

Nitrification et dynamique des formes de l'azote dans la Seine et son estuaire suite aux changements du traitement des eaux usées à Paris : comparaison entre les périodes 2001-2003 et 2011-2013

Najla Aissa Grouz¹, Gilles Billen¹, Josette Garnier¹, Benjamin Mercier¹, Anun Martinez¹

¹UMR Metis, UPMC/CNRS

* personne à contacter : najla.grouz-jerbi@upmc.fr

Résumé

L'axe principal de la Seine, depuis la confluence avec la Marne jusqu'à l'entrée de l'estuaire, est profondément affecté par le rejet des eaux usées de l'agglomération parisienne. Au début des années 2000, la majeure partie des effluents était encore évacuée dans la Seine, en aval de la station de traitement Seine-Aval, sans traitement de l'azote, libérant ainsi une charge d'ammonium élevée. Des concentrations en NH₄ aussi élevées que 7 mg N/l étaient fréquemment observées surtout en période estivale en aval de l'agglomération parisienne.

Cébron et al. (2003, 2005) et Garnier et al. (2007) ont décrit en détail comment ces apports d'azote réduit et de bactéries nitrifiantes par la station Seine-Aval contribuaient à la désoxygénation en estuaire, 200 km en aval des principaux rejets. En effet, en raison de la croissance lente des bactéries nitrifiantes et de l'augmentation des particules dans l'estuaire, l'activité nitrifiante y était maximale. A Caudebec, à la limite de l'estuaire fluvial, les concentrations en NH₄ devenaient nulles. La nitrification de l'ammonium en basse Seine était accompagnée d'une augmentation des concentrations en nitrites. Depuis 2007, la station Seine-Aval traite jusqu'à 90% de l'ammonium contenu dans les eaux usées par nitrification, et de 50 à 70% des nitrates en dénitrification. Ces modifications ont bien entendu favorablement affecté la qualité de l'eau de la Seine : les concentrations en ammonium en Seine à l'aval des rejets ne sont plus que d'environ 0.5-1.5 mg N/l en général, et la zone de déficit de l'oxygène dans l'estuaire amont a disparu. Toutefois, des nitrites sont apportés par les effluents et sont un sujet de préoccupation pour la qualité de l'eau de la Seine en aval des rejets, même si ces nitrites tendent à disparaître dans le secteur estuarien.

En mesurant les potentiels d'activités des bactéries nitrifiantes en 2012 et 2013 avec un protocole expérimental identique à celui utilisé pour la période 2000-2003, nous avons déterminé les potentiels d'oxydation de l'ammonium -par les organismes nitrosants- et des nitrites -par les organismes nitrifiants- pour ces deux périodes. Il apparaît que, bien que de grandes quantités de micro-organismes nitrosants soient encore apportées avec les effluents traités, ceux-ci ne se développent plus dans l'eau de la Seine en raison du manque de substrat en concentration suffisamment élevée. Le même constat est vrai pour les micro-organismes nitrifiants, ce qui explique la lente disparition des nitrites, totale en aval de la Seine.

En Mai 2011 et Septembre 2013, un dysfonctionnement de la station d'épuration Seine-Aval a pu être observé, avec une concentration en ammonium en aval des rejets atteignant 4 mgN/l. La dynamique des formes de l'azote et des activités potentielles bactériennes nitrosantes et nitrifiantes en septembre 2013 ressemble alors davantage à celle observée avant la mise en place du traitement de l'azote à la station d'épuration Seine-Aval.

Introduction

Au cours des dernières décennies, les progrès apportés à l'épuration des eaux usées de l'agglomération parisienne ont profondément modifié la qualité des eaux de la Seine et le fonctionnement biogéochimique du fleuve. Si l'efficacité de l'élimination de la matière organique a été l'objectif principal des gestionnaires des ouvrages d'épuration jusqu'à la fin des années 1990, permettant d'améliorer le niveau d'oxygénation dans les secteurs situés à l'aval immédiat de l'agglomération, ce n'est que beaucoup plus récemment que la transformation profonde de l'usine de traitement Seine Aval lui a permis de traiter la charge ammoniacale, d'abord par nitrification, puis par dénitrification des nitrates produits.

Avant ces aménagements, les apports d'azote réduits provoquaient non seulement une grave contamination ammoniacale de la Basse Seine, mais aussi une grave désoxygénation de l'eau dans le secteur de l'estuaire amont. Cébron et al. (2003, 2005) et Garnier et al. (2007) ont décrit en détail la dynamique de l'azote et des microorganismes nitrifiants dans la Seine à cette époque.

Dans ce rapport, nous faisons le point sur les changements observés dans la dynamique des formes de l'azote dans la Seine en aval de Paris en relation avec les changements apportés aux lignes de traitement de Seine Aval. Après un rapide rappel théorique sur le cycle de l'azote et la description des méthodes utilisées dans notre travail, nous nous attacherons tout d'abord à quantifier les flux des différentes formes d'azote et de microorganismes nitrifiants rejetés par la station d'épuration. Nous en étudierons ensuite les effets sur la qualité de l'eau à travers l'examen des profils longitudinaux mesurés dans l'axe Seine en conditions de bas débit en comparant systématiquement nos observations récentes avec celles réalisées au début des années 2000 par Aurélie Cébron. Nous examinerons en outre quelques situations récentes caractérisées par un dysfonctionnement de la station d'épuration Seine Aval (SAV), où les conditions se rapprochent davantage de celles observées avant la mise en place de la nitrification/dénitrification à Seine Aval. Enfin, en guise de synthèse conclusive, nous proposerons une modélisation simplifiée de la dynamique de l'azote et des microorganismes nitrifiants dans la Basse Seine en condition de bas débit, avant et après l'amélioration du traitement en station d'épuration.

Le cycle de l'azote

Dans la colonne d'eau, la nitrification est un processus aérobie en deux étapes au cours desquelles les ions ammonium (NH_4^+) sont oxydés en nitrite puis en nitrate (Bock et al. 1992). Le premier processus est réalisé par deux groupes de bactéries (AOB) et d'Archées (AOA) chemolithotrophes, dites ammonium oxydante ou nitrosantes, grâce à l'intervention de deux enzymes : l'ammonium mono-oxygénase (AMO, oxydation de l'ammonium en hydroxylamine NH_2OH) et l'hydroxylamine oxydoréductase (HAO oxydation de l'hydroxylamine en nitrite) (Bothe et al 2000). La seconde étape de la nitrification est réalisée par les bactéries nitratantes (Prosser 1989) grâce à une enzyme : la nitrite oxydoréductase.

La dénitrification est un processus anaérobie hétérotrophe, utilisant les nitrates comme accepteur d'électrons pour la respiration anaérobie de la matière organique (ou éventuellement d'un substrat minéral réducteur). Les nitrates sont réduits en nitrites, en oxyde nitrique (NO), puis en oxyde nitreux (N_2O) et enfin en azote gazeux N_2 . (Fig. 1).

Dans les conditions d'oxygénation qui règnent dans la colonne d'eau, seuls les processus aérobies de nitrification sont susceptibles de se produire. Il n'en est pas de même dans les sédiments, voire dans les zones estuariennes de forte turbidité ayant des concentrations en nitrates importantes où des micro-niches anoxiques peuvent apparaître grâce à la matière organique particulaire (Bianchi et al, 1994).

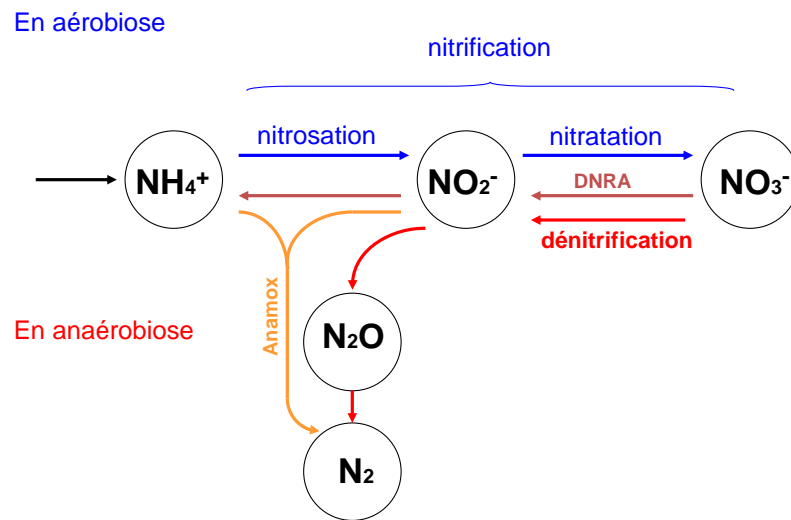


Figure 1 : Principales transformations microbiennes des formes inorganiques de l'azote en aérobiose et en anaérobiose

Méthodes

1.1 Sites de prélèvement

Nous avons effectué des profils longitudinaux de la Marne à la Seine en Juin 2012 et d'autres plus étendus de la Marne, en basse seine jusqu'à atteindre le bouchon vaseux à l'aval de l'estuaire (Fig. 2) en Mai, Aout 2011, Avril, Aout 2012 et Juin, Septembre 2013. Nous avons prélevé de l'eau sur 25 différentes stations y compris les eaux de rejet à l'entrée et à la sortie de la STEP SAV.

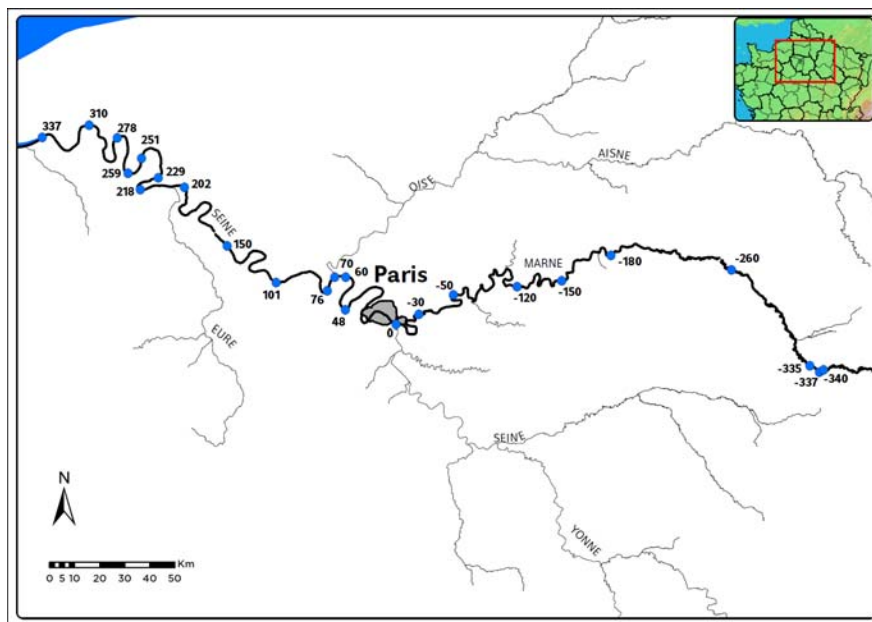


Figure 2 : Stations de prélèvement dans l'axe principal de la Marne (-340 à 0km), de l'aval des barrages réservoirs à Saint Maurice et dans la Basse Seine (0 à 337 km) de Paris à Tancarville

Pour la détermination des activités microbiennes potentielles, 4 profils ont été réalisés le long de l'axe Marne (de Dormans à Saint Maurice) et de la Seine (de Jussieu à Tancarville) respectivement en Avril, Juin, Aout 2012 et Septembre 2013. Les débits mesurés à Gournay sur Marne (H5841020) étaient respectivement de 53.7, 55.1, 43.1 et 66 m³/s. Les débits mesurés à la station d'Austerlitz (H5920010) sont de 165 m³/s, 197 m³/s, 95 m³/s et 221 m³/s respectivement en Avril, Juin, Aout 2012 et Septembre 2013. La température pendant les 4 campagnes varie entre 13 et 22°.

1.2 Méthodes analytiques

1.2.1 Les formes inorganiques dissoutes de l'azote (nitrates, nitrites, ammonium)

L'ammonium est mesuré dans l'eau filtrée avec un filtre GF/F de 0.7 µm de porosité à l'aide d'un autoanalyseur (Quatro) basé sur la méthode de l'indophénol bleue (Slawyk and MacIsaac 1972). Les nitrates sont mesurés quant à elles sur l'eau filtrée après une réduction du cadmium en nitrites. Les nitrites sont automatiquement mesurés avec une méthode qui utilise le sulphanilamide (Jones 1984).

1.2.2 Détermination des activités potentielles de nitrosation et nitratisation

Le protocole utilisé pour la mesure des potentiels d'activité nitrifiantes est similaire à celui utilisé par Cébron et al (2003, 2005). Il consiste à suivre les concentrations en nitrites dans des échantillons enrichis à la fois en nitrites et en ammonium (0.3 mgN/l de KNO₂ et 2 mM de NH₄Cl en concentration finale). Un témoin, inhibé au chlorure mercurique (0.06% de HgCl₂) est réalisé. Pour observer le potentiel de production de nitrites, du chlorate de sodium est ajoutée (10mM en concentration finale) et pour observer le potentiel de consommation de nitrites, de l'allylthiourée est ajoutée (10 mg/l en concentration finale). (Fig.3).

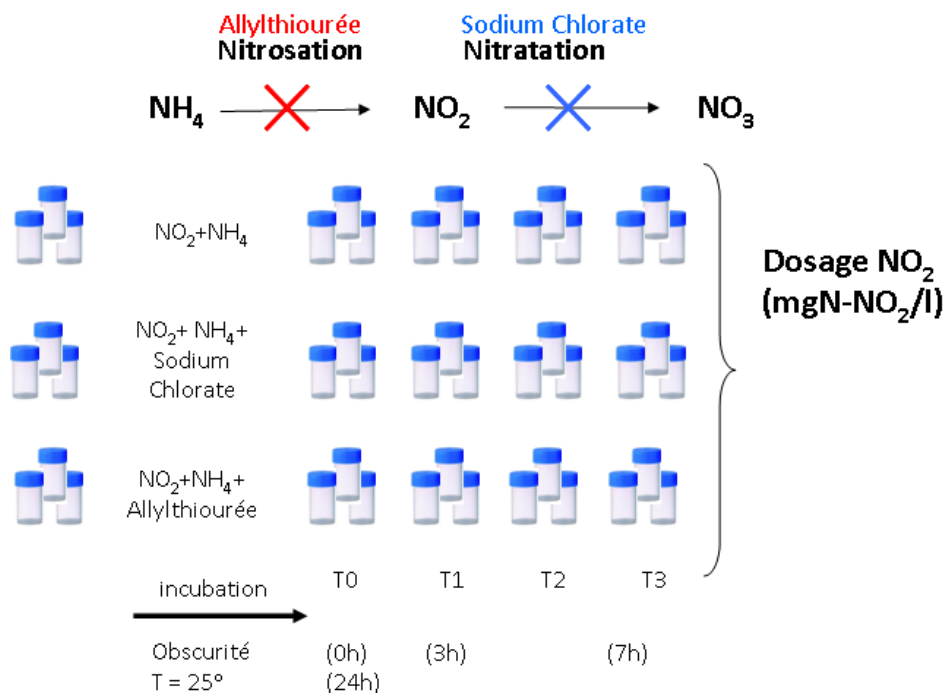


Figure 3 : Schéma de l'expérimentation pour la détermination des potentiels de nitrosation et nitratisation: utilisation d'un témoin enrichi et de deux sous-échantillons inhibés (Echantillons dosés en triplicats)

Ces échantillons sont incubés sous agitation à l'obscurité et à température constante (25°) jusqu'à 24h. Les mesures des concentrations en nitrites sont effectuées à 4 temps (0, 3, 7 et 24h) après blocage de toute activité avec du chlorure mercurique (0.06% en Cf de HgCl₂), ce qui permet de postposer l'analyse.

La méthode utilisée par Cébron (Thèse Cébron A. 2004), considère que l'activité nitratante représente la différence entre la vitesse de nitrosation avec ajout de nitrites et d'ammonium et la vitesse du témoin avec les mêmes ajouts. Pour l'activité nitrosante, il s'agit de faire la différence entre le taux du témoin dopé et le taux de nitratation avec ajout d'ammonium et de nitrites (Fig. 4).

Activité nitrosante = a inhibition avec ClO₃ = a témoin - a inhibition avec l'Allylthiourée

Activité nitratante = -a inhibition avec l'allylthiourée = a inhibition avec ClO₃ - a témoin

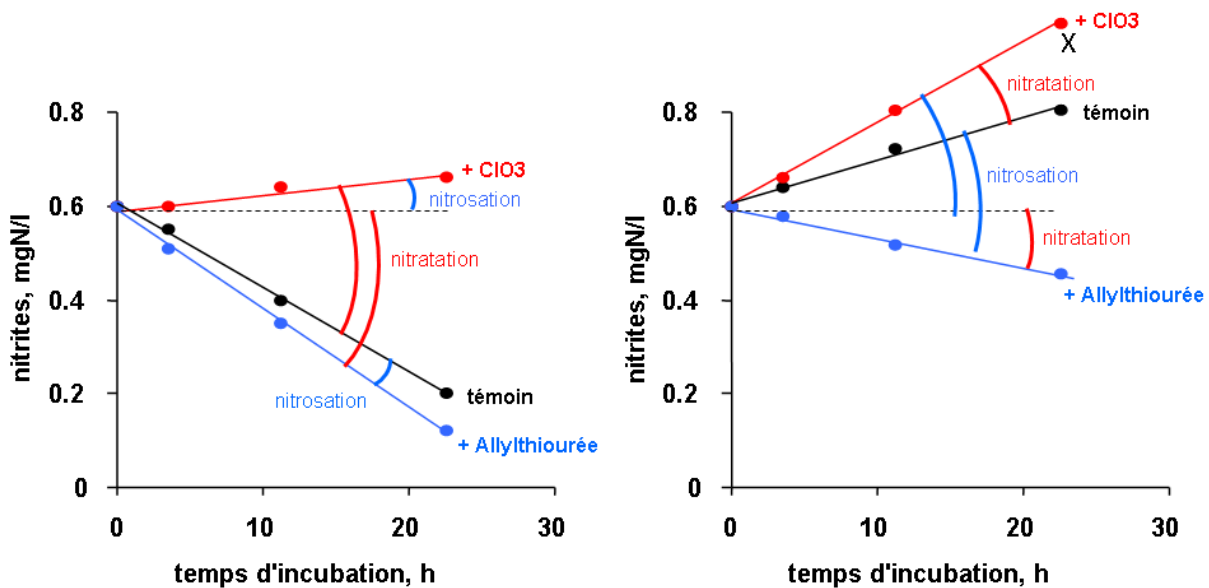


Figure 4 : Représentation de l'évolution des concentrations en NO₂ en fonction du temps avec le témoin et les différents inhibiteurs conduisant à la détermination des potentiels de nitrification

Brion et al (1998) ont proposé une valeur d'activité spécifique maximale des microorganismes nitrifiants de 0.95 mgN/h/mgC de biomasse pour les organismes nitrosants et de 3 mgN/h/mgC de biomasse pour les organismes nitratants à 20°C. Il est donc possible de convertir les mesures d'activité potentielle en biomasse des microorganismes correspondants grâce à l'utilisation de ces facteurs :

$$\text{Biomasse nitrosante } (\mu\text{gC/l}) = \text{Activité nitrosante potentielle } (\mu\text{gN/l/h}) / 0.95$$

$$\text{Biomasse nitratante } (\mu\text{gC/l}) = \text{Activité nitratante potentielle } (\mu\text{gN/l/h}) / 3$$

Quantification des rejets de la station Seine Aval

La comparaison des concentrations en ammonium à l’aval de la station d’épuration SeineAval (Conflans) avec celles observées en amont (Maisons Laffite) révèle très clairement les progrès de l’épuration des effluents parisiens. Les concentrations moyennes en ammonium à Conflans entre 1993 et 2006 étaient à 7 mgN/l, mais ont chuté spectaculairement entre 2007 et 2013, malgré quelques pics occasionnels (Fig. 5).

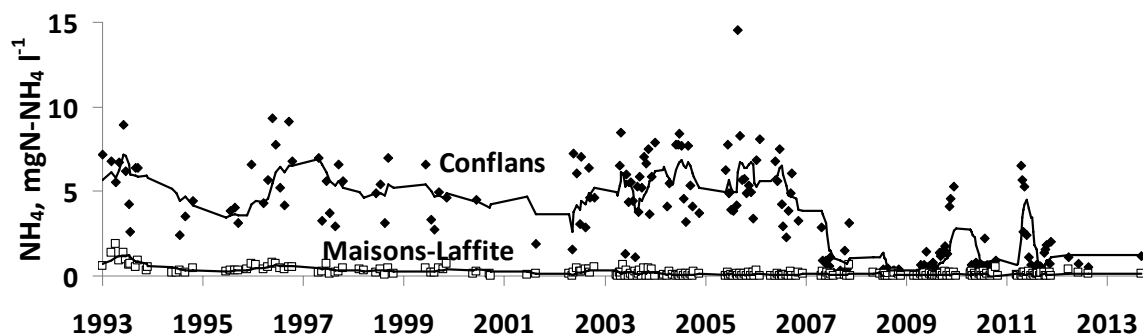


Figure 5 : Concentrations en NH_4 aux stations Maisons Laffite (amont de la step SAV) et Conflans (aval de la step SAV) depuis 1993 à 2013

Il est donc possible d’évaluer les flux d’azote issus de la station d’épuration Seine-Aval, en calculant la différence de flux entre l’aval de la STEP SAV à Conflans et l’amont à Maisons-Laffite, tels qu’estimés grâce aux mesures disponibles dans la base de données du RNB (Agence de l’Eau Seine Normandie AESN) et des campagnes effectuées par notre laboratoire, en se limitant aux situations de débit inférieurs à $200 \text{ m}^3/\text{s}$ à Austerlitz.

Les flux d’ammonium rejetés par SAV sont ainsi évalués à 57 tonnes $\text{N-NH}_4/\text{j}$ de 1993 à 2006, puis sont réduits à 13 tonnes $\text{N-NH}_4/\text{j}$ à partir de 2007 (Fig. 6). Des situations de dysfonctionnement sont toutefois observées épisodiquement après la mise en place de l’unité de nitrification en 2007. Parmi ces situations de dysfonctionnement figurent deux campagnes de mesures effectuées en Mai 2011 et Septembre 2013.

Evalués de la même façon, les flux de rejets de nitrites ont triplé à partir de 2007. Entre 1993 et 2006, les flux étaient en moyenne à 0.75 tonnes $\text{N-NO}_2/\text{j}$ et entre 2007 et 2013 ils sont passés à 2.2 tonnes $\text{N-NO}_2/\text{j}$ (Fig. 6).

Les flux de nitrates ont augmenté à partir de la mise en place de la nitrification en 2007, atteignant un flux moyen de 26 tonnes $\text{N-NO}_3/\text{j}$. A partir de l’année 2012, qui voit l’installation de la dénitrification à SAV, une diminution des flux de nitrates s’observe clairement.

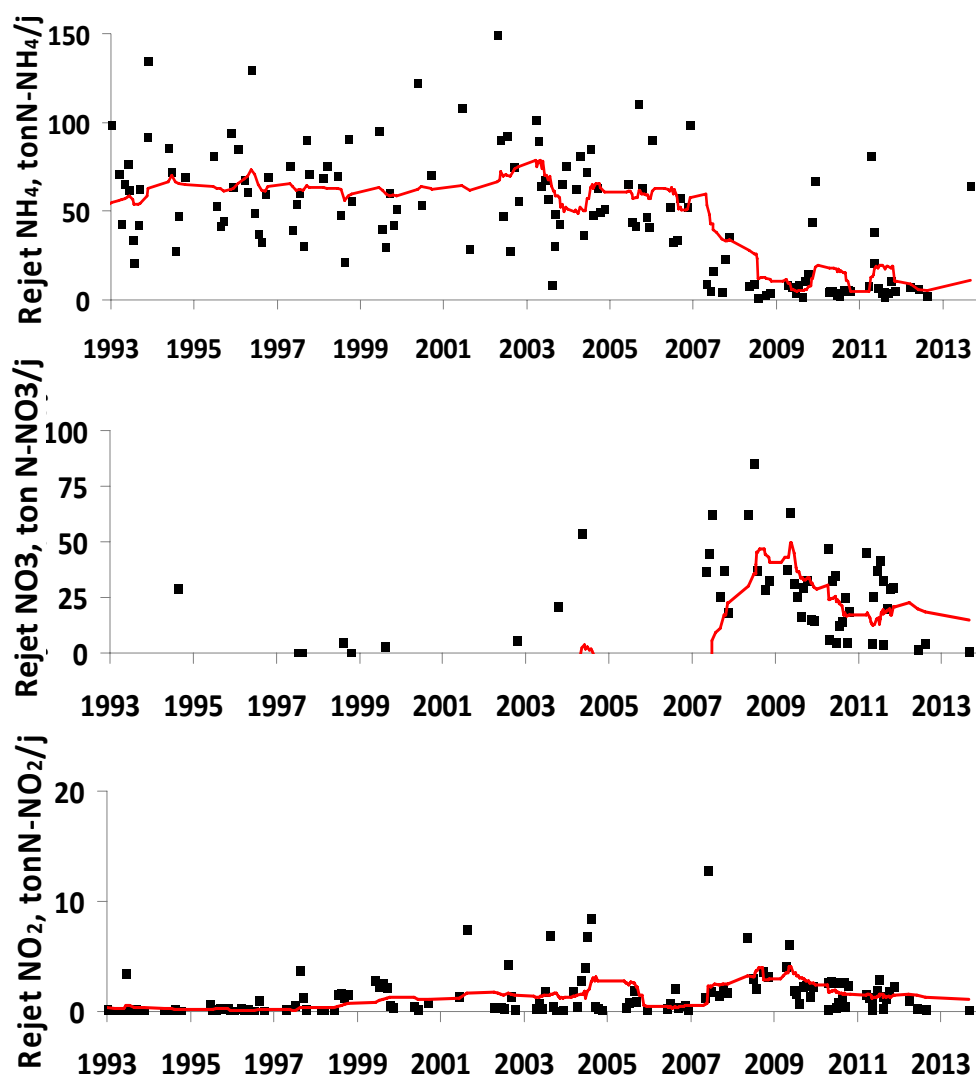


Figure 6 : Reconstitution des flux d'ammonium, de nitrite et de nitrate à la station d'épuration SAV entre 1993 et 2013

On peut utiliser la même approche pour estimer les flux de microorganismes nitrifiants rejetés par la station d'épuration SAV lors des campagnes de mesures où l'activité nitrifiante potentielle a été mesurée à Conflans et à Maisons-Laffite. Les résultats obtenus avant et après 2007 sont résumés dans le tableau 1a.

Ces mesures, reposant sur la différence de deux activités mesurées avec une grande marge d'erreur sont moins fiables que celles basées sur la mesure du potentiel de nitrification réalisée directement dans les effluents de la station SAV, converties en flux de biomasse compte tenu du débit de ces effluents fixé à 25 m³/s avant 2007 et à 17 m³/s depuis (Vilmin et al., subm) (Tableau 1b). Cette dernière méthode, plus sensible, est plus fiable.

L'ensemble de ces mesures semble montrer que les aménagements de la station SAV entre 2002-2003 et 2012-2013 ont abouti à rejeter moins d'ammonium, plus de nitrites, et davantage de bactéries nitrosantes et nitratantes.

Tableau 1. Estimation de la biomasse nitrifiante rejetée par la station SAV en 2002-2003 et 2010-2013.

a. par différence entre les mesures de potentiel de nitrification à l'amont et l'aval de la step

	nitrosation µgN/l/h	nitratation µgN/l/h	Flux nitrosantes kgC/j	Flux nitratantes kgC/j
période 2002-2003				
mai-02	0.37	0.07	6.5	
juil-02	0.16		6.9	
sept-02	0.4		5.0	
avr-03	0.9	0.17	18.3	1.1
mai-03	1.7	1.75	34.3	11.2
sept-03		1.58		5.3
médiane	0.6	0.875	6.9	5.3
période 2012-2013				
avr-12	5.8		83.9	
juin-12		0.5		2.3
août-12	2.4		20.1	
médiane	4.1	0.5	52.0	2.3
sept-13	0.85		18.2	

b. par mesure directe dans les effluents de la station (en supposant un débit de 20 m³/s en 2002-2003 et 17 m³/s en 2012-2013).

	nitrosation µgN/l/h	nitratation µgN/l/h	Flux nitrosantes kgC/j	Flux nitratantes kgC/j
période 2002-2003				
mai-02	6.7		12.2	
juil-02	14.3	2.8	26.0	1.6
sept-02	18.6	3.5	33.8	2.0
avr-03	3.2	4.2	5.8	2.4
mai-03	2	3.4	3.6	2.0
sept-03	51.5	5.6	93.7	3.2
médiane	10.5	3.5	19.1	2.0
période 2012-2013				
avr-12	31.6	41.2	48.9	20.2
juin-12	23.9	10.7	37.0	5.2
août-12	18.7	0.6	28.9	0.3
médiane	23.9	10.7	37.0	5.2
sept-13	70.5	7	109.0	3.4

Profils longitudinaux des formes de l'azote

1.3 Comparaison 2000- 2010

Les changements documentés ci-dessus se traduisent clairement dans la distribution longitudinale des formes de l'azote, le long du profil de l'amont de Paris à l'estuaire en situation de bas débits estivaux. La figure 7 compare les profils mesurés entre 2011 et 2013 avec ceux obtenus entre 2001 et 2003 (Cébron et al, 2003, 2005 ; Garnier et al., 2007).

La première observation concerne les zones de déficit d'oxygène, à l'aval immédiat de la station d'épuration SAV, peu marquée déjà en 2002-2003, mais totalement absente en 2012-2013, mais surtout dans la zone estuarienne, où elle est très présente en 2002-2003, mais a totalement disparu à partir de 2007. Cette zone de déficit d'oxygène dans l'estuaire correspondait à la zone de nitrification la plus intense avant le traitement de l'ammonium à SAV.

Les profils de concentration en ammonium montrent bien le changement radical de qualité d'eau qu'a permis le traitement de l'azote en station d'épuration. Les concentrations en ammonium en Seine à l'aval des rejets se situent entre 0.5 et 1.5 mgN/l en général alors qu'avant 2007 elles atteignaient 6 mgN/l.

Les nitrates, dont la concentration augmentait progressivement en aval de Paris suite à la nitrification de l'ammonium, connaissent maintenant une légère augmentation au droit de la station SAV suivie par une grande stabilité jusqu'à l'estuaire.

C'est sur les nitrites que se concentrent aujourd'hui les préoccupations de qualité d'eau en Basse Seine. Globalement pourtant, les mesures montrent que les secteurs concernés par des concentrations importantes en nitrites sont beaucoup moins étendus aujourd'hui qu'il y a dix ans. En particulier, la zone estuarienne, où des teneurs supérieures à 0.3 mgN-NO₂/l, produite par la nitrification de l'ammonium, étaient fréquemment observées au début des années 2000, est aujourd'hui beaucoup moins contaminée, la nitrification étant beaucoup moins intense. Reste la zone à l'aval immédiat de la station SAV, qui reçoit des flux de nitrites issus directement de la station, supérieurs à ceux rejetés en 2000. La métabolisation de ces nitrites par les bactéries nitrifiantes nécessite plusieurs dizaines de km.

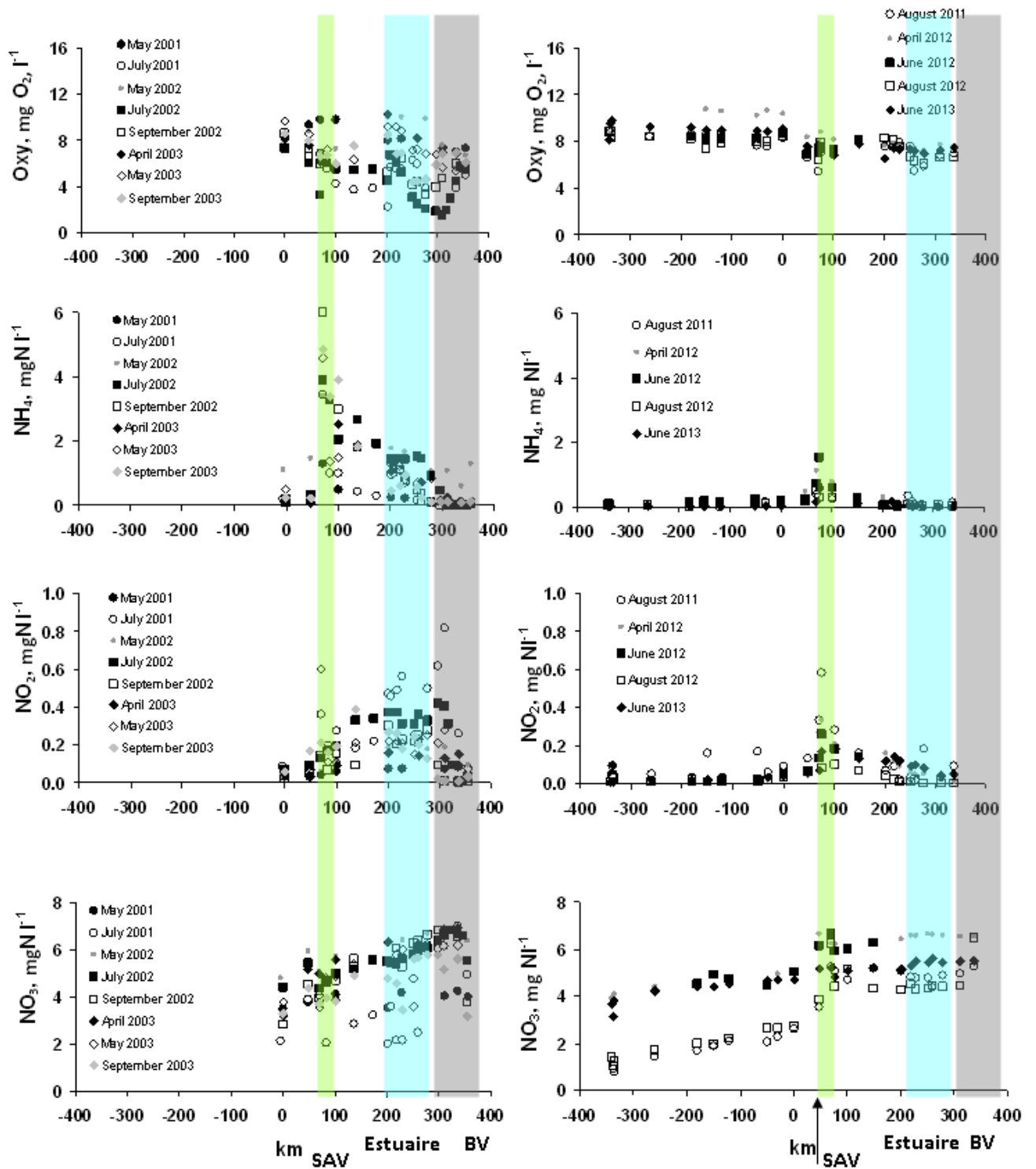


Figure 7 : Profils longitudinaux des concentrations en oxygène, en ammonium, en nitrites et en nitrates dans l'axe Marne-Seine-Estuaire-Bouchon Vaseux (BV) en 2001-2003 et 2011-2013.

1.4 Dynamique des microorganismes nitrifiants

En 2001-2003, les activités potentielles de nitrosation et de nitratisation ne montrent qu'un faible pic à l'aval de la station d'épuration, mais s'accroissent progressivement vers la zone estuarienne pour atteindre un maximum dans le secteur du bouchon vaseux. La présence d'ammonium et de nitrite dans le milieu favorise en effet l'activité et la croissance des microorganismes nitrifiants (Figure 8).

Au contraire, les 3 campagnes de mesures effectuées en 2012 montrent généralement un pic d'activité nitrifiante à l'aval des rejets de la station SAV, puis une décroissance de ces activités dans les secteurs plus aval, l'estuaire montrant des activités beaucoup plus faibles.

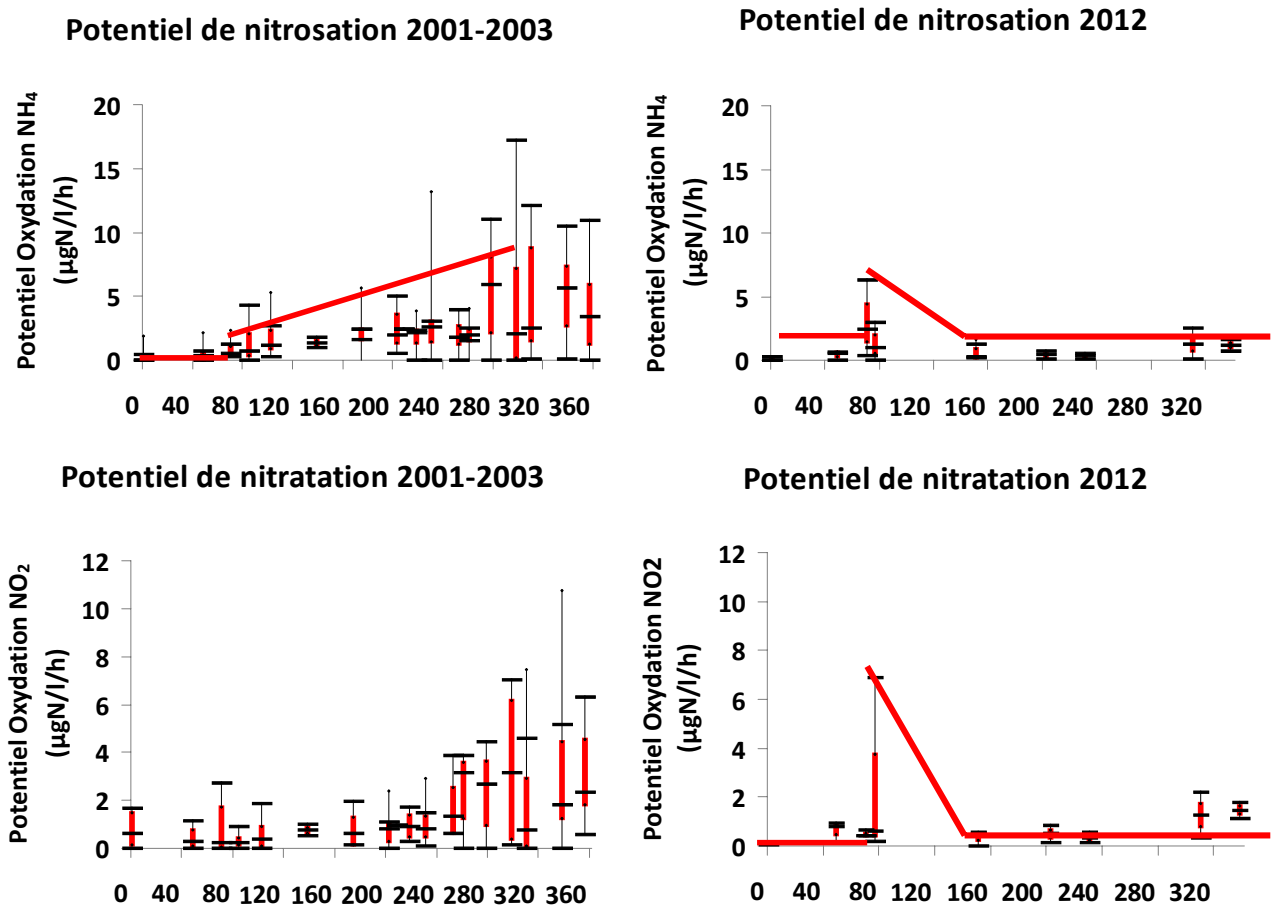


Figure 8 : Profils longitudinaux des potentiels de nitrosation et de nitratisation en 2001-2003 et 2011-2013.

1.5 Situations récentes de dysfonctionnement du traitement de l'azote à SAV.

En Mai 2011 et Septembre 2013, un dysfonctionnement de la station d'épuration Seine-Aval a été observé.

Les effluents de la step SAV contenaient des concentrations élevées d'ammonium à 30.6 et 18.7 mgN/l respectivement pendant ces deux campagnes.

Avec une concentration en ammonium en aval des rejets atteignant 4 mgN/l et des concentrations en nitrites rémanentes qui se prolongent jusqu'à l'aval de la zone estuarienne, la dynamique des formes de l'azote ressemble davantage à celle observée avant la mise en place de ces nouveaux traitements dans la station d'épuration (Figure 9)

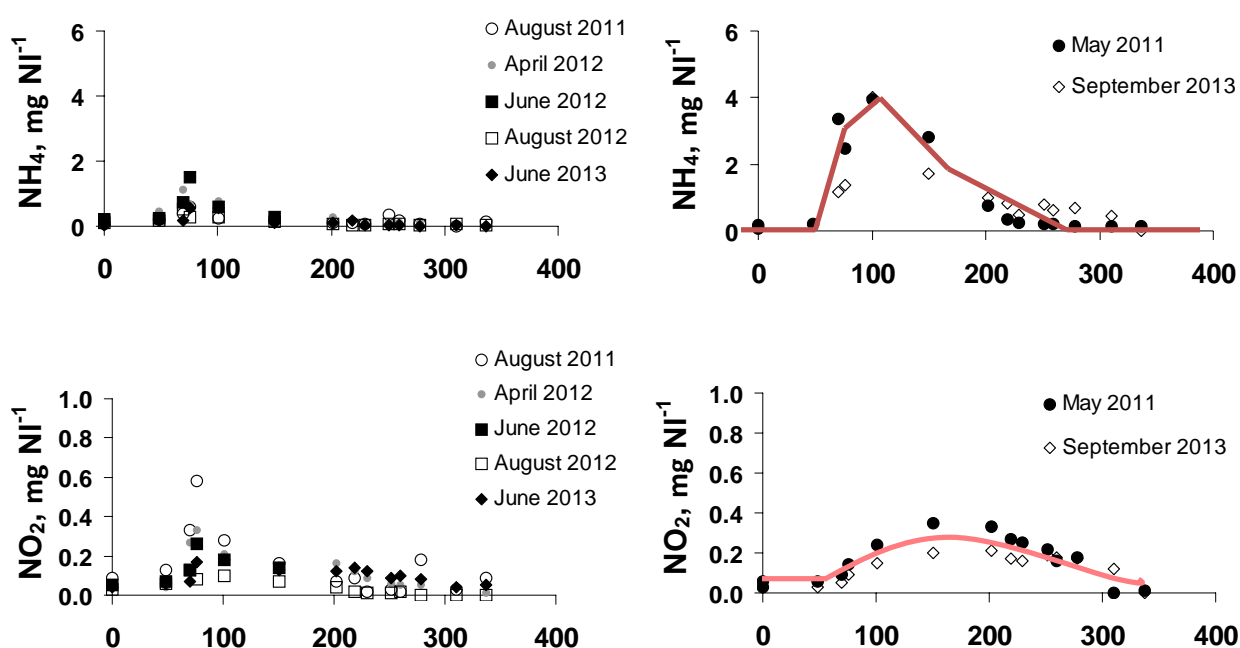


Figure 9 : Comparaison des concentrations en ammonium et nitrites le long des profils longitudinaux entre les situations de dysfonctionnement et les campagnes effectués entre 2011 et 2013

Pendant la campagne de septembre 2013, un pic de potentiel de nitrosation qui a atteint 15.3 $\mu\text{gNNO}_2/\text{L/h}$ à Caudebec a été observé (Figure 10). Le rejet par la station SAV de grandes quantités d'ammonium ont permis la croissance des bactéries nitrifiantes en Basse Seine, et a conduit à l'accroissement de la concentration en nitrites, bien au-delà des niveaux atteints en conditions de fonctionnement normal de la station. Cette campagne, témoin d'un dysfonctionnement au sein de la step SAV et non représentative de celles de 2012, se rapproche de celles effectués entre 2001 et 2003.

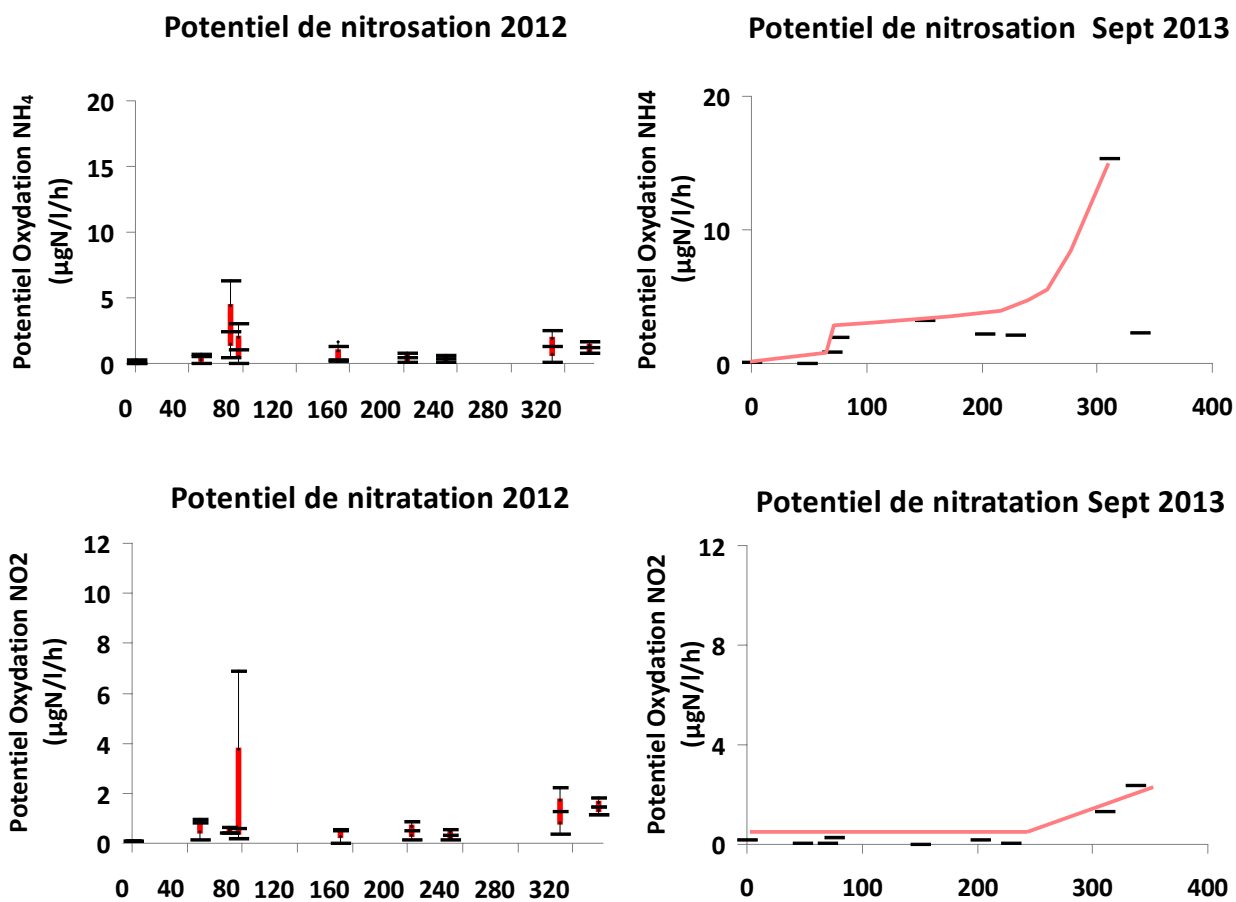


Figure 10 : Comparaison des potentiels de nitrosation et de nitratisation entre la situation de dysfonctionnement de Septembre 2013 et les profils longitudinaux effectués en 2012

Modélisation de la dynamique de l'azote

1.6 Principes

Il s'agit de simuler l'évolution des concentrations en O₂, matière organique (Corg), NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻, ainsi que des biomasses des microorganismes hétérotrophes (BAC), nitrosants (NIT) et nitratants (NAT) durant le transfert vers l'aval d'une masse d'eau de Seine de l'amont de Paris à l'estuaire, soumise aux apports de matière organique, de nutriments azotés et de microorganismes de la station SAV. Les processus liés à l'activité algale et au benthos ne sont pas pris en compte dans ce modèle simplifié.

L'hydraulique est représentée comme un simple écoulement piston dans un chenal dont la section mouillée est constante (400 m² et 600 m² respectivement en amont et en aval de la confluence de l'Oise) et donc déterminée uniquement par le débit de la Seine à Austerlitz (150 m³/s) et de l'Oise à Conflans (100 m³/s). Les barrages de navigation sont pris en compte pour le calcul de la réaération.

La cinétique des processus est représentée selon le formalisme développé pour le modèle RIVE (Billen, 1991 ; Garnier et al, 2002; Brion et al., 1998), avec les paramètres rassemblés dans le tableau 2.

Les conditions initiales sont fixées à l'amont de Paris et à l'exutoire de l'Oise à partir de la moyenne des observations disponibles lors des profils à bas débit.

$$dO_2/dt = kr (O_{xysat}-O_2) - a \cdot acthet - a' \cdot nitros - a'' \cdot nitrat$$

$$dCorg/dt = -acthet + \sum kmorti \cdot Bi$$

$$dBAC/dt = Ybac \cdot acthet - kmortbac \cdot BAC$$

$$dNH_4/dt = -nitros + b \cdot acthet$$

$$dNO_2/dt = +nitros - nitrat$$

$$dNO_3/dt = +nitrat$$

$$dNIT/dt = Ynit \cdot nitros - kmortnit \cdot NIT$$

$$dNAT/dt = Ynat \cdot nitrat - kmortnat \cdot NAT$$

$$\text{avec } acthet = hetmax \cdot Corg / (Corg + Kcorg) \cdot BAC$$

$$nitros = nitmax \cdot NH_4 / (NH_4 + KNH_4) \cdot O_2 / (O_2 + KO_2) \cdot NIT$$

$$nitrat = natmax \cdot NO_2 / (NO_2 + KNO_2) \cdot O_2 / (O_2 + KO_2) \cdot NAT$$

Tableau 2. Paramètres cinétiques des activités microbiennes (selon Billen, 1991, Brion et al. 1998)

	unités	BAC	NIT	NAT
act maximale	mgCouN/mgC/h	0.6	0.95	3
Rendt de croissance (Y)	mgC/mgCouN	0.4	0.07	0.02
K _{1/2} substrat (KS)	mgCouN/mgC	0.2	1	0.1
K _{1/2} oxygène (KO ₂)	mgO ₂ /l	-	0.5	1.2
Cte mortalité (kmort)	h ⁻¹	0.07	0.005	0.005
a	mgO ₂ /mgCouN	2.67	6.86	2.29
b	mgN/mgC	0.14	-	-
kr	h ⁻¹	0.02	-	-

1.7 Simulation de la période 2001-2003

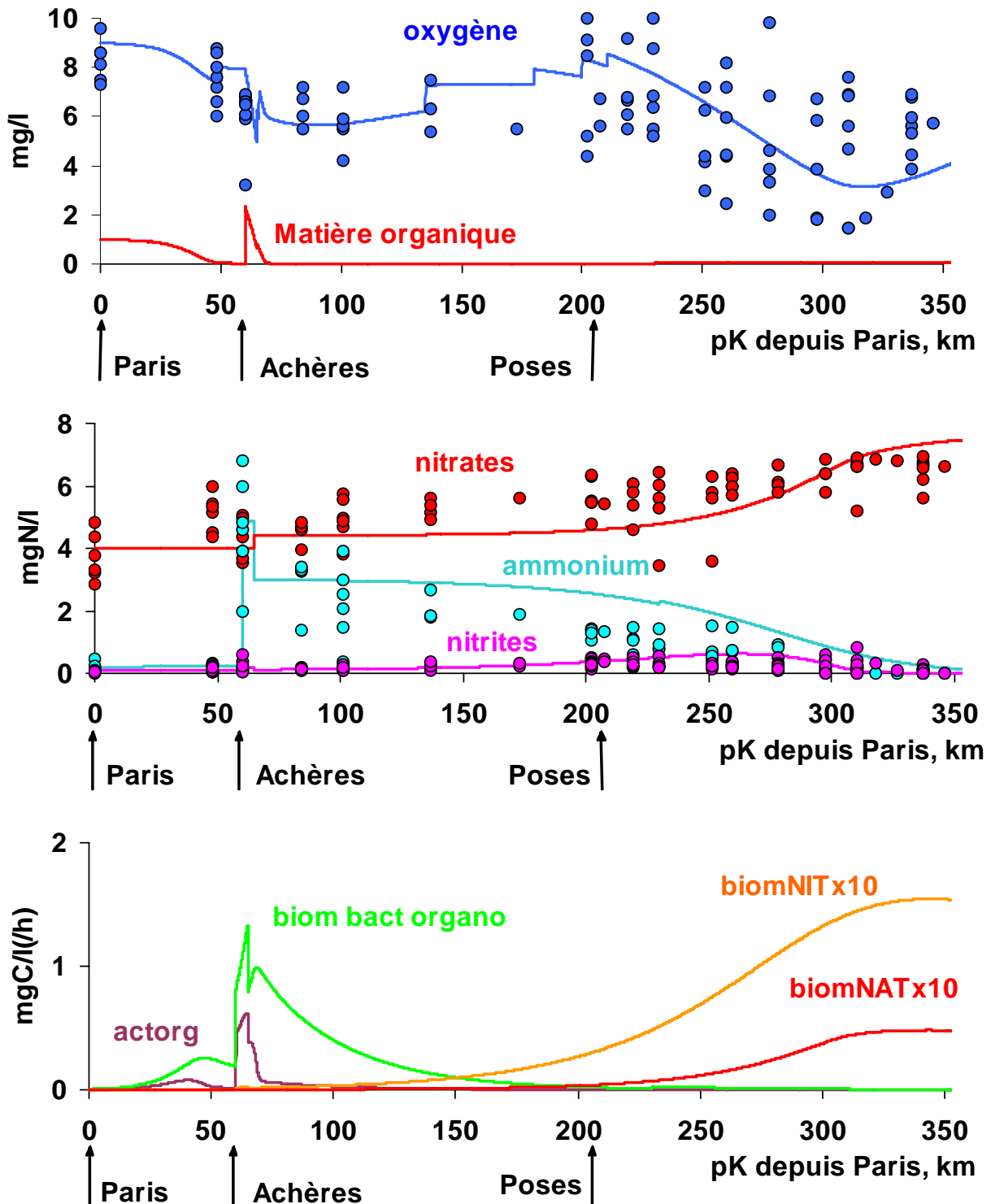


Figure 11 : Simulation et comparaison des concentrations en oxygène, en matière organique, en nutriments azotés, des biomasses nitrosantes et nitratantes dans la Seine depuis Paris jusqu'à l'estuaire dans les conditions d'été en 2001- 2003

Avec des apports par la station d'épuration SAV de Corg, d'ammonium, de nitrites et de nitrates, respectivement de 30 tonCorg/j, de 8 tonC de biomasse hétérotrophe, de 60 tonN-NH₄/j, de 0 tonN-NO₃/j, de 1 tonN-NO₂/j, de 20 kgC de biomasse nitrosante et 4 kgC de biomasse nitratante, (et des apports mineurs à Clichy et Rouen), le modèle permet de reproduire les grands traits des profils observés à cette époque de l'oxygène et des nutriments (Figure 11). Un déficit d'oxygène important, accompagné de fortes concentrations de nitrites, est simulé dans la zone estuarienne, suite à la croissance des microorganismes nitrifiants stimulée par les fortes concentrations d'ammonium.

1.8 Simulation de la période 2011-2013

Avec les apports correspondants à la période post 2007 (15 tonCorg/j, de 1 tonC de biomasse hétérotrophe, de 10 tonN-NH₄/j, de 30 tonN-NO₃/j, de 5 ton N-NO₂/j, de 20 kgC de biomasse nitrosante et 7 kgC de biomasse nitratante), la simulation montre une dynamique des microorganismes nitrifiants très différente, correspondant bien aux observations réalisées lors des profils longitudinaux (Figure 12). La croissance des microorganismes nitrifiants est très limitée par les faibles concentrations en substrats. Les nitrites apportés par la station SAV ne sont métabolisés que progressivement en aval du rejet.

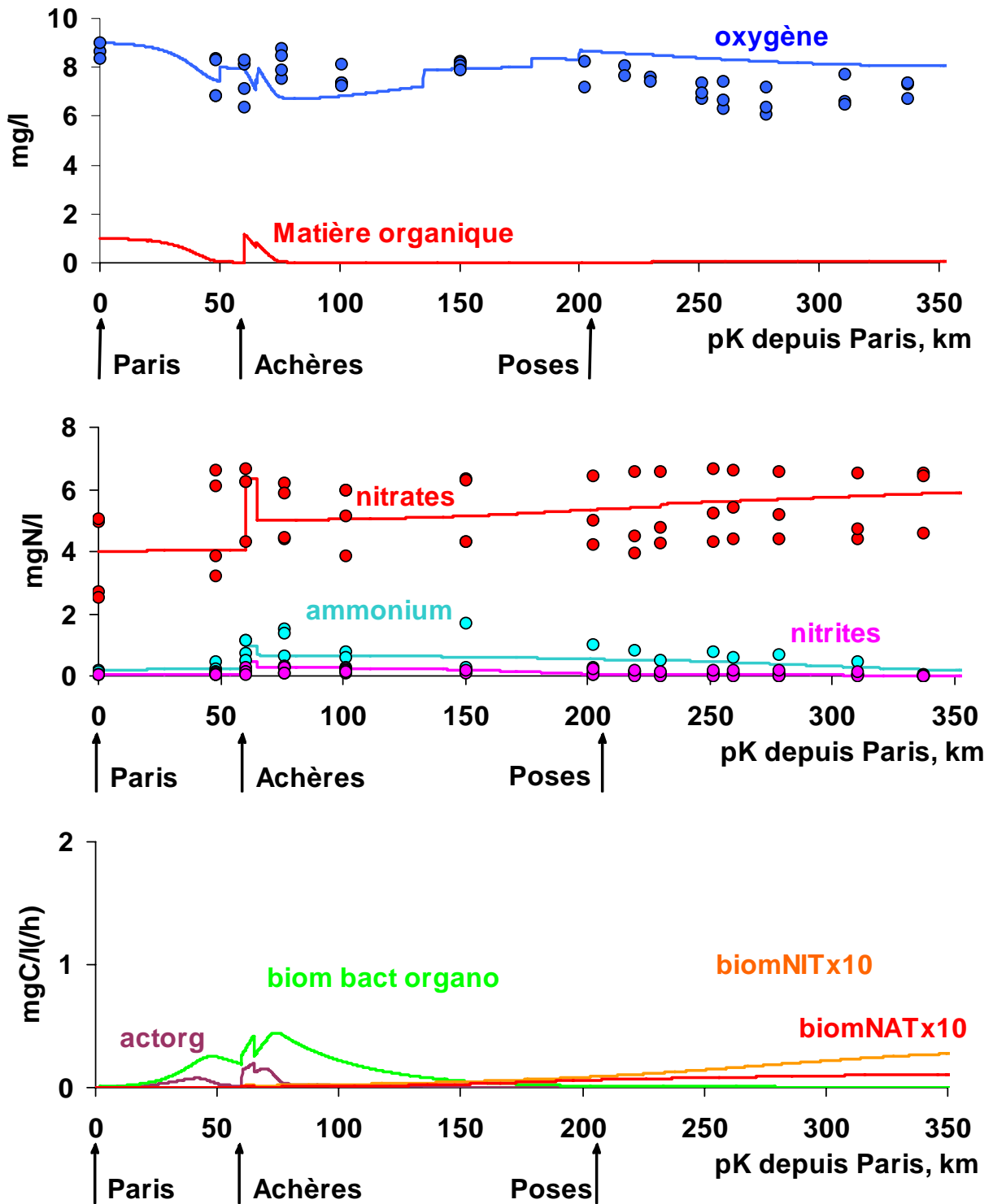


Figure 12 : Simulation et comparaison des concentrations en oxygène, en matière organique, en nutriments azotés, des biomasses nitrosantes et nitratantes dans la Seine depuis Paris jusqu'à l'estuaire dans les conditions d'été en 2011- 2013

Conclusions

Les résultats rapportés dans ce rapport indiquent que la station d'épuration SAV rejette aujourd'hui moins d'ammonium, plus de nitrites, plus de microorganismes nitrosants et nitratants qu'avant l'implantation des nouvelles étapes de nitrification en 2007 et de dénitrification en 2012.

Il en résulte un développement beaucoup plus lent et moins important des communautés de microorganismes nitrifiantes en Seine, en comparaison de leur dynamique des années antérieures à 2007, conduisant à la lente disparition des nitrites rejetés par la station d'épuration.

La contamination nitrique, autrefois produite essentiellement par l'oxydation de l'ammonium par la première étape de la nitrification et qui culminait de ce fait dans la zone estuarienne de la Seine, est due aujourd'hui essentiellement aux rejets directs de la station SAV, et culmine dès lors dans les secteurs à l'aval immédiat du rejet, bien que n'y atteignant jamais les niveaux observés autrefois dans l'estuaire.

En cas de dysfonctionnement du traitement de nitrification dans la station d'épuration, comme cela a été observé en 2013, on retrouve en Seine des conditions assez semblables à celles observées régulièrement avant l'implémentation du traitement de l'azote dans la station SAV.

Références

- Bianchi M., Bonin P., Feliatra F. (1994) Bacterial nitrification and denitrification rates in the Rhône river plume Northwestern Mediterranean Sea) *Marine Ecology Progress Series* 103 : 197-202
- Billen, G., 1991. Protein degradation in Aquatic Environments. In : *Microbial Enzyme in Aquatic Environments*. R. Chrost, ed., Springer Verlag, Berlin, pp. 123-143.
- Bock E., Schmidt I., Stuvén R., Zart D.(1995) Nitrogen loss caused by denitrifying nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donor and nitrite as electron acceptor *Archives of Microbiology* 163, 16-20.
- Bothe H., Jost G., Schloter M., Ward BB., Witzel KP. (2000) Molecular Analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. *Fems Microbiology Reviews* 24: 673-690.
- Brion N., Billen G. (1998) A reassessment of the $H^{14}CO_3^-$ incorporation method for measuring autotrophic nitrification and its use to estimate the biomass of nitrifying bacteria. *Revue Sciences de l'eau* 11(2): 283-302.
- Cébron A. (2004) Nitrification, Bactéries Nitrifiantes et émission de N_2O , Thèse de doctorat à l'Université Pierre et Marie Curie spécialité Ecologie Microbienne-Sciences de l'eau.
- 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.
- Cébron A., Garnier J., Billen G.(2005) Nitrous oxide production and nitrification kinetics by bacteria communities naturally present in river water (the lower Seine, France). *Aquat. Microb. Ecol* 41, 25-38.
- Cébron A., Berthe T., Garnier J. (2003) Nitrification and Nitrifying Bacteria in the lower Seine River and Estuary (France). *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 7091-7100.
- Garnier J., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y. & Soulie (2002). Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54: 285-308.
- Garnier J., Billen G., Cébron A. (2007) Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France) : impact of wastewater release on oxygenation and N_2O emission. *Hydrobiologica* 588, 291-302.
- Jones M.N. (1984) Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water research (Oxford)* 18, 643-646.
- Prosser J.L. (1989) Autotrophic nitrification in bacteria. *Adv Microb Physiol* 30: 125–181.
- Slawyk G., MacIssac J.J. (1972) Comparaison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep sea Res* 19, 521-524.
- Vilmin L., Aissa Grouz N., Garnier J., Billen G., Mouchel J.M., Poulin M., Flipo N. Impact of hydro-sedimentary processes on the dynamics of soluble reactive phosphorus in the Seine River. *Soumis à Biogeochemistry*