

# Rétention d'azote par les zones humides riveraines

Florence Curie<sup>1</sup>, Agnès Ducharne<sup>2</sup> et Hocine Bendjoudi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> UMR Sisyphé, Jussieu, [Florence.curie@ccr.jussieu.fr](mailto:Florence.curie@ccr.jussieu.fr)

<sup>2</sup> UMR Sisyphé, Jussieu

Rétention d'azote par les zones humides riveraines.....	1
1. Introduction et objectifs.....	1
2. Etude de la dénitrification à l'échelle d'une zone riveraine .....	2
2.1. Présentation de la zone d'étude .....	2
2.2. Mise en évidence de la dénitrification .....	3
2.3. Les conditions de la dénitrification .....	4
2.4. Conclusions .....	7
3. Etude de la rétention d'azote à l'échelle des sous-bassins de la Seine.....	8
3.1. Principe des bilans de nitrate.....	8
3.2. Réalisation des bilans de nitrates.....	8
3.2.1 Séparation du débit en écoulement de surface et écoulement souterrain .....	9
3.2.2 Estimation des concentrations de surface et de base .....	10
3.2.3 Taux de rétention et calcul des indicateurs de rétention.....	10
4. Indicateurs de la rétention et propriétés hydrogéomorphologiques.....	12
5. Conclusions et perspectives.....	14

## 1. Introduction et objectifs

Les zones riveraines, qui s'étendent de part et d'autre des cours d'eau, se trouvent à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. De nombreuses études ont montré que lorsque ces zones riveraines sont humides, elles ont la capacité de dénitrifier les eaux qui les traversent. En effet, les conditions hydrologiques particulières qui se développent dans ces zones riveraines favorisent le développement de conditions réductrices lesquelles sont nécessaires au processus de dénitrification.

Notre objectif est de comprendre et de quantifier l'influence des zones humides riveraines sur la rétention d'azote par dénitrification dans le bassin de la Seine. Pour y répondre, deux approches complémentaires ont été menées à des échelles différentes.

A une échelle locale, nous avons entrepris un suivi hydrologique et géochimique d'une zone riveraine située dans le bassin versant de la Seine à une cinquantaine de kilomètres de la ville de Troyes. Nous présenterons en première partie les résultats préliminaires de ce suivi, débuté en avril dernier.

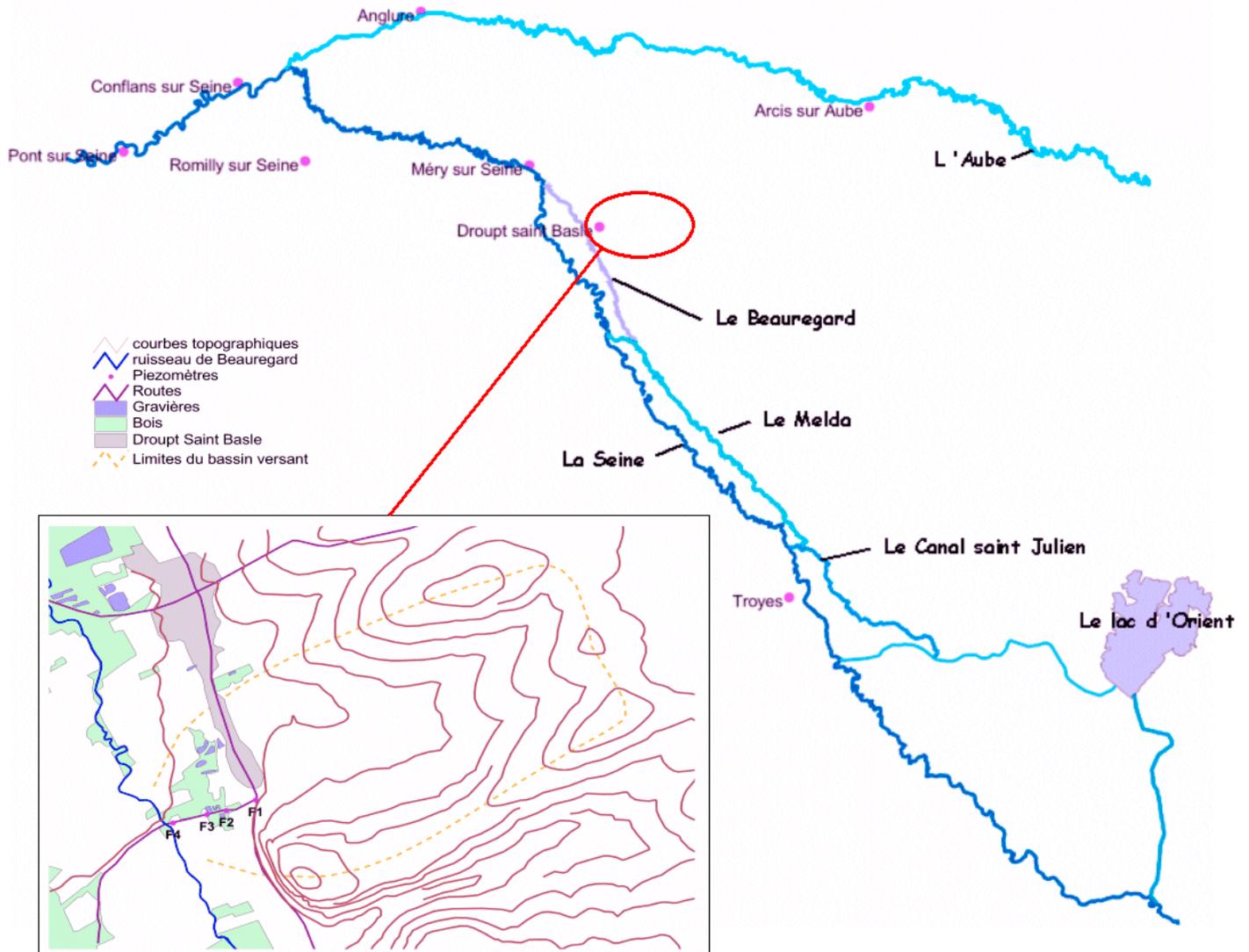
Parallèlement, une approche complémentaire par bilan a été menée à l'échelle des sous-bassins de la Seine. Les teneurs en nitrate mesurées en rivière ont été comparées à des estimations de flux de nitrate arrivant aux zones riveraines depuis le bassin versant. Le rapport entre les teneurs mesurées et estimées permet de calculer un taux de rétention dans la zone riveraine. Nous présenterons en deuxième partie le principe, la réalisation et les résultats obtenus lors de cette approche par bilan.

Enfin, une étude préliminaire des relations existant entre les taux de rétention estimés par bilans et les caractéristiques hydrogéomorphologiques des corridors fluviaux a été effectuée et sera présentée en troisième partie.

## 2. Etude de la dénitrification à l'échelle d'une zone riveraine

### 2.1. Présentation de la zone d'étude

Notre zone d'étude se situe à Droupt Saint Basle dans le bassin versant de la Seine à l'amont de la confluence entre l'Aube et la Seine sur le ruisseau de Beauregard. Ce ruisseau est un ancien bras de la Seine dont le trajet est parallèle à la Seine et qui est soutenu par le canal de restitution du lac d'Orient à l'amont. Il vient se jeter dans la Seine à l'aval de notre site (*Figure 1*). Notre zone d'étude est équipée de 4 piézomètres (F1, F2, F3, F4) situés le long d'un transect allant des côtes crayeux au ruisseau de Beauregard. Les piézomètres sont distants d'environ 150 m les uns des autres (*Figure 1*).



