

RE2

Restauration écologique de l'estuaire de la Seine.



Laverman A., Derenne S.





GIP Seine-Aval Pôle Régional des Savoirs 115 Bd de l'Europe 76 100 - Rouen

tel: 02 35 08 37 64 http://www.seine-aval.fr



Rapport scientifique 2012

Titre de la proposition : Rôle Epurateur pour le Restauration Ecologique de l'estuaire de la Seine (RE²)

Coordinateur(s): Anniet Laverman

Responsable(s) scientifique(s) de l'équipe concernée pour collectifs : Anniet Laverman, Sylvie Derenne

Liste des scientifiques ayant participé au projet et des structures auxquelles ils appartiennent

UMR 7619 Sisyphe: Anniet Laverman (CR1 CNRS), Josette Garnier (DR1, CNRS), Benjamin Mercier

(Technicien, UPMC), Olivier Tronquart (Technicien, UPMC/Seine Aval), Anun Martinez (AI, UPMC), Céline Roose-Amsaleg (IR, CNRS), Simon Decock (M1,

UPMC)

UMR 7618 Bioemco: Sylvie Derenne (DR1, CNRS), Christelle Anquetil (IE, CNRS)

Sommaire

1.	. Intr	oduction	3
2.	. Zor	ne géographique	5
3.	. Rés	ultats scientifiques	7
	3.1	Caractéristiques des sites	7
	3.2	Les taux potentiels de réduction de nitrate	9
	3.3	Dénitrification, production de nitrite et ammonium 1	.1
	3.4	Les facteurs clés pour la réduction de nitrate 1	.3
	3.5	L'effet du carbone sur les taux de réduction des nitrates	.4
	3.6	Analyse de la matière organique1	.5
	3.7	La détermination de taux de la denitrification in situ	.8
	3.8	Les communautés bactériennes ; les dénitrifiantes1	.8
	3.9	Conclusions et perspectives	20
4.	. Ret	ombées opérationnelles directes et/ou indirectes du projet 2	22
5.	. Cor	nclusion: Perspectives de poursuite et questionnements nouveaux	22
6.	List	e des communications2	22
7.	Bi	bliographie des publications citées dans le rapport2	23

1. Introduction

Les estuaires sont des zones sensibles car ils reçoivent les nutriments de tout le bassin versant. Le système hydrographique de la Seine reçoit un flux annuel d'azote de 1 800 à 2 000 kgN.km⁻².an⁻¹ (Billen et al., 2001). Il draine la métropole de Paris et un bassin agricole important qui font de la Seine le fleuve le plus chargé en azote du monde (Howarth et al., 1996). Cet excès d'apport est à l'origine d'une eutrophisation de la baie de Seine (Billen and Garnier, 2007) et soutient la formation de « blooms » algaux indésirables qui peuvent parfois être toxiques (Cugier et al., 2005).

La mise aux normes des stations d'épuration de la région parisienne a contribué à une réduction considérable des apports en ammonium à l'estuaire de la Seine (Garnier and Billen, 2007), (Garnier et al., 2007). En conséquence la pollution azotée d'origine urbaine est maintenant plutôt retrouvée sous forme de nitrate. Par ailleurs, certaines activités agricoles du bassin constituent une autre source de nitrate dans la Seine estuarienne. Dans le bassin de la Seine la dénitrification compense en partie l'apport en nitrate. En effet ce processus contribue à l'élimination des apports azotés au bassin versant à hauteur de 40% dans les zones ripariennes et seulement entre 15 à 20 % dans les cours d'eau (Billen and Garnier, 1999; Sebilo et al., 2003; Thieu et al., 2009). Les zones humides transversales de la Seine sont donc le siège de la majeure partie de l'élimination de l'azote biodisponible. La restauration écologique et paysagère en vue d'une amélioration des fonctionnalités épuratrices des zones humides de l'estuaire représente donc un objectif scientifique prioritaire.

La dénitrification, processus anoxique, représente donc le processus majeur d'élimination du nitrate dans la Seine. Le facteur majeur contrôlant ce processus, en plus de la présence de nitrate, est la qualité des matières organiques (MO) présentes dans les sols et sédiments – la présence des MO labiles étant susceptible d'accélérer la dénitrification. Même si la dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination du nitrate dans les sédiments aquatiques (Herbert, 1999), des études récentes ont montré que la réduction dissimilatoire du nitrate en ammonium (DNRA) et l'oxydation anaérobie de l'ammonium (anammox) pourraient jouer un rôle plus important dans la réduction du nitrate, (cf. Revue de (Burgin and Hamilton, 2007), voir figure 1). Une dénitrification complète, ainsi que l'anammox induisent une perte d'azote sous forme gazeux. Si la dénitrification est incomplète, alors des intermédiaires comme le nitrite (composé toxique) et/ou l'oxyde nitreux (gaz à effet de serre) sont produits. En ce qui concerne la DNRA, la réduction du nitrate en ammonium a comme résultat une rétention d'azote dans l'environnement.

La création de zones humides à des fins d'épuration de l'eau usée par des apports agricoles est une approche largement utilisée (voir par exemple (Lee et al., 2009; Sirivedhin and Gray, 2006)). La restauration écologique et paysagère représente un objectif scientifique prioritaire de nombreux programmes, et notamment dans le cadre de Seine Aval 4 (2010-2011), en vue d'une amélioration des fonctionnalités épuratrices de l'estuaire de la Seine. Il

apparait donc essentiel de comprendre le processus de réduction des nitrates et ce dans les sites choisis dans l'estuaire par le GIP SA, pour faire l'objet de restaurations (Figure 2).

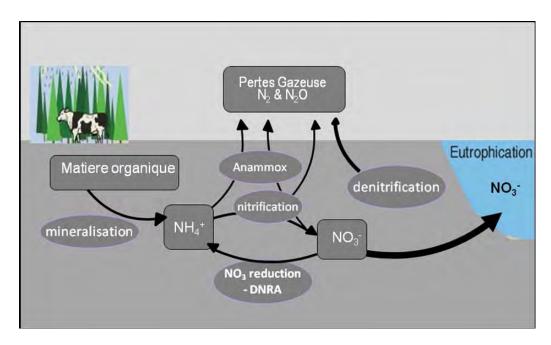


Figure 1. Le cycle de l'azote dans les sédiments aquatiques

Afin d'étudier et comprendre la réduction des nitrates dans les sédiments et sols de la Seine estuarienne, et plus précisément ceux des sites pilotes désignés pour des restaurations écologiques, nous avons mené une démarche expérimentale qui sera ultérieurement suivie de l'intégration des données dans des travaux de modélisation.

L'objectif premier de ce projet était de choisir les sites d'étude en collaboration avec les projets DEFHFIS, REBEBAS et le GIP Seine Aval (Figure 2), puis de déterminer les potentiels de réduction du nitrate dans ces sites pilotes. Comme le moteur de la dénitrification est le carbone, nous avons étudié la composition chimique et la dynamique du carbone comme facteur clé de la réduction de nitrate. Nous avions prévu également de déterminer les taux (flux) de réduction de nitrate et la production d'oxyde nitreux in situ en utilisant des cloches benthiques ou des carottes intactes. Ces travaux doivent permettre de mettre en évidence des taux de dénitrification très variables entre les différents sites.

