

Potentiel de dénitrification et production de N₂O dans des profils de sols dans un transect plateau-fond de vallée dans le bassin de l'Orgeval

Guillaume Vilain^{1*}, Josette Garnier¹, Anun Martinez¹, NGHIEM Xuan-Anh¹

¹ Université P. et M. Curie & CNRS, UMR Sisyphe 7619 - Paris 6, BP 105, Tour 56-55, Étage 4, 4 Place Jussieu, 75005 Paris, France

*Personne à contacter : guillaume.vilain@upmc.fr (doctorant)

1 Introduction

Avec le développement de l'agriculture intensive et l'utilisation massive d'engrais synthétiques sur les terres agricoles, l'augmentation de la concentration en azote provenant des eaux en amont des estuaires est devenue un problème environnemental mondial (Galloway et al., 1995; Galloway et al., 2003; Billen & Garnier, 1999; Billen et al., 2007; Birgand et al., 2007; Seitzinger & Kroeze, 1998; Seitzinger et al., 2002). En outre, l'utilisation des engrais conduit également à une contamination des eaux souterraines en nitrate et oxyde nitreux dissous (N₂O), le N₂O étant produit intermédiaire des processus microbiens de nitrification et la dénitrification (Firestone et Davidson, 1989, Tallec et al., 2006). Le taux de dénitrification et le ratio (N₂O / (N₂ + N₂O)) ou (N₂O / (NO₃ réduit)) sont importants pour comprendre et prédire les émissions de N₂O provenant des sols.

Les taux de dénitrification de production de N₂O sont contrôlés par différents facteurs environnementaux tels que la teneur en eau et en oxygène du sol, la température, la disponibilité en carbone et NO₃⁻, le pH du sol, sa température et le potentiel redox (Firestone et Davidson, 1989; Ball et al., 1997; Skiba et al., 1998; Skiba & Smith, 2000; Laverman et al., sous presse; Garnier et al., sous presse). Si au lieu de l'anoxie, la tension en oxygène est faible, alors la dénitrification est incomplète et du N₂O est produit en quantité non négligeable par rapport au N₂). La disponibilité du carbone, comme source d'énergie dans la dénitrification hétérotrophe est l'un des plus importants facteurs de contrôle de la dénitrification (Myrold & Tiedje, 1985; Schipper et al., 1993; Ambus & Lowrance, 1991; DeSimone & Howes, 1996; Hiscock et al., 1991, Johnson & Wood, 1992; Spalding & Parrott, 1994). La dénitrification par les sol de surface a été intensivement étudiée (Maag & Vinther, 1996; Gillam et al., 2008; Watts & Seitzinger, 2000; Well et al., 2003) mais la dénitrification dans les couches plus profondes est mal documentée (Rice et Rogers, 1993). En outre, la mesure de la dénitrification est rarement associée à celle du N₂O.

Cette étude portant sur la dénitrification par les sols et sur les produits intermédiaires/finaux (N₂O/N₂) dans un champ de maïs, a été entreprise dans un bassin versant agricole et a été conçue à la fois pour étudier l'effet de i) la position le long d'une pente rejoignant une rivière et ii) la profondeur (couches de sol: 10-30 et 90-110 cm) sur ces processus microbiens. Les ratios N₂O/ (N₂O + N₂) sont utilisées pour mieux comprendre les conditions de dénitrification incomplète. Nous avons utilisé une approche expérience en batchs, en examinant les réductions de NO₃⁻ et les taux de production de N₂O en conditions non-limitantes en NO₃⁻ et anaérobie totale par « flushing » au diazote N₂. La technique du blocage à l'acétylène C₂H₂ a été utilisée pour une détermination explicite de la production de N₂.

2 Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude et prélèvements

La zone d'étude est située dans le bassin versant Orgeval (bassin de la Seine, France), 104 km², environ 70km à l'est de Paris. La précipitation annuelle moyenne y est de 700 mm et la température ambiante moyenne est de 4 ° C en hiver et 19 ° C en été. Le site d'étude est une parcelle agricole, choisie selon une pente descendante selon un axe nord-ouest pour atteindre la rivière des Avenelles avec une inclinaison moyenne de 8%. Au temps d'échantillonnage, la parcelle était cultivée en maïs et la nappe phréatique était à 1,80m et 2,00m du sol respectivement pour les prélèvements du 27 avril 2009 et le 10 août 2009. Trois

points d'échantillonnage des sols ont été choisis le long de ce transect : (a) pente, (b) bas de pente et (c) zone tampon adjacente.