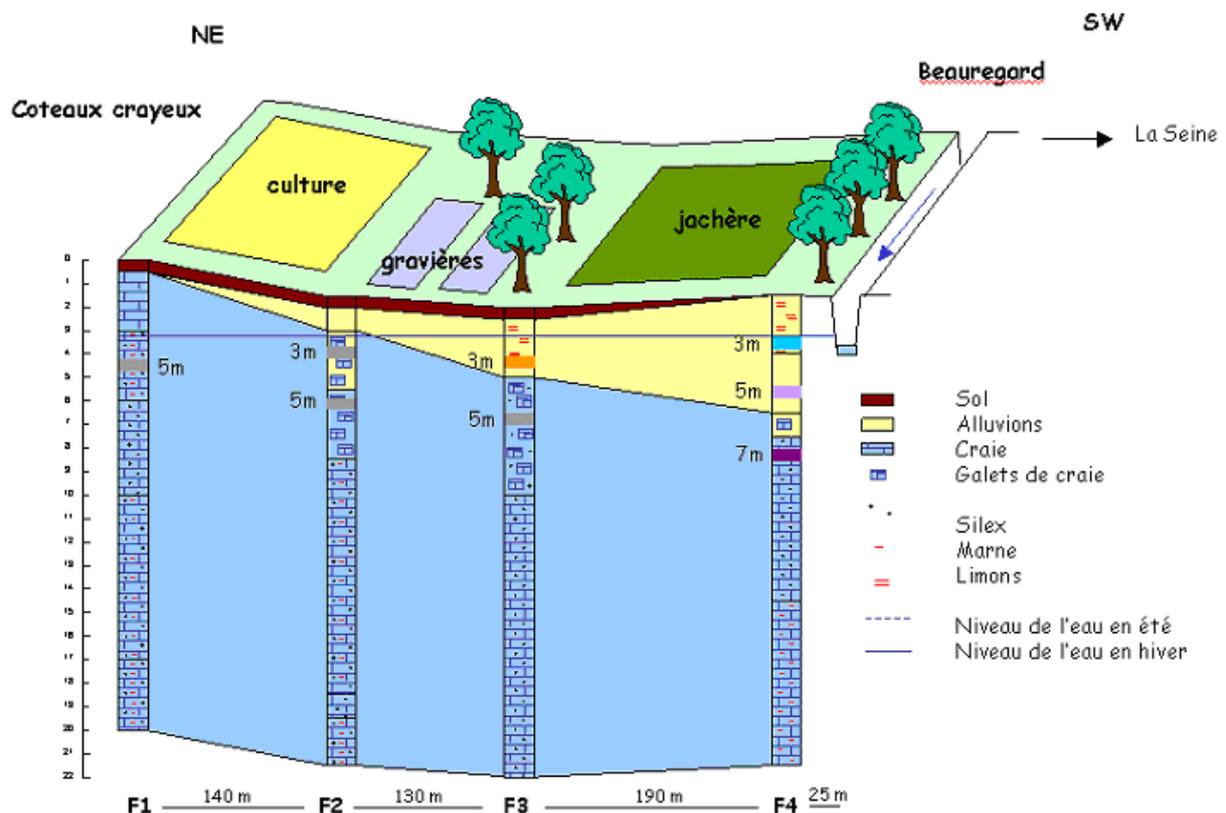
*Figure 1 : carte du réseau hydrographique dans la zone de Droupt Saint Basle (en haut à droite), représentation schématique du bassin versant étudié (en bas à gauche)*

Le piézomètre F1 ( le plus éloigné du ruisseau) est entièrement dans la craie. L'épaisseur des alluvions augmente progressivement du piézomètre F2 au Beauregard pour atteindre une profondeur d'environ 6 m au piézomètre F4 (**Figure 2**). Les 4 piézomètres ont été nivelés. L'écoulement s'effectue des côteaux crayeux vers le Beauregard avec un gradient d'environ 2 cm pour 100 m. Depuis avril 2004, nous effectuons des mesures et des prélèvements dans le Beauregard ainsi qu'à différentes profondeurs sur les 4 piézomètres. Les profondeurs d'échantillonnage sont mesurées du haut des piézomètres soit à une hauteur d'environ 50 cm au-dessus du sol. Nous effectuons chaque semaine :

- un échantillonnage unique à 5 m pour le piézomètre F1,
- 2 profondeurs de prélèvement (3 et 5 m) pour les piézomètres F2 et F3 et
- 3 profondeurs de prélèvement pour le piézomètre F4 (3, 5 et 7 m).

Les mesures du pH, du potentiel redox, de la température de l'eau, de la conductivité et de l'oxygène dissous sont effectuées in situ. Les analyses des cations et anions majeurs ainsi que de l'alcalinité sont réalisées en laboratoire, sur les prélèvements d'eau.

Nous limiterons la présentation de nos résultats aux analyses effectués en F4 aux 3 profondeurs et à celles réalisées en F3 à la profondeur de 3m. Les résultats obtenus dans les autres piézomètres sont extrêmement similaires à ceux du piézomètre F3 à 3m.

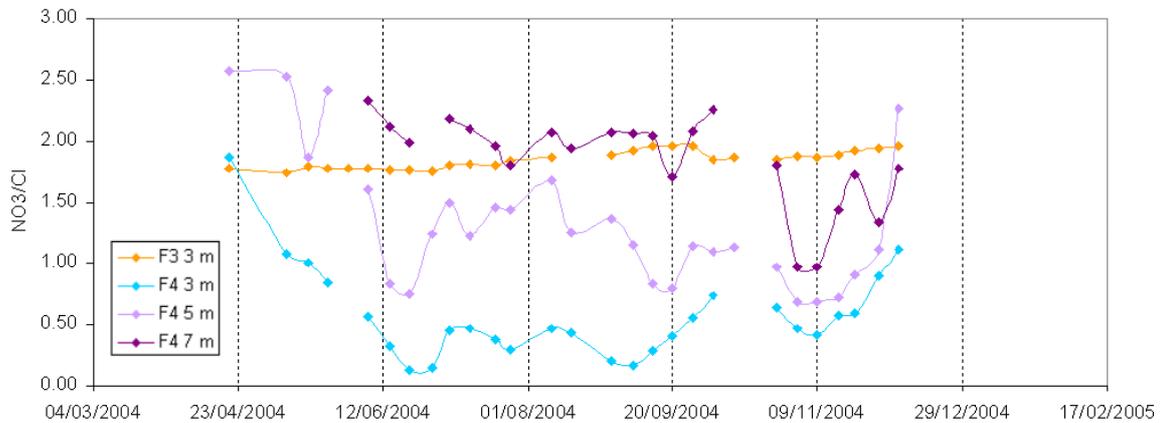


**Figure 2 :** Occupation du sol et géologie du site d'étude

## 2.2. Mise en évidence de la dénitrification

Afin de s'affranchir des effets de la dilution par les précipitations, les teneurs en nitrate sont normalisées par les teneurs en chlorure supposé inerte vis à vis des processus biologiques et des phénomènes d'adsorption / désorption. La **Figure 3** présente l'évolution du rapport  $\text{NO}_3^- / \text{Cl}$  en fonction du temps. La courbe du piézomètre F3 à 3 m ne montre la présence d'aucun signal. Or le piézomètre F3 est situé après une zone boisée (comparable à celle qui jouxte le piézomètre F4). Nous en déduisons que nos mesures, y compris au piézomètre F4, ne sont pas influencés par les

