</i>		3.3	1.18	C2H2 block	without
<i>depressional wetlands</i>		1.7	0.77	C2H2 block	without
<i>constructd wetlands</i>		1.2	0.82	C2H2 block	without
<i>veg ditches</i>		1.2	0.66	C2H2 block	without
<i>unveg ditches</i>		1.6	0.5	C2H2 block	without
<i>ag-low</i>		1.4	0.4	C2H2 block	without
<i>ag-high</i>		0.6	0.16	C2H2 block	without
agricultural Lanton soil	USA	4.3	0.09	C2H2 block	with Murray et al (1989)
agricultural Maury soil	USA	1.9	0.01	C2H2 block	with
sandy soil (Melby)	SW	1.95	0.294	C2H2 block	with Pell et al (1996)
silty-clay soil (Lanna)	SW	2.2	0.522	C2H2 block	with

PIREN-Seine – phase VII – rapport 2016

heavy clay soil (Ekhaga)	SW	4.1	3.0	C2H2 block	with	
slope transect Morand River	CH		0.611 0.075	C2H2 block C2H2 block	with with	Cosandey et al (2003)
loamy riparian soils	B					Dhondt et al (2004)
<i>mixd vegetation, III 0-30cm</i>		4.5	0.170	C2H2 block	without	
<i>mixd vegetation, II 0-30cm</i>		6.4	0.200	C2H2 block	without	
<i>mixd vegetation, I 0-30cm</i>		2.5	0.125	C2H2 block	without	
<i>forest, III 0-30cm</i>		2.2	0.175	C2H2 block	without	
<i>forest, II 0-30cm</i>		2.93	0.25	C2H2 block	without	
<i>forest, I 0-30cm</i>		3.39	0.175	C2H2 block	without	
<i>grassland, III 0-30cm</i>		5.77	0.188	C2H2 block	without	
<i>grassland, II 0-30cm</i>		5.15	0.196	C2H2 block	without	
<i>grassland, I 0-30cm</i>		3.2	0.167	C2H2 block	without	
clayey riparian soils river Han	China					Liu et al (2016)
<i>agricultural riparian soils</i>		2.3	0.0028	C2H2 block	with	
<i>forested riparian soils</i>		1.7	0.00066	C2H2 block	with	
restored forest wetlands	NC, USA					Sutton-Grier (2010)
<i>Charlotte</i>		7.4	0.195	C2H2 block	with	
<i>Duke</i>		11	0.542	C2H2 block	with	
riparian and slope soils	Brittany, F					Oeler et al (2009)
<i>riparian</i>		2.9	0.184	C2H2 block	with	
<i>hill slope</i>		2.3	0.117	C2H2 block	with	
loamy clay riparian wetland	Brittany, F					Clement et al (2002)
<i>uphill</i>		3.0	1.4	C2H2 block	with	
<i>hillslope</i>		5.5	2.5			
<i>riparian</i>		6.1	4.8			
Garonne floodplain	F		0.012 0.15	C2H2 block	with	Pinay et al (2000)
agricultural Luvisol	Brie, F	1.9	0.11	NO3 cons	without	Benoit et al (2015)
agricultural Luvisol	Brie, F			NO3 cons	without	Vilain et al (2012)
<i>topsoils (10-30cm)</i>		1.2	0.68			
<i>subsoils (40-110cm)</i>		0.43	0.61			
agricultural Luvisol	Brie, F			NO3 cons	without	Vilain et al (2014)
<i>Rip20</i>		1.42	0.6			
<i>Rip100</i>		0.4	0.5			
<i>Foot20</i>		1.12	0.35			
<i>Foot 100</i>		0.75	0.1			
<i>slope20</i>		1.42	0.7			
<i>slope100</i>		0.4	0.2			
<i>organic20 (janv 2010)</i>		1.19	0.7			
<i>organic1200</i>		0.39	0.5			
<i>conv20 (janv 2010)</i>		1.2	0.8			
<i>conv100</i>		0.53	1			
<i>forest20</i>		2.48	1.7			
<i>forest100</i>		2.78	2.6			
<i>grassland 20</i>		0.86	1			
<i>grassland 100</i>		0.4	1.5			
<i>organic20</i>		1.19	1.55			
<i>organic100</i>		0.39	0.9			
<i>conv20 (mars2011)</i>		1.21	1.5			
<i>conv100</i>		0.53	0.25			

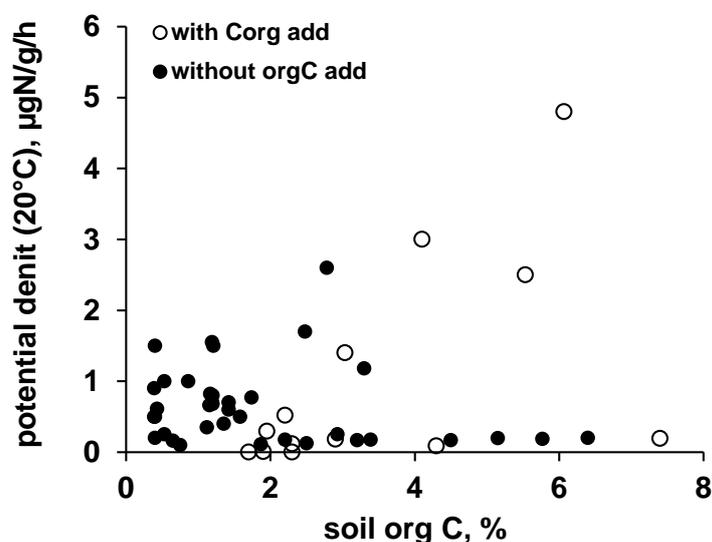


Figure 5. Dénitrification potentielle (méthode slurry) dans les horizons supérieurs de sols agricoles ou ripariens, en fonction de leur teneur en carbone organique, avec ou sans ajout de Corganique facilement métabolisable.