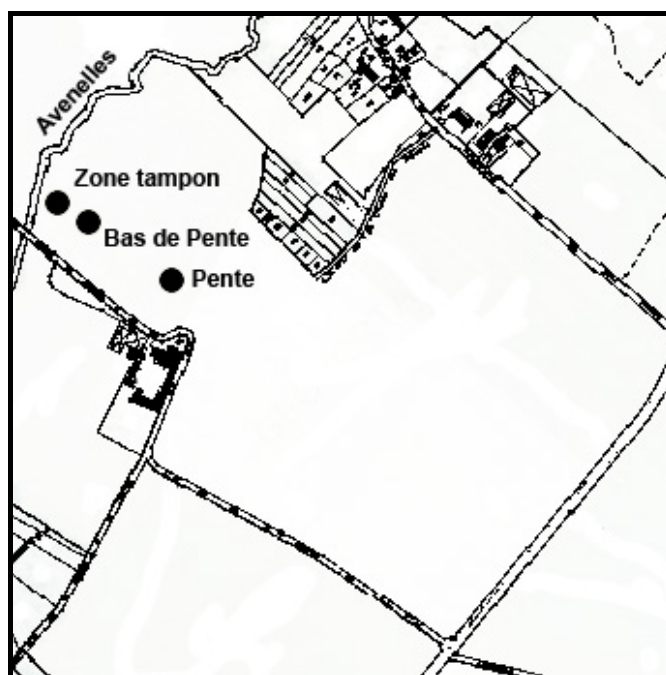


Figure 1. Site d'étude et points de prélèvement.

Les échantillons de sol ont été recueillis au moyen d'une tarière à main, le 27 avril 2009 et 10 août 2009. Au cours de la première campagne d'échantillonnage, trois échantillons de sol ont été prélevés dans chaque parcelle: 10-30 cm, 40-60 cm et 90-110 cm. Au cours de la seconde campagne d'échantillonnage, deux échantillons de sol ont été prélevés sur chaque point: un sol superficiel (10-30 cm) et un sol profond (90-110 cm). Tous les échantillons de sols ont été stockés durant l'échantillonnage et le transport jusqu'au laboratoire dans une glacière.

Des sous-échantillons de sol ont été collectés sur chaque site pour la détermination de la distribution granulométrique, des concentrations en azote inorganique (NO₃⁻, NH₄⁺, NO₂⁻) et P (PO₄³⁻), le carbone organique et l'azote total. Les sous-échantillons de chaque sol ont été séchés à l'étuve et passés au four (105°C pendant 48h et 450°C pendant 4h) pour déterminer la teneur en humidité et la perte au feu (voir ci-dessous).

2.2 Protocole expérimental

Deux séries d'incubations au laboratoire (expériences en batchs) ont été effectuées afin de comparer la dénitrification potentielle et la production associée de N₂O selon la position le long de la pente et du profil de sol. Cette activité de dénitrification en conditions non-limitantes en NO₃⁻, une température de 20 ° C et en condition d'anoxie complète est dite semi-potentielle, du fait que le carbone organique (non ajouté) peut être limitant. Le semi-potential de dénitrification (NO₃-SPDR, NO₃ semi potential denitrification rate) et le semi-potential de production de N₂O (N₂O-SPPR, N₂O semi potential production rate) ont été évalués, après homogénéisation de chaque échantillon de sol à la main, en plaçant 5 g de sol dans un flacon en verre de 100 ml fermé avec septum en caoutchouc et scellé par une capsule en aluminium afin de permettre l'accumulation de N₂O. L'oxygène a été évacué par 5 min de « flushing » au N₂ pur tout en agitant le flacon pour créer des conditions anoxiques complètes. Chaque flacon de a reçu 5 ml d'une solution à 60 mg N-NO₃.L⁻¹ (préalablement « flushed » au N₂ pendant 15 minutes) sans ajout de carbone. Pour les incubations destinées à l'inhibition à l'acétylène (l'acétylène bloque la réduction de N₂O en N₂), 10% du volume de gaz « headspace » été retiré de la moitié des flacons et remplacé par de l'acétylène (purifié par barbotage dans deux solutions H₂O pures) afin que chaque flacon soit doublé avec un flacon traité à l'acétylène. Les flacons ont ensuite été incubés à l'obscurité à 20°C (afin d'éviter la photosynthèse dans le flacon) et chaque échantillon a été réalisé en trois exemplaires. La réaction de dénitrification étant rapide, les temps d'incubation sont relativement courts: t = 0 min, t = 30 min, T = 60 min, T = 120 min et t = 240 min, l'activité biologique étant stoppée par addition de chloroforme.

Pour déterminer la production de N₂O, un échantillon de gaz de 25 ml a été prélevé dans chaque « headspace » avec une seringue à gaz de 12.5mL et transféré dans un flacon en verre préalablement mis sous vide (Exetainers, Labco Inc, UK). Pour déterminer la composition chimique des eaux, les boues ont été centrifugées et le surnageant a été stocké dans un flacon en polyéthylène de 15 ml à -20 ° C jusqu'à l'analyse (Quattro, Bran & Luebbe) pour déterminer les concentrations en NO₃⁻, NH₄⁺ et NO₂⁻.