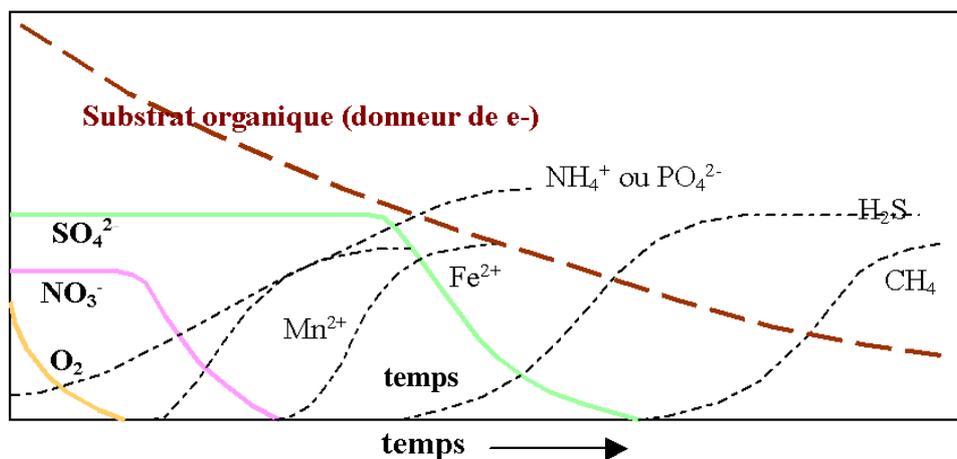
prélèvements de nitrates par la végétation. Le piézomètre F4 à 3 m, quant à lui, montre une baisse significative du rapport  $\text{NO}_3^- / \text{Cl}$  durant la période estivale. On remarque également que plus la profondeur augmente moins le signal est marqué pour le piézomètre F4. Ceci est confirmé par la comparaison des moyennes estivales en nitrates aux différentes profondeurs : à 3 m la moyenne est de  $7 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$ , à 5 m elle est de  $23 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$  et à 7 m de  $48 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$ . A titre de comparaison, le piézomètre F3 à 3 m présente une valeur estivale moyenne beaucoup plus forte de  $62 \text{ mgNO}_3^-/\text{l}$ .



**Figure 3 :** Evolution du rapport  $\text{NO}_3^- / \text{Cl}$  en fonction du temps pour les 4 lieux d'échantillonnage

### 2.3. Les conditions de la dénitrification

En absence d'oxygène dissous, l'oxygène des nitrates va être utilisé pour oxyder la matière organique. En fait, la dénitrification étant très compétitive vis à vis de la respiration elle est possible même en présence d'une faible quantité d'oxygène dissous, lorsque la teneur en  $\text{O}_2$  est inférieure à  $2 \text{ mg/l}$ . La matière organique va ensuite être oxydée par  $\text{MnO}_2$  libérant du  $\text{Mn}^{2+}$ . Les nitrates vont alors être réduits pour former du  $\text{NH}_4^+$  mais cette réduction des nitrates est en général d'importance mineure en comparaison de la dénitrification. Les oxydes de Fer (III) sont réduits en Fer (II) dissous et puis  $\text{SO}_4^{2-}$  est réduit en  $\text{HS}^-$ . Finalement  $\text{CO}_2$  est réduit en méthane ( $\text{CH}_4$ ). Toutes ces réactions d'oxydoréduction sont accompagnées d'une diminution progressive du potentiel redox (**Figure 4 et Tableau 1**).



**Figure 4 :** Evolution de la concentration relative des différents composés chimiques en fonction du temps (Reddy and D'Angelo 1994)

**Tableau 1** : Séquence des réactions (Sigg, Behra et al. 2001)

---

*Besoin en oxygène (Respiration)*



*Dénitrification*



*Formation de Manganèse dissous par réduction d'oxydes de manganèse*



*Réduction des nitrates*



*Formation de fer dissous par réduction d'oxydes de fer (III)*



*Réduction des sulfates et formation d'hydrogène sulfuré*



*Fermentation méthanique*

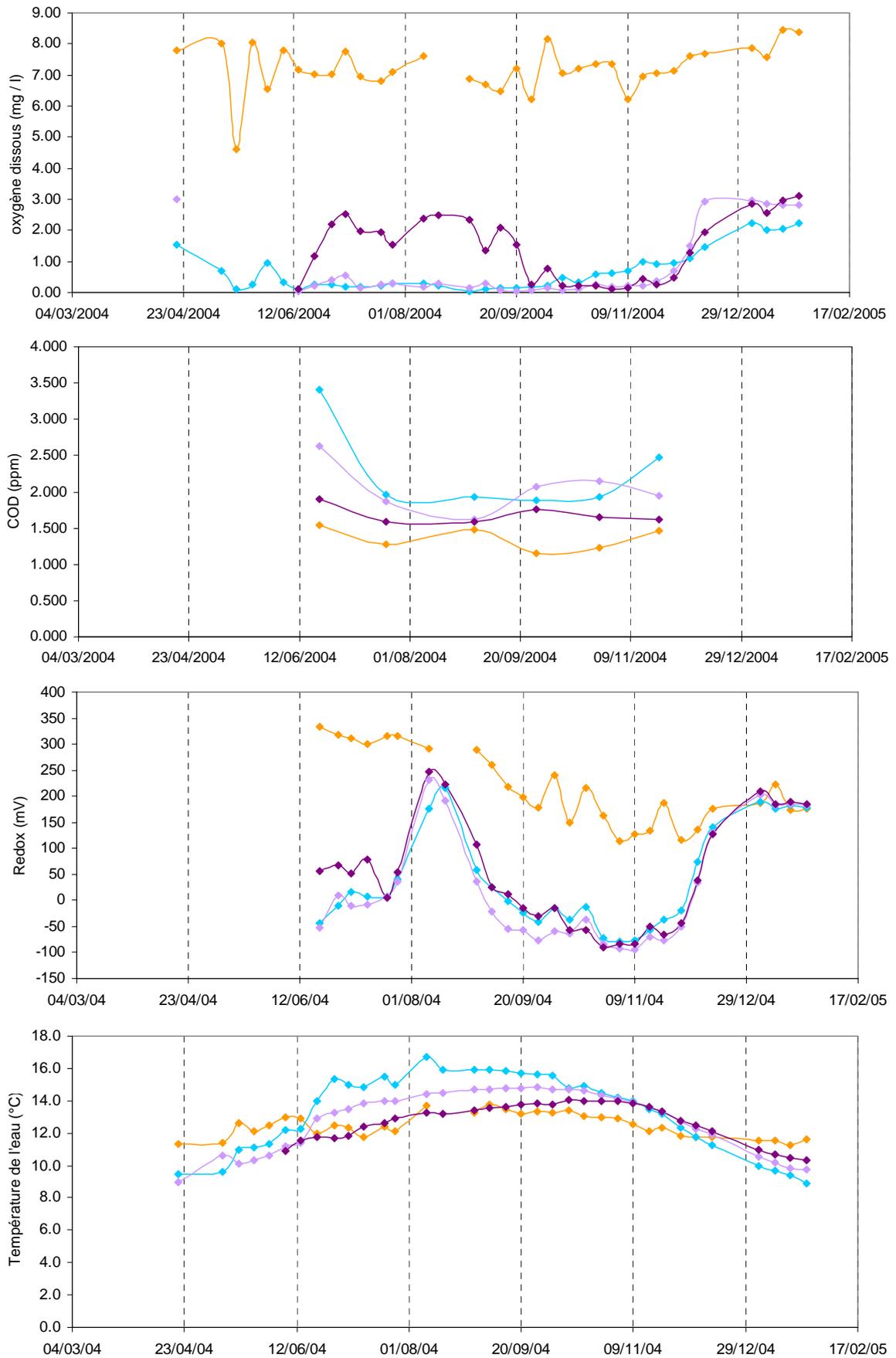


Le piézomètre F4 présente des teneurs en oxygène dissous inférieures à 2 mg/l aux profondeurs 3 et 5 m durant toute la période estivale ; le processus de dénitrification est donc possible à ces profondeurs. Dans le piézomètre F3, au contraire, les taux d'oxygène dissous élevés ne permettent pas le processus de dénitrification (**Figure 5a**).