Le but de ce projet était de répondre aux questions suivantes:

- Quels sont les processus de réduction de nitrate et quels facteurs sont déterminants ?
- La quantité et la qualité de la matière sont-elles suffisantes pour soutenir une dénitrification significative par rapport au flux de nitrate à la zone côtière ?
- Quelles sont les conditions et ou aménagement qui peuvent accélérer la dénitrification ?

2. Zone géographique

Nous avons choisi 8 sites dans l'estuaire de la Seine, inscrits comme sites de références ou de restauration potentielle dans le cadre de l'inventaire des sites de restauration de l'estuaire de la Seine (GIP Seine-Aval 2010) indiqués à la figure 2.

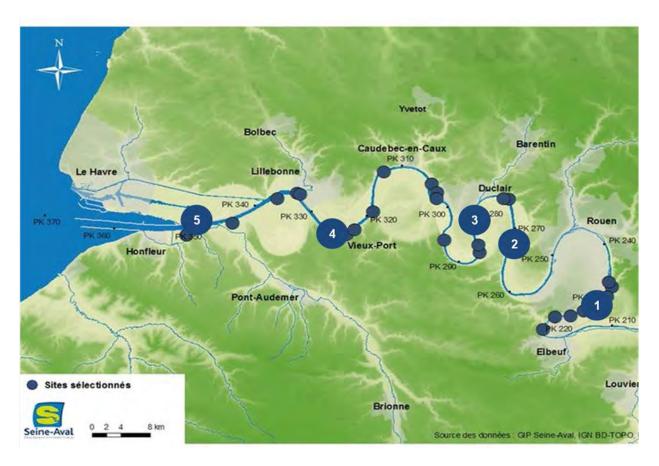


Figure 2. Sites de prélèvement (1) Bras mort de Saint Etienne du Rouvray (2) Grande-vase Petite-vase (3) Trou Deshayes (4) Les écores de Petiville (5) La Grande Roselière (4 sites, voir figure 3 pour détails).

Les sites ont été sélectionnés pour cette étude en fonction de leurs caractéristiques différentes (figure 2), des collaborations et projets en cours et de leurs possibilités d'aménagements. Les sites « amont » (Le Trou Deshayes et Petiville) font partie du projet REBEBAS (Seine Aval 4, E. Langlois, F. Bureau) ; les sédiments de la Grande Roselière (site 5, figure 2 et 3) du projet DELPHIS (Seine Aval 4, P. Lesourd).

Le Bras mort de St-Etienne-du-Rouvray (PK 233,5) est bordé d'un système continu composé d'un bois alluvial, de roselières ponctuelles et d'une vasière. La zone humide semble encore partiellement connectée à la Seine par une buse (seuil haut), elle semble être en train de se combler naturellement et est sujette à des déversements de déchets sauvages depuis le chemin de halage qui la borde. Ce site se situe au cœur de l'agglomération rouennaise, à proximité des zones urbaines. Le site Grande-vase Petite-vase (PK 267) est une ancienne

chambre de dépôt du Grand Port Maritime de Rouen dont un des casiers n'a pas été remblayé. Il est ouvert sur la Seine via un passage d'eau régulièrement inondé et constitue aujourd'hui une zone humide temporairement connectée. Le **Trou Deshayes** (PK 288) est une zone humide envasée et partiellement couverte, entre autres, de myosotis et de typha. Il est également constitué d'un ancien trou de Seine encore connecté à la Seine par, au moins, une buse à clapet traversant une digue de la Seine. Le site Ecores de **Petiville** (PK 323-328) est constitué d'une succession d'éléments de berges et de ripisylves écologiquement intéressants sur une longue étendue linéaire de fleuve (3 à 4 km) et composé entre autre de vasières et bois alluviaux connectés dans lesquels le fleuve a creusé des chenaux.

La grande Roselière (1500 Ha, PK 341-356) est située sur le territoire de la Réserve Naturelle de l'Estuaire. Ce site est géré par différents modes et divers acteurs. Ce système de roselières est situé sur le territoire de la réserve naturelle de l'estuaire de la Seine. Dans le cadre de restauration ce site a été choisi pour examiner ses capacités d'épuration. Dans la Grand Roselière quatre sites différents ont été prélevés en collaboration avec T. Lecarpentier (Maison de l'Estuaire) dans un gradient filandre jusqu'à la prairie halophile (figure 2 et 3). i) des sédiments non végétalisés au bord de la Seine (Filandre), ii) des sédiments intertidaux avec présence de roseaux (Roselière), iii) une zone intermédiaire (Transition) entre la roselière et les prairies réinondables et iv) une dernière précisément dans les prairies réinondables (Prairie).



Figure 3. L' estuaire de la Seine (A) avec La Grande Roseliere (B) (f) Filandre (r) Roseliere (t) Zone de transition (p) Prairies réinondables

3. Résultats scientifiques

3.1 Caractéristiques des sites

Les différents sites ont été échantillonnés pendant plusieurs campagnes en 2010 et 2011. Des prélèvements au Bras mort de St-Etienne-du-Rouvray, Grande-vase Petite-vase, Le Trou Deshayes et les écores de Petiville ont été effectués en juin, septembre 2010, mars et mai 2011. Pour les 4 sites dans la Grand Roselière, ils ont été prélevés en septembre 2010. Le Tableau 1 montre les concentrations des différentes formes d'azote (nitrate, nitrite et ammonium) dans l'eau de ces sites et certaines caractéristiques chimiques (carbone et azote total et chlorophylle totale).

Les concentrations en nitrate montrent une grande variabilité spatiale (entre les sites) et saisonnière. Les plus hautes concentrations (>400 μ M) sont observées dans le bras mort de St-Etienne-du-Rouvray en juin 2010. A l'opposé, des concentrations très faibles (proches de 0 μ M) sont observées en été aux stations Le Trou Deshayes (juin) et Grande-vase Petite-vase (juin et septembre). Des concentrations intermédiaires (60-120 μ M) sont mesurées aux stations de la Roselière (sauf Prairie) et à Petiville.

Tableau 1. Concentrations en nitrate, nitrite et ammonium et caractéristiques sédimentaires (carbone, azote et chlorophylle totale) des sites pour les campagnes de juin et septembre 2010 et mars 2011.

		eau de de surface		Caractéristiques				
		$[NO_3^-]$	$[NO_2^-]$	$[NH_4^+]$	$%C_{org}$	%N	C/N	Chlorophyl
Site	date	uM						
Petiville	juin 2010	62.5	0.7	21.1	2.8	0.45	7.3	35.0
Trou Deshayes		1.8	0.0	60.4	5.6	0.98	6.7	210.7
Grand Vase		0.0	0.0	4.6	1.7	0.36	5.4	40.6
Saint Etienne		401.8	5.7	13.9	2.5	0.45	6.5	36.7
Petiville	sept 2010	79.3	0.7	9.3	2.3	0.28	9.5	62.7
Trou Deshayes		197.1	2.1	10.7	5.6	0.73	9.0	111.8
Grand Vase		2.9	0.0	4.3	1.4	0.16	10.4	33.6
Saint Etienne		130.0	2.1	251.4	3.7	0.14	30.7	13.9
Petiville	mars 2011	139.5	0.8	30.0	1.6	0.18	10.4	20.4
Trou Deshayes		153.1	0.0	15.7	4.4	0.50	10.4	82.4
Grand Vase		105.3	0.4	0.7	1.2	0.24	5.9	25.2
Saint Etienne		67.4	0.4	929.3	5.7	0.15	44.1	13.4
Filandre	sept 2010	67.9	2.1	15.0	5.8	0.24	29.0	27.8
Roseliere		55.0	3.6	60.0	6.9	0.38	21.5	39.7
Vannes		115.0	4.3	102.1	6.8	0.36	22.2	33.6
Prairi		5.7	0.7	17.1	5.0	0.16	37.9	8.9

En mars, en phase hivernale, les concentrations en nitrate sont moins variables entre les sites qu'en période estivale (cf. juin et septembre ci-dessus) et se situent entre 67 et 153

 μ M. En toute saison, les teneurs en nitrite sont en général très basses (< 6 μ M) et souvent sous la limite de détection (<1 μ M) dans cette partie avale de la Seine. Les concentrations en ammonium sont, comme le nitrate, variables entre les sites et les saisons et s'élèvent jusqu'à 930 μ M en mars 2011 à St-Etienne-du-Rouvray.