La première expérience en batch d'avril a été menée dans les trois positions mentionnés ci-dessus (pente, bas de pente et zone tampon et à trois profondeurs pour chaque site (10-30 cm, 40-60 cm et 90-110 cm), alors que la seconde expérience d'août a été réalisée dans les mêmes positions de pente, mais pour deux profondeurs (10-30 cm et 90-110 cm) afin de gérer deux séries de batchs avec et sans acétylène pour évaluer à la fois les productions de N₂ et N₂O pour chaque sol: superficiel (10-30 cm) et profond (90-110 cm).

2.3 Analyses chimiques

L'ammonium et le nitrate contenu dans l'eau interstitielle du sol ont été extraits par agitation de 5g de sol avec une solution de KCl 1M pendant 2h. Les suspensions ont ensuite été centrifugées pendant 10 minutes à 3000 tours/min et le surnageant récupéré. Les extractions ont été conservées à -10°C jusqu'à l'analyse.

L'ammonium (NH₄⁺) a été mesuré sur eau filtrée (GF/F 0.7µm de porosité) à l'aide d'un analyseur automatique (Quattro) selon la méthode au bleu d'indophénol de Slawyk & MacIsaac (1972).

Les nitrates (NO₃⁻) ont été mesurés sur eau filtrée, après réduction au cadmium en nitrites (NO₂⁻), qui ont été mesurés par la méthode à la sulfanilamide selon Jones (1984).

Les nitrites (NO₂⁻) ont été mesurés avant la réduction au cadmium.

Les analyses du contenu en C_{organique} total et N_{total}, ainsi que la granulométrie du sol ont été effectuées au laboratoire de l'INRA d'Arras (Institut National de Recherches Agronomiques, <http://www.rras.inra.fr/>) selon les normes NF ISO 10694 and NF X 31-107 respectivement.

2.4 Mesure des flux gazeux

Les concentrations en N₂O dans les échantillons de gaz ont été analysées au laboratoire à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (Varian 3800) couplé à un détecteur à capture d'électrons (ECD). La séparation des gaz s'effectue dans une pré-colonne et une colonne remplie au Hayesep Q 80/100. Les concentrations sont alors calculées en comparant les aires des pics avec ceux obtenus avec les étalons N₂O (0.205 ; 0.540 et 3.30 ppm).

2.5 Calculs

La production de N₂O par les boues a été calculée en tenant compte du présent N₂O dans le « headspace » du flacon et du N₂O dissous dans les 5 mL de suspension.

$$N_2O (\mu g N/g^{-1} \text{ dry soil}) = N_2O (ppb) \times \frac{1}{M_s \times (1 - H_s)} \times \left(\frac{kRT \times V_s \times M_N}{22.4} + \frac{V_f \times M_N}{22.4} \right)$$

Où k est le coefficient de solubilité du N₂O dans l'eau à 22°C (2,7 × 10⁻² mol l⁻¹ atm⁻¹); R la constante des gaz parfaits (0,08 L atm K⁻¹ mol⁻¹), T la température absolue (K), M_s la masse de sol (g); V_s l'humidité gravimétrique du sol; V_s le volume de solution de nitrate (L); V_f le volume du flacon (L); M_N la masse moléculaire de l'azote dans le N₂O (28 g mol⁻¹).