La matière organique est nécessaire à la réalisation de la dénitrification car elle joue le rôle de réducteur (donneur d'électrons). La **Figure 5b** montre des taux en COD (carbone organique dissous) plus importants dans le piézomètre F4 (en particulier à de faibles profondeurs) durant la période hivernale que dans le piézomètre F3. Il semble donc qu'il y ait une accumulation du carbone organique dans les horizons de surface au niveau du piézomètre F4. Le COD est ensuite fortement consommé en été.

Le processus de dénitrification est accompagné d'une baisse du potentiel redox. La **Figure 5c** montre une forte baisse du potentiel redox sur le piézomètre F4 ; au contraire, aucun signal n'est présent sur les valeurs du potentiel redox du piézomètre F3.

La dénitrification est favorisée par de fortes températures. En effet, des températures élevées activent les cinétiques, comme c'est le cas pour tous les processus biologiques, et limite la diffusion de l'oxygène dissous dans l'eau, en abaissant la valeur de saturation en O<sub>2</sub>. Le piézomètre F4 présente de plus fortes températures que le piézomètre F3 à la même profondeur (**Figure 5d**).



**Figure 5 :** Evolution de la teneur en oxygène dissous(a), de la quantité en COD(b), du potentiel redox(c) et de la température(d) en fonction du temps

## 2.4. Conclusions

Nous avons montré une forte baisse des nitrates dans le piézomètre F4, proche du ruisseau. Tandis que dans le piézomètre F3, alors que la couverture végétale est comparable à celle du piézomètre F4, les concentrations en nitrates restent constantes. Cette différence d'évolution des concentrations en nitrates entre les piézomètres F3 et F4 suggère que la baisse n'est pas due à l'assimilation par la végétation. La forte baisse des nitrates dans le piézomètre F4 est accompagnée de faibles teneurs en oxygène dissous, de potentiels redox bas et d'une consommation de COD en parfait accord avec la théorie de la dénitrification. Nous allons prochainement réaliser quelques analyses isotopiques en  $^{15}\text{N}$  afin de vérifier que notre signal présente bien le fractionnement isotopique dû à la dénitrification.

L'étape suivante est, bien sûr, de comprendre pourquoi cette dénitrification n'a lieu que dans le piézomètre F4, le plus proche du ruisseau de Beaugard, en zone riveraine. Nous avons suivi les évolutions du niveau piézométrique dans les 4 piézomètres et celles-ci ne montrent pas de différences majeures. La principale différence entre le piézomètre F4 et les 3 autres concerne la nature des alluvions, celles-ci sont, en effet, plus fines en F4 et donc à priori moins perméables. Cette faible perméabilité pourrait être à l'origine d'une augmentation du temps de résidence permettant l'accumulation de matière organique et un réchauffement en surface de l'eau en été (*Figure 6*). Afin de confirmer ces hypothèses, des analyses de sol (perméabilité) vont être effectuées.

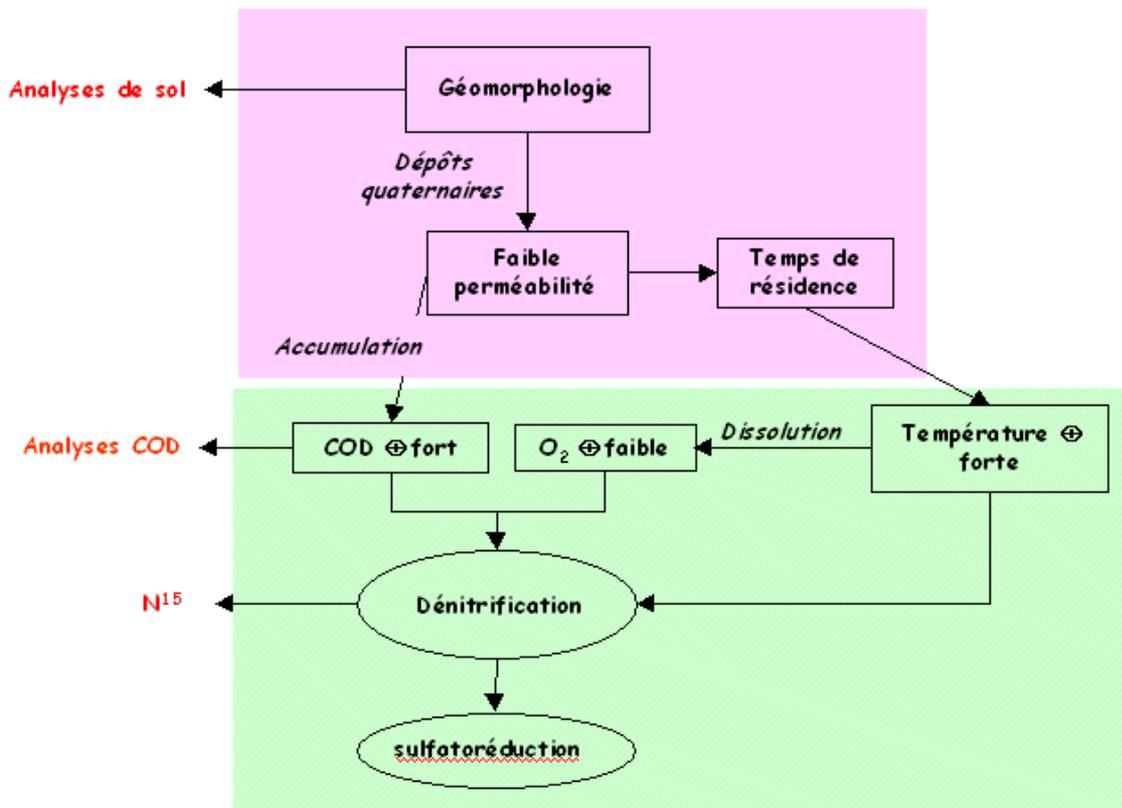


Figure 6 : Schéma récapitulatif des paramètres influençant la dénitrification

### 3. Etude de la rétention d'azote à l'échelle des sous-bassins de la Seine

#### 3.1. Principe des bilans de nitrate

La concentration en nitrate dans la rivière est le résultat du mélange de deux sources : l'écoulement superficiel et l'écoulement de base modulé par l'effet des zones riveraines. En estimant ces deux flux, il est donc possible d'estimer une concentration théorique (Cth) des flux de nitrate arrivant aux zones riveraines depuis le bassin versant.

$$C_{th} = c_s * e_s + c_b * e_b$$

Avec  $c_s$  : la concentration de surface

$e_s$  : l'écoulement de surface

$c_b$  : la concentration de base

$e_b$  : l'écoulement de base

Le rapport entre la concentration mesurée en rivière (Criv) et celle calculée en entrée de la zone riveraine (Cth) permet d'estimer un taux de rétention d'azote dans la zone riveraine du bassin versant considéré :

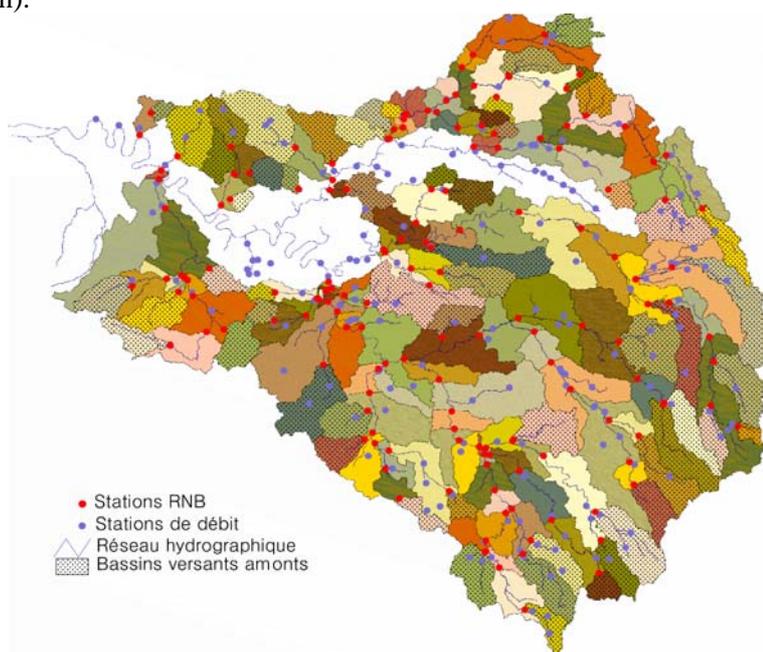
$$D = 1 - (Criv / Cth)$$

Ce taux de rétention estimé varie de 1 quand la rétention est totale à 0 quand elle est absente.