Le contenu en carbone organique (mesuré après acidification pour éliminer les carbonates) dans tous les sédiments varie entre 5 et 10 %, l'azote entre 0.14 et 0.73 %. Les sédiments du Trou Deshayes ont les teneurs en carbone et en chlorophylle totale les plus élevées. Les contenus en carbone, azote et chlorophylle montrent des différences entre les sites et une légère saisonnalité par rapport aux concentrations en azote dans l'eau.

Le carbone biodégradable des sédiments a été déterminé, en analysant le carbone total d'un mélange sédiment :eau (5 ml sédiment :300 ml eau) initial et après 40 jours d'incubation en conditions oxiques (d'après (Servais et al., 1999). La

Figure 4 montre les teneurs en carbone total avec une distinction entre la partie dégradable et non dégradable. Pour St-Etienne-du-Rouvray nous observons une variation saisonnière avec des contenus en carbone total les plus élevés en mars. Petiville montre aussi une légère variation saisonnière. Les contenus en carbone à Trou Deshayes et Grande-vase Petite-vase sont stables au cours de l'année. La partie carbone biodégradable (définie par le carbone utilisé au bout de 40 jours) représente parfois 44 % (Petiville, mars 2011), mais peut aussi ne représenter que 9% (Grande-vase Petite-vase mars 2011). En moyenne le pourcentage du carbone biodégradable est de 20%.

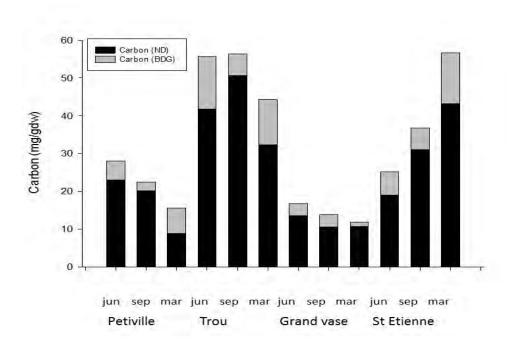


Figure 4. Concentration en carbone organique total dans les sédiments; carbone BDG carbone biodégradable, carbone ND carbone non dégradé après 40 jours en conditions oxiques.

3.2 Les taux potentiels de réduction de nitrate

Pour tous les sites nous avons déterminé les taux de réduction de nitrate et la dénitrification. Les taux de réduction du nitrate ont été mesurés dans les conditions les plus naturelles possibles en utilisant des expériences en laboratoire à l'aide de réacteurs en flux continu. En parallèle, les productions d'oxyde nitreux et d'ammonium ont été mesurées à la sortie du réacteur. Dans ce dispositif expérimental, les cinétiques sont obtenues à partir de tranches de sédiment non remanié. Ce dispositif permet donc de déterminer les voies principales de la réduction du nitrate en N₂ (et N₂O) ou en NH₄ par suivi des produits en sortie des réacteurs. Les réacteurs sont reliés aux solutions nourrices (avec KNO₃ et conditions anoxiques) avec une pompe péristaltique qui assure un débit constant (4 ml/h) tout au long de l'expérience. L'eau de la nourrice ayant circulé dans les réacteurs est recueillie dans des tubes, 8 fois par jour, pendant 3-5 jours. Cette méthode permet de déterminer le taux de réduction de nitrate sur des sédiments intacts avec le carbone présent au moment de prélèvement. Tous les réacteurs, donc les taux de réduction de nitrate, sont faits en triplicata.

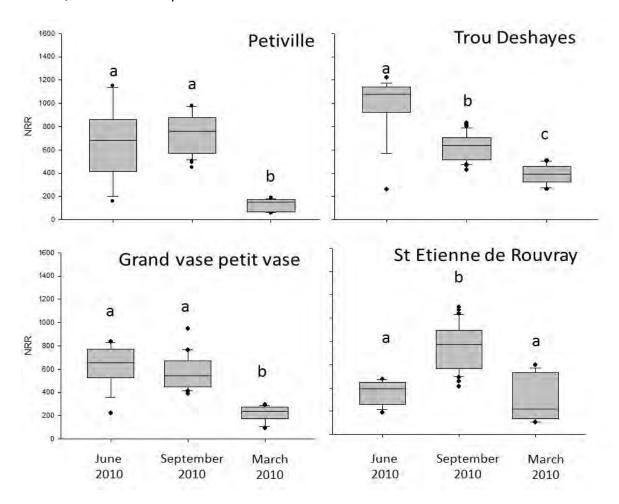


Figure 5. Taux moyens de réduction de nitrate (NRR) en nmol NO3- cm-3 h-1 en juin et septembre 2010 et mars 2011 dans les sédiments de Petiville, Trou Deshayes, Grande-vase Petite-vase et St-Etienne-du-Rouvray. Différentes lettres indiquent une différence significative entre les taux (p<0.05)

Les taux de réduction de nitrate (NRR) sont montrés dans la *Figure 5* pour les quatre sites pour les différentes saisons. Une différence entre les taux de réduction de nitrate pour les sédiments prélevés aux différentes saisons est observée. Il faut noter que ces taux sont des taux potentiels, car déterminés en laboratoire à 20°C. Les différences en termes de taux sont donc liées aux différences en potentiel de réduction de nitrate dans le sédiment, à l'abondance et à l'activité des bactéries réductrices de nitrate et/ou aux facteurs intrinsèques aux sédiments déterminant le taux comme le carbone.

Un potentiel important de réduction de nitrate est observé dans tous les sédiments étudiés. Il y a une différence importante entre les saisons avec des taux faibles en mars 2011 à Petiville et St-Etienne-du-Rouvray. Les taux le plus élevés ont été mesurés à Trou Deshayes en juin 2010.

Dans la Grande Roselière, nous avons déterminé le taux de réduction de nitrate le long d'un gradient (fFigure 3). Les taux de réduction de nitrate dans la Grande Roselière ne montrent pas de grandes différences spatiales, les taux moyens varient entre 410 et 525 nmol nitrate cm⁻³ h⁻¹ (Figure 6) et sont plus bas que les taux mesurés dans les sites « amont » (Figure 5) qui varient entre 540 et 740 nmol nitrate cm⁻³ h⁻¹ pour le mois de septembre.