Une autre difficulté réside dans le fait que le potentiel de dénitrification des sols ripariens, mesuré sur des échantillons homogénéisés dans une certaine mesure par l'ajout d'un excès d'eau, est rarement exprimé à 100% en conditions naturelles, notamment en raison de chemins préférentiels de l'eau à travers les interstices ou la macroporosité du sol (Willems et al., 1997 ; Haag & Kaupenjohann, 2001). C'est ainsi que Ambus (1993) indique que les mesures de dénitrification sur des carottes de sol intact montrent des valeurs typiquement 10 à 20 fois plus faibles que celles effectuées sur des suspensions de sol. Henault & Germon (2000), Clement et al (2002) et Oeler et al (2007) rapportent aussi une différence de 2 à 3 ordres de grandeur entre le potentiel de dénitrification et la mesure in situ de la dénitrification effective.

Il est donc très difficile de définir a priori un potentiel de dénitrification riparienne. Tout au plus on peut en borner la valeur à un maximum de 3 µgN/g/h, à 20°C, en conditions de saturation en nitrate.

4.2.4. Effet de la concentration en nitrates

Dans leur article de revue sur la dénitrification dans les eaux souterraines, Rivett et al. (2008) estiment que la cinétique de dénitrification est d'ordre 0 pour les concentrations en nitrates > 1mg-N/l. Les constantes de demi-saturation (K_m) mesurées sur des sols en suspension montrent en effet des valeurs très faibles (<0.1 mgN/l) (Murray et al., 1989 ; Ambus, 1993), indiquant que la vitesse de dénitrification est indépendante de la concentration en nitrates au-dessus d'un seuil correspondant à des valeurs très faibles de concentration. Cela est confirmé par le caractère linéaire de la cinétique de diminution des nitrates dans les expériences en slurry. Ces évidences expérimentales vont à l'encontre de l'hypothèse posée dans le modèle NEMIS (Henault & Germon, 2000 ; Oehler et al., 2009), qui considère une relation de Michaelis-Menten vis-à-vis de la concentration en nitrates du sol, avec une constante de demi-saturation de 22 µgN/g de sol, soit équivalente à une concentration de quelque 100 mgN/l. Au contraire, nous considérerons dans SENEQUE 3.7 que la vitesse de dénitrification dans les zones riveraines est indépendante de la concentration en nitrates du flux qui les traverse.

4.2.5. Relation à la température

La dénitrification est en outre très dépendante de la température, comme le montrent des mesures sur des sols incubés en conditions d’anoxie (Fig. 6). La relation à la température peut se représenter par la relation :

$$f_{temp} = e^{-[(T - T_{opt})^2 / dti^2]} / e^{-[(20 - T_{opt})^2 / dti^2]}$$

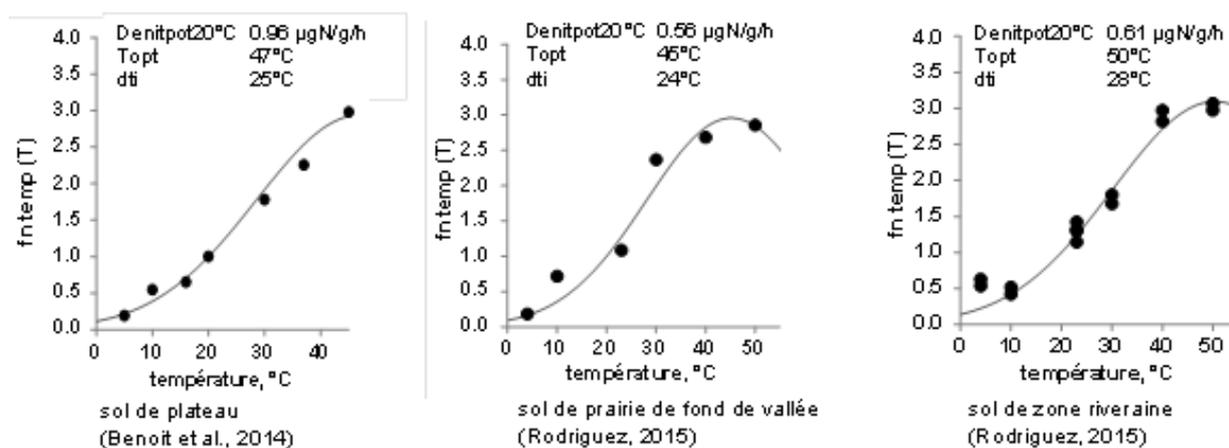


Figure 6. Relation de la dénitrification à la température observée sur des sols de plateau ou de zones riveraines (Benoit et al., 2014; Rodriguez, 2015)

4.2.6. Paramétrisation de la dénitrification potentielle dans Sénéque

Compte tenu de la variabilité et de l’incertitude associées à la définition de la dénitrification potentielle, il est évident que le potentiel de dénitrification utilisé dans SENEQUE doit être considéré comme un paramètre à ajuster, dont une valeur de référence pourrait être de 0.5 μgN/g/h à 20°C (médiane des valeurs rapportées dans le Tableau 2), soit en considérant une densité apparente de 1.5g/cm³ : 750 mgN/m³/h ou 50 mmol/m³/h. Des valeurs 100 à 1000 fois plus faibles que ce maximum restent parfaitement plausibles si l’on tient compte de la différence observée entre dénitrification potentielle mesurée sur des suspensions de sol et celle mesurée en carottes non perturbées.

La relation à la température, semble quant à elle beaucoup plus robuste, avec les paramètres :

- Topt : 45°C
- dti : 24°C

5. Application de la chaîne GRAFS-SENEQUE 3.7 au bassin de la Seine

5.1. Applications à l'échelle de petits territoires

Dans le bassin du Grand Morin (1200 km²), une typologie spatialisée des principales rotations culturales a été établie (Fig. 7a), et les itinéraires techniques associés ont été renseignés, permettant de calculer les concentrations sous-racinaires correspondantes (Fig. 7b).

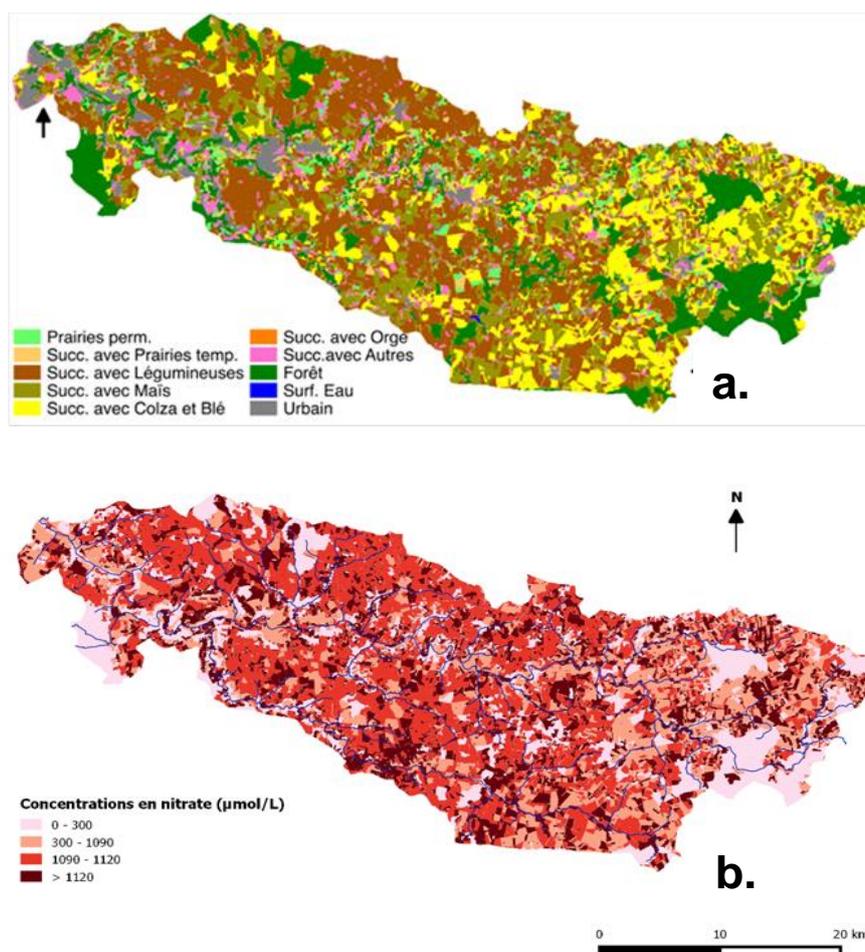


Figure 7. a. Typologie des successions de cultures et usages du sol dans le bassin versant du Grand Morin (source : Lazrak, 2015) b. Concentrations sous racinaires associées

Les zones humides ont été cartographiées selon leur occupation du sol (Fig. 8a). Seules les zones potentiellement humides à forte ou très forte probabilité occupées par des zones boisées (forêt, ripisylve) ou de prairies ont été considérées comme actives en dénitrification. Les zones fortement humides en terres arables ne sont pas considérées comme actives pour la dénitrification, mais pourraient le redevenir dans un scénario de reboisement ou de mise en herbe. La présence de drainage artificiel a également été prise en compte (Fig. 8b).