#### 3.2. Réalisation des bilans de nitrates

Les bilans de nitrates ont été réalisés pour l'année 1996 aux différents points du réseau RNB (Réseau National de Bassin : mesures de la qualité des eaux en rivière) pour les stations (**Figure 7**) :

- présentant au moins 6 mesures de teneur en nitrate dans la rivière en 1996
- recevant ponctuellement de leur bassin versant amont moins de l'équivalent de 20 habitants par km<sup>2</sup> ce qui correspond à 200g de matière azotée par jour et par km<sup>2</sup> (utilisation des rejets des stations d'épuration).



**Figure 7** : Localisation des stations de débit et des stations RNB. Les zones blanches sont exclues car elles reçoivent plus de l'équivalent de 20 habitants par km<sup>2</sup>

Les débits aux stations RNB ont ensuite été recalculés à partir des stations de débit voisines (Banque Hydro) en interpolant en fonction de la superficie des bassins versants.

### 3.2.1 Séparation du débit en écoulement de surface et écoulement souterrain

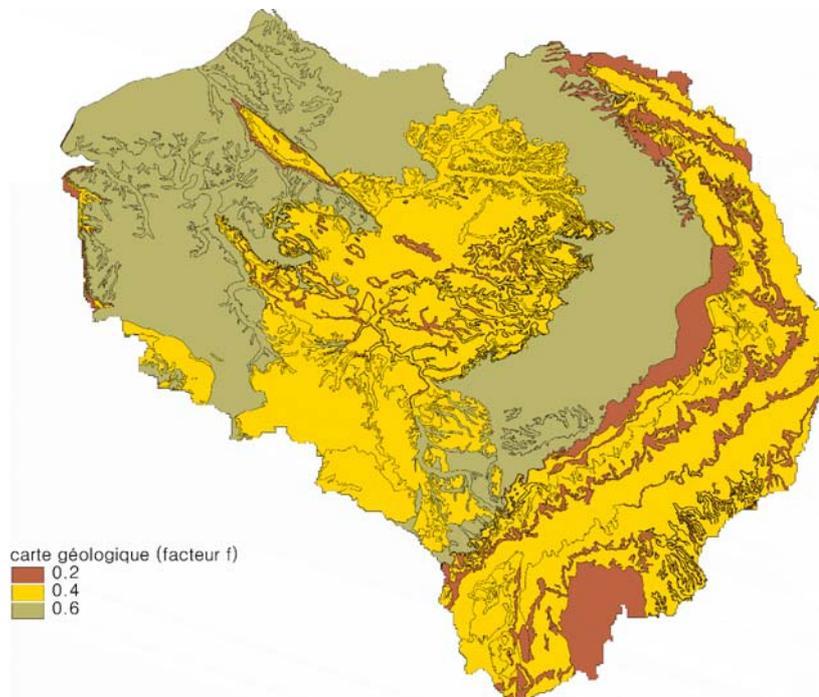
On affecte à chacun des grands types de géologie une facteur relatif à leur perméabilité (facteur f) :

- argile et marne : 0.2
- calcaire et sable : 0.4
- craie : 0.6

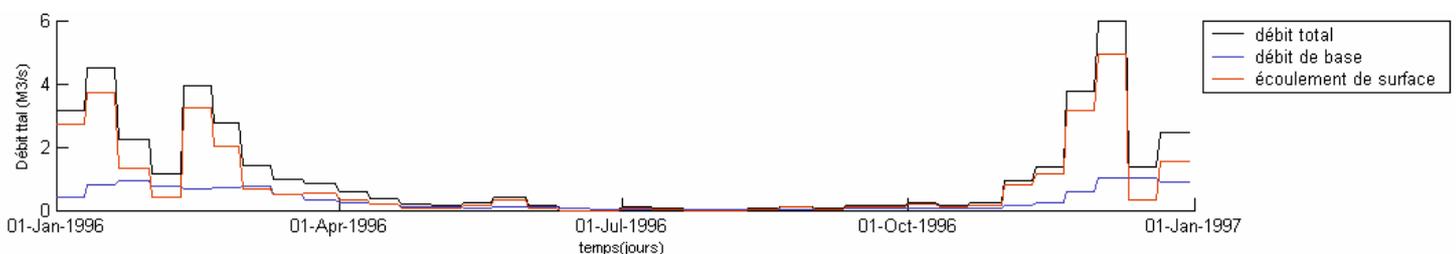
Le débit de base (eb) est calculé en prenant en compte la géologie du bassin versant amont (**Figure 8**), le débit minimum (Qmin) et la moyenne des débits des deux décades précédentes et de la décade en cours (Qmoy).

$$eb = Q_{min} + (Q_{moy} - Q_{min}) * \text{facteur } f$$

Si le débit total est supérieur au débit de base, le débit de surface est obtenu par différence entre le débit total et le débit de base, dans le cas contraire sa valeur est nulle (**Figure 9**).



**Figure 8** : Carte du facteur relatif à la géologie



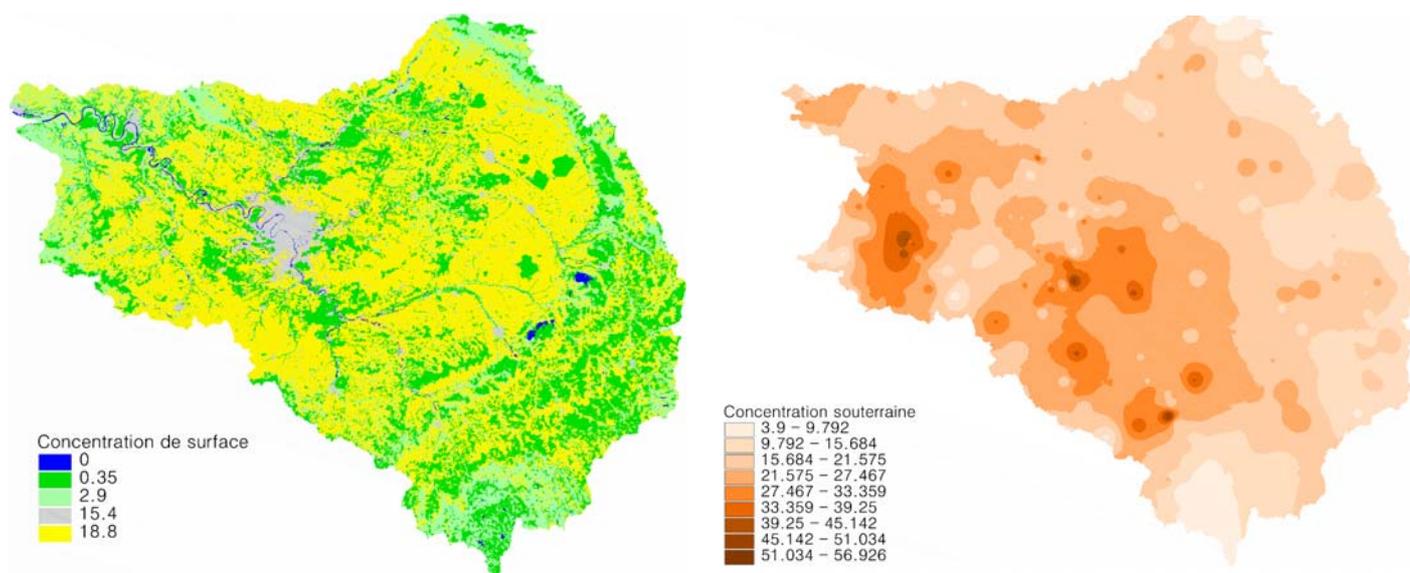
**Figure 9** : Evolution du débit total, du débit de base et du débit superficiel en fonction du temps