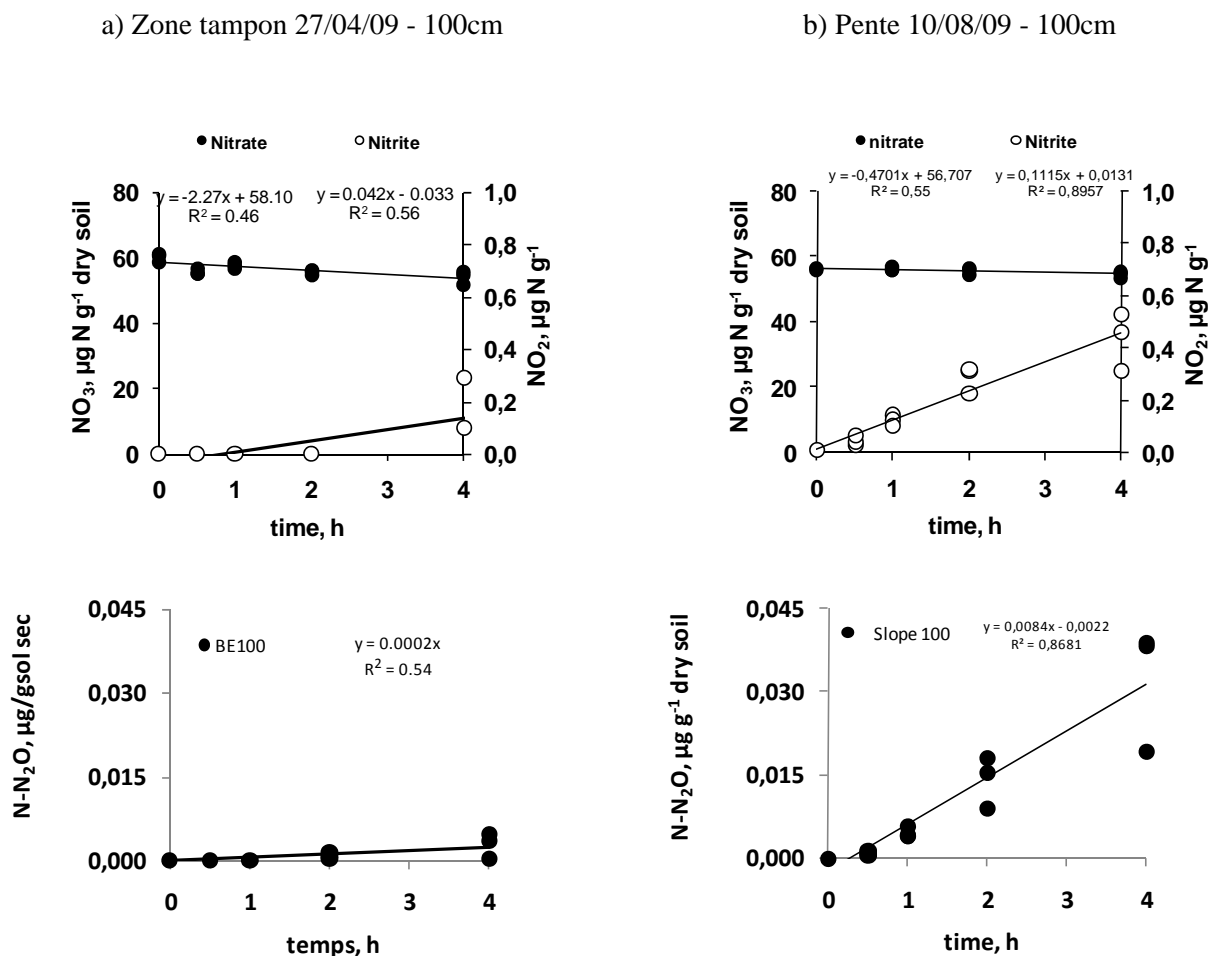


Figure 2. Variations des concentrations en nitrate et nitrite (graphiques supérieurs) et d'oxyde nitreux (graphiques inférieurs) en fonction du temps d'incubation. La pente négative de la droite de régression linéaire en fonction du temps représente le taux de réduction du nitrate et la pente positive le taux de production d'oxyde nitreux. R² indique la significativité de la relation. Deux échantillons de sol, a) Zone tampon 27/04/09 - 100cm, b) pente 10/08/09 - 100cm, sont donnés en exemple. Légende en dessous

Les taux de réduction du NO₃⁻ ont été déterminés avec la pente de la droite de régression linéaire de la concentration en NO₃⁻ dans les échantillons au cours de la période d'incubation. Des calculs similaires ont été utilisés pour déterminer les taux de production de nitrite et de N₂O (figure 2). Les concentrations en NH₄⁺ ne variant pas de manière significative pendant la période d'incubation, elles ne sont pas décrites ici. Tous les taux sont exprimés par unité de masse sèche et les valeurs ont été conservées pour un coefficient de corrélation différent de zéro.

2.6 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant XLSTAT. Les coefficients de corrélation de Pearson ont été déterminés entre NO₃⁻, NH₄⁺, WFPS et les émissions de N₂O. La significativité a été acceptée à un niveau de probabilité de P < 0.05. Les différences entre les sols des jeux de données (superficiels et profonds) ont été analysées en utilisant le test de Mann-Whitney sur les données non-transformées à P < 0.05.

3 Résultats et discussion

3.1 Propriétés physiques et chimiques des sols

Les différents sols utilisés dans les expériences d'incubation diffèrent dans leurs propriétés physiques et chimiques. Les sols superficiels (10-30 cm) ont des concentrations significativement (P < 0.05) supérieures

en N-NO₃⁻ extractible que les sols plus profonds (en moyenne de 3,1 mg N-NO₃⁻ pour les sols superficiels et 1,24 mg N-NO₃⁻ pour les sols profonds).

Tableau 1. Propriétés physico-chimiques des sols étudiés.

		Depth	Gravimetric moisture	Ignition loss	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	C	N	C/N	Organic matter
		cm	%	%	mgN kg ⁻¹ soil	mgN kg ⁻¹ soil	g/kg	g/kg		g/kg
27/04/09	Pente	0-10	17.55	3.47	6.08	8.32	13.5	1.3	10.4	23.4
		40-60	18.03	2.00	1.24	7.48	4.98	0.583	8.54	8.61
		90-110	17.19	2.36	1.24	8.48	1.2	0.264	4.56	2.08
	Bas de pente	0-10	16.39	2.94	2.56	8.00	10.9	1.14	9.57	18.9
		40-60	19.39	2.83	3.80	7.68	6.75	0.813	8.3	11.7
		90-110	19.70	3.30	0.48	7.48	6.13	0.776	7.9	10.6
	Zone tampon	0-10	17.05	3.27	1.48	8.48	11.8	1.21	9.7	20.3
		40-60	16.73	1.91	0.44	8.12	4.74	0.482	9.84	8.2
		90-110	18.04	1.44	0.24	7.44	2.83	0.327	8.66	4.9
10/08/09	Pente	0-10	15.37	2.23	2.16	1.12	11	1.06	10.4	19
		90-110	15.83	1.55	1.76	0.92	3.89	0.451	8.62	6.73
	Bas de pente	0-10	16.91	2.65	2.48	1.12	11.1	1.18	9.39	19.2
		90-110	22.51	3.02	0.84	1.6	8.14	0.936	8.7	14.1
	Zone tampon	0-10	18.77	2.74	3.84	1.56	11.3	1.17	9.68	19.6
		90-110	17.28	1.67	1.08	1.24	5.23	0.557	9.38	9.04

En revanche, aucune différence significative ($P < 0,05$) en contenu N-NH₄⁺ dans les profils de sols n'ont été observées, la différence étant plutôt temporelle avec des concentrations plus élevées durant la première campagne d'échantillonnage. La perte au feu a été, respectivement en avril et en août, de 3,2 et 2,5% en dans la pente, et de 2,3 et 2,1% en bas de pente (Tableau 1) et a montré des différences significatives ($P < 0,05$) entre les sols peu profonds et profonds. De la même manière, l'azote total, la carbone organique et le contenu en matières organiques, ainsi que les rapports C/N ont été significativement plus élevés ($P < 0,05$) dans les sols superficiels pour les deux campagnes d'échantillonnage.

3.2 Mesure de la dénitrification

Les taux de dénitrification mesurés ici à toutes les profondeurs, sans ajout de carbone, dans des conditions anaérobies et à 20 ° C, ont permis, non pas de déterminer un potentiel de dénitrification, mais plutôt la capacité de dénitrification des sols, appelée ici SPDR. Cette mesure, prise en anoxie et en conditions non-limitantes en NO₃⁻ a été préférée à un taux de dénitrification potentiel (conditions non limitantes en carbone organique, en plus du NO₃⁻) parce qu'elle permet de prendre en compte le contenu original en matière organique dans le sol et a ainsi permis de mettre en évidence le rôle de la matière organique sur les taux de dénitrification.

3.3 Dénitrification et facteurs de contrôle.

La teneur en NO₃⁻ ajoutée aux échantillons incubés (60 mg N-NO₃⁻L⁻¹) a toujours été largement supérieure à celle naturellement présente, de sorte qu'une concentration relativement uniforme en substrat NO₃⁻ était disponible pour toutes les positions de pente et de profondeur. Dans tous les cas, les taux de NO₃⁻ présents à la fin de l'incubation étaient toujours largement en saturation.

Tableau 2. Semi-potentiels de dénitrification; semi-potentiels de production de N₂O associés et ratios N₂O-SPPR / NO₃-SPDR.

		Depth	NO ₃ -SPDR	N ₂ O-SPPR	N ₂ O-SPDR / NO ₃ -SPDR
		cm	μg N-NO ₃ ⁻ g ⁻¹ dry soil h ⁻¹	μg N-N ₂ O g ⁻¹ dry soil h ⁻¹	%
04/27/09	Slope	10-30	1.440	0.122	8.471
		40-60	0.218	0.002	0.917
		90-110	0.704	0.000	0.057
	Footslope	10-30	0.500	0.062	12.417
		40-60	0.563	0.002	0.355
		90-110	0.472	0.001	0.212
	Buffer strip	10-30	0.807	0.155	19.200
		40-60	0.464	0.003	0.647
		90-110	1.204	0.001	0.83
08/10/09	Slope	10-30	0.362	0.080	22.112
		90-110	0.389	0.001	0.257
	Footslope	10-30	0.412	0.106	25.807
		90-110	0.470	0.008	1.702
	Buffer strip	10-30	0.795	0.151	18.966
		90-110	1.060	0.010	0.944

Les NO₃-SPDR étaient plus élevés lors de la première campagne (avril) d'échantillonnage avec une moyenne de 0,93 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹, comparé à 0,58 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹ de sol sec pour la seconde campagne (octobre) d'échantillonnage (Figure 3). Les sols plus profonds (90-110 cm, près de l'aquifère) dans la zone tampon ont fournis les plus forts taux de NO₃-SPDR pour les deux dates. Aucune différence significative des taux de dénitrification potentielle n'a pu être mise en évidence pour la position de bas de pente au cours des deux périodes. La position de pente a montré un très fort potentiel de dénitrification lors de la première expérience pour les sols superficiels (1,93 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹) par rapport au sol profond (90-110 cm, 0,869 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹). Au contraire, lors de la seconde expérience, ces deux potentiels de dénitrification étaient très proches (0,362 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹ pour les sols superficiels et 0,358 mg N-NO₃⁻ g⁻¹ sol sec h⁻¹ pour les sols profonds).

Les tableaux 1 et 2 montrent que bien que la perte au feu et le contenu en matière organique aient diminué considérablement avec la profondeur dans les profils de sol, le NO₃-SPDR ne montre pas de différence significative.

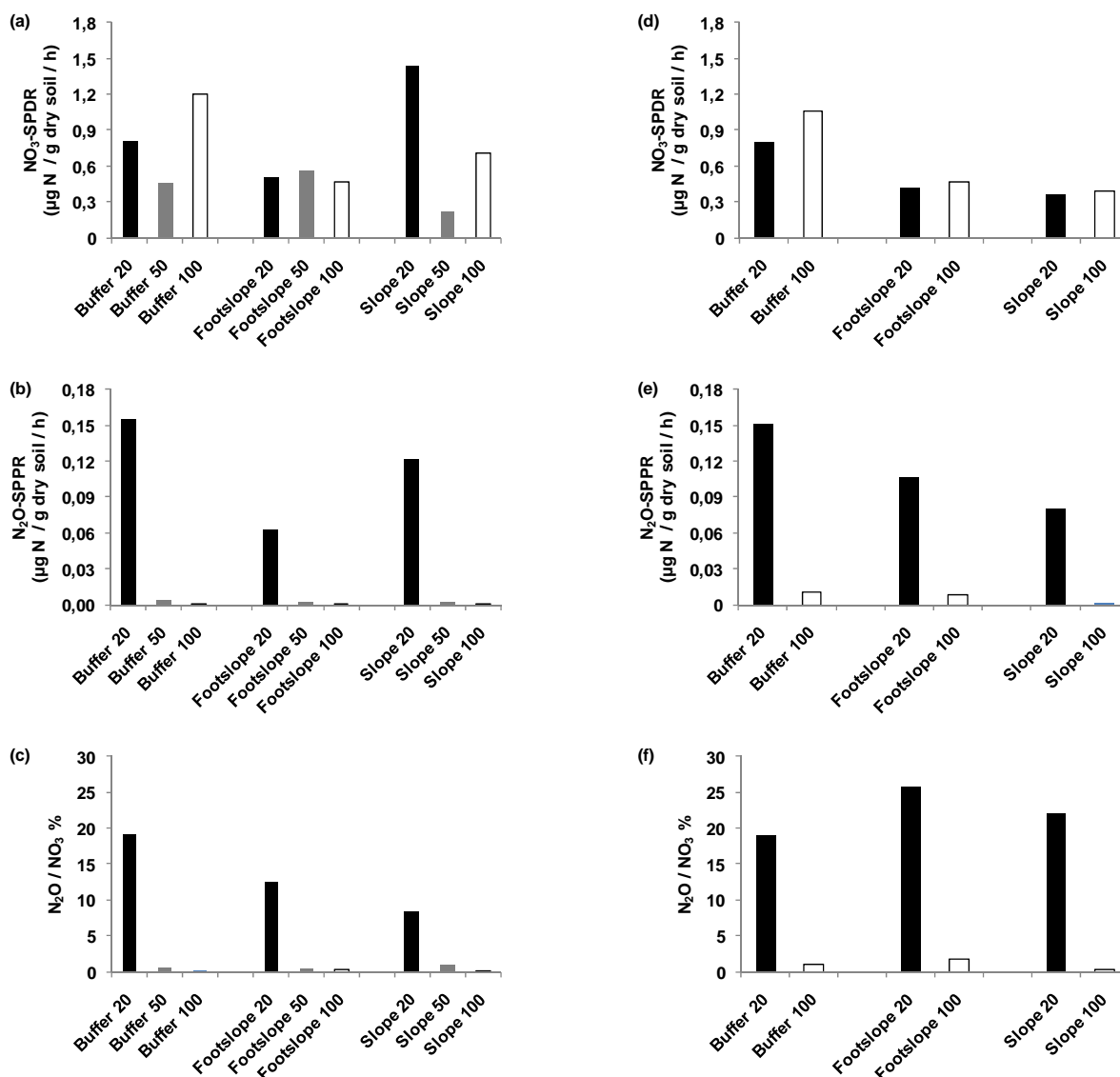


Figure 3. Semi potentiels de dénitrification, semi potentiels de production de N₂O associés et ratios N₂O-SPPR/NO₃-SPDR (légende en dessous)

Ce travail a montré que l'activité dénitrifiante du sous-sol (90-110 cm) était comparable à celle de la surface du sol. En faisant une moyenne des deux campagnes d'échantillonnage, le taux maximal de NO₃-SPDR a été trouvé dans le sous-sol de la zone tampon. Bien que d'autres travaux aient montré que la capacité de dénitrification du sous-sol était plus faible que celle du sol de surface (Gambrell et al., 1975, Cho et al., 1979; Yeomans et al., 1992), notre observation de la dénitrification à toutes les profondeurs confirme les dénitrifiants sont omniprésents dans les profils de sols et leurs forts potentiels de dénitrification montrent leur capacité à répondre aux substrats ajoutés dans les expériences.

3.4 Production de N₂O et ratio (N₂O / (N₂O + N₂))

La production d'oxyde nitreux a clairement eu lieu dans les sols superficiels (Tableau 2, Figure 3). Les N₂O-SPPR en avril et en octobre atteignaient respectivement en moyenne 0.123 et 0.112 μg N-N₂O g⁻¹ h⁻¹ dans les horizons superficiels et uniquement 0,002 et 0,006 μg N-N₂O g⁻¹ h⁻¹ dans les horizons profonds.

Aucune tendance nette a été observée pour les deux campagnes entre les positions explorées, la pente, le bas de pente et la zone tampon respectivement: 0.152, 0.062 et 0.155 μg N-N₂O g⁻¹ h⁻¹ en avril et 0.080, 0.106 et 0,151 μg N-N₂O g⁻¹ h⁻¹ en octobre.

En raison d'un NO₃-SPDR ne variant pas plus d'un facteur 2 entre les lieux et les dates, les ratios de N₂O-SPPR / NO₃-SPDR, exprimés en %, étaient largement les plus élevés dans le haut du profil du sol avec un taux de 16 et 22% pour avril et Octobre, alors que pour les couches plus profondes les ratios étaient

inférieurs à 1% (0,4 et 0,9% respectivement pour les deux dates). De même que pour le NO₃-SPDR, aucune tendance n'a été trouvée le long de la pente le s N₂O-SPPR

Ainsi, la présente étude a permis la détermination de la production de N-N₂O associée à la dénitrification potentielle le long de la pente dans une fourchette allant de 0% (couches profondes) à 20% (couche de surface) du N-NO₃⁻ réduit (0,003 contre 0,12 µg N-N₂O g⁻¹ h⁻¹ en moyenne pour les couches profondes et de surface, respectivement). Ces plus hauts N₂O-SPPR sont similaires à ceux trouvés dans les sédiments d'amont de la Seine, mais représentent une proportion plus élevée du taux de réduction de NO₃⁻ (20% ici, contre 5% dans les sédiments). Des valeurs de 40 à 80% ont été mentionnées pour les sols par (Gillam et al., 2008) qui suggèrent des conditions moins favorables pour une dénitrification complète que ce que nous trouvons ici.

3.5 Impact de la position dans la pente et dans le profil de sol et facteurs de contrôle

Les différences entre les échantillons pour les couches superficielles et profondes définies plus haut ont été testées statistiquement.

Tableau 4. Différences entre les horizons superficiels et profonds. (Test de Mann-Whitney test, H₀ rejeté, α = 0.05).

	valeurs moyennes		différence significative
	Shallow layer (10-30 cm)	Deep layer (40-60 & 90-110 cm)	
NO ₃ -SPDR ^a	0.72	0.62	No
N ₂ O-SPPR ^b	1.12	0.00	Yes
N ₂ O-SPPR / NO ₃ - SPDR ^c	18.18	0.58	Yes
Gravimetric moisture ^c	17.20	18.04	No
Ignition loss ^c	2.71	1.86	Yes
NO ₃ ⁻ content ^d	3.10	1.24	Yes
NH ₄ ⁺ content ^d	4.77	5.60	No
Organic C ^e	11.60	4.88	Yes
Total N ^e	1.18	0.58	Yes
C / N	9.86	8.28	Yes
Organic matter ^e	20.07	8.44	Yes

^a(µg N-NO₃ g⁻¹ dry soil h⁻¹)

^b(µg N-N₂O g⁻¹ dry soil h⁻¹)

^c(%)

^d(mgN kg⁻¹ soil)

^e g/kg

L'analyse statistique confirme que, si le N₂O-SPPR est sensiblement plus important dans les sols de surface, cette étude n'a pas montré une différence de NO₃-SPDR entre les sols superficiels et profonds bien que les contenus en, C, N et matière organique dans les sols étaient plus élevés dans les couches de surface.

Tableau 3. Matrice de corrélation des propriétés des sols et processus microbiologiques de dénitrification et production de N₂O pour les sols superficiels. (Test de Spearman les valeurs grisées sont significatives à P < 0.05).

	$\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1}$ dry soil h ⁻¹	$\mu\text{g N-NO}_3$ g ⁻¹ dry soil h ⁻¹	N ₂ O/NO ₃ ⁻ , %	Volumetric moisture %	Ignition loss	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	Organic matter (g/kg)
$\mu\text{g N-N}_2\text{O g}^{-1}$ dry soil h ⁻¹	1.00	0.77	-0.14	-0.200	0.09	-0.03	0.64	0.94	0.83	0.35	0.94
$\mu\text{g N-NO}_3$ g ⁻¹ dry soil h ⁻¹		1.00	-0.71	0.14	0.66	0.43	0.87	0.83	0.83	0.29	0.83
N ₂ O/NO ₃ ⁻ , %			1.00	-0.31	-0.83	-0.71	-0.64	-0.31	-0.31	-0.32	-0.31
Volumetric moisture %				1.00	0.37	0.60	-0.06	-0.14	-0.03	-0.67	-0.14
Ignition loss					1.00	0.43	0.75	0.14	0.37	-0.09	0.14
NO ₃ ⁻						1.00	0.06	0.26	0.26	0.03	0.26
NH ₄ ⁺							1.00	0.58	0.64	0.28	0.58
C								1.00	0.89	0.44	1.00
N									1.00	0.12	0.89
C/N										1.00	0.44
Organic matter											1.00

Considérant uniquement les sols superficiels, la matrice de corrélation de Spearman (Tableau 3) montre une relation significative entre les NO₃-SPDR et N₂O-SPPR et les teneurs en matière organique, C organique et azote total dans les sols.

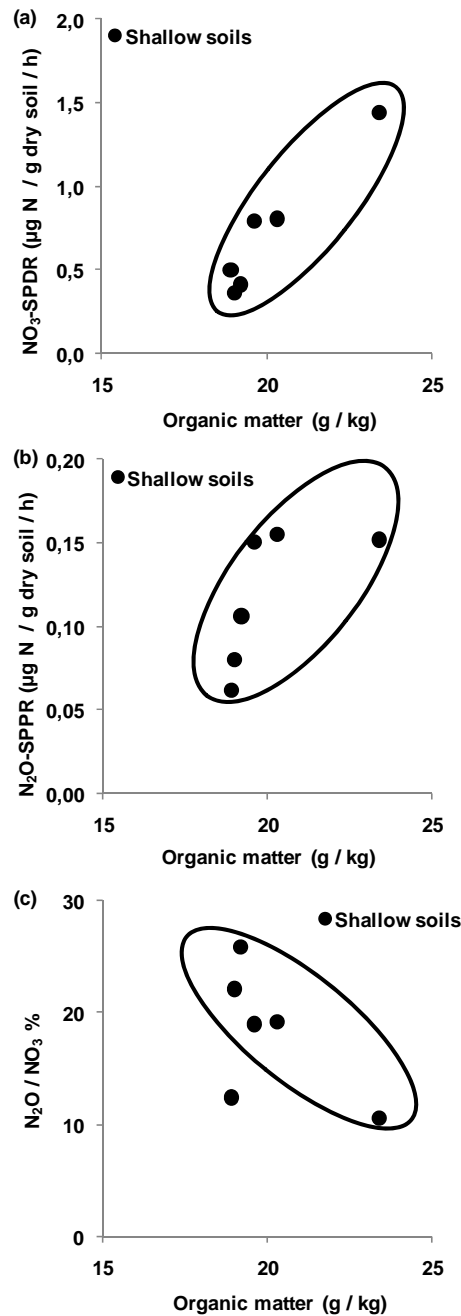


Figure 4. Relations pour les sols superficiels, a) réduction de nitrate et contenu en matière organique; b) production de N₂O et contenu en matière organique and c) ratio N₂O-SPPR / NO₃-SPDR et contenu en matière organique.

Les taux de dénitrification, taux de production d'oxyde nitreux et le ratio NO₃-SPDR/N₂O-SPPR montrent une corrélation positive avec la teneur en matière organique du sol (Figure 4). Les plus hautes teneurs en matière organique ont été associées aux plus hauts NO₃-SPDR et N₂O-SPPR et les ratios NO₃-SPDR/N₂O-SPPR les plus bas.

4 Conclusion

Le travail entrepris ici a permis de montrer que, même si la dénitrification est réalisée tout au long de la colonne de sol, la production de N₂O n'est réalisée que sur les horizons superficiels. Aucune tendance ne semble en revanche se dessiner en fonction de la position dans la pente. Le contenu initial en matière organique du sol semble être le facteur de contrôle principal des taux de dénitrification et de production de N₂O.

5 Remerciements

Ce travail a été entrepris dans le cadre du programme PIREN-Seine (Programme Interdisciplinaire de Recherche en Environnement) en partie soutenu par le Centre National de la Recherche Scientifique, le CNRS et la FIRE (Fédération Ile de France de Recherche en Environnement). Nous tenons également à remercier Xuan Anh NGHIEM pour son aide lors de son stage de Master 2 au laboratoire Sisyphe et surtout Benjamin Mercier et Patrick Ansart pour leur assistance technique au laboratoire et/ou sur le terrain.

6 Références

- Ambus, P., & Lowrance, R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sci Soc Am J* 55, 994-997.
- Ball, B. C., Horgan, G. W., Clayton, H., & Parker, J. P., 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. *Journal of Environmental Quality* 26, 1399.
- Billen, G., & Garnier, J., 1999. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the Riverstrahler model. *Hydrobiologia* 410, 139–150.
- Billen, G., Garnier, J., Mouchel, J., & Silvestre, M., 2007. The Seine system: Introduction to a multidisciplinary approach of the functioning of a regional river system. *Science of The Total Environment* 375, 1-12.
- Birgand, F