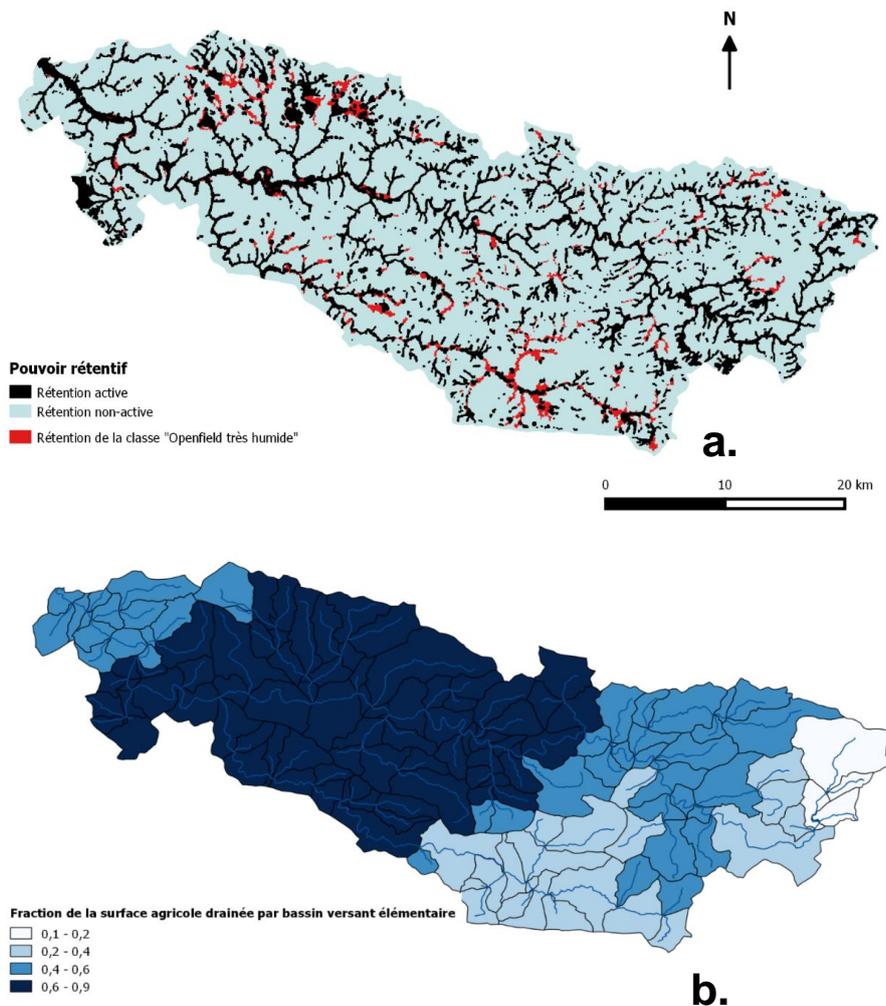


Figure 8. a. Typologie des zones humides et de leur occupation des sols. **b.** Zones humides considérées comme active pour la dénitrification (potentiellement humides à forte probabilité, boisées et prairiales) (en noir); zones humides à forte probabilité en terres arables, considérées comme non actives pour le dénitrification riparienne, mais qui pourraient le redevenir par reboisement ou mise en herbe). **c.** % de la SAU concerné par le drainage artificiel (données RGA 2010).

La simulation des concentrations en nitrates en différentes stations du bassin rendent bien compte, à la fois du niveau général hivernal et des variations saisonnières (Fig. 9).

Le modèle permet également d'établir un bilan des transferts et rétention d'azote dans le bassin (Fig. 10)

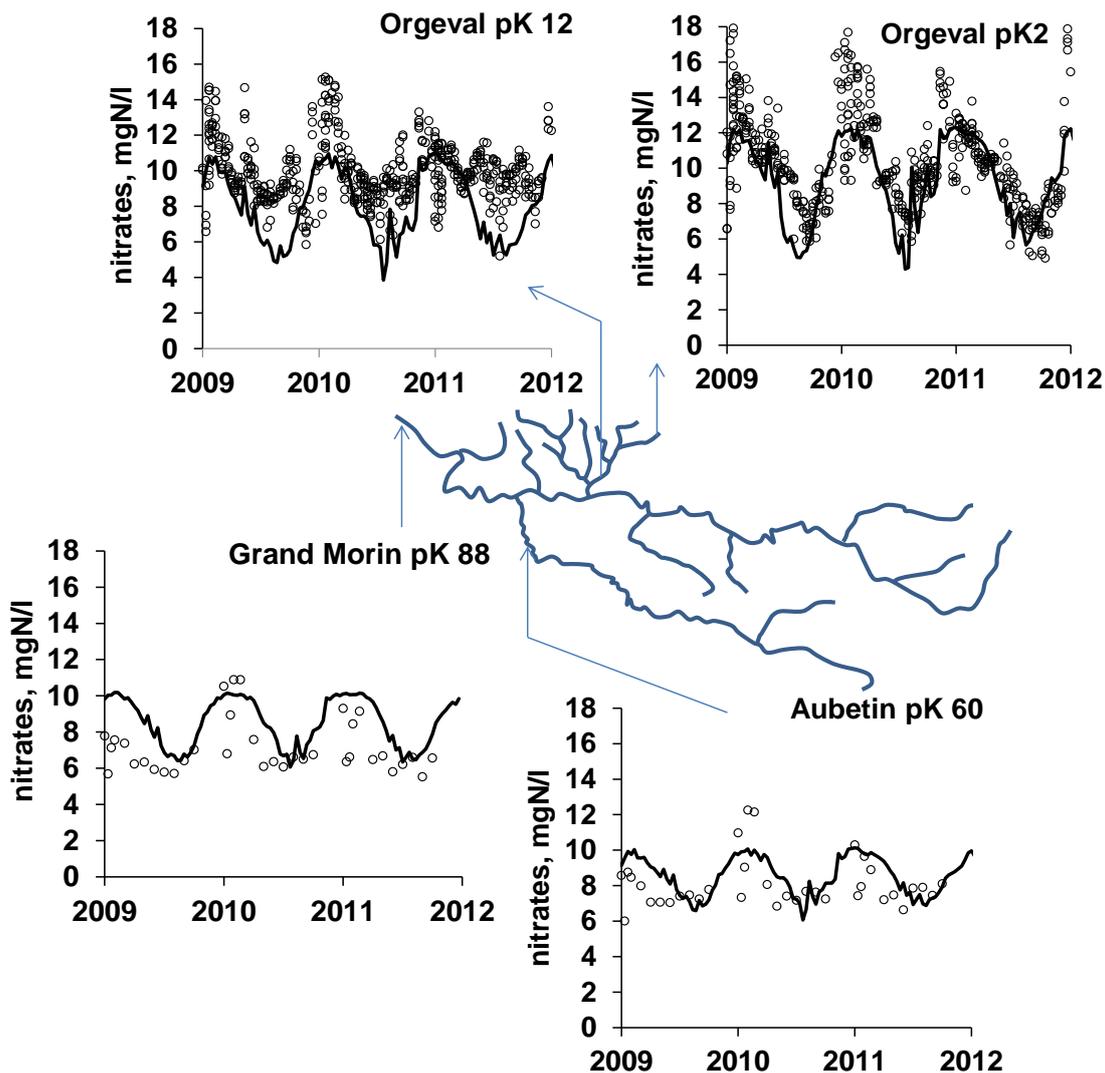


Figure 9. Simulation des concentrations en nitrates en différentes stations du bassin du Grand Morin avec une dénitrification potentielle de 0.13 mmol/m³/h

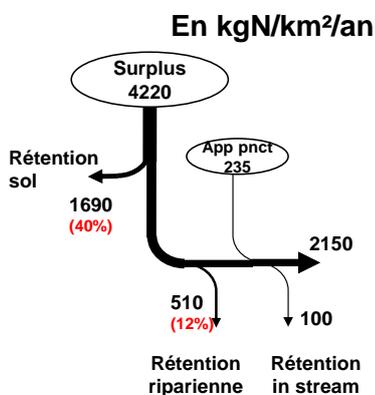


Figure 10. Bilan des transferts et rétention d'azote dans le bassin du Grand Morin, calculés par le modèle SENEQUE 3.7

Une application similaire sur le bassin du Haut-Loir (Beauce) (Figure 11) montre bien comment les hypothèses du nouveau module de rétention riparienne permettent de bien à capturer les différences de comportement saisonnier des concentrations en nitrates observées entre différents secteurs géographiques d'un bassin de 3600 km².

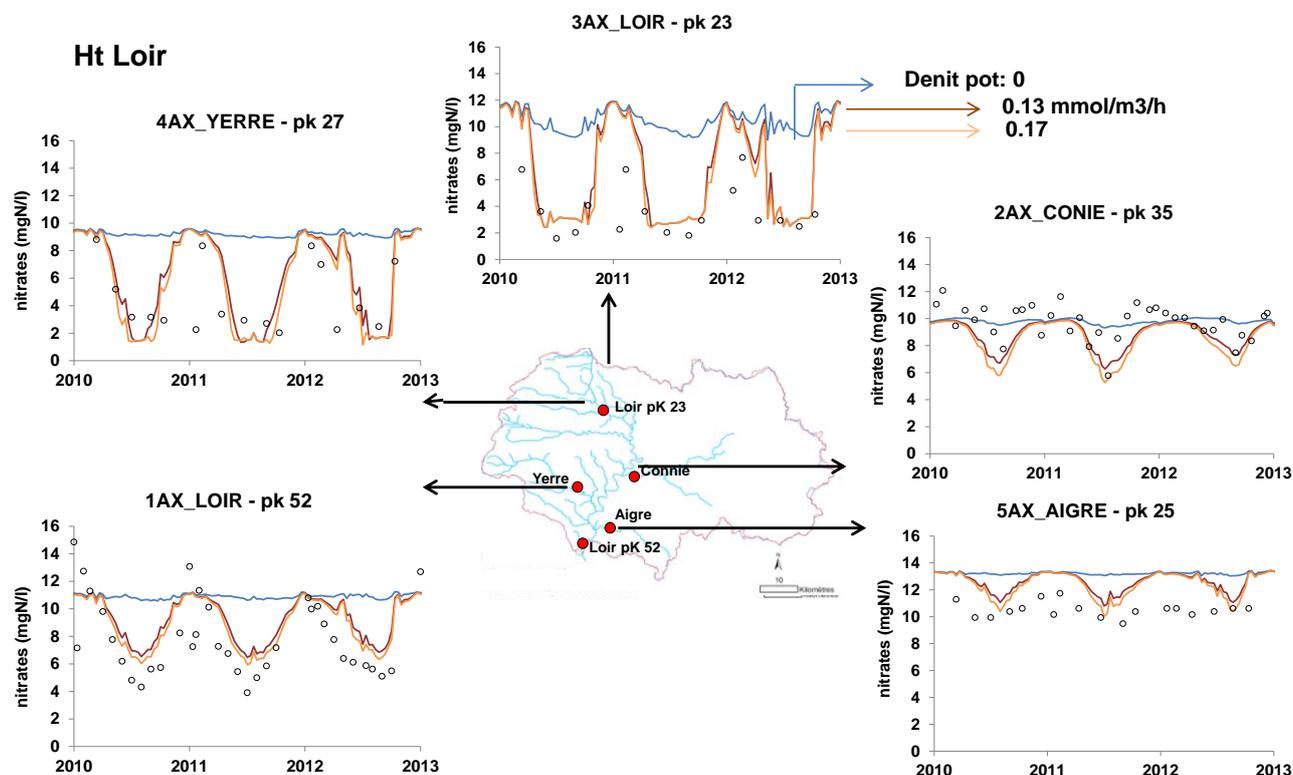


Figure 11. Simulation des variations saisonnières de la concentration en nitrates dans le bassin du Haut-Loir (Beauce) par le modèle SENEQUE 3.7 avec une dénitrification riparienne potentielle à 20°C de 0.13-0.17 mmol/m³/h

5.2. Application à l'échelle Seine-Normandie

Un bilan GRAFS-N de la France, découpée en 33 régions agricoles homogènes, a été établi pour l'année 2006 par Le Noë et al (subm). Il permet de définir pour les terres arables et les prairies de ces 33 régions, et en particulier des douze d'entre elles concernées par le bassin Seine-Normandie, les surplus (Figure 12) et concentrations moyennes de lixiviation correspondantes. Notons que ces concentrations représentent les concentrations de recharge des aquifères sous-jacents aux zones agricoles.

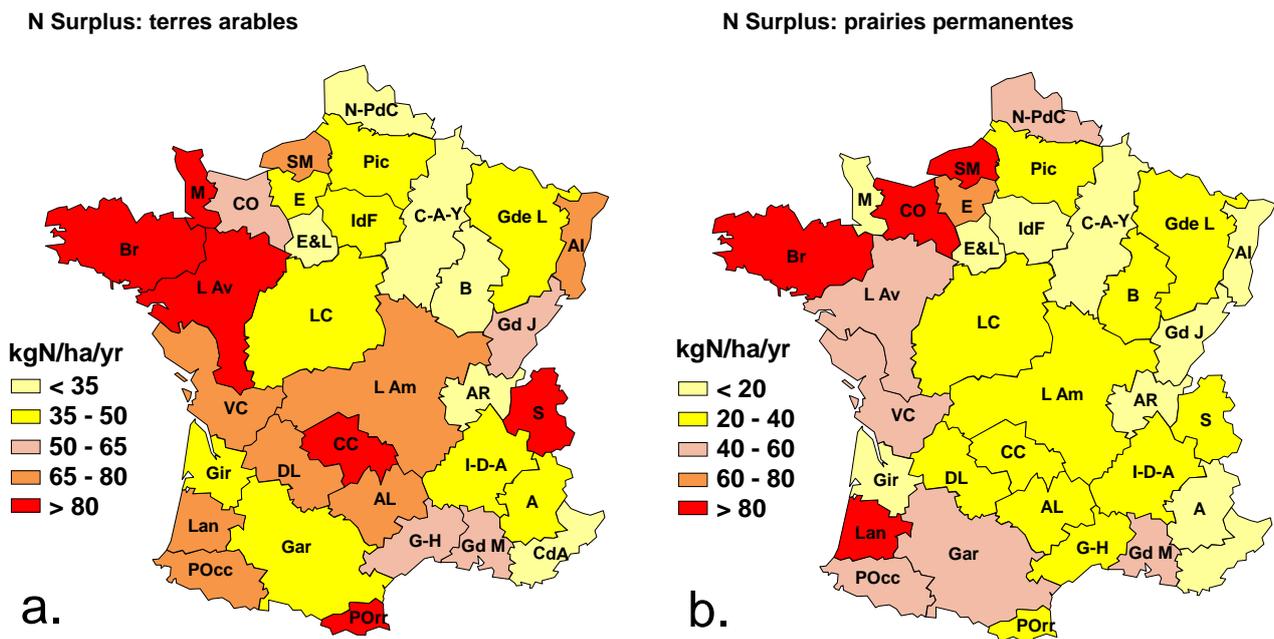


Figure 12. Surplus azotés issus du bilan GRAFS des terres arables (a) et des prairies permanentes (b) pour les 33 régions agricoles françaises (Le Noë et al, soumis)

Ces concentrations ont servi de données d’entrée pour définir les apports diffus dans le modèle SENEQUE 3.7. Une valeur unique de dénitrification potentielle des zones humides riveraines fixée à 0.1 mmol/m³/h a été utilisée pour définir la rétention riparienne des zones actives représentées dans la figure 4 ci-dessus.

Les résultats (Fig. 13) montrent que le modèle est capable de simuler très correctement à la fois le niveau maximum hivernal des concentrations en nitrates et ses variations saisonnières caractérisées par des creux estivaux plus ou moins marqués selon les stations du réseau hydrographique.

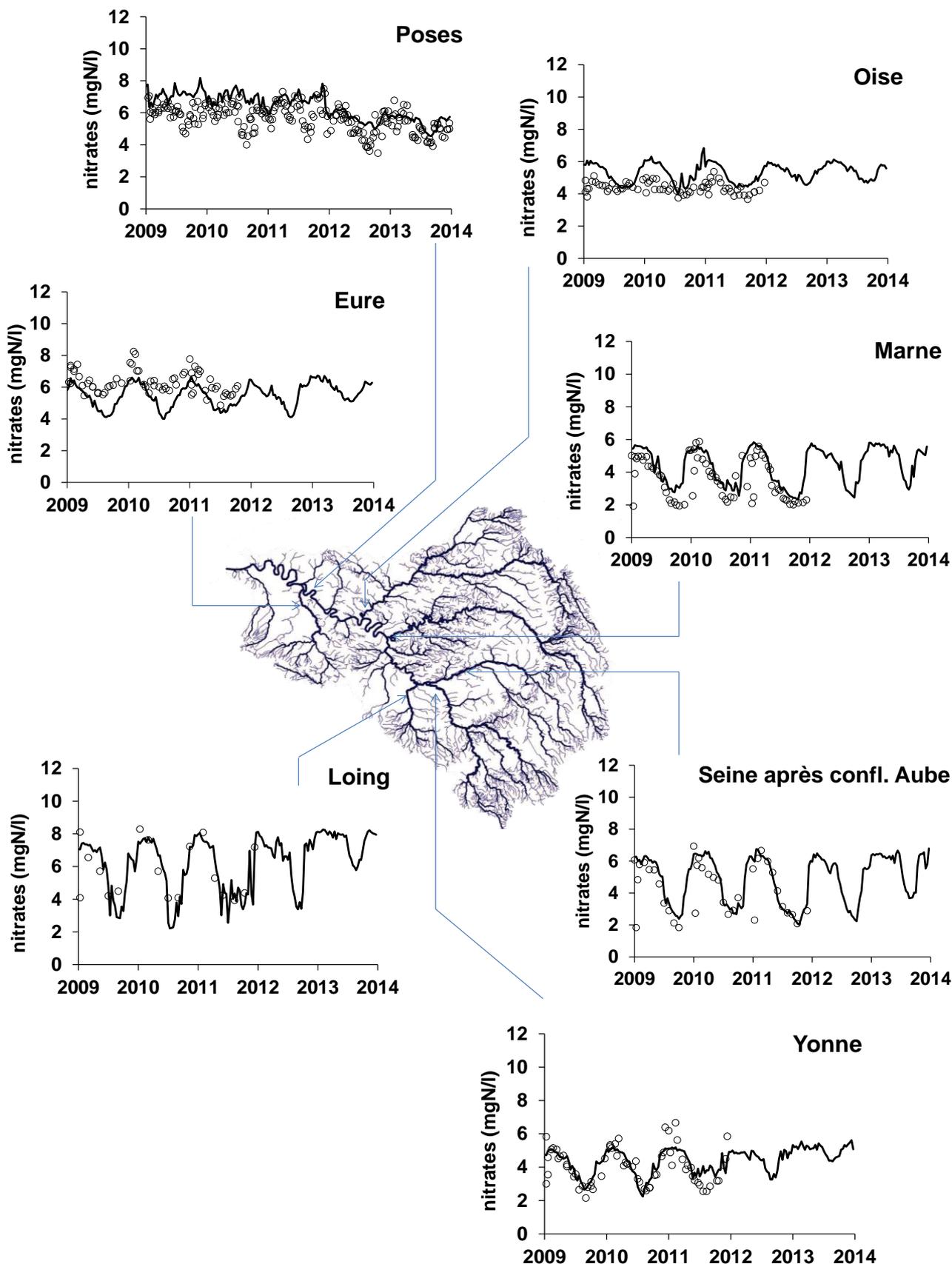


Figure 7. Variations saisonnières et interannuelles de la concentration en nitrates en diverses stations du réseau hydrographique de la Seine observées et simulées par la suite GRAFS-SENEQUE 3.7. en utilisant une valeur de dénitrification potentielle de 0.1 mmol/m³/h.

Références

- Alexander RB, Smith RA, Schwarz GE, Preston, SD, Brakebill, J.W., Srinivasan R, Pacheco PA. (2001) Atmospheric nitrogen flux from the watersheds of major estuaries of the United States: An application of the SPARROW watershed model. In: Valigura R, Alexander R, Castro M, Meyers T, Paerl H, Stacey P & Turner RE (Eds) Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective, American Geophysical Union Monograph 57, pp 119–170
- Ambus P (1993), Control of denitrification enzyme activity in a streamside soil, Federation of European Microbiological Societies, 102 (1993) 225-234.
- Anglade, J., Billen, G. & Garnier, J. (2015). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* (3):37.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes* 16, 493-507. DOI: 10.1002/hyp.327
- Benoit M, . Garnier J, Billen G. (2014), Temperature dependence of nitrous oxide production of a luvisolic soil in batch experiments, *Process Biochemistry*, 79-85.
- Bernard-Jannin L, Sun X, Teissier S, Sauvage S, Sánchez-Pérez JM (2015.) Spatio-temporal analysis of factors controlling nitrate dynamics and potential denitrification hot spots and hot moments in groundwater of an alluvial floodplain, *Ecological Engineering*, ISSN 0925-8574.
- Billen, G., Garnier, J. & Hanset, P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289: 119-137.
- Billen, G. & Garnier, J. (2000). Nitrogen transfer through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER Model. *Hydrobiologia* 410: 139-150.
- Billen, G., A. Beusen, L. Bouwman, and J. Garnier (2010), Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: Past, present, and future trends, *Global Biogeochem. Cycles*, 24, GB0A11, doi:10.1029/2009GB003702.
- Curie F, Gaillard S, Ducharme A, Benjoudi H (2007) Geomorphological methods to characterize wetlands ant the scale of the Seine watershed. *Science of the Total Environment* 375:59-68.
- Dupas, R., Curie, F., Gascuel-Oudou, C., Moatar, F., Delmas, M., Parnaudeau, V., & Durand, P. (2013). Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*, 443, 152-162.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396-407.
- Duret, S., Drouet, J.L., Durand, P., Hutchings, N.J., Theobald, M.R., Salmon-Monviola, J., Dragosits, U., Maury, O., Sutton, M.A., Cellier, P., 2011. NitroScape: A model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental Pollution* 159, 3162-3170. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.05.005
- Grizzetti B & Bouraoui, F (2006). Assessment of Nitrogen and Phosphorus Environmental Pressure at European Scale. Institute for Environment and Sustainability. EC JRC, Ispra.66pp. EUR 22526 EN
- Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; de Marsily, G.; Bidoglio, G. (2005) A statistical approach to estimate nitrogen sectorial contribution to total load. *Water Science and Technology* 51(3-4), 83-90.

Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; de Marsily, G.; Bidoglio, G. (2005) A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *Journal of Hydrology* 304, 302-315.

Henault C, Germon JC (2000). NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, 51: 257–270.

Hill, AR, Shabaga, JA. (2010). Groundwater-fed surface flow path hydrodynamics and nitrate removal in three riparian zones in southern Ontario, Canada. *Journal of Hydrology* 388, 52 – 64.

Howarth R.W., Billen G, Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., and Zhao-liang Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry* 35: 75-139.

Howarth RW, Boyer EW, Marino R et al (2006). The influence of climate on average N exports from large watersheds in the Northeastern US. *Biogeochemistry* 79, 163-186.

Kröger R, Scott JT, Prince Czarniecki JM (2014), Denitrification potential of low-grade weirs and agricultural drainage ditch sediments in the Lower Mississippi Alluvial Valley, *Ecological Engineering* 73:168-175.

Le Noë J, Billen G, Garnier J (soumis). Nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes through the French agro-food system: an application of the GRAFS approach at the regional scale. Article soumis.

Liu W, Xiong Z, H. Liu, Q. Zhang Q, G. Liu G (2015) Catchment agriculture and local environment affecting the soil denitrification potential and nitrous oxide, production of riparian zones in the Han River Basin, China, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216 (2016) 147-154.

Moreau, P., Ruiz, L., Vertès, F., Baratte, C., Delaby, L., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Piquemal, B., Ramat, E., Salmon-Monviola, J., 2013. CASIMOD’N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agricultural Systems* 118, 41-51. DOI: 10.1016/j.agsy.2013.02.007

Murray RE, Parsons LL, Smith MS (1989). Kinetics of Nitrate Utilization by Mixed Populations of Denitrifying Bacteria. *Applied Environmental Microbiology* 1989:717-721.

Neitsch, SL, Arnold, JG, Kiniry, JR, Williams, JR. (2005) SWAT Theoretical Documentation. www.bcr.tamus.edu/swat/

Oehler F, Durand P, Bordenave P, Saadi Z, Salmon-Monviola J (2009). Modelling denitrification at the catchment scale *Science of the Total Environment* 407:1726-1737.

Pell M, Stenberg B, Stenström J, Tortensson L. (1996) Potential denitrification activity assay in soil with or without chloramphenicol? *Soil Biol Biochem* 28: 393-398.

Rivett MO, Buss SR, Morgan P, Smith WN, Bemment CD (2008). Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research* 42: 4215- 4232.

Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007) SENEQUE: a multi-scaled GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*. 375 : 257–273

Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ferchaud, F., Oehler, F., Sorel, L., 2012. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Computers and Electronics in Agriculture* 81, 1-13. DOI: 10.1016/j.compag.2011.10.020

Sebilo, M., Billen, G., Grably, M., Mariotti, A. (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry*, 63: 35-51.

Smith RA, Schwarz GE, Alexander RB (2007). Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research* 33:2781-2798.

Tiedje JM. Denitrification. In: Page AL, editor. *Methods of soil analysis, part 2*; 1982. p. 1011–26.

Vilain G, Garnier J, Decuq C, Lugnot M (2014) Nitrous oxide production from soil experiments: denitrification prevails over nitrification, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 47 (2011) 6-13.

Vilain G, Garnier J, Roose-Amsaleg C, Laville P. (2011), Potential of denitrification and nitrous oxide production from agricultural soil profiles (Seine Basin, France), *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92:35-50.

Wu X, Liu G, Butterbach-Bahl K, Fu B, Zheng X, Brüggemann N (2013), Effects of land cover and soil properties on denitrification potential in soils of two semi-arid grasslands in Inner Mongolia, China, *Journal of Arid Environments*, 92 (2013) 98 – 101.