### 3.2.2 Estimation des concentrations de surface et de base

La concentration de surface en nitrate a été estimée en prenant en compte l'occupation du sol (**Figure 10**). On affecte une valeur de concentration en nitrate à chacun des types d'usage du sol de la base de données Corine Landcover (Billen and Garnier 2000):

- Prairie : 2.9 mg N/l
- Terres arables : 18.8 mg N/l
- Forêt : 0.35 mg N/l
- Zone urbaine : 15.4 mgN/l

La concentration de surface en nitrate est ensuite obtenue en réalisant la moyenne dans chacun des bassins versants amont contributifs des stations RNB.



**Figure 10** : Résultats de l'estimation des concentrations de surface (à gauche) et des concentrations de base (à droite)

La concentration de base (**Figure 10**) est obtenue par interpolation des données en nitrate de l'eau souterraine de la base de données RNDE (Réseau National des Données sur l'Eau). La moyenne de cette concentration de base en nitrate est ensuite calculée pour chacun des bassins versants contributifs des stations RNB.

### 3.2.3 Taux de rétention et calcul des indicateurs de rétention

L'estimation des flux de surface et de base nous permet de calculer un taux de rétention en nitrate (D) pour chaque valeur de la concentration mesurée en rivière (Criv). La **Figure 11** présente les évolutions de la concentration théorique (Cth) ainsi que du taux de rétention en nitrate (D) dans un bassin représentatif (localisé par un cercle bleu sur la **Figure 13**). Trois indicateurs annuels sont alors dérivés :

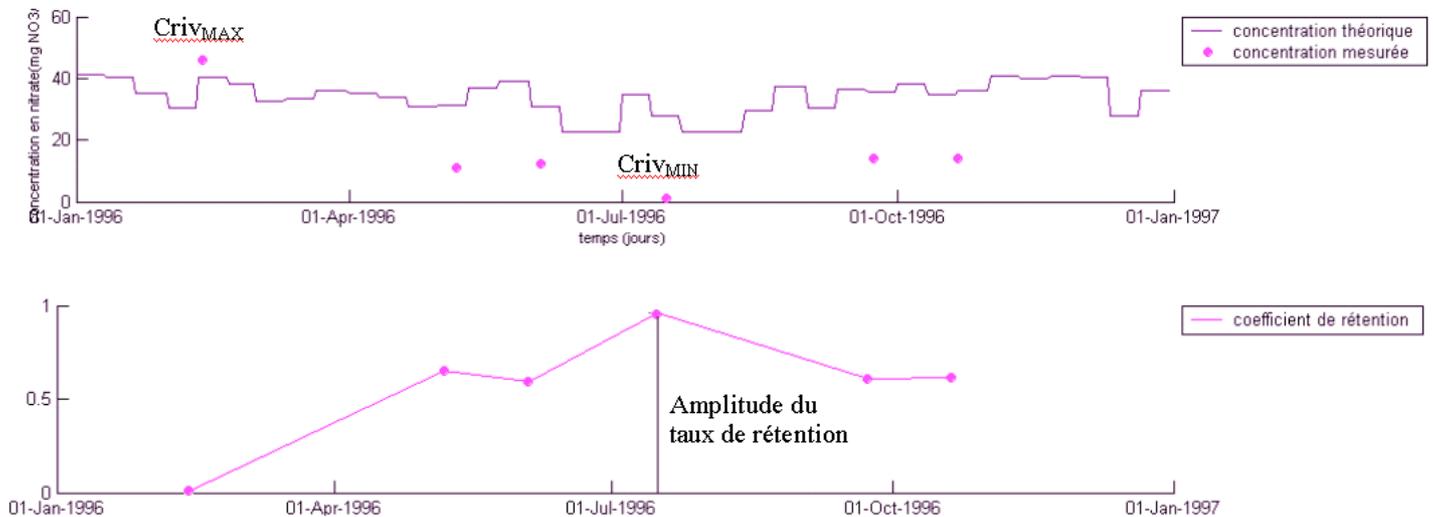
- Le taux de rétention moyen : moyenne des taux de rétention sur l'année
- L'amplitude du taux de rétention : différence entre le taux de rétention maximum en été et le taux de rétention minimum en hiver
- Le taux rivière (**Figure 11**) : rapport entre la concentration minimum en nitrate mesurée en rivière (Criv<sub>MIN</sub>) et la concentration maximum en nitrate mesurée en rivière (Criv<sub>MAX</sub>) :  
$$1 - (Criv_{MIN} / Criv_{MAX})$$

Certains bassins versants présentent une amplitude du taux de rétention plus faible que le taux de rétention moyen (**Figure 12**). Deux explications sont alors possibles, soit la concentration théorique est surestimée pour ces bassins versants (la méthodologie n'est donc pas adaptée pour ces BV), soit il

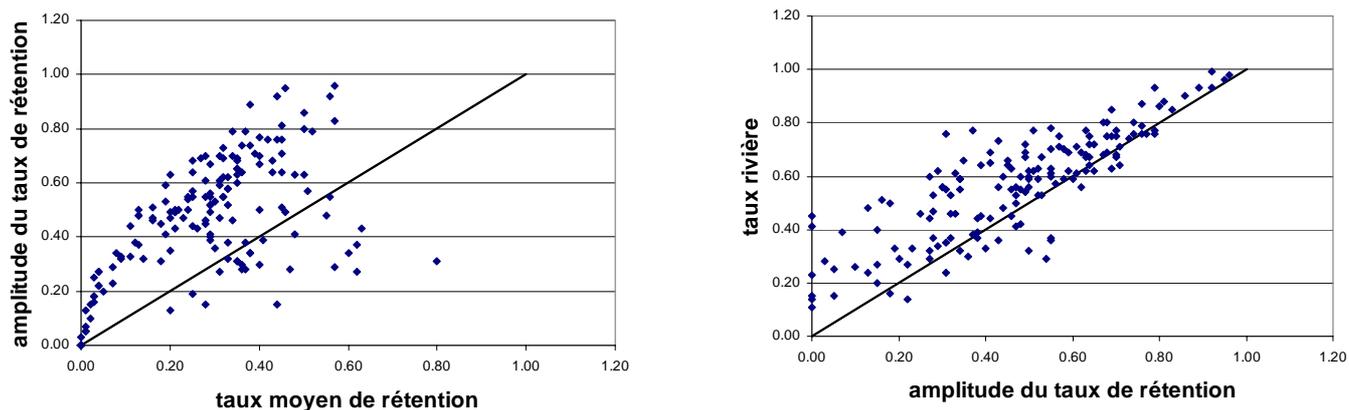
existe une rétention importante tout au long de l'année (c'est à dire un fonctionnement très différent de celui observé à Droupt Saint Basle). L'utilisation des sorties du modèle MODCOU/STICS va nous permettre dans un avenir proche d'apporter une réponse à ce problème. Pour l'heure, on choisit d'utiliser l'amplitude de la rétention plutôt que le taux de rétention moyen comme indicateur de la rétention.

Le taux rivière présente l'avantage d'être facile à calculer mais ne permet pas d'éliminer l'effet des mélanges sur le signal. La comparaison du taux rivière avec l'amplitude de rétention semble indiquer que c'est un indicateur intéressant (**Figure 12**). La bonne corrélation observée entre l'amplitude de la rétention et le taux rivière vient probablement du fait que la concentration théorique ( $C_{th}$ ) ne varie pas beaucoup au cours de l'année (signal assez plat). On remarque néanmoins, que le taux rivière est souvent supérieur à l'amplitude, ceci peut être expliqué par le fait que la concentration de base ( $c_b$ ) est inférieure à la concentration de surface ( $c_s$ ) et qu'en été l'écoulement de base ( $e_b$ ) est plus important que l'écoulement de surface ( $e_s$ ). Il existe donc une légère baisse de la concentration théorique ( $C_{th}$ ) en été. L'amplitude de la rétention sera donc globalement moins forte que le taux rivière.

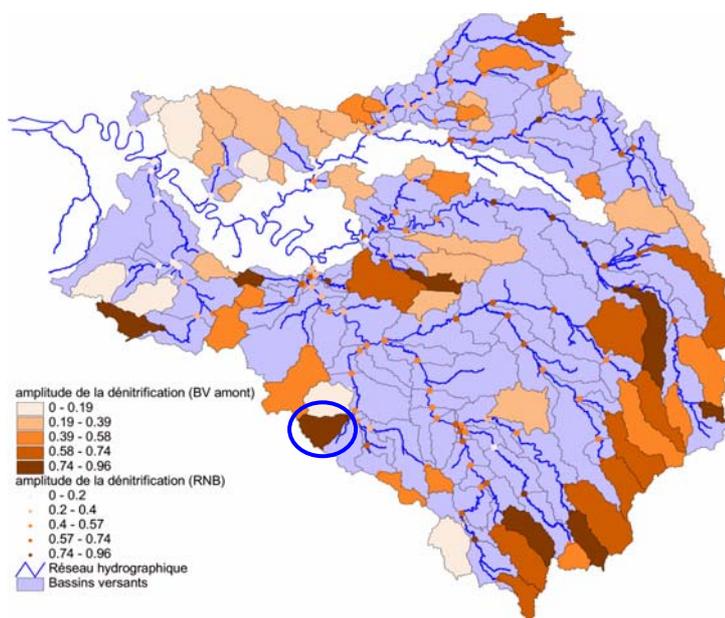
La **Figure 13** montre la distribution géographique de l'amplitude de la rétention. Les couleurs foncées correspondent à une forte amplitude de rétention. On a choisi de représenter différemment les bassins versants amont (coloriés) des bassins versants ayant une station RNB à l'amont (points de couleur). Cette distinction a été réalisée car les bassins versants amont, intégrant une surface moins importante, sont susceptibles de présenter des relations plus claires (moins moyennées) avec différents paramètres tels que le drainage, le pourcentage de forêt ou les indices topographiques. A priori, la **Figure 13** ne nous permet pas d'identifier une relation entre la localisation géographique des bassins versants et l'amplitude de la rétention.



**Figure 11** : Evolution de la concentration théorique (en haut) et du coefficient de rétention (en bas) en fonction du temps



*Figure 12 : covariation de l'amplitude de la rétention et de taux moyen de rétention (à gauche), covariation du taux rivière et de l'amplitude de la rétention (à droite)*



*Figure 13 : Représentation géographique de l'amplitude de la rétention*

#### 4. Indicateurs de la rétention et propriétés hydrogéomorphologiques

L'indice topographique est un indice dérivé du modèle hydrologique TOPMODEL (Beven and Kirkby 1979). Il prend en compte la pente locale ( $\beta$ ), l'aire de drainage amont ( $a$ ) :

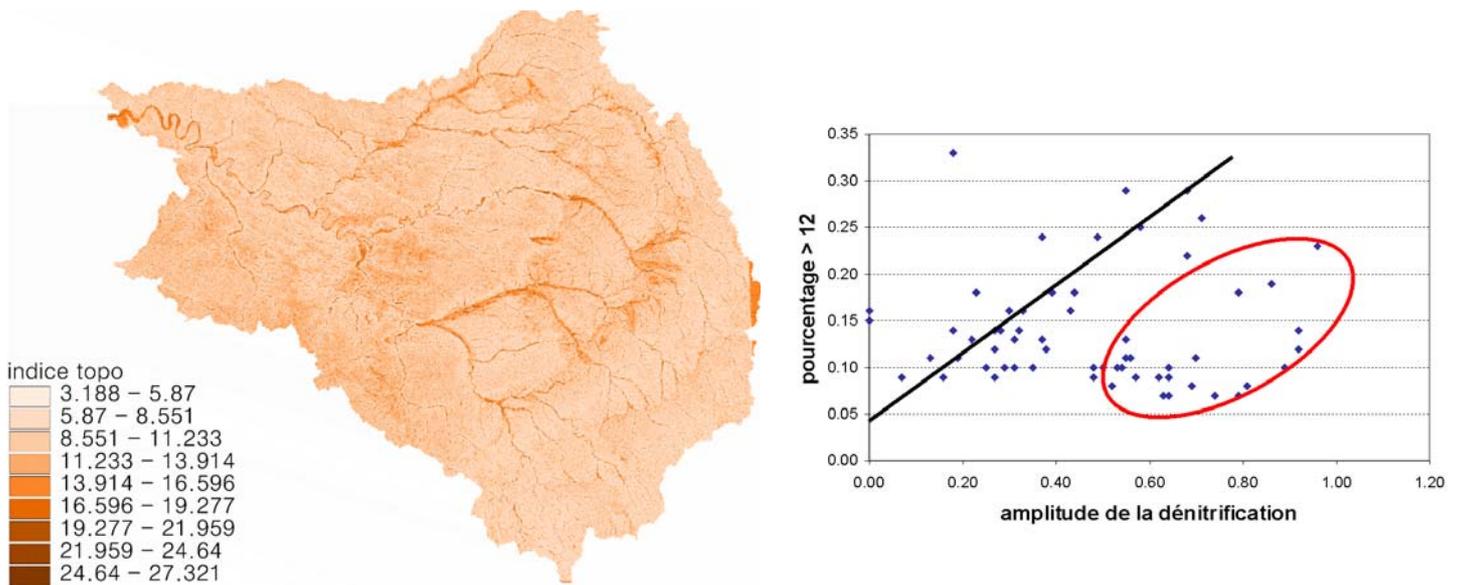
$$i = \ln(a / \tan \beta).$$

Le potentiel de saturation augmente avec la valeur de cet indice. En effet, plus l'aire de drainage amont est importante et plus la pente locale est faible, plus la quantité d'eau drainée sera grande et plus l'évacuation de celle-ci sera difficile. Le calcul de l'indice topographique a été réalisé à partir d'un MNT à 100 m sur l'ensemble du bassin de la Seine (*Figure 14*).

Les indices topographiques reproduisent assez correctement la localisation des grandes zones humides identifiées (la zone de la Bassée, le marais de Saint Gond, le corridor de la Marne...) ainsi que les zones humides situées en têtes de bassin (Curie et al., 2003). L'utilisation de cet indice permet de diviser le bassin versant en deux zones : une zone saturée (avec des valeurs d'indice élevées) et une zone non-saturée. La comparaison de la carte des indices topographiques avec les cartes pédologiques, la typologie géomorphologique et les zones humides extraites des cartes topographiques de l'IGN

suggère que les indices topographiques supérieurs à 12 permettent de délimiter correctement les zones humides potentielles.

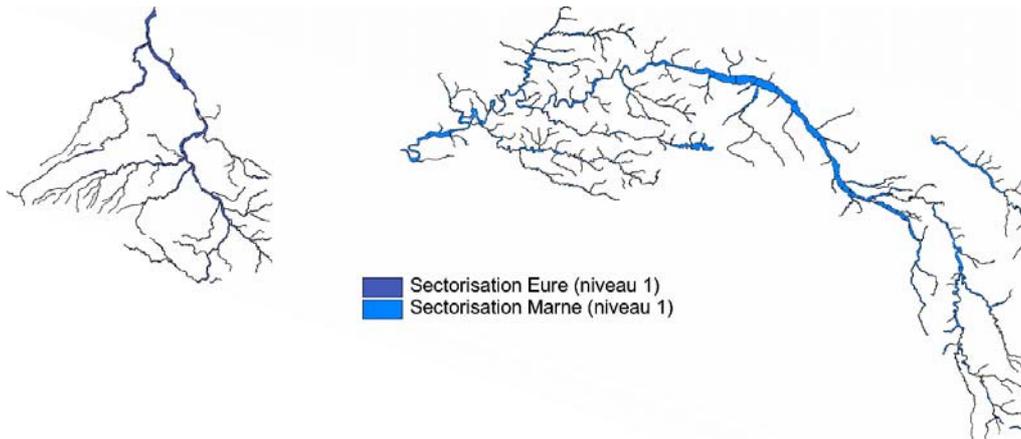
Le pourcentage des indices topographiques supérieurs à 12 de chacun des bassins versants et l'amplitude de la rétention en nitrate ne semble pas, à première vue, corrélés (**Figure 14**). On a représenté dans ce graphique uniquement les bassins versants amont (précédemment coloriés sur la représentation géographique de l'amplitude de la rétention **Figure 13**). Si les points entourés en rouge sont exclus il est possible qu'il y ait une relation entre le pourcentage des indices topographiques supérieurs à 12 et l'amplitude de la dénitrification. Les indices topographiques ne sont donc pas suffisants pour expliquer les taux de rétention en nitrate. On s'attachera en 2005 à voir comment d'autres facteurs tels que le drainage agricole ou le pourcentage de forêt peuvent contribuer à expliquer ces taux de rétention en nitrate.



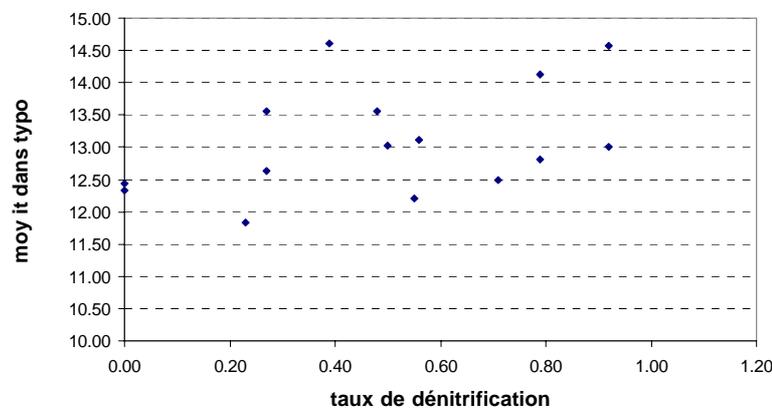
**Figure 14 :** Représentation de l'indice topographique sur le bassin de la Seine (à gauche), pourcentage de l'indice >12 en fonction de l'amplitude de la rétention (à droite)

La classification géomorphologique (Gaillard, Sebilo et al. 2002) est basée sur le concept de système morphologique hiérarchisé et emboîté. Cette classification intègre une série de variables représentatives des différentes échelles de temps et d'espace auxquelles la mise en place et le fonctionnement actuel des hydrosystèmes fluviaux peuvent être appréhendés. Le niveau 1 (**Figure 15**) est le niveau d'entrée de la classification correspondant aux zones humides riveraines telles qu'elles sont définies par Brinson (1993). Il a été réalisé en prenant les limites des alluvions récentes (plus fines dans le bassin de la Seine) comme contour de ces zones humides riveraines.

La moyenne des indices topographique dans les zones d'alluvions récentes (niveau 1 de la classification) semble être mieux corrélée à notre indicateur de la rétention en nitrate (**Figure 16**). Nous notons toutefois un coefficient de corrélation  $R^2$  assez faible. Peu de points sont représentés car seuls les bassins versants amont sur la Marne et sur l'Eure ont été pris en compte, la classification géomorphologique n'étant actuellement disponible que sur la Marne et l'Eure.



*Figure 15 : Niveau 1 de la classification géomorphologique sur la Marne et sur L'Eure*



*Figure 16 : Moyenne des indices topographiques dans les corridors fluviaux en fonction de l'amplitude de la rétention en nitrate*

## 5. Conclusions

Le suivi hydrologique et géochimique de la zone d'étude de Droupt Saint Basle a permis de mettre en évidence une forte baisse des nitrates durant la période estivale liée au processus de dénitrification. Notre hypothèse est que les paramètres influençant la dénitrification, faible teneur en oxygène dissous, température élevée et forte quantité de COD, sont contrôlés par la pédologie. En effet, la faible perméabilité pourrait expliquer l'accumulation de matière organique dans cette zone ainsi qu'un réchauffement des eaux de surface favorisés par une augmentation du temps de résidence.

Les bilans de nitrate, à une échelle plus globale, indiquent que la plupart des bassins versants étudiés présentent une rétention en nitrate durant la période estivale. Le croisement entre ces taux de rétention et les caractéristiques hydrogéomorphologiques suggère que la présence d'alluvions récentes, pourrait favoriser cette rétention comme c'est le cas à Droupt Saint Basle, par dénitrification.

Ce travail sur les taux de rétention reste très préliminaire. Il est entaché de nombreuses sources d'erreur que nous chercherons à réduire, en utilisant par exemple les sorties du modèle MODCOU / STICS, désormais disponible sur la totalité du bassin versant de la Seine. Nous nous attacherons aussi à comprendre comment d'autres facteurs tels que le drainage agricole ou le pourcentage de forêt peuvent contribuer à expliquer ces taux de rétention. Le croisement de la typologie géomorphologique et des taux de rétention sera poursuivi cette année lorsque la classification géomorphologique sera disponible sur la Seine amont.

## 6. Bibliographie

Beven, K. and M. J. Kirkby (1979). "A physically based, variable contributing area model or basin hydrology." hydrol. Sci. Bull. **24**: 43-69.

Billen, G. and J. Garnier (2000). "Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model." Hydrobiologia **410**: 139\_150.

Brinson, M. M. (1993). A hydrogeomorphic classification of wetlands. technical report. W. r. program, US Army Corps of Engineers: 71p.

Curie, F., A. Ducharme, et al. (2003). Classification et typologie fonctionnelle des zones humides riveraines à l'échelle du bassin de la Seine : élimination et rétention des nitrates. r. PIREN-Seine.

Gaillard, S., M. Sebilo, et al. (2002). Typologie et fonctions des zones humides riveraines, Programme Piren-seine 1998-2001, rapport de synthèse: 32p.

Reddy, K. R. and E. M. D'Angelo (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. Global Wetlands : Old World and New. W. J. Mitsch, Elsevier Science: 309-324.

Sigg, L., P. Behra, et al. (2001). Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement.