Détermination de paramètres de croissance et de biomasses de communautés microbiennes nitrifiantes Modélisation pluri-annuelle de la dynamique des nitrites en Seine

Lauriane Vilmin[1*], Mélanie Raimonet[2*], Nicolas Flipo[1],
Michel Poulin[1], Thibaut Cazier[2], Anniet Laverman[2,3]

[1] Centre de Géosciences, Mines ParisTech, 35 rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau
[2] Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, UMR 7619 METIS, 4 place Jussieu, 75005 Paris
[3] CNRS, UMR 7619 METIS

[*] Contact : lauriane.vilmin@mines-paristech.fr, melanie.raimonet@upmc.fr

1 Introduction

Le nitrite est une variable importante de la qualité de l'eau des rivières. Sa concentration dans les milieux aquatiques anthropisés dépasse souvent les critères de bon état écologique définis par la Directive Cadre sur l'Eau européenne (DCE, Parliament Council of the European Union (2000)) (Helder and De Vries, 1983; Morris et al, 1985; von der Wiesche and Wetzel, 1998). Le nitrite pouvant être toxique pour les espèces vivantes à faibles concentrations (Lewis Jr. and Morris, 1986), les normes fixées sont inférieures de plus de deux ordres de grandeur par rapport au nitrate (0.3 $mgN{\cdot}L^{-1}$ contre 50 $mgN{\cdot}L^{-1}$ pour le bon état). Les concentrations mesurées dans les milieux aquatiques étant généralement très faibles, le nitrite est dans de nombreuses études regroupé avec le nitrate dans un pool d'azote inorganique oxydé.

Le nitrite est le composé intermédiaire des processus d'oxydation de l'ammonium (nitrification) en milieu oxique, mais aussi de réduction du nitrate (dénitrification) en milieu peu oxygéné (Wilderer et al, 1987; Kelso et al, 1997; Philips et al, 2002; Park and Bae, 2009). Il peut provenir de sources anthropiques, comme les rejets de stations d'épuration (STEPs), ou peut être produit dans la colonne d'eau ou la couche sédimentaire, notamment par nitrification (Corriveau et al, 2010; Rocher et al, 2011). Les processus aérobies comme la nitrification sont dominants dans les milieux oxiques comme

la Seine. La nitrification se fait en deux étapes faisant intervenir deux communautés microbiennes distinctes : les oxydateurs d'ammonium oxydent l'ammonium en nitrite et les oxydateurs de nitrite oxydent le nitrite en nitrate. L'oxydation de l'ammonium est généralement considérée comme l'étape limitante (Kowalchuk and Stephen, 2001), évitant l'accumulation de nitrite dans le milieu. Cependant, un déséquilibre entre les deux étapes de nitrification peut mener à une production de nitrite et à son accumulation dans la colonne d'eau ou les sédiments (Philips et al, 2002).

Outre les apports en nitrite, les STEPs sont une source potentielle de micro-organismes nitrifiants à la rivière (Servais et al, 1999; Brion et al, 2000; Cébron et al, 2003). Les rejets de STEPs augmentent le nombre de micro-organismes nitrifiants dans le système récepteur et modifient la structure des communautés observées dans le milieu (Cébron et al, 2004; Cazier et al, 2014). Ces modifications sont fonction des traitements auxquels les effluents sont soumis avant leur rejet dans le milieu. La longévité des micro-organismes nitrifiants rejetés dans le milieu dépend de leur capacité à résister dans des conditions environnementales différentes (Nogueira and Melo, 2006), et détermine l'activité nitrifiante dans la rivière.

Depuis 2007, des unités de nitrification et dénitrification ont été mises en place dans la station d'épuration Seine Aval, traitant 1 700 000 m^3 d'eau par jour, afin d'éliminer l'ammonium. Bien que les concentrations en ammonium aient été réduites à des niveaux atteignant généralement le bon état écologique, les réactions incomplètes de dénitrification au sein de la station d'épuration ont simultanément conduit à une augmentation des concentrations en nitrite dans les eaux de rejet et, par conséquent, dans la Seine (Rocher et al, 2011). Alors qu'avant 2007 le nitrite était progressivement produit au cours du transit de l'eau à l'aval de la STEP, pour atteindre des concentrations maximales dans l'estuaire, le pic de concentration est maintenant observé en aval de la STEP Seine Aval (Cébron, 2004; Garnier et al, 2012). Bien que le nitrite soit, en général, rapidement oxydé dans l'environnement, il persiste sur plusieurs dizaines de kilomètres en aval de la station d'épuration, à des niveaux de concentrations dépassant le critère de bon état écologique.

Cette étude a pour but d'étudier l'impact de la STEP Seine Aval sur la dynamique des nitrites en Seine après l'implémentation de la filière de nitrification-dénitrification. Pour cela, les paramètres de croissance et les biomasses des communautés microbiennes nitrifiantes, oxydatrices d'ammonium (nitrosantes) et oxydatrices de nitrite (nitratantes), ont été déterminés en Seine et dans les rejets de Seine Aval. Ce travail est réalisé en interprétant des manipulations en batch en conditions contrôlées avec un modèle biogéochimique, C-RIVE (Vilmin et al, 2012). Les paramètres déterminés par cette méthode sont ensuite appliqués au système Seine entre Paris et Poses pour simuler la dynamique des nitrites dans le milieu sur une période de 5 ans. Les résultats obtenus soulignent l'importance d'une différentiation entre les communautés microbiennes provenant des bassins versants amont (communautés endémiques) et celles provenant des rejets de STEPs.

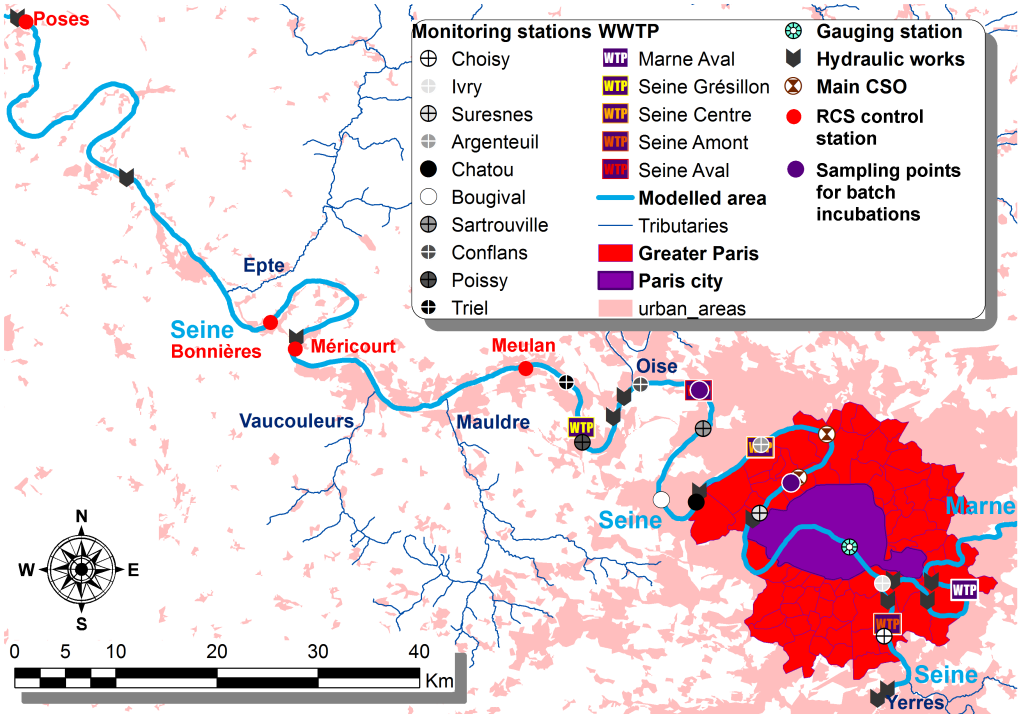

FIGURE 1: *Linéaire étudié, localisation des points de prélèvement et des stations de mesure servant à la validation du modèle*

2 Méthodologie

2.1 Prélèvement des échantillons

Des échantillons d'eau de Seine de 10 à 20 litres ont été collectés à Asnières, en amont du rejet de Seine Aval, et dans le rejet de la STEP Seine Aval (Fig. 1) courant novembre 2012. Les échantillons ont été directement rapportés au laboratoire et passés sur des filtres PVDF de 0.2 μm, afin d'analyser immédiatement les concentrations en nitrite.

2.2 Incubations en milieu contrôlé

Des échantillons non filtrés d'eau de Seine et d'eau de rejet ont été incubés pendant 12 jours dans des Erlenmeyer de 500 mL, dans l'obscurité, à une température constante de 20°C et sous agitation (120 rpm). Comme décrit dans Cébron et al (2005), deux inhibiteurs, l'allylthiourée (à 0.1 mM) et le chlorate de sodium (à 10 mM), ont été utilisés pour étudier séparément l'oxydation de l'ammonium et du nitrite. Pour chacun des types de prélèvement (Seine ou rejet), trois échantillons ont été incubés :

- un échantillon concentré en ammonium (à 1 mM), avec allylthiourée, pour suivre l'oxydation de l'ammonium,
- un échantillon concentré en nitrite (à 1 mM), avec chlorate de sodium, pour suivre l'oxydation

du nitrite,

– un échantillon concentré en ammonium (à 1 mM), sans inhibiteur, pour observer la dynamique des nitrites en présence de communautés oxydatrices d'ammonium et de nitrite non inhibées.

Une série d'échantillons ont également été incubés en présence des deux types d'inhibiteurs, afin de vérifier l'inhibition complète des processus de nitrification. Une fraction de chaque échantillon a été prélevée quotidiennement pour mesurer la concentration en nitrite. Ces concentrations en nitrite ont été mesurées par la méthode colorimétrique de Rodier (1984), décrite dans Raimonet et al (2013).

2.3 Détermination des cinétiques de croissance et des biomasses des micro-organismes nitrifiants

2.3.1 Notations utilisées

Les notations employées pour les variables et paramètres de ProSe et C-rive dans le reste du rapport sont recensées dans le Tableau 1.

Tableau 1: *Description des variables et paramètres de* ProSe *et* C-rive *utilisées pour le calcul de la nitrification. L'indice i correspond à la fonction des micro-organismes (OA : oxydateurs d'ammonium ou ON : oxydateurs de nitrite) ; l'indice j correspond à la communauté de micro-organismes (Seine ou rejet de STEP).*

Variables et paramètres utilisés dans C-rive et ProSe pour décrire les processus de nitrification		
$[NH_4^+]$	Concentration en ammonium	[mgN·L^{-1}]
$[NO_2^-]$	Concentration en nitrite	[mgN·L^{-1}]
$[NO_3^-]$	Concentration en nitrate	[mgN·L^{-1}]
$[O_2]$	Concentration en oxygène dissous	[mgO$_2$·L^{-1}]
$[BN_{i,j}]$	Concentration en biomasse nitrifiante	[mgC·L^{-1}]
$T_{\mathrm{opt},i}$	Température optimale	[°C]
σ_i	Écart-type de la fonction de température	[°C]
$\mu_{\max,i,j}$	Taux de croissance maximal	[h^{-1}]
$mort_i$	Taux de mortalité	[h^{-1}]
$Y_{nit,i}$	Rendement de nitrification	[mgC·(mgN)$^{-1}$]
$K_{NH_4^+,OA,j}$	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'ammonium pour les micro-organismes nitrosants	[mgN·L^{-1}]
$K_{NO_2^-,ON,j}$	Constante de demi-saturation vis-à-vis du nitrite pour les micro-organismes nitratants	[mgN·L^{-1}]
$K_{O_2,i}$	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'oxygène dissous	[mgO$_2$·L^{-1}]
$r_{O_2,i}$	Quantité d'oxygène dissous consommée pendant l'oxydation d'une mole de NH_4^+/NO_2^-	[-]
$V_{sed,i}$	Vitesse de sédimentation	[m h^{-1}]

2.3.2 Formalismes utilisés

L'évolution des concentrations en nitrite dans les batchs est simulée avec le modèle biogéochimique C-RIVE (Vilmin et al, 2012). C-RIVE est la version indépendante du module biogéochimique de PROSE, basé sur le modèle RIVE (Billen et al, 1994; Garnier et al, 1995).

Il est considéré que seuls les processus de nitrification ont un impact sur les concentrations en nitrite dans les échantillons. Les échantillons étant constamment agités, l'oxygène est considéré comme étant à saturation à tout instant.

Les biomasses des différentes communautés nitrifiantes dépendent de leur taux de croissance, de leur taux de mortalité, et de leur vitesse de sédimentation :

$$\frac{\mathrm{d}[BN]_{i,j}}{\mathrm{d}t} = (\mu_{i,j} - \mathrm{e}^{-\frac{(T-T_{\mathrm{opt},i})^2}{\sigma_i^2}} mort_i - V_{sed,i})\,[BN]_{i,j} \tag{1}$$

Les vitesses de sédimentation des différentes communautés sont fixées à zéro pour la simulation des batchs, afin de traduire l'effet de l'agitation des échantillons. À chaque instant, le taux de croissance des communautés nitrifiantes dépend de la température, ainsi que des concentrations en oxygène dissous et en substrat (ammonium pour les communautés nitrosantes et nitrite pour les communautés nitratantes) :

$$\mu_{OA,j} = \mu_{\max,AO,j}\ \mathrm{e}^{-\frac{(T-T_{\mathrm{opt},OA})^2}{\sigma_{OA}^2}} \left(\frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+,OA,j}}\right)\left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2,OA}}\right) \tag{2}$$

$$\mu_{ON,j} = \mu_{\max,ON,j}\ \mathrm{e}^{-\frac{(T-T_{\mathrm{opt},ON})^2}{\sigma_{nat}^2}} \left(\frac{[NO_2^-]}{[NO_2^-] + K_{NO_2^-,ON,j}}\right)\left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2,ON}}\right) \tag{3}$$

Les quantités consommées et produites d'ammonium, de nitrite et d'oxygène dissous (sauf en conditions contrôlées, où la concentration en oxygène est fixée à la valeur de saturation) dépendent des rendements de nitrification des communautés nitrifiantes :

$$\frac{\mathrm{d}[NID_{cons}]}{\mathrm{d}t} = -\sum_j \frac{\mu_{i,j}}{Y_{nit,i}}[BN]_{i,j} \tag{4}$$

$$\frac{\mathrm{d}[O_2]}{\mathrm{d}t} = -\sum_j r_{O_2} \cdot \frac{\mu_{i,j}}{Y_{nit,i}}[BN]_{i,j} \tag{5}$$

$$\frac{\mathrm{d}[NID_{prod}]}{\mathrm{d}t} = +\sum_j \frac{\mu_{i,j}}{Y_{nit,i}}[BN]_{i,j} \tag{6}$$

$[NID_{cons}]$ et $[NID_{prod}]$ correspondent aux concentrations $[NH_4^+]$ et $[NO_2^-]$ pour les communautés nitrosantes et $[NO_2^-]$ et $[NO_3^-]$ pour les communautés nitratantes.

2.3.3 Méthode de détermination des paramètres optimaux et des biomasses initiales

Les valeurs optimales de biomasse initiale et de paramètres cinétiques de croissance des communautés nitrifiantes ($\mu_{\max,i,j}$, $K_{NH_4^+,OA,j}$ et $K_{NO_2^-,ON,j}$) sont obtenues grâce à un ajustement des concentrations simulées à celles mesurées dans les batchs avec et sans inhibiteurs. Les autres paramètres sont considérés constants et sont basés sur ceux déterminés par Brion and Billen (1998) et utilisés dans ProSe lors d'études antérieures (Tab. 2).

La réponse du modèle à une large gamme de paramètres est analysée grâce à plusieurs paramètres statistiques (RMSE — racine carré de l'écart quadratique moyen — et corrélation). Les simulations optimales pour chaque étape de la nitrification (oxydation de l'ammonium et oxydation du nitrite) et pour chaque communauté (Seine et rejet de STEP) sont déterminées grâce à la RMSE. Des biomasses initiales comprises entre 0.0005 mgC·L^{-1} et 0.01 mgC·L^{-1} sont testées pour les échantillons d'eau de Seine ; des biomasses comprises entre 0.0005 mgC·L^{-1} et 0.3 mgC·L^{-1} sont testées pour les échantillons d'eau du rejet de Seine Aval, par pas de 0.0005 mgC·L^{-1}. Ainsi, plus de 9000 simulations sont réalisées pour chacun des deux batchs inhibés contenant de l'eau de Seine et plus de 27000 simulations sont réalisées pour chacun des batchs inhibés contenant de l'eau du rejet de Seine Aval.

Tableau 2: *Valeurs des paramètres fixés et gammes de variation des paramètres ajustés avec* C-rive. *L'indice i correspond à la fonction des micro-organismes (OA : oxydateurs d'ammonium ou ON : oxydateurs de nitrite) ; l'indice j correspond à la communauté de micro-organismes (Seine ou rejet de STEP).*

Paramètre	Communautés nitrosantes	Communautés nitratantes
$T_{\text{opt},i}$ (°C)	25	25
σ_i (°C)	12	12
$mort_i$ (h^{-1})	0.018	0.018
$Y_{nit,i}$ (mgC·(mgN)$^{-1}$)	0.09	0.026
$K_{O_2,i}$ (mgO$_2$·L^{-1})	0.5	1.5
$\mu_{\max,i,j}$ (h^{-1})	[0.025-0.3] par pas de 0.025	
$K_{NH_4^+,OA,j}$ (mgN·L^{-1})	[0.1-0.9] par pas de 0.1 & [1-15] par pas de 0.5	
$K_{NO_2^-,ON,j}$ (mgN·L^{-1})	[0.1-0.9] par pas de 0.1 & [1-15] par pas de 0.5	

Les 10 meilleurs jeux de paramètres (en termes de RMSE) de nitrosation et de nitratation sont ensuite utilisés pour simuler les échantillons sans inhibiteurs. Le jeu de 6 paramètres optimaux, permettant de minimiser la RMSE des concentrations en nitrite simulées sur l'échantillon non inhibé, est alors sélectionné. Lorsque plusieurs optima locaux sont observés, l'optimum permettant de bien simuler la décroissance en nitrite (due à la nitratation) dans l'échantillon non inhibé est conservé. Un ajustement supplémentaire est ensuite réalisé sur les paramètres de croissance de la communauté

oxydatrice d'ammonium ($\mu_{\max,ON,j}$ et $K_{NO_2^-,ON,j}$) afin de bien reproduire la production de nitrite en début d'expérience (Fig. 2).

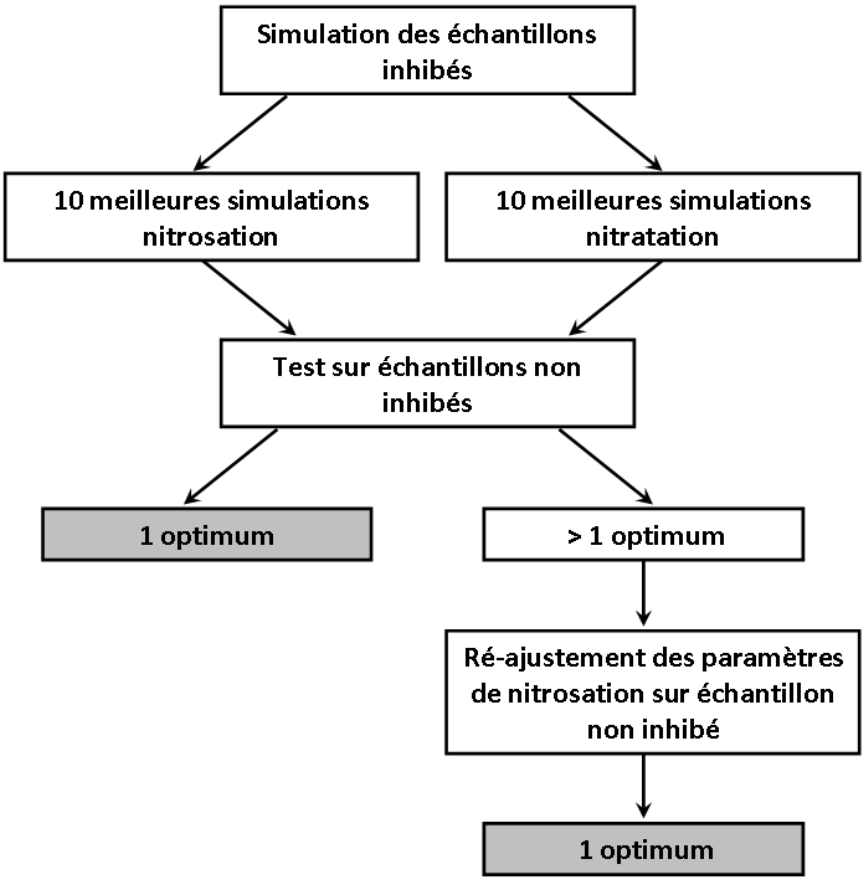

FIGURE 2: *Méthode de détermination des paramètres de nitrification optimaux. Les meilleures simulations sont sélectionnées sur la RMSE*

2.4 Simulation pluri-annuelle de la dynamique des nitrites en Seine

Les paramètres optimaux sont ensuite utilisés dans le modèle PROSE (Even, 1995; Even et al, 1998) pour simuler la dynamique des nitrites sur la période 2007-2011. L'ensemble des processus biogéochimiques pris en compte dans le modèle C-RIVE (Vilmin et al, 2012) et affectant les cycles de l'azote, du phosphore, de l'oxygène et du carbone sont simulés. Les concentrations des différentes

espèces azotées sont donc aussi contrôlées par des processus biogéochimiques autres que la nitrification. L'ammonium est produit dans le milieu par minéralisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes. Le phytoplancton prélève de l'ammonium et du nitrate lors de sa croissance. Enfin, le nitrate peut être consommé lors de la dénitrification lorsque le milieu est peu oxygéné.

Ces dynamiques sont simulées entre Ablon, à l'amont de l'agglomération parisienne, et Poses, à l'entrée de l'estuaire fluvial de la Seine (Fig. 1). Un tronçon de 33 km de Marne est également simulé, en amont de la confluence avec la Seine. Cinq affluents majeurs, dont l'Oise qui se jette dans la Seine environ 70 km en aval de Paris, sont pris en compte. Les concentrations amont et à l'aval de l'Oise sont fournies au pas de temps journalier par le SEDIF. Enfin, les données de suivi des rejets, fournies par le SIAAP, permettent de prendre en compte les cinq STEPs de l'agglomération parisienne, gérées par le SIAAP, ainsi que de nombreux déversements de STEP mineurs, déversements de temps de pluie et de temps sec au pas de temps journalier.

Les concentrations simulées sont validées aux stations d'auto-surveillance du SIAAP, à un pas de temps hebdomadaire, ainsi qu'à la station du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) de Poses, à l'entrée de l'estuaire de la Seine.

Les profils en long des quantiles de concentration sont ensuite calculés sur tout le domaine simulé. Les quantiles des concentrations simulées sont comparés à ceux des concentrations mesurées aux stations où le pas de temps de mesure est suffisamment fin. Lorsque le pas de temps de mesure le permet, les mesures aux stations aval du RCS (Meulan, Méricourt, Bonnières et Poses) sont utilisées pour compléter la partie du domaine simulé non couverte par les mesures d'auto-surveillance du SIAAP. Les mesures sont disponibles à un pas de temps mensuel aux stations de Meulan, Méricourt et Bonnières et à un pas de temps hebdomadaire à Poses. La possibilité de calculer des quantiles de concentration corrects en ammonium, nitrite et nitrate aux stations RCS est discutée dans la sous-section 3.2.

3 Résultats et discussion

3.1 Paramètres optimaux des communautés nitrifiantes

3.1.1 Ajustements sur les batchs inhibés

Les simulations optimales des batchs inhibés reproduisent bien l'évolution des concentrations en nitrite lors de sa production par nitrosation et lors de sa consommation par nitratation, aussi bien pour les échantillons d'eau de Seine que pour ceux de la STEP Seine Aval (Fig. 3 et 4). Pour les 4 batchs simulés, la corrélation entre les concentrations simulées et mesurées est supérieure à 0.99 pour les 10 meilleures simulations en termes de RMSE. Le critère utilisé pour l'ajustement des paramètres (la

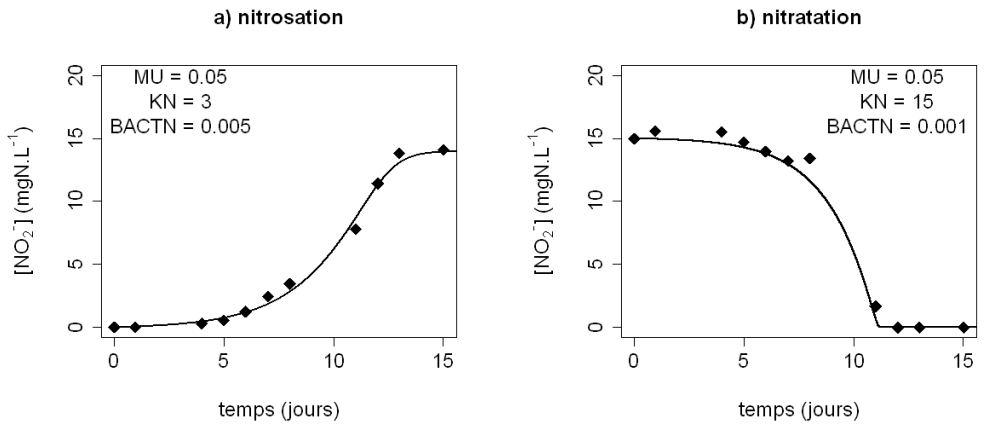

FIGURE 3: *Évolution des concentrations en nitrite dans les échantillons d'eau de Seine a) avec inhibition de la nitratation, b) avec inhibition de la nitrosation. Les points et la ligne noire correspondent respectivement aux concentrations mesurées et à la meilleure simulation en termes de RMSE.*

TABLEAU 3: *Répartition des valeurs de RMSE des 10 et 100 meilleures simulations des batchs avec inhibiteurs. σ(RMSE) est l'écart-type des RMSE des 10 ou 100 meilleures simulations. OA = oxydateurs d'ammonium, ON = oxydateurs de nitrite.*

	10 meilleures simulations				100 meilleures simulations			
	Seine		rejet Seine Aval		Seine		rejet Seine Aval	
	OA	ON	OA	ON	OA	ON	OA	ON
RMSE minimale (mgN·L^{-1})	0.43	0.73	0.27	0.39	0.43	0.73	0.27	0.39
RMSE moyenne (mgN·L^{-1})	0.52	0.78	0.30	0.39	0.79	1.26	0.45	0.43
RMSE maximale (mgN·L^{-1})	0.58	0.83	0.32	0.39	0.99	1.79	0.54	0.48
σ(RMSE) (mgN·L^{-1})	0.04	0.03	0.02	0.001	0.13	0.33	0.07	0.02

RMSE) permet de bien discriminer les meilleures simulations. Les meilleures simulations se détachent nettement des autres, sauf pour le batch contenant de l'eau du rejet de Seine Aval, avec inhibition de la nitrosation (ON). Pour les 3 autres batchs, l'écart entre la RMSE minimale et maximale sur les 10 meilleures simulations est toujours supérieur à 15 % (Tab. 3).

3.1.2 Distribution statistique des meilleurs ajustements sur les batchs inhibés

Eau de Seine

La distribution des paramètres optimaux pour la simulation des batchs avec inhibiteurs contenant de l'eau de Seine (Fig. 5) montre que le taux de croissance maximal est très peu variable, aussi bien pour les communautés nitrosantes (Fig. 5 a) que pour les communautés nitratantes (Fig. 5 d). Pour

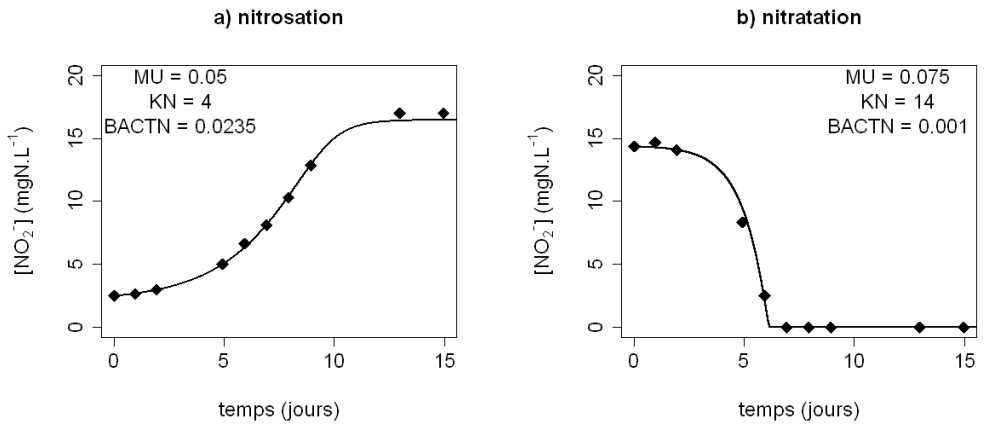

FIGURE 4: *Évolution des concentrations en nitrite dans les échantillons d'eau de rejet de Seine Aval a) avec inhibition de la nitratation, b) avec inhibition de la nitrosation. Les points et la ligne noire correspondent respectivement aux concentrations mesurées et à la meilleure simulation en termes de RMSE.*

les communautés nitrosantes, les valeurs du paramètre de demi saturation vis-à-vis de l'ammonium et de biomasse initiale dans l'échantillon sont beaucoup plus variables (Fig. 5 b et c). La sélection des 10 meilleurs simulations permet de restreindre leurs gammes de variation, surtout pour le paramètre $K_{NH_4^+,OA,Seine}$. Pour l'ensemble des 100 meilleures simulations du batch où la nitrosation est inhibée, les biomasses initiales des communautés nitratantes sont faibles, comprises entre 0.0005 et 0.0015 mgC·L^{-1} (Fig. 5 f). Le paramètre $K_{NO_2^-,ON,Seine}$ est quant-à-lui extrêmement variable (Fig. 5 e). Aucune des 10 meilleures simulations n'est obtenue avec la même valeur de ce paramètre. Ceci indique que l'incertitude sur la valeur de ce paramètre est élevée, même après ajustement.

Eau du rejet de Seine Aval

Comme pour les échantillons d'eau de Seine, les valeurs du taux de croissance maximal utilisées pour les 100 meilleures simulations sont très peu variables, aussi bien pour la nitrosation que pour la nitratation (Fig. 6 a et d). Les valeurs du paramètre $K_{NH_4^+,OA,SAV}$ et de la biomasse initiale des communautés nitrosantes sont fortement variables pour les 100 meilleures simulations (Fig. 6 b et c). La sélection des 10 meilleures simulations permet de restreindre ces gammes de variation. Pour ce qui est de la nitratation, même en restreignant la sélection aux 10 meilleures simulations seulement, deux optima locaux se distinguent pour les valeurs de $K_{NO_2^-,ON,SAV}$ (autour de 0.5 et 14 mgN·L^{-1}, Fig. 6 e) et de biomasse initiale des communautés nitratantes (autour de 0.001 et 0.009 mgC·L^{-1}, Fig. 6 f). Les jeux de paramètres avec de fortes valeurs de biomasse initiale et des fortes valeurs de $K_{NO_2^-,ON,SAV}$ donnent des résultats semblables à ceux obtenus avec de faibles valeurs de biomasse initiale et des faibles $K_{NO_2^-,ON,SAV}$.

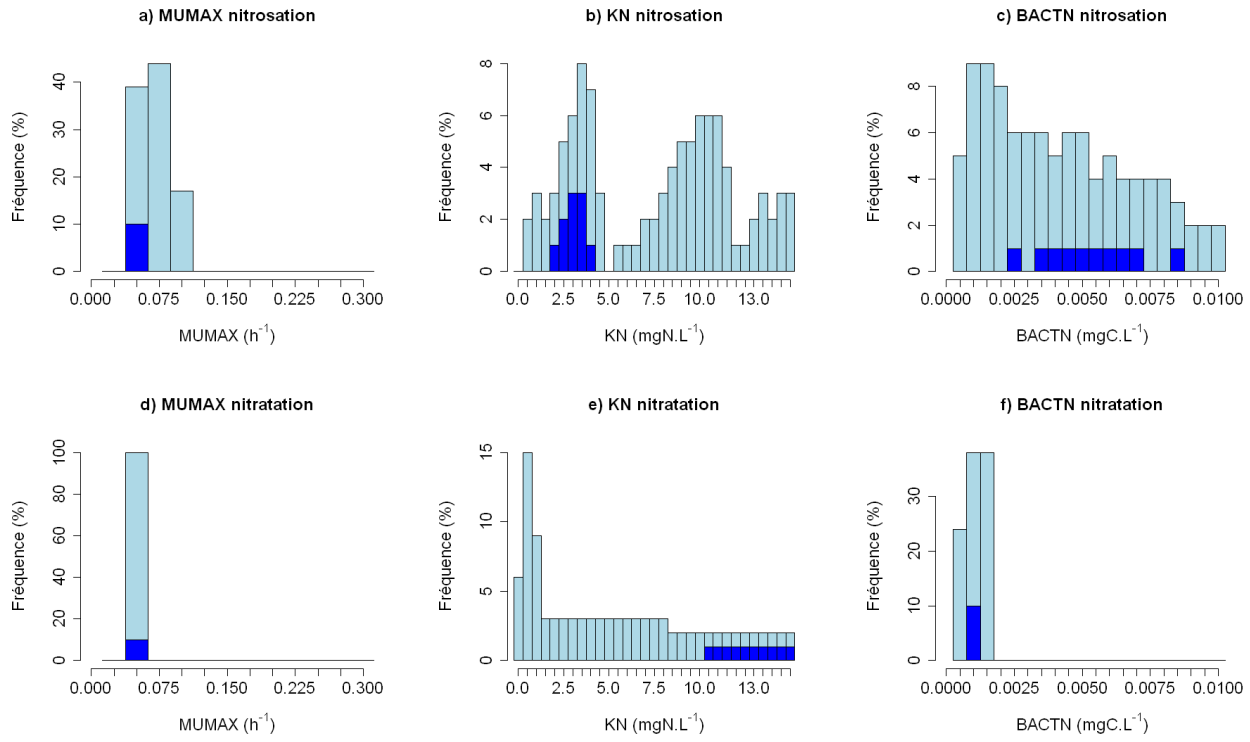

FIGURE 5: *Répartition des paramètres des 100 (bleu clair) et 10 (bleu) meilleurs simulations d'échantillons d'eau de Seine avec inhibiteurs en termes de RMSE*

3.1.3 Paramètres de nitrification optimaux

Les paramètres de nitrification optimaux sont déterminés en testant les 10 meilleurs jeux de paramètres de nitrosation et les 10 meilleurs jeux de paramètres de nitratation sur les batchs sans inhibiteurs. 100 simulations sont donc réalisées pour chacun des batchs sans inhibiteurs.

Eau de Seine

Les 100 simulations réalisées sur le batch non inhibé contenant de l'eau de Seine donnent un unique jeu de paramètres optimal (Fig. 7 a). La biomasse initiale de micro-organismes nitrosants (0.007 mgC·L^{-1}, Tab. 4) est sept fois supérieure à celle des micro-organismes nitratants. Ces valeurs de biomasse valident les valeurs de biomasses utilisées dans ProSe pour décrire les conditions limite amont dans les études antérieures (0.004 mgC·L^{-1} pour les communautés nitrosantes et 0.0008 mgC·L^{-1} pour les nitratantes). Le taux de croissance maximal déterminé pour les deux types de communautés est le même, égal à 0.05 h^{-1} (Tab. 4). Pour ce paramètre de croissance maximale, les résultats de l'optimisation sont en accord avec les paramètres déterminés par Brion and Billen (1998) sur des cultures de souches pures (0.05 h^{-1} pour les bactéries nitrosantes *Nitrosomas* et 0.051 h^{-1} pour les bactéries nitratantes *Nitrobacter*). Enfin, la constante de demi-saturation vis-à-vis des concen-

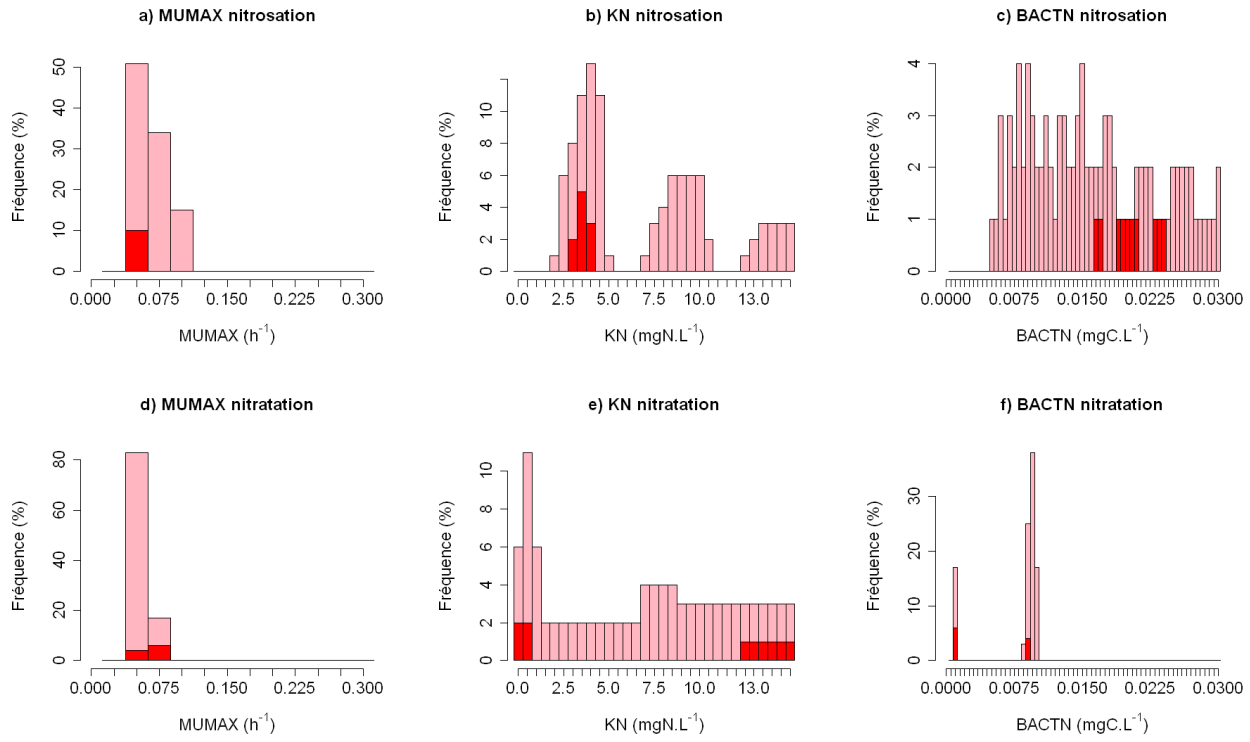

FIGURE 6: *Répartition des paramètres des 100 (rouge clair) et 10 (rouge) meilleures simulations d'échantillons d'eau de rejet de Seine Aval avec inhibiteurs en termes de RMSE*

trations en nitrite ($K_{NO_2^-,ON,Seine}$) est quatre fois plus forte que celle vis-à-vis des concentrations en ammonium ($K_{NH_4^+,OA,Seine}$), malgré les concentrations plus faibles en substrat. D'un point de vue physiologique, la valeur de $K_{NO_2^-,ON,Seine}$ optimale semble en effet élevée (supérieure aux concentrations dans le milieu de deux ordres de grandeur). Ce paramètre est cependant déterminé en faisant un certain nombre d'hypothèses de départ : (1) certains paramètres physiologiques des communautés sont fixés (mortalité, température optimale, écart-type de la fonction température, rendement), (2) certains facteurs pouvant potentiellement limiter la nitrification dans le milieu (pH, métaux, compétitions avec d'autres espèces ou communautés, *etc.*) ne sont pas simulés. Cette forte valeur de $K_{NO_2^-,ON,Seine}$ dans la Seine peut donc prendre en compte la limitation de l'oxydation du nitrite par un ou plusieurs facteurs non représentés dans le modèle.

Eau du rejet de Seine Aval

Les 100 simulations réalisées avec les paramètres obtenus sur les batchs inhibés traduisent deux comportements différents (Fig. 7 b) :

- dans les simulations avec une forte biomasse nitratante initiale et un fort $K_{NO_2^-,ON,SAV}$, l'ensemble du nitrite présent dans l'échantillon est rapidement consommé ;
- dans les simulations avec une faible biomasse nitratante initiale et un faible $K_{NO_2^-,ON,SAV}$, la

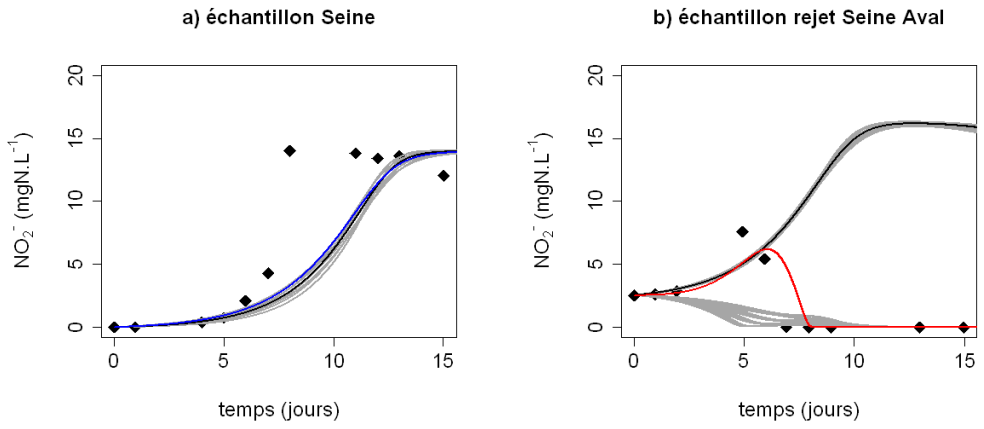

FIGURE 7: *Évolution des concentrations en nitrites dans les échantillons sans inhibiteurs a) d'eau de Seine et b) d'eau rejet de Seine Aval. Les points correspondent aux concentrations mesurées ; les lignes grises correspondent aux 100 simulations de validation (10 meilleurs jeux de paramètres nitrosation × 10 meilleurs jeux de paramètres nitratation). La ligne bleue correspond à la simulation optimale en termes de RMSE pour l'échantillon d'eau de Seine non inhibé. La ligne rouge correspond à la simulation ré-ajustée sur l'échantillon d'eau de rejet de STEP non inhibé.*

consommation du nitrite est extrêmement lente et son impact sur les concentrations en nitrite n'est pas visible sur les 15 jours de la manipulation.

Le deuxième type de jeu de paramètres (faible biomasse nitratante initiale et faible $K_{NO_2^-,ON,SAV}$) ne permet pas de simuler l'épuisement du nitrite avant la fin de la manipulation. Les paramètres de nitratation permettant d'obtenir l'optimum du premier type sont donc conservés.

La chronique de concentrations mesurées sur cet échantillon comporte 5 points de mesure où les concentrations sont non nulles et 5 points de mesure où la totalité du nitrite est consommé (Fig. 7 b). Tous les points ayant le même poids dans la procédure d'ajustement, les simulations avec une très forte consommation de nitrite, atteignant des concentrations nulles pour les 5 derniers points de mesure, ont une bonne RMSE, même si elles ne reproduisent pas correctement le pic de concentration observé autour du jour 5 (7.6 mgN·L^{-1}).

Les paramètres de nitrosation déterminés dans l'échantillon d'eau du rejet de Seine Aval avec inhibiteur ne permettant pas de représenter la croissance des concentrations en nitrite dans le batch sans inhibiteurs en début de manipulation, les paramètres de nitrosation sont réajustés afin de reproduire le pic de concentration en nitrite observé (Fig. 7 b).

Comme pour l'eau de Seine en amont du rejet, la biomasse optimale des communautés nitrosantes est trois fois plus forte que celle des communautés nitratantes (Tab. 4). Ces biomasses sont du même ordre de grandeur que celles estimées avec les relations de corrélation entre concentrations en MES et en biomasses nitrifiantes dans les rejets définies par Tusseau-Vuillemin et al (2002) et utilisées

dans ProSe. Ces relations donnent, pour la période 2007-2011, des biomasses moyennes de 0.0286 et 0.0057 mgC·L^{-1} pour les communautés nitrosantes et nitratantes respectivement. Les taux de croissance maximaux obtenus pour les deux étapes de nitrification sont du même ordre de grandeur, bien que celui des communautés nitrosantes soit légèrement supérieur (0.065 contre 0.05 h^{-1}, Tab. 4). Enfin, $K_{NO_2^-,ON,SAV}$ est 10 fois plus faible que $K_{NH_4^+,OA,SAV}$.

Comparaison entre les communautés d'eau de Seine et de rejet

Les paramètres de croissance des micro-organismes nitrifiants sont généralement déterminés sur des cultures de souches pures de bactéries nitrifiantes (*Nitrosomas* et *Nitrobacter*). Pour les cultures de *Nitrosomas*, les taux de croissance maximaux rencontrés dans la littérature sont faibles, compris entre 0.003 h^{-1} (Schmidt et al, 2003) et 0.065 h^{-1} (Blackburne et al, 2007). Les valeurs de $K_{NH_4^+,OA,Nitrosomas}$ sont extrêment variables et peuvent varier de 4 ordres de grandeur. Martens-Habbena et al (2009) trouvent une constante de demi-saturation de 0.002 mgN·L^{-1}, tandis que Park and Bae (2009) rapportent des valeurs pouvant aller jusqu'à plus de 70 mgN·L^{-1}. Pour les cultures de *Nitrobacter*, les taux de croissance maximaux sont du même ordre de grandeur, compris entre 0.005 h^{-1} (Blackburne et al, 2007) et 0.064 h^{-1} (Helder and De Vries, 1983). Les valeurs de constantes de demi-saturation vis-à-vis du nitrite, $K_{NO_2^-,ON,Nitrobacter}$, sont très variables. Des valeurs entre 0.5 et 4 mgN·L^{-1} sont rapportées par Both et al (1992), tandis que Park and Bae (2009) trouvent des valeurs supérieures à 25 mgN·L^{-1}. Les valeurs de paramètres optimaux obtenus dans cette étude pour les deux sources d'eau (Seine et rejet de la STEP Seine Aval, Tab. 4) sont toutes comprises dans les gammes de valeurs rencontrées dans la littérature, ce qui permet de valider nos résultats. Les paramètres les plus variables dans l'étape de sélection des meilleures simulations de batchs avec inhibiteurs (constantes de demi-saturation) sont aussi les plus variables dans la littérature, ce qui souligne la difficulté à définir une valeur optimale pour ces paramètres.

Les concentrations en biomasses nitrosante et nitratante dans les rejets sont plus fortes que dans l'eau de Seine d'un facteur supérieur à 3. Pour les deux milieux, les concentrations en biomasse nitrosante sont supérieures aux concentrations en biomasse nitratante. Les taux de croissance des communautés nitrosantes et nitratantes sont équivalents et sont très proches pour les eaux de rejet et l'eau prélevée en Seine en amont du rejet. L'affinité des communautés nitrosantes à l'ammonium est semblable pour les deux milieux ($K_{NH_4^+,OA,Seine} = 3.5$ mgN·L^{-1} et $K_{NH_4^+,OA,Seine} = 4.0$ mgN·L^{-1}). Les communautés nitratantes issues des rejets de la STEP Seine Aval ont une meilleure affinité au nitrite, avec une valeur de $K_{NO_2^-,ON,j}$ plus de 30 fois plus faible. Si elles survivent dans le milieu, ces communautés seront donc plus actives à l'aval du rejet que les communautés endémiques.

TABLEAU 4: *Paramètres de nitrification optimaux obtenus suite à la validation sur les batchs non inhibés. L'indice i correspond à la fonction des micro-organismes (OA : oxydateurs d'ammonium ou ON : oxydateurs de nitrite) ; l'indice j correspond à la communauté de micro-organismes (Seine ou rejet de STEP).*

	Seine		STEP Seine Aval	
Paramètre	OA	ON	OA	ON
$[BN_{i,j}]$ initiale (mgC·L^{-1})	0.0070	0.0010	0.0240	0.0090
$\mu_{\max,i,j}$ (h^{-1})	0.050	0.050	0.065	0.050
$K_{NH_4^+,OA}$ (mgN·L^{-1})	3.5		4.0	
$K_{NO_2^-,ON}$ (mgN·L^{-1})		15.0		0.4

3.2 Simulation des concentrations en nitrites le long de l'axe Paris-Poses : importance de la distinction entre communautés endémiques et communautés issues des STEPs

Les paramètres optimaux de nitrification déterminés sur les batchs sans inhibiteurs (Tab. 4) sont implémentés dans le modèle PROSE. Deux simulations sont réalisées sur la période 2007-2011 :

- une première simulation avec une seule communauté de micro-organismes nitrosants et une seule communauté de micro-organismes nitratants, dont les paramètres sont déterminés sur les échantillons d'eau de Seine ;
- une deuxième simulation, pour laquelle une deuxième communauté de micro-organismes nitrosants et une deuxième communauté de micro-organismes nitratants identifiées dans le rejet de la STEP Seine Aval sont explicitement simulées.

Pour la première simulation, les concentrations en biomasses nitrifiantes amont et dans les affluents sont constantes, égales aux biomasses estimées dans les batchs contenant de l'eau prélevée en Seine. Les concentrations en biomasse dans les rejets sont estimées grâce à une relation de corrélation avec les concentrations en matières en suspension (MES) (Tusseau-Vuillemin et al, 2002). Pour la deuxième simulation, les concentrations en biomasses nitrifiantes sont décrites de la même manière, sauf pour le rejet de Seine Aval, pour lequel les concentrations en biomasses nitrosante et nitratante sont constantes, égales à celles obtenues pour l'ajustement sur le batch sans inhibiteur contenant de l'eau du rejet (cf. sous-section 3.1). Les communautés entrant dans le système au niveau de ce rejet ont des caractéristiques qui diffèrent de celles présentes dans le système en amont et qui sont décrites par les paramètres de croissance déterminés sur les échantillons de rejet de la STEP Seine Aval.

Lorsque seules les communautés nitrifiantes endémiques sont prises en compte dans le modèle, les concentrations sont correctement simulées en amont du rejet de Seine Aval et les fortes concentrations

sont surestimées en aval du rejet (Fig. 8). La prise en compte de nouvelles communautés nitrifiantes dans le rejet de la STEP Seine Aval permet de bien reproduire la dynamique des nitrites aux stations de mesure sur toute la période d'étude, même à l'aval de la STEP Seine Aval. Cet effet est surtout visible sur les chroniques simulées à la station de contrôle de Poses (Fig. 8).

Les concentrations étant correctement simulées aux stations de mesure, le modèle est utilisé pour définir les quantiles de concentration en ammonium, nitrite et nitrate pour la période d'étude. Les quantiles calculés avec le modèle sont comparés aux quantiles calculés avec les mesures aux stations SIAAP et RCS. Le pas de temps de mesure aux stations RCS ne permettant pas de capturer les plus hautes concentrations en ammonium (qui sont cependant visibles aux stations SIAAP), les quantiles des concentrations en ammonium sont seulement comparées aux mesures au niveau des stations SIAAP. Polus et al (2010) montre que lorsque le modèle simule correctement les dynamiques biogéochimiques et que le pas de mesure est trop grand, le modèle fournit, grâce à sa résolution spatio-temporelle très fine, des indices de qualité plus adéquats. L'exemple de la station RCS de Meulan (Fig. 9) illustre bien cet impact du pas de temps de mesure sur les critères de qualité potentiellement calculés : les concentrations simulées en ammonium coïncident bien avec les mesures aux dates de prélèvement (Fig. 9 a), toutefois, très peu de prélèvements sont réalisés pendant les pics des concentration (un seul en 2007, par exemple). Le calcul de quantiles de concentration sur les mesures du RCS en cette station serait donc faussé. Pour ce qui est des concentrations en nitrite (Fig. 9 b) et en nitrate (Fig. 9 c), dont les valeurs sont beaucoup moins variables, le pas de temps mensuel permet de balayer la totalité de la gamme de concentrations atteintes dans le milieu. Des quantiles de concentration en nitrite et en nitrate sont donc calculés au niveau des stations RCS et comparés aux résultats du modèle.

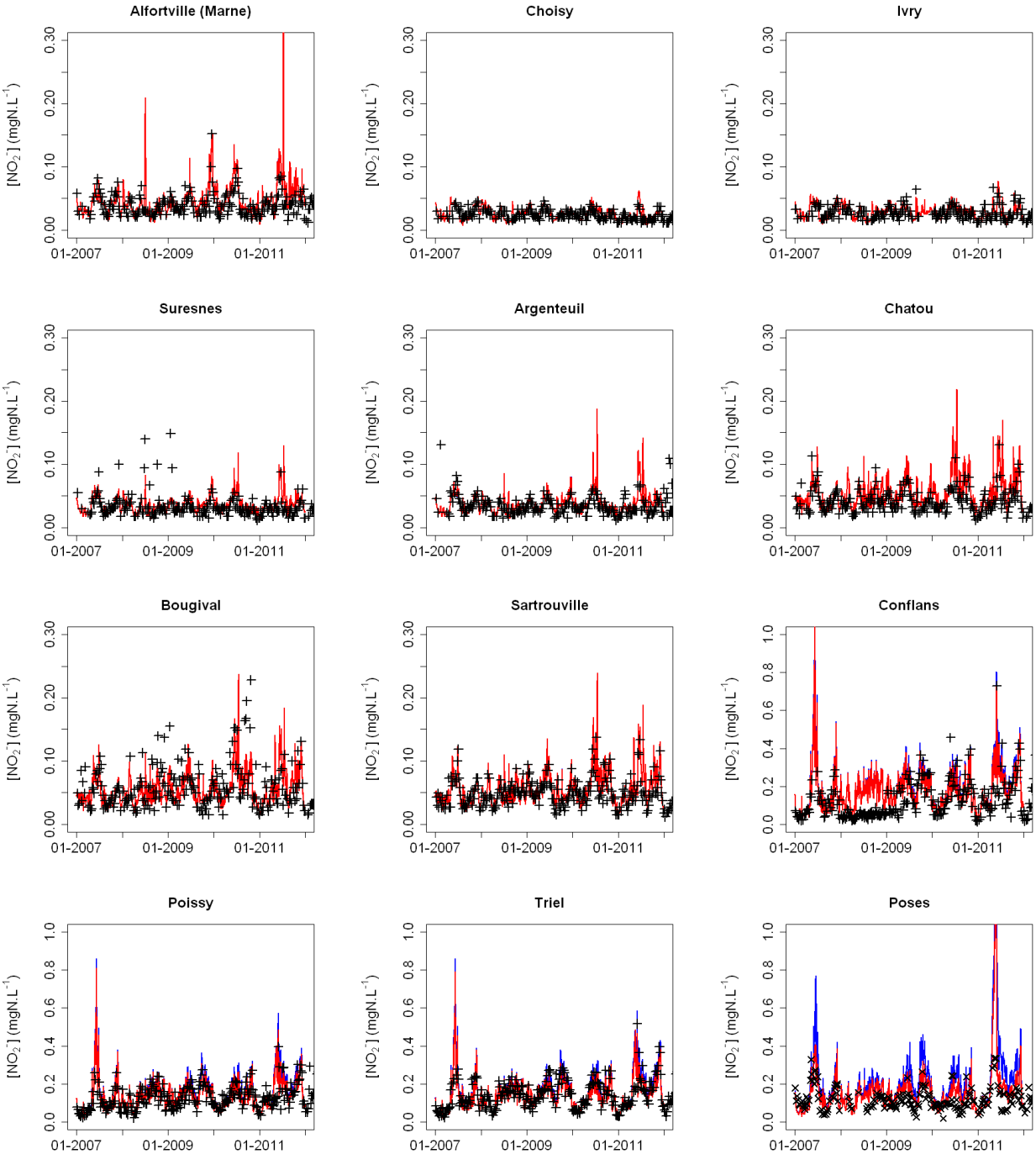

FIGURE 8: *Chroniques de concentrations en nitrite observées (croix noires) et simulées. Les lignes bleues correspondent aux résultats de la simulation avec les communautés nitrifiantes Seine seulement. Les lignes rouges correspondent aux résultats de la simulation avec les communautés nitrifiantes Seine + rejet de Seine Aval.*

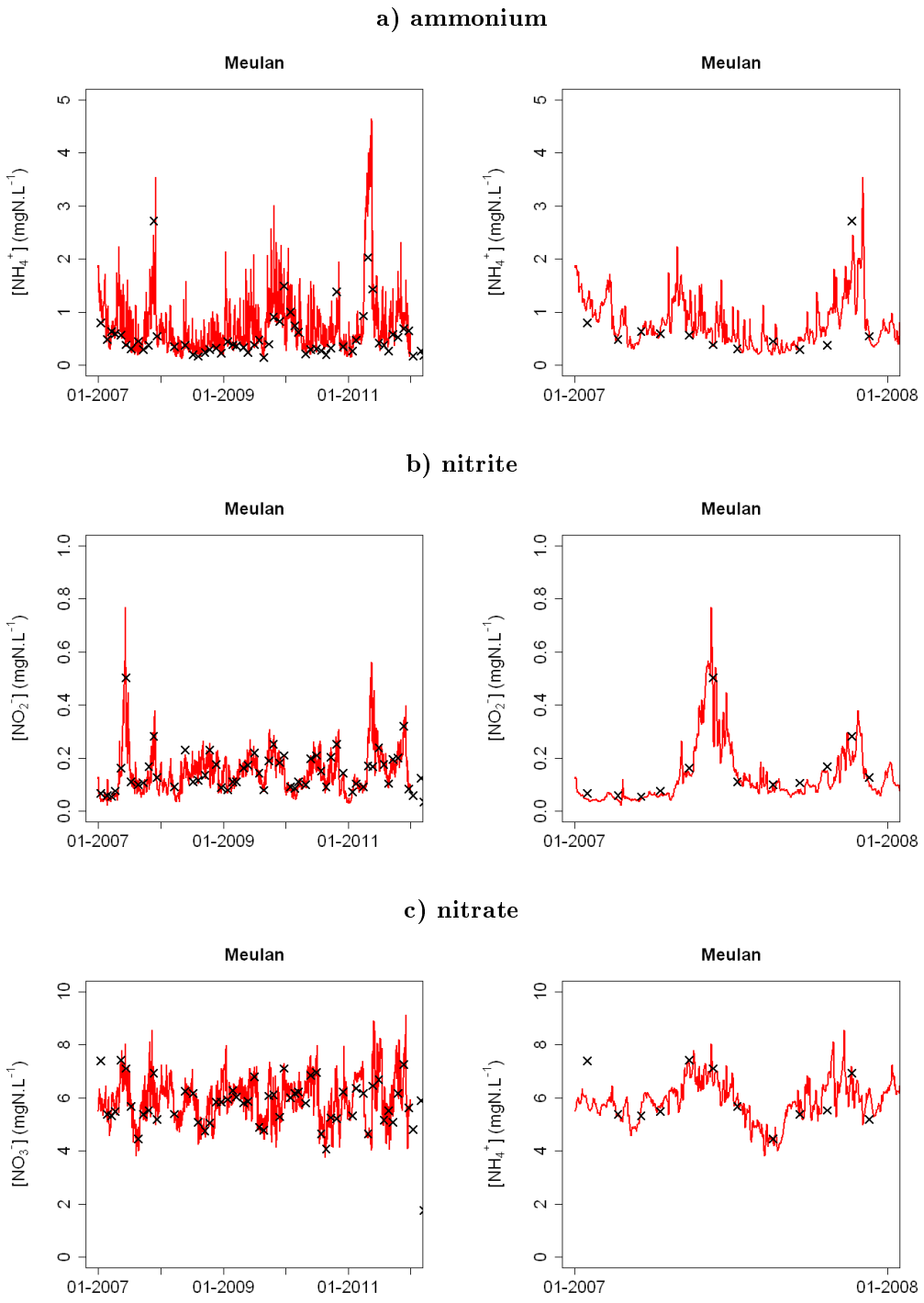

FIGURE 9: *Concentrations observées (croix) et simulées (ligne rouge) a) en ammonium, b) en nitrite et c) en nitrate à la station RCS de Meulan sur la période 2007-2011 (à gauche) et en 2007 seulement (à droite)*

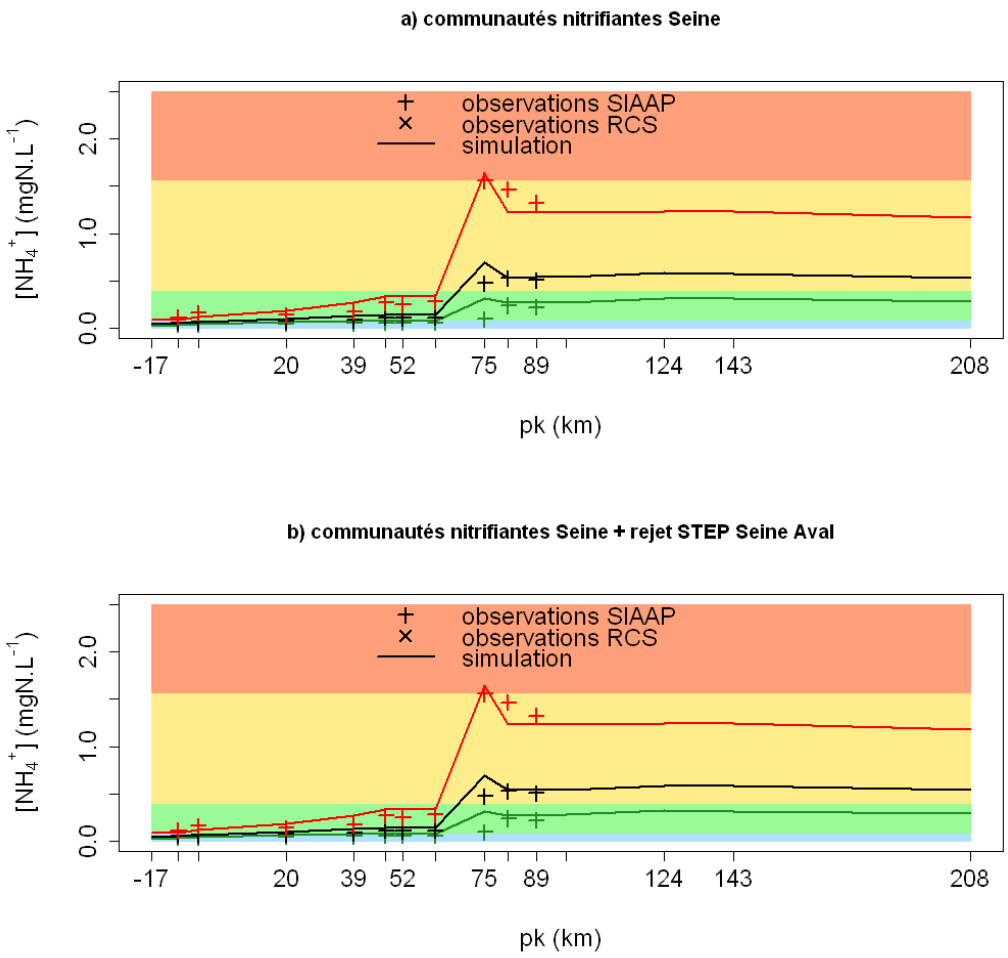

FIGURE 10: *Quantiles 10 % (vert), 50 % (noir) et 90 % (rouge) des concentrations en ammonium pour la période 2007-2011 le long du linéaire simulé. pk : distance depuis la station de jaugeage de Paris Austerlitz*

L'introduction de communautés nitrifiantes caractéristiques du rejet de Seine Aval a peu d'impact sur les concentrations simulées en ammonium et en nitrate (Fig. 10 et 12). Ces concentrations sont contrôlées par d'autres processus biogéochimiques que la nitrification, comme la minéralisation de la matière organique pour l'ammonium, ou par les apports amonts, notamment pour le nitrate qui est en grande partie issu des grandes plaines agricoles à l'amont du domaine simulé.

La différentiation entre communautés endémiques et communautés issues du rejet de la STEP Seine Aval permet d'améliorer les quantiles des concentrations en nitrite simulées tout au long du linéaire d'étude (Fig. 11). L'estimation du quantile 90 % des concentrations en nitrite, utilisé pour évaluer l'état écologique du milieu dans le cadre de la DCE (Polus et al, 2010), est clairement améliorée à l'aval de la STEP Seine Aval. Avec la différenciation entre les communautés endémiques et celles issues du rejet de Seine Aval, le modèle constitue un outil de gestion fiable et peut être utilisé pour

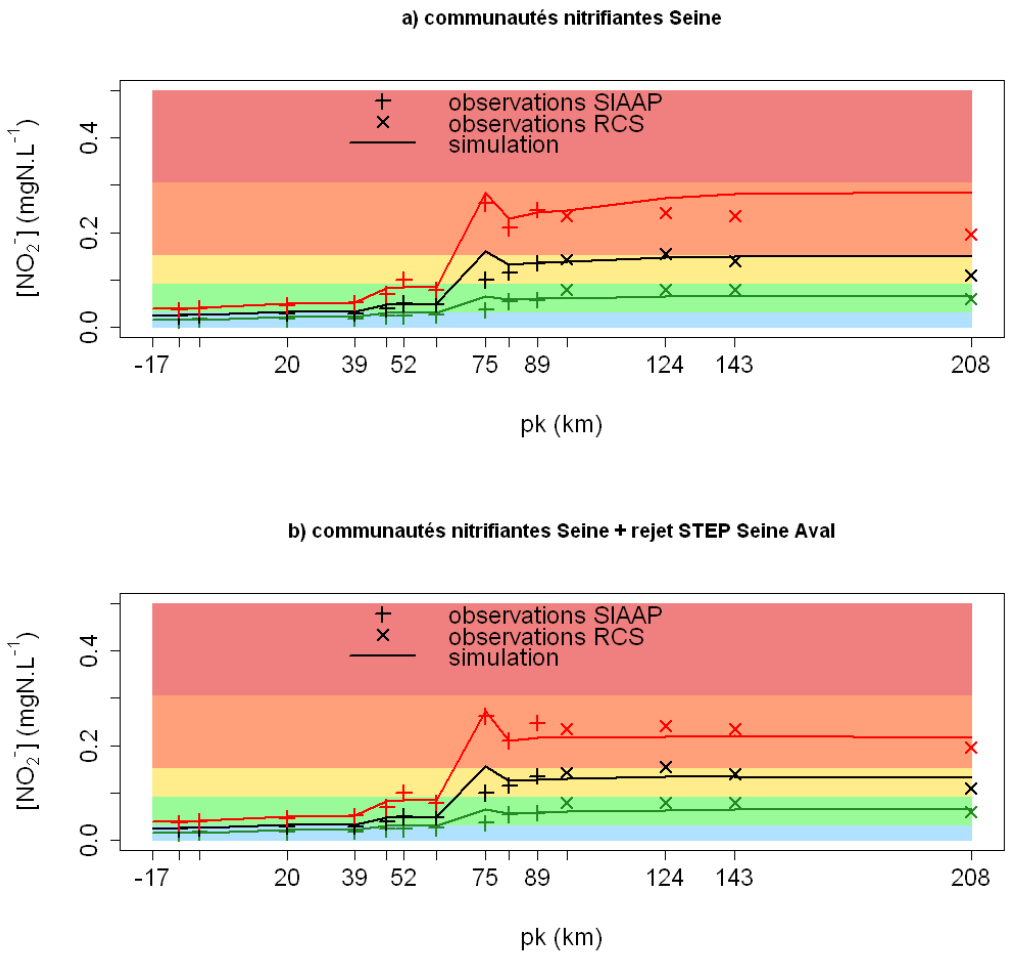

FIGURE 11: *Quantiles 10 % (vert), 50 % (noir) et 90 % (rouge) des concentrations en nitrite pour la période 2007-2011 le long du linéaire simulé. pk : distance depuis la station de jaugeage de Paris Austerlitz*

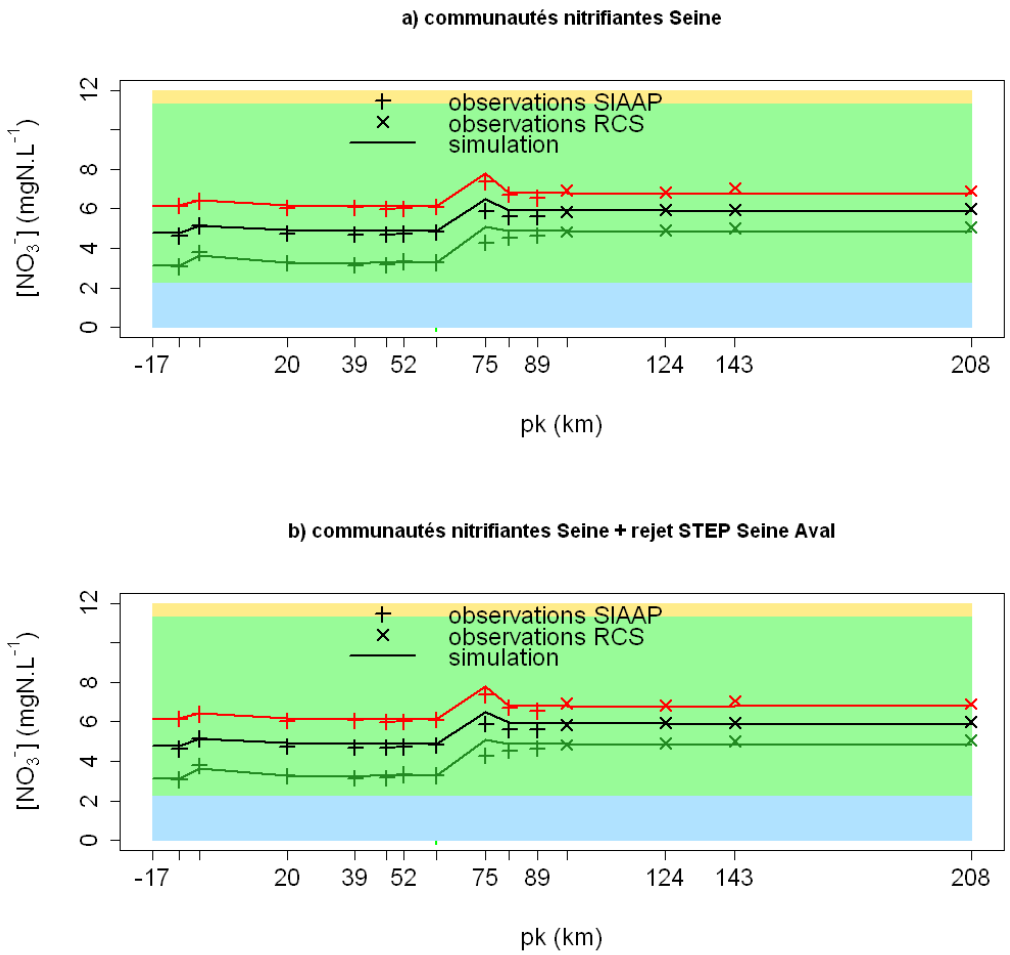

FIGURE 12: *Quantiles 10 % (vert), 50 % (noir) et 90 % (rouge) des concentrations en nitrate pour la période 2007-2011 le long du linéaire simulé. pk : distance depuis la station de jaugeage de Paris Austerlitz*

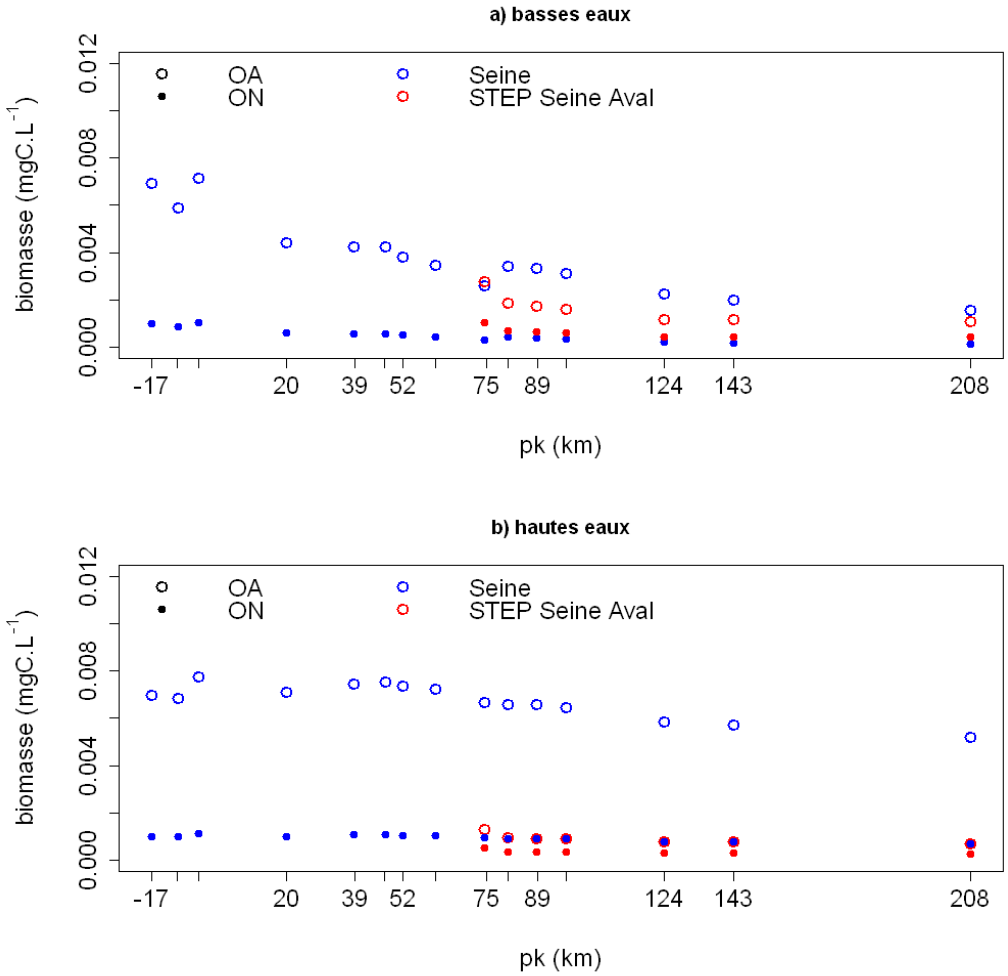

FIGURE 13: *Biomasses moyennes de micro-organismes nitrifiants simulées a) en basses eaux et b) en hautes eaux. pk : distance depuis la station de jaugeage de Paris Austerlitz*

évaluer l'impact sur les concentrations dans le milieu de modifications de traitement de l'azote dans la STEP Seine Aval.

3.3 Évolution des biomasses en micro-organismes nitrifiants le long de l'axe Paris-Poses

En complément des concentrations en espèces azotées, le modèle permet de quantifier les biomasses présentes dans le milieu à chaque instant, ainsi que les parts liées aux micro-organismes endémiques et aux micro-organismes issus des rejets.

Meybeck and Moatar (2012) montrent que les relations entre les concentrations en rivière et le débit diffèrent entre les conditions de hautes eaux et de basses eaux. Les profils en long (entre Ablon et Poses) moyens des concentrations en biomasse sont donc calculés pour les périodes de basses eaux

($Q < Q_{50}$, où Q est le débit journalier observé à la station de jaugeage d'Austerlitz et Q_{50} est le débit journalier médian pour la période 2007-2011, égal à 197 $m^3 \cdot s^{-1}$) et de hautes eaux pour la période 2007-2011 ($Q \geq Q_{50}$) (Fig. 13). Cette discrimination entre basses eaux et hautes eaux a été appliquée avec succès pour l'étude des processus hydro-sédimentaires et de leur impact sur les concentrations en phosphore réactif dissous (Vilmin et al, 2014b,a).

Un fonctionnement différent est observé pour les périodes de basses eaux et de hautes eaux. En période de basses eaux, les biomasses diminuent le long du linéaire, pour atteindre de faibles concentrations à l'estuaire (plus de 2 fois inférieures à celles présentes en amont, Fig. 13 a). Les communautés issues de la STEP Seine Aval représentent une forte proportion de la biomasse nitrifiante à l'aval de la station. Les micro-organismes nitratants issus de Seine Aval prédominent même sur ceux venant de l'amont du domaine. Ceci peut s'expliquer par le fait que les micro-organismes nitratants issus de la STEP ont une affinité beaucoup plus forte pour le nitrite et vont donc avoir une croissance dans le milieu plus forte que les micro-organismes endémiques. En période de hautes eaux, les biomasses se maintiennent tout au long du linéaire (Fig 13 b). Les proportions de micro-organismes apportés par le rejet de Seine Aval sont très faibles par rapport aux concentrations déjà présentes dans le milieu.

3.4 Bilan d'azote : impact de la STEP de Seine Aval sur la dynamique des nitrites pour la période 2007-2011

Des bilans sont calculés pour différentes conditions hydrologiques (basses eaux et hautes eaux), en amont et en aval du rejet de la STEP Seine Aval, afin d'étudier l'impact de la STEP sur le fonctionnement du milieu (Fig. 14). À l'amont de la STEP Seine Aval, les flux de nitrosation sont beaucoup plus forts que les flux de nitratation (de plus d'un ordre de grandeur). Ce déséquilibre est réduit à l'aval du rejet. La STEP rejette en effet dans le milieu des communautés nitratantes plus efficaces à faibles concentrations en nitrite. Du nitrite est également apporté à la colonne d'eau par diffusion à l'interface eau-sédiment. Ce flux de diffusion montre qu'il y a accumulation de nitrite dans la couche de sédiments, ce qui est dû à un déséquilibre entre les flux de nitrosation et de nitratation dans la vase.

Les bilans montrent que les concentrations dans la colonne d'eau en ammonium et en nitrate sont principalement contrôlées par des processus biogéochimiques extérieurs aux processus de nitrification. L'ammonium est produit par minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau et dans la vase. Ces apports d'ammonium sont 2.5 (en aval de la STEP en période de basses eaux) à 9 (en amont de la STEP en période de hautes eaux) fois supérieurs à la consommation d'ammonium par la nitrosation. Les concentrations en ammonium sont également fortement influencées par le prélèvement par le phytoplancton. Les flux liés à ce prélèvement sont en effet 3 fois supérieurs aux flux de nitrosation

en période de basses eaux. Les concentrations en nitrate sont plus fortement affectées par les processus de dénitrification dans les vases ou la colonne d'eau et par le prélèvement par le phytoplancton en période de basses eaux. Ces flux sont cependant faibles par rapport aux quantités de nitrate venant de l'amont du domaine simulé. Ceci est visible sur les profils des quantiles de concentration (Fig. 12, sous-section 3.2), qui montrent que les concentrations en nitrate sont relativement stables tout au long du linéaire simulé.

Enfin, tous les flux sont calculés par volume d'eau de la colonne d'eau. L'épaisseur de vase accumulée est variable. Elle est nulle en début de simulation, ce qui revient à faire l'hypothèse que la totalité de la couche de vase est érodée pendant l'hiver 2006-2007. Les épaisseurs de vase varient entre 0 et 3 cm à l'amont de la STEP Seine Aval et entre 0 et 6 cm à l'aval de la STEP. Le volume d'eau interstitielle dans la vase étant beaucoup plus faible que le volume de la colonne d'eau (en général de deux à trois ordres de grandeur), les résultats montrent que les processus biogéochimiques sont très intenses dans la couche sédimentaire. Les flux biogéochimiques benthiques contrôlent l'accumulation des différentes espèces dissoutes dans la couche sédimentaire et le sens des échanges avec la colonne d'eau (relargage vers la colonne d'eau, comme pour l'ammonium ou le nitrite, ou pompage benthique, comme pour le nitrate). Ces échanges entre sédiments et colonne d'eau peuvent être importants. Ils sont par exemple pour le nitrite du même ordre de grandeur que les flux de production ou de consommation lors de la nitrification dans la colonne d'eau. Ces résultats soulignent le fort impact des processus hydro-sédimentaires sur la dynamique des nitrites. Il est primordial que ces processus physiques soient correctement représentés pour bien reproduire les flux de nitrite dans le milieu. Le calage des processus d'érosion dans ProSe a par exemple permis de diminuer nettement le biais sur les concentrations en nitrite simulées (Vilmin et al, 2013).

4 Conclusion

Le couplage entre des méthodes expérimentales et de modélisation biogéochimiques a permis de déterminer les paramètres cinétiques de croissance et les biomasses des communautés oxydatrices d'ammonium et oxydatrices de nitrite dans la Seine et dans le rejet de la STEP Seine Aval. L'interprétation de manipulations en milieu contrôlé avec le module biogéochimique C-rive montre un fonctionnement différent entre les communautés issues de ces deux milieux, surtout pour les communautés nitratantes. Ces résultats sont en concordance avec les résultats de Cébron et al (2004) et Cazier et al (2014), qui montrent que la STEP Seine Aval a un impact sur la diversité microbienne à l'aval de son rejet, aussi bien avant qu'après la mise en place de la filière de nitrification-dénitrification.

Cette étude montre que les communautés nitrifiantes issues des rejets de la STEP Seine Aval ont un fonctionnement différent des communautés endémiques. La prise en compte de ces différences dans

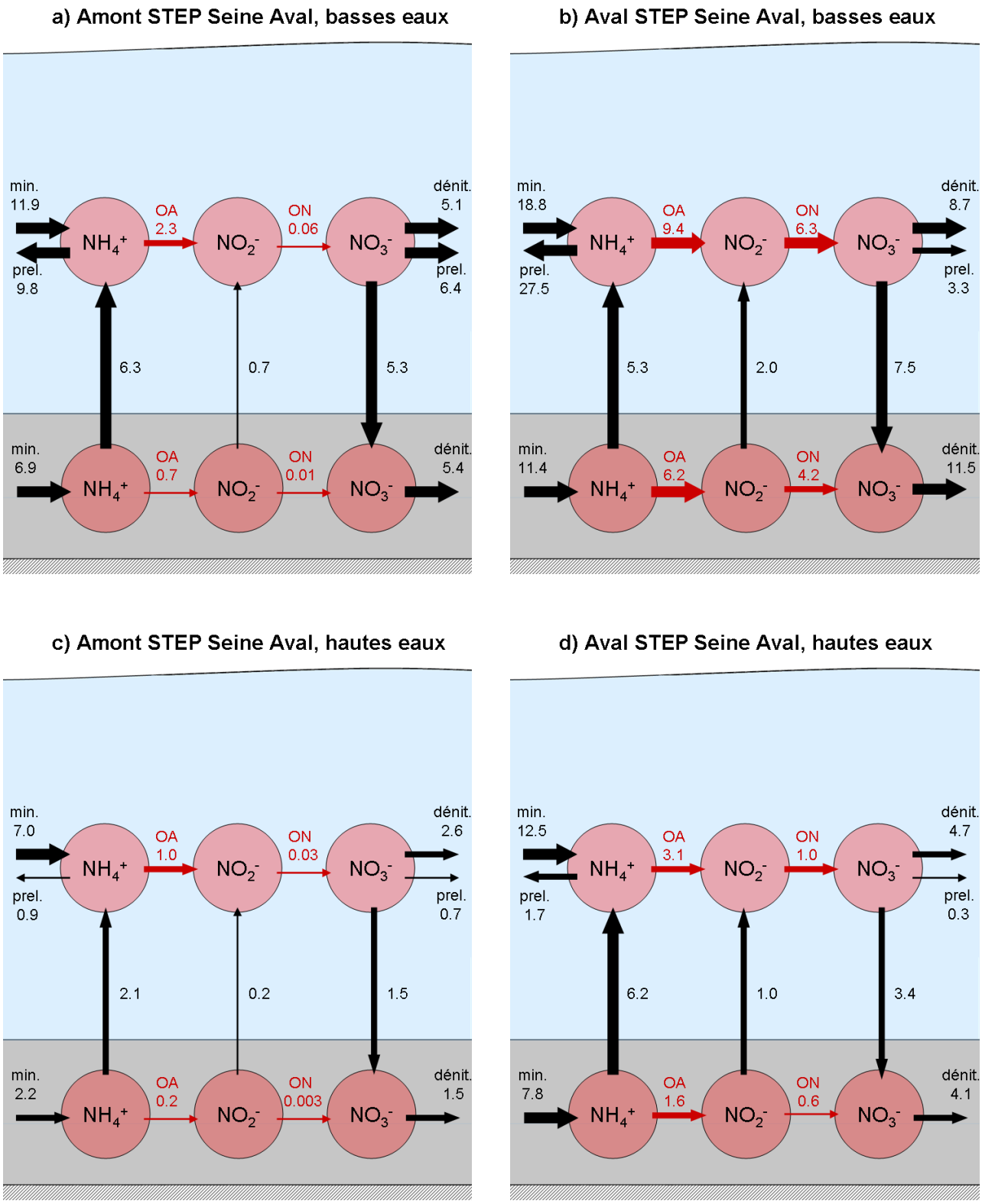

FIGURE 14: *Bilans d'azote (en mgN·m^{-3}·j^{-1} sur les tronçons Ablon-STEP Seine Aval et STEP Seine Aval-Poses pour différentes conditions hydrologiques. Les bilans sont calculés par m^3 de colonne d'eau. Le volume moyen de la colonne d'eau et la surface au miroir sont de 4.95·10^7 m^3 et 1.10·10^7 m^2 à l'amont de la STEP Seine Aval et de 1.26·10^8 m^3 et 2.55·10^7 m^2 à l'aval de la STEP. OA : oxydation de l'ammonium, ON : oxydation du nitrite, min. : minéralisation de la matière organique, prel. : prélèvement par le phytoplancton, dénit. : dénitrification.*

le modèle ProSe permet de quantifier l'évolution respective de ces communautés et leur impact sur les teneurs en nitrite. Les quantiles de concentration en nitrite, et notamment le quantile 90 % employé pour définir l'état écologique du milieu, sont correctement estimés par le modèle. Le modèle permet d'accéder à des informations difficilement accessibles par la mesure, comme des biomasses et des flux de matières liés aux différents processus biogéochimiques et peut s'avérer utile pour estimer l'impact de modifications des filières de traitement dans les STEPs.

La filière de nitrification-dénitrification mise en place en 2007 dans la STEP Seine Aval a permis de réduire les concentrations en ammonium à l'aval du rejet d'un facteur 4. Malgré l'augmentation des concentrations en nitrite dans le rejet de Seine Aval depuis 2007 et leur persistance dans le milieu, les concentrations provenant à l'estuaire ont tout de même significativement diminué. La diminution des quantités en ammonium dans le milieu a effectivement entraîné une réduction de la production de nitrite par nitrification à l'aval du rejet. De plus, l'apport par le rejet de micro-organismes nitratants actifs à faibles concentrations en nitrite évite l'accumulation de nitrite entre le rejet et l'estuaire.

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du programme R2DS de la région Île-de-France et du PIREN-Seine. Nous remercions Vincent Rocher, Julien Pouillaude, Erwan Garcia-Gonzalez, Céline Briand et Sabine Guérin du SIAAP pour leur contribution à l'échantillonnage au cours de l'année 2012, ainsi que Laura Culoma, Laurence Millot, Céline Roose-Amsaleg, Arnaud Blanchouin, Adrienne Jonnet, Bruno Monteiro et Lucas Gandy pour leur aide en laboratoire.

Références

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

Blackburne R, Vadivelu VM, Yuan Z, Keller J (2007) Kinetic characterisation of an enriched nitrospira culture with comparison to nitrobacter. Water Research 41(14) :3033–3042, DOI 10.1016/j.watres.2007.01.043

Both GJ, Gerards S, Laanbroek HJ (1992) Kinetics of nitrite oxidation in two nitrobacter species grown in nitrite-limited chemostats. Archives of Microbiology 157(5) :436–441, DOI 10.1007/BF00249101

Brion N, Billen G (1998) Une réevaluation de la méthode de mesure de l'activité nitrifiante autotrophe par la méthode d'incorporation de bicarbonate marqué $H^{14}CO_3^-$ et son application pour estimer des biomasses de bactéries nitrifiantes. Revue des Sciences de l'Eau 11 :283–302

Brion N, Billen G, Guézennec L, Ficht A (2000) Distribution of nitrifying activity in the seine river (france) from paris to the estuary. Estuaries and Coasts 23(5) :669–682, DOI 10.2307/1352893

Cazier T, Roose-Amsaleg C, Raimonet M, Rocher V, Garnier J, Laverman A (2014) Impact de l'agglomération parisienne sur la communauté nitrifiante et la dynamique du nitrite en Seine. Tech. rep., PIREN-Seine

Cébron A (2004) Nitrification, bactéries nitrifiantes et émission de N_2O. PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie

Cébron A, Berthe T, Garnier J (2003) Nitrification and Nitrifying Bacteria in the Lower Seine River and Estuary (France). Applied and Environmental Microbiology 69(12) :7091–7100, DOI 10.1128/AEM.69.12.7091-7100.2003

Cébron A, Coci M, Garnier J, Laanbroek HJ (2004) Denaturing Gradient Gel Electrophoretic Analysis of Ammonia-Oxidizing Bacterial Community Structure in the Lower Seine River : Impact of Paris Wastewater Effluents. Applied and Environmental Microbiology 70(11) :6726–6737, DOI 10.1128/AEM.70.11.6726-6737.2004

Cébron A, Garnier J, Billen G (2005) Nitrous oxide production and nitrification kinetics by natural bacterial communities of the lower Seine river (France). Aquatic Microbial Ecology 41 :25–38

Corriveau J, Bochove Ev, Savard MM, Cluis D, Paradis D (2010) Occurrence of high in-stream nitrite levels in a temperate region agricultural watershed. Water, Air, and Soil Pollution 206(1-4) :335–347, DOI 10.1007/s11270-009-0109-6

Even S (1995) Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine - le modèle ProSe. PhD thesis, Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris

Even S, Poulin M, Garnier J, Billen G, Servais P, Chesterikoff A, Coste M (1998) River ecosystem modelling : Application of the ProSe model to the Seine river (France). Hydrobiologia 373 :27–37

Garnier J, Billen G, Coste M (1995) Seasonal succession of diatoms and chlorophycae in the drainage network of the river Seine : Observations and modelling. Limnol Oceanogr 40(4) :750–765

Garnier J, Billen G, Aissa-Grouz N, Romero E, Martinez A, Mercier B, Tronquart O, Rolland A (2012) Qualité de l'eau de l'axe Seine : quels changements depuis la mise aux normes des STEPs de l'agglomération parisienne ? Tech. rep., PIREN-Seine

Helder W, De Vries R (1983) Estuarine nitrite maxima and nitrifying bacteria (Ems-Dollard estuary). Netherlands Journal of Sea Research 17(1) :1–18, DOI 10.1016/0077-7579(83)90002-9

Kelso B, Smith RV, Laughlin RJ, Lennox SD (1997) Dissimilatory nitrate reduction in anaerobic sediments leading to river nitrite accumulation. Applied and Environmental Microbiology 63(12) :4679–4685

Kowalchuk GA, Stephen JR (2001) Ammonia-oxidizing bacteria : A model for molecular microbial ecology. Annual review of microbiology 55 :485–529

Lewis Jr WM, Morris P Donald (1986) Toxicity of nitrite to fish : A review. Transactions of the American Fisheries Society 115(2) :183–195

Martens-Habbena W, Berube PM, Urakawa H, de la Torre JR, Stahl DA (2009) Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying archaea and bacteria. Nature 461(7266) :976–979, DOI 10.1038/nature08465

Meybeck M, Moatar F (2012) Daily variability of river concentrations and fluxes : indicators based on the segmentation of the rating curve. Hydrological Processes 26 :1188–1207

Morris A, Howland R, Woodward E, Bale A, Mantoura R (1985) Nitrite and ammonia in the Tamar estuary. Netherlands Journal of Sea Research 19(34) :217–222, DOI 10.1016/0077-7579(85)90026-2

Nogueira R, Melo LF (2006) Competition between Nitrospira spp. and Nitrobacter spp. in nitrite-oxidizing bioreactors. Biotechnology and Bioengineering 95(1) :169–175, DOI 10.1002/bit.21004

Park S, Bae W (2009) Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid. Process Biochemistry 44(6) :631–640, DOI 10.1016/j.procbio.2009.02.002

Parliament Council of the European Union (2000) Directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

Philips S, Laanbroek HJ, Verstraete W (2002) Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. Reviews in Environmental Science and Biotechnology 1(2) :115–141, DOI 10.1023/A:1020892826575

Polus E, de Fouquet C, Flipo N, Poulin M (2010) Spatial and temporal caracterization of "river water bodies". Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science 23(4) :415–429

Raimonet M, Viollier E, Cazier T, Rocher V, Flipo N, Vilmin L, Laverman A (2013) Dynamique des nitrites en Seine. Tech. rep., PIREN-Seine

Rocher V, Garcia-Gonzalez E, Paffoni C, Thomas W (2011) La production de nitrites lors de la dénitrification des eaux usées : un sujet sensible et complexe ! L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 344 :80–83

Rodier J (1984) L'analyse de l'eau, 7e édition. DUNOD

Schmidt I, Sliekers O, Schmid M, Bock E, Fuerst J, Kuenen J, Jetten MS, Strous M (2003) New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. FEMS Microbiology Reviews 27(4) :481–492, DOI 10.1016/S0168-6445(03)00039-1

Servais P, Garnier J, Demarteau N, Brion N, Billen G (1999) Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. Water Research 33 :3521–3531

Tusseau-Vuillemin MH, Garnier J, Servais P, Laroche L (2002) Charges domestiques spécifiques et rejets de station d'épuration. Tech. rep., PIREN-Seine

Vilmin L, Flipo N, Poulin M (2012) Le modèle de simulation biogéochimique C-RIVE. Tech. rep., PIREN-Seine

Vilmin L, Flipo N, Mouchel JM, Grouz N, Billen G, Garnier J, Poulin M, de Fouquet C, Groleau A, Escoffier N (2013) Modélisation du fonctionnement écologique de la seine : sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires. Tech. rep., PIREN-Seine

Vilmin L, Aissa-Grouz N, Garnier J, Billen G, Mouchel JM, Poulin M, Flipo N (2014a) Impact of hydro-sedimentary processes on the dynamics of soluble reactive phosphorus in the Seine River. submitted

Vilmin L, Flipo N, de Fouquet C, Poulin M (2014b) Pluri-annual sediment budget in an urbanized river system : the Seine River. submitted

von der Wiesche M, Wetzel A (1998) Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the River Lahn. Water Research 32(5) :1653–1661, DOI 10.1016/S0043-1354(97)00376-X

Wilderer PA, Jones WL, Dau U (1987) Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite. Water Research 21(2) :239–245, DOI 10.1016/0043-1354(87)90056-X