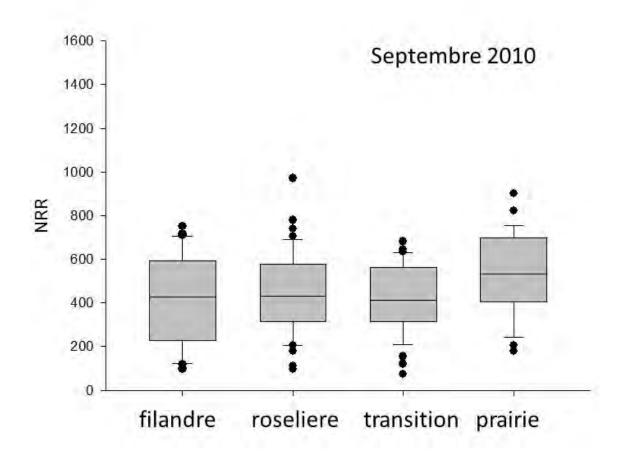


Figure 6. Taux moyens de réduction de nitrate (NRR) en nmol NO₃⁻ cm⁻³ h⁻¹ en septembre 2010 dans les sédiments de la grande Roselière : Filandre, Roselière, Transition, Prairie.

3.3 Dénitrification, production de nitrite et ammonium

En général, les taux de réduction de nitrate sont importants pour tous les sites étudiés. Afin de déterminer si la réduction de nitrate était due à la dénitrification (réduction de nitrate en N₂), nous avons également déterminé la production des intermédiaires : nitrite, oxyde nitreux, ainsi qu'ammonium. Si la dénitrification est responsable de la réduction de nitrate, ce dernier se retrouve sous forme de nitrite, oxyde nitreux et gaz d'azote. En forte présence d'acétylène (10% C₂H₂) la dernière étape de la denitrification est bloquée et le N₂ se retrouve en N2O. Nous avons appliqué cette méthode pour vérifier la voie de réduction de nitrate dans les différents sédiments. Dans le tableau 2, les taux sont donnés pour les différents sites. Certains sédiments ont des taux (et pourcentages) élevés de production de l'intermédiaire nitrite. En juin 2010, les sites Petiville et St-Etienne-du-Rouvray ont produit des taux élevés de production de nitrite, les deux autres sites ayant eu des productions faibles. Des taux faibles de production de nitrite ont été mesurés pour tous les sites en septembre 2010, alors qu'en mars 2011, la production de nitrite était élevée. Alors que les sites de la Grande Roselière montraient des taux de réduction de nitrate similaires, les sédiments de la zone de transition (entre prairie et roselière) et les prairies montraient des taux de production de nitrite très variables et élevés.

Tableau 2. Taux de réduction de nitrate (NRR), production de nitrite (NiPR), production d'ammonium (APR) et production d'oxyde nitreux (N2O PR) pour les différents sites. NiPR :NRR indique le pourcentage de nitrites produits par rapport aux nitrates réduits ; taux de récupération en nitrite et N₂O par rapport aux nitrates réduits.

		NRR	NiPR	N ₂ O PR*	APR	NiPR:NRR	
Site	date	nmol N o	-m_2 h_1			%	récupération %
			-				
Petiville	juin 2010	654.4	197.7	72.2	0.7	30.2	41.2
Trou Deshayes		982.5	32.2	668.5	16.0	3.3	71.3
Grand Vase		621.5	29.8	87.0	5.9	4.8	18.8
Saint Etienne		356.3	67.3	194.9	4.5	18.9	73.6
Petiville	sept 2010	737.5	11.9	199.8	7.7	1.6	28.7
Trou Deshayes		606.5	4.4	567.9	3.0	0.7	94.4
Grand Vase		579.1	56.1	272.8	5.0	9.7	56.8
Saint Etienne		753.6	36.4	206.5	2.3	4.8	32.2
Petiville	mars 2011	126.6	45.9	55.8	2.9	36.3	80.4
Trou Deshayes		392.8	108.8	177.4	24.4	27.7	72.9
Grand Vase		219.2	74.7	103.8	15.2	34.1	81.4
Saint Etienne		319.5	87.5	148.0	10.7	27.4	73.7
Filandre	sept 2010	412.2	68.7	117.5	5.2	16.7	45.2
Roseliere		427.6	42.3	99.4	7.3	9.9	33.1
Transistion		410.2	182.0	226.2	12.8	44.4	99.5
Prairie		496.9	273.7	250.1	2.1	55.1	105.4

^{*}production de N₂O en présence d'acétylène pour blocage de la dernière étape dans la denitrification en N₂.

Une récupération importante (>70%) en NO₂ et N₂O du NO₃ réduit montre que la voie principale de la réduction du nitrate est la dénitrification. Ainsi dans les prairies reinondables et dans la zone de transition de la Roselière, la réduction du nitrate peut y être considérée comme complète, jusqu'à la production du N₂ inerte. En revanche, La réduction de nitrate en N₂O (en présence de C₂H₂, pour déterminer la conversion de nitrate par dénitrification) est incomplète pour les sédiments intertidaux de la filandre et de la roselière.

Les sédiments entre Rouen (St-Etienne-du-Rouvray) et Petiville montrent des taux de réduction de NO_3 entre 300 et 1000 nmol N cm⁻³ h⁻¹. La récupération du nitrate en N_2O et NO_2 est faible pour Petiville et Grande-vase Petite-vase en juin et septembre 2010(< 50%), alors qu'au Trou Deshayes la plupart du NO_3 (>70%) est retrouvée sous formes de NO_2 et N_2O . Tous les sites montrent un fort potentiel de réduction nitrique, avec un maximum au Trou Deshayes en juin 2010 (982 nmol N cm⁻³ h⁻¹).

La récupération en oxyde nitreux et nitrite par rapport à la réduction de nitrate montre que la disparition de nitrate est bien liée à la dénitrification (taux de récupération >70%). Le Trou Deshayes est le site dans lequel nous avons déterminé une réduction en nitrate par denitrification aux 3 différentes saisons. Les autres sites montrent une variation saisonnière pour la contribution de la dénitrification à la réduction de nitrate. Nous avons suivi et déterminé le taux de production d'ammonium par les sédiments (APR), la production d'ammonium est dans un premier temps liée à la dégradation de la matière organique (minéralisation ou ammonification) et dépend du rapport C/N de cette matière. Une forte production d'ammonium sous conditions anoxiques et en présence de nitrate, peut être liée à la réduction dissimilatoire de nitrate en ammonium (« dissimilatory nitrate reduction to ammonium » ou DNRA). La production d'ammonium dans les sédiments de cette étude n'est pas suffisamment élevée pour expliquer cette voie de réduction de nitrate. Un autre processus responsable de la réduction de nitrate (nitrite) en présence d'ammonium est l'oxydation anaérobique d'ammonium (« anammox »). Ce processus ne produit pas de N₂O mais utilise du nitrite et ammonium pour produire de N₂. Ce processus pourra donc jouer un rôle dans les sédiments avec un faible taux de dénitrification et peu de production d'ammonium.

Parallèlement, les réacteurs sans acétylène ont été prélevés pour mesurer la production 'naturelle' de N_2O (intermédiaire pendant la denitrification) en juin 2010 et mars 2011. Toutes les concentrations en N_2O étaient en dessous de la limite de détection à cause de problèmes techniques (pots de prélèvement pour le N_2O). Nous ne pourrons donc pas faire de conclusions sur la production de N_2O pendant la dénitrification et/ou réduction de nitrate pour les sédiments.

En juin 2010 nous avons prélevé des sédiments supplémentaires pour les 4 sites « amont » (Petiville, Trou Deshayes, Grande-vase Petite-vase et St-Etienne-du-Rouvray) qui ont été alimentés pendant 2 mois avec du nitrate, sous conditions anoxiques dans les réacteurs à

flux continu. Le carbone dans ces sédiments en mode dénitrification pendant longtemps ont été analysés et comparés au carbone initialement présent (voir section 3. 6)

3.4 Les facteurs clés pour la réduction de nitrate

Les potentiels de réduction de nitrate dans les différents sites ont été déterminés et reliés aux variables environnementales (carbone et azote total, carbone biodégradable). Le tableau 3 montre les corrélations (Pearson corrélations) pour tous les taux et variables mesurés. Une corrélation positive et significative est observée entre les concentrations de nitrate et nitrite dans l'eau de surface. Les concentrations d'ammonium dans l'eau de surface montrent une corrélation positive avec le rapport C/N dans le sédiment. Une forte corrélation est trouvée entre les concentrations de chlorophylle et les %N dans les sédiments. Les taux de dénitrification (production de N2O) sont liés aux %N et aux concentrations de chlorophylle. Il semble donc qu'il existe une corrélation forte entre les taux de denitrification et la présence de chlorophylle (présence d'algue). On peut supposer que la biomasse algale soit une source de carbone (dégradable) pour la dénitrification. Le carbone biodégradable (conditions oxiques) ne montre pas de corrélation avec les taux de réduction de nitrate. Il semble donc que le carbone disponible sous conditions oxiques ne reflète pas le carbone dégradable par les bactéries dénitrifiantes. Afin de déterminer le carbone disponible pour les dénitrifiantes ce protocole/méthode nécessite donc des modifications et améliorations. Dans le futur, nous proposons de déterminer le carbone disponible en présence de nitrate pour reproduire des conditions dénitrifiantes; sur une durée plus longue (3 mois) est par ailleurs nécessaire pour obtenir des conditions contrastées en terme de concentration et de qualité du carbone.

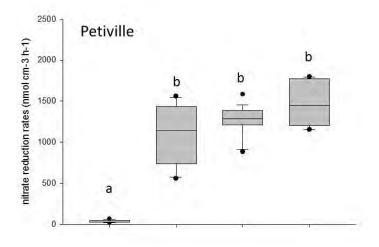
Tableau 3. Corrélations entre les variables environnementales, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , $%C_{org}$, %N, rapport C:N (CN), concentrations en chlorophylle (chlor), carbone biodégradable (BDC) et les taux de réduction de nitrate (NRR), production de nitrite (NiPR) et production de N_2O (N_2O PR).

	NO ₂	NH_4^+	%C _{org}	%N	CN	Chlor	BDC	NRR	NiPR	N ₂ O PR
NO ₃	0.68**	-0.07	-0.09	0.13	-0.23	-0.07	0.01	-0.36	-0.17	-0.02
NO_2^-		-0.09	0.35	0.04	0.09	-0.19	-0.15	-0.22	0.11	-0.06
NH_4^+			0.29	-0.27	0.67**	-0.21	0.54	-0.15	-0.02	-0.08
$^{\circ}$ C _{org}				0.31	0.56	0.25	0.46	0.12	0.29	0.34
%N					-0.50	0.92***	0.42	0.50	-0.21	0.75***
CN						-0.45	0.26	-0.14	0.41	-0.16
Chlor							0.47	0.60	-0.32	0.83***
BDC								0.12	0.07	0.40
NRR									-0.13	0.61
NiPR										-0.12

Signifiance indique par ** et *** pour p<0.01, p<0.001

3.5 L'effet du carbone sur les taux de réduction des nitrates

En mai 2011, nous avons effectué des manipulations avec des sédiments de Petiville et St-Etienne-du-Rouvray pour tester l'effet de la présence de carbone sur les taux de réduction de nitrate et la denitrification. Nous avons mesuré les taux de réduction de nitrate avec le carbone présent dans le sédiment (contrôle), par ajout d'un mélange de sels organiques dans la solution nutritive (acétate, lactate, succinate) ou par ajout de carbone d'origine végétale, algues ou roseaux. Les algues et roseaux ont été lyophilisés et broyés puis mélangés avec le sédiment de Petiville et St-Etienne-du-Rouvray (ajout de 2% en masse). Les solutions nutritives qui alimentent les réacteurs contiennent 5 mM KNO₃, nous avons ajouté 0.5 mM d'acétate, 0.5 mM de succinate et 0.5 mM de lactate.



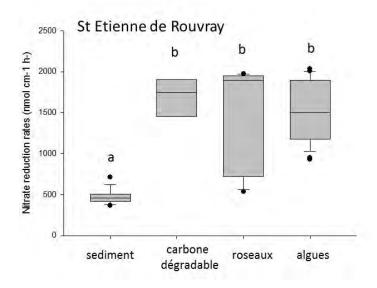


Figure 7. Taux de réduction de nitrate en mai 2011 dans les sédiments de Petiville et St Etienne de Rouvray avec ajout d'acétate, succinate, lactate (carbone dégradable), roseaux et algues. Différent lettres indique une différence significative entre les traitements (p<0.05).

Les taux de réduction de nitrate dans les sédiments de Petiville et St-Etienne-du-Rouvray sont montrés dans la figure 7. Les taux dans les sédiments (contrôle) sont faibles pour Petiville (moyenne de 39 nmol nitrate cm⁻³ h⁻¹) et plus élevés pour St-Etienne-du-Rouvray (moyenne de 490 nmol nitrate cm⁻³ h⁻¹). L'ajout de carbone dégradable (mélange acétate, lactate, succinate), algue et roseaux a toujours montré une hausse des taux de réduction de nitrate. Pour Petiville les taux moyens pour les différents ajouts augmentent jusqu'à 1094 (acétate), 1441 (roseaux) et 1250 (algues) nmol nitrate cm⁻³ h⁻¹. Il y a une forte augmentation de la réduction (> 30 fois plus élevé en présence de carbone) de nitrate et c'est évident que l'ajout du carbone stimule la réduction de nitrate dans ces sédiments. De plus, il n'y a pas de différence selon la nature du carbone ajouté, carbone dégradable (mélange d'acétate, lactate et succinate), roseaux ou algues. Cela signifie que la dénitrification utilise indifféremment le carbone fourni par les roseaux ou les algues. Le même phénomène est observé pour les sédiments de St-Etienne-du-Rouvray.

3.6 Analyse de la matière organique

Parmi les 4 sites échantillonnés en juin 2010, celui de Trou Deshayes est celui dont le sédiment montre la plus forte teneur en carbone ainsi qu'une très faible concentration en nitrate. C'est donc celui qui a été sélectionné en priorité pour la caractérisation de la matière organique (MO). Celle-ci requiert tout d'abord la concentration de la matière organique par traitement HCl/HF. Ce traitement a pour but d'éliminer la majeure partie de la matrice minérale. Il permet aussi d'améliorer la qualité des spectres de RMN en éliminant d'éventuels minéraux paramagnétiques. Cette caractérisation de la MO a été menée sur le sédiment initial et sur les sédiments ayant été soumis à 48h et 2 mois de dénitrification. Le tableau 4 indique les bilans de masse des traitements HCl/HF.

Tableau 4. Bilan de masse du traitement HCl/HF pour Trou Deshayes

Sédiment	initial	Après 48h	Après 2 mois
Teneur en Corg (%)	5,56	5,63	5,08
Masse initiale (g)	7,24	6,86	6,94
Bilan HCI/HF (%)	9,5	8,3	14,6

On note que pour chaque échantillon, le traitement a permis de concentrer la MO de manière significative.

La teneur en C_{org} a faiblement diminué après 2 mois de dénitrification. Afin de déterminer si cette variation de teneur est associée à une modification de la structure chimique de la MO,

nous avons étudié cette dernière par RMN du ¹³C à l'état solide et par pyrolyse. L'objectif était alors de mettre en évidence une éventuelle sélectivité de la dénitrification vis-à-vis de certains constituants de la MO.

Les spectres de RMN des trois échantillons sont très semblables. Ils montrent un signal aliphatique intense avec un maximum à 30 ppm correspondant aux carbones des chaînes polymethyléniques avec un épaulement à 24 ppm pour lequel plusieurs attributions sont classiquement envisagées (carbones dans des unités peptidiques ou dans des groupes acétyles, sucres aminés ?). On observe également un pic important à 72 ppm correspondant aux groupes C-O. La présence du pic à 104 ppm caractéristique des C anomériques permet d'attribuer du moins en majorité le signal à 72 ppm à des carbohydrates. Un massif est observé à 130 ppm correspondant à des carbones insaturés (oléfiniques et/ou aromatiques). Le signal à 150 ppm est dû à des carbones phénoliques comme ceux de la lignine, dont les groupes méthoxyles résonnent à 56 ppm. Enfin le pic intense à 173 ppm reflète la présence de groupes carboxyliques (acides, esters ou amides). Ces spectres sont caractéristiques de MO récente très faiblement altérée. La superposition des spectres ne montre pas d'évolution après 48h (Figure 8).

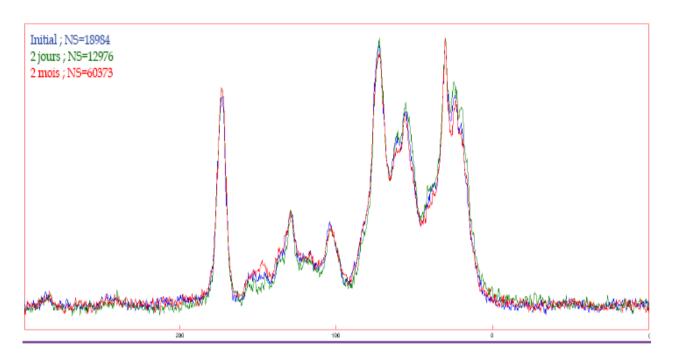


Figure 8. Spectres de RMN du ¹³C de la MO de Trou Deshayes initial et après 2j et 2 mois de dénitrification

Afin de révéler d'éventuelles différences entre ces échantillons au niveau moléculaire, nous avons analysé les mêmes échantillons par pyrolyse couplée à la chromatographie et à la spectrométrie de masse. Cette technique permet de comparer les MO au niveau moléculaire. Les pyrochromatogrammes sont à nouveau très similaires et ne permettent pas de révéler de modification de composition due à la dénitrification (Figure 9).

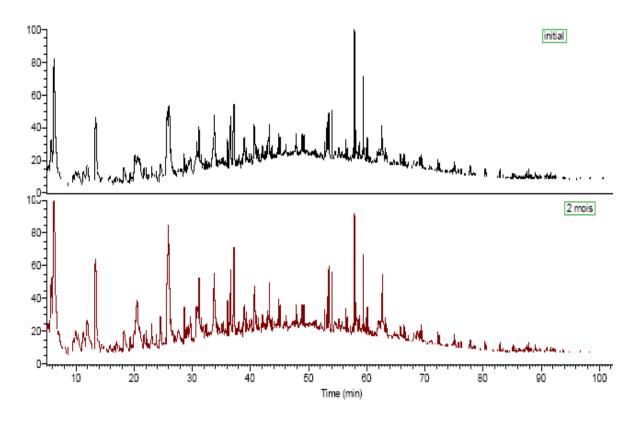


Figure 9. Pyrochromatogrammes de Trou Deshayes (initial et après 2 mois de dénitrification)

Les sédiments des différents sites étant caractérisées par des taux de dénitrification différents, nous avons cherché si ces variations reflétaient des différences de composition de la MO. Nous avons donc mené une étude analogue à celle décrite ci-dessus sur Grandevase Petite-vase, St-Etienne-du-Rouvray et Petiville en se limitant directement aux sédiments initiaux et à ceux après deux mois de dénitrification. A nouveau, ni la RMN ni la pyrolyse n'a permis de révéler une sélectivité de la dénitrification vis-à-vis de la MO. En revanche, ces différents sites sont caractérisés par des MO de structures différentes (Figure 10). En effet, si les spectres de Trou Deshayes et Grande-vase Petite-vase sont similaires, ceux de Petiville et Saint Etienne du Rouvray montrent une diminution de la contribution des carbohydrates et des groupes carboxyles et en plus, dans le dernier cas, une nette augmentation des carbones aromatiques. Ceci peut être dû à des degrés croissants de diagenèse de Trou Deshayes vers Grande-vase Petite-vase, Petiville et enfin St-Etienne-du-Rouvray ou à des différences de source de MO (aquatique vs terrigène).

D'après le tableau 2, les taux de réduction de nitrate varient sensiblement entre les différents sédiments, celui de Trou Deshayes montrant le plus fort taux et St-Etienne-du-Rouvray le plus faible. Ces deux sites étant les plus similaires du point de vue de leur MO, cela confirme que la nature de la MO n'influe pas sur le taux de dénitrification, comme vu expérimentalement en 3.5. Une production (libération) d'ammonium forte (tableau 2) et des teneurs en chlorophylle élevées (Tableau 1) à Trou Deshayes suggèrent une

contribution importante de biomasse provenant des algues/phytoplancton, ce qui est en accord avec les spectres de RMN qui montrent une MO fraîche, peu altérée.

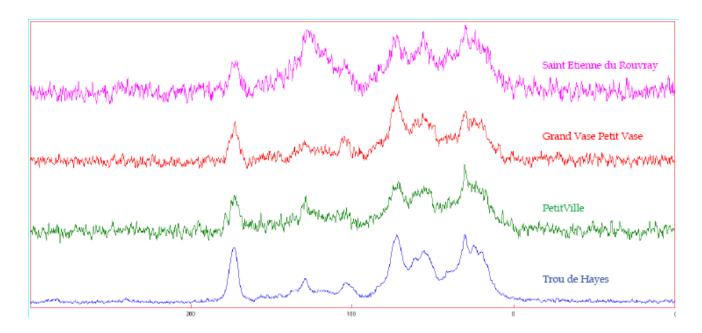


Figure 10. Spectres de RMN du 13C de la MO des sédiments de St-Etienne-du-Rouvray, Grande-vase Petite-vase, Petiville et Trou Deshayes

3.7 La détermination de taux de la denitrification in situ

En juin 2011, nous avons employé des chambres benthiques pour déterminer le taux de dénitrification (réduction de nitrate et production de N₂O) *in situ*. Nous n'avons pas obtenu, malgré une consommation d'oxygène, de consommation de nitrate. Les concentrations ne montrent pas de tendance particulière. Ces résultats décevants ne nous permettent pas de calculer un taux de réduction du nitrate *in situ*. Ces expériences seraient pourtant à poursuivre. Nous avons utilisé l'approche des chambres benthiques (utilisées dans notre laboratoire sur des sols) qui s'est finalement révélée peu adaptée à des sédiments intertidaux. Afin de mesurer des taux de dénitrification *in situ*, nous proposons désormais d'utiliser des mesures de flux avec des carottes intactes comme décrit en détail dans Laverman et al., 2007. Nous avons adapté cette méthode depuis cette année dans un projet en cours sur les flux benthiques dans la Seine (programme Piren Seine et projet R2DS)

3.8 Les communautés bactériennes; les dénitrifiantes.

Nous avons montré que tous les sédiments pouvaient potentiellement réduire le nitrate. Ensuite nous avons énuméré les bactéries dénitrifiantes cultivables avec la méthode NPP (Laverman et al., 2006) pour les sites Petiville, Trou Deshayes, Grande-vase Petite-vase et St-Etienne-du-Rouvray

prélevés en mars 2011. Le nombre probable (NPP) de bactéries dénitrifiantes par gramme de sédiment sec était le plus élevé dans le sédiment de Petiville (5.6 10^7), une valeur comparable à Trou Deshayes (2.1 10^7) et Grande-vase Petite-vase (1.8 10^7) et supérieure à celle estimée à St-Etienne-du-Rouvray (2 10^6). Il est à noter que ce nombre de bactéries dénitrifiantes cultivables montre à titre indicatif la présence des bactéries capables de pousser sur un milieu dénitrifiant. Il n'y a donc pas de relation entre ces nombres de bactéries dénitrifiantes cultivables et les taux de réduction de nitrate ou denitrification (voir tableau 2).

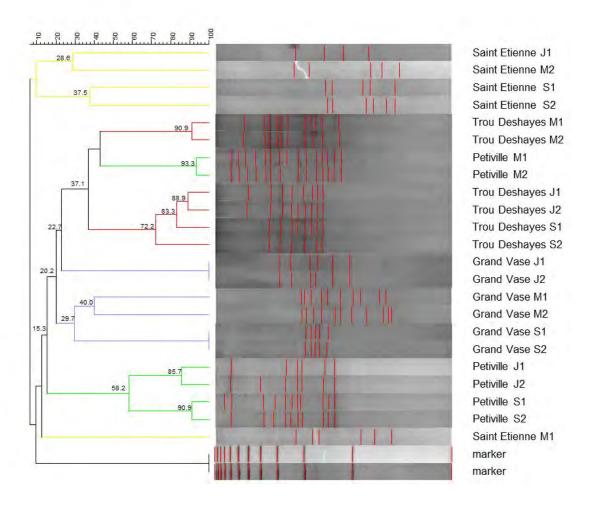


Figure 11. Dendrogramme nosZ pour les différents sites, différentes saisons. Juin 2010 (J1 et J2), Septembre (S1 et S2), Mars 2011 (M1 et M2) et le marqueur de migration (marker). Les bandes rouges indiquent des bandes et les chiffres indiquent les valeurs de l'indice de similarité mesuré.

Nous avons ensuite étudié la présence et diversité des communautés bactériennes (dénitrifiantes) dans les sédiments de Petiville, Trou Deshayes, Grande-vase Petite-vase et St-Etienne-du-Rouvray pour les 3 différentes saisons. Des extractions d'ADN à partir du sédiment et des amplifications par « polymerase chain reaction » (PCR) du gène *nosZ* (« nitrous oxide reductase », la réduction de N₂O en N₂) ont été réalisées. Dans tous nous avons obtenu des produits d'amplification *nosZ*. Les sédiments contiennent donc des bactéries dénitrifiantes. et nous avons ensuite. Les produits PCR ont été déposés à un gel DGGE (« Denaturing Gradient Gel Electrophoresis ») qui permet de séparer

différentes séquences (espèces) et renseigne sur la structure et diversité de la communauté dénitrifiante (figure 11). En premier lieu, chaque site contient plusieurs espèces de dénitrifiantes (plusieurs bandes par échantillons). En second lieu, nous observons des différences de composition entre les sites et les différentes saisons pour ces 4 sites. Pour Petiville et Trou Deshayes, il y a peu de différences de structure de communauté entre juin et septembre 2010. Petiville montre une structure de sa communauté de dénitrifiantes différente et plus diverse en mars 2011 par rapport à juin et septembre 2010. Ce site, en contact direct avec la Seine, pourrait être influencé et alimenté par l'eau de rivière. La communauté dénitrifiante dans le sédiment de Grande-vase Petite-vase montre une variation saisonnière, avec une diversité faible en Septembre 2010.

Cette analyse de la communauté dénitrifiante montre donc une variation entre les sites, mais aussi une variation saisonnière. Les variations ne sont pas directement liées aux taux de réduction de nitrate. Des analyses supplémentaires sont nécessaires pour lier la structure et la diversité aux taux de réduction de nitrate et à la dénitrification.

3.9 Conclusions et perspectives

Nous avons observé de forts potentiels en réduction de nitrate dans les sédiments de Seine estuarienne. La réduction de nitrate par la dénitrification est confirmée dans la moitié des sédiments; pour les autres sédiments la réduction de nitrate peut être due à d'autres processus. D'autres voies de la réduction du nitrate telles que (i) la réduction dissimilative en ammonium (DNRA) ou (ii) l'oxydation anaérobie de l'ammonium (anammox) peuvent jouer un rôle. Des analyses supplémentaires et des expériences sont prévues pour clarifier l'importance de ces divers processus mais il semble au vu des teneurs en ammonium que la DNRA soit moins favorisée que l'anammox. Des analyses microbiologiques et de biologie moléculaire ont montré la présence et la diversité des bactéries dénitrifiantes dans les différents sédiments.

Nous avons montré également que la réduction de nitrate est limitée par la présence de carbone ; l'ajout du carbone biodégradable augmente le taux de ce processus. De plus, nous avons trouvé une corrélation entre la teneur en chlorophylle dans les sédiments et le taux de dénitrification. L'analyse de la matière organique des sédiments avant et après dénitrification montre que cette dernière n'a pas d'influence, sur l'échelle de temps de notre expérience – 2 mois, sur la composition de la matière organique. Les 4 sites étudiés montrent des taux de dénitrification et des compositions chimiques différentes mais il n'y a pas de corrélation entre eux.

Les sédiments de tous les sites montrent un potentiel de dénitrification qui est limité in situ par du carbone. Des aménagements sur les sites peuvent augmenter les taux de réduction de nitrate et donc contribuer à une purification de l'eau de la Seine. Cette purification s'effectue parfois en amont du rejet dans le fleuve, comme par exemple au Trou Deshayes, Grande-vase Petite-vase, Prairie. D'autre part, des sites en contact direct avec la Seine (comme Petiville, St Etienne de Rouvray, les filandres de la grand Roselière) pourraient

potentiellement réduire les concentrations de nitrate dans la Seine et diminuer les flux d'azote à la zone côtière. Des calculs généraux montrent l'importance et le rôle des sédiments (intertidaux) dans l'élimination d'azote de la Seine en utilisant les taux obtenus dans cette étude. Nous avons considéré un taux moyen de 100 nmol cm⁻² h⁻¹. Le Tableau 5 montre que pendant l'été les sédiments contribuent à une élimination de ~ 1 % de l'azote arrivant à Poses. Cette élimination est plus faible en hiver (< 0.1%), avec un débit plus élevé et donc un apport total d'azote plus important, et des taux de denitrification plus faible. Avec une augmentation des taux de dénitrification dans les sédiments d'un facteur 2 (avec un ajout de carbone par exemple) sur toute la surface de ces sédiments une augmentation significative de la réduction du nitrate est envisageable (de 0.86 à 1.72%). Malheureusement, cette contribution reste faible par rapport à la pollution la pollution nitrique de la Seine.

Tableau 5. Bilan de l'élimination des nitrates dans les sédiments intertidaux avec des concentrations de nitrate de $\sim 20 \text{ mg L}^{-1}$ et un surface des zones intertidale de 50 km^{-2} (comm. pers. N.Bacq, S. Moussard)

	discharge	total N input	rate	N removed	N removed
	$m^3 s^{-1}$	tons N d ⁻¹	nmol cm ⁻² h ⁻¹	tons N d ⁻¹	%
winter	600	234.1	100	0.168	0.07
summer	100	39.0	200	0.336	0.86
winter	600	234.1	200	0.336	0.14
summer	100	39.0	400	0.672	1.72

Des aménagements simples, et décrits dans la littérature, pour augmenter les teneurs en carbone sont possibles (Craig et al., 2008). Une réduction de débit dans les zones concernées augmenteraient le contact entre l'eau (avec nitrate) et le sédiment. L'installation de grilles ou gaze comme substrat pour retenir et ou faire pousser du phytoplancton serviraient à augmenter la présence de carbone biodégradable. La mise en place de débris de bois ou de troncs d'arbres réduirait à la fois le débit d'eau, créerait des microsites anoxiques et fournirait du carbone qui favorise la dénitrification. Ce type d'aménagements nécessiterait un suivi et une collaboration avec des entreprises d'ingénierie.

4. Retombées opérationnelles directes et/ou indirectes du projet

Des retombées opérationnelles sont indiquées dans la partie conclusions et perspectives. Avec la participation d'entreprises d'ingénierie des actions pourront être mises en place sur des sites.

Les résultats de ce projet doivent à terme, contribuer à élargir les champs d'application d'un modèle spatialisé (3D) de l'estuaire de Seine, incluant le cycle du carbone et de l'azote dans la colonne d'eau et les sédiments. Une quantification de l'élimination de l'azote à l'échelle globale de l'estuaire doit aboutir i) pour la situation actuelle, ii) dans le cadre de projets d'aménagements à étudier, iii) voire sous l'effet de changements globaux. Au total, bilan et modélisation des processus à l'échelle du site pilote permettront un changement d'échelle, destiné à déterminer la surface de l'estuaire qui devrait être aménagée pour réduire les flux d'azote inorganique dissous en dessous d'un seuil, ce qui diminuerait le risque d'eutrophisation de la zone côtière (Cf. Projet NEREIS Seine Aval 4).

5. Conclusion: Perspectives de poursuite et questionnements nouveaux

Les perspectives sont discutées dans la partie conclusions et perspectives. Cette étude a montré de forts potentiels et des facteurs clé pour améliorer la dénitrification dans tous les sédiments le long de la Seine. Afin d'utiliser ces sites pour augmenter leurs fonctions épuratrices, des collaborations et actions peuvent être menées. Un suivi des taux de dénitrification et autres processus sera exigé pour déterminer le caractère épurateur. Ce projet a étudié les possibilités d'épuration au niveau azote, d'autres contaminants comme des métaux, HAP, PCB, médicaments sont aussi présents dans le fleuve. Des études ciblant ces contaminants et le rôle épurateur des sédiments ont besoin d'être menées.

6. Liste des communications.

Laverman, A.M., Garnier, J., Tronquart, O., Mercier, B., S. Derenne. Rôle Epurateur pour le nitrate et Restauration Ecologique de l'estuaire de la Seine (RE²). Présentation poster Symposium Seine Aval septembre 2010

Laverman, A.M., Tronquart, O., Decock, S., Garnier, J., S. Derenne. Présentation orale Symposium Seine Aval septembre 2011.

Laverman, A.M., Yan, C., Tronquart, O., Viollier, E., Ona-Nguema, G., C. Pallud. Potential rates of denitrification linked to iron and sulfur oxidation in aquatic sediments. Présentation orale, Goldschmidt Prague, Aout 2011

Laverman, A.M., Decock, S., Tronquart, O., Anquetil, C., Roose-Amsaleg, C., Garnier, J and S. Derenne. Denitrification in riparian wetlands of the Seine River (France). Presentation ISME (International Society for Microbial Ecology), Copenhagen, aout 2012.

Laverman, A.M., Decock, S., Tronquart, O., Anquetil, C., Roose-Amsaleg, C., Garnier, J and S. Derenne. Denitrification in riparian wetlands of the Seine River (France). Manuscrit en préparation.

7. Bibliographie des publications citées dans le rapport.

- Billen, G., and Garnier, J., 1999, Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model: Hydrobiologia, v. 410, p. 139-150.
- Billen, G., and Garnier, J., 2007, River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae: Marine Chemistry, v. 106, p. 148-160.
- Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., and Cun, C., 2001, Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years: Estuaries, v. 24, p. 977-993.
- Burgin, A. J., and Hamilton, S. K., 2007, Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways: Frontiers In Ecology And The Environment, v. 5, p. 89-96.
- Craig, L. S., Palmer, M. A., Richardson, D. C., Filoso, S., Bernhardt, E. S., Bledsoe, B. P., Doyle, M. W., Groffman, P. M., Hassett, B. A., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Smith, S. M., and Wilcock, P. R., 2008, Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads: Frontiers in Ecology and the Environment, v. 6, p. 529-538.
- Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J. F., Garnier, J., and Menesguen, A., 2005, Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading: Journal Of Hydrology, v. 304, p. 381-396.
- Garnier, J., and Billen, G., 2007, Production vs. Respiration in river systems: An indicator of an "ecological status": Science Of The Total Environment, v. 375, p. 110-124.
- Garnier, J., Billen, G., and Cebron, A., 2007, Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N2O emission: Hydrobiologia, v. 588, p. 291-302.
- Herbert, R. A., 1999, Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems: FEMS Microbiology Reviews, v. 23, p. 563-590.
- Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., and Zhu, Z. L., 1996, Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences: Biogeochemistry, v. 35, p. 75-139.
- Laverman, A. M., Meile, C., Van Cappellen, P., and Wieringa, E. B. A., 2007, Vertical distribution of denitrification in an estuarine sediment: Integrating sediment flowthrough reactor experiments and microprofiling via reactive transport modeling: Applied and Environmental Microbiology, v. 73, p. 40-47.
- Laverman, A. M., Van Cappellen, P., van Rotterdam-Los, D., Pallud, C., and Abell, J., 2006, Potential rates and pathways of microbial nitrate reduction in coastal sediments: Fems Microbiology Ecology, v. 58, p. 179-192.

- Lee, C. G., Fletcher, T. D., and Sun, G. Z., 2009, Nitrogen removal in constructed wetland systems: Engineering in Life Sciences, v. 9, p. 11-22.
- Sebilo, M., Billen, G., Grably, M., and Mariotti, A., 2003, Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system.: Biogeochemistry, v. 63, p. 35-51.
- Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N., and Billen, G., 1999, Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents: Water Research, v. 33, p. 3521-3531.
- Sirivedhin, T., and Gray, K. A., 2006, Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies: Ecological Engineering, v. 26, p. 167-181.
- Thieu, V., Billen, G., and Garnier, J., 2009, Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model: Water Research, v. 43, p. 1740-1754.

Crédit photo couverture : Univ. Pierre et Marie Curie, Sisyphe, A. Laverman Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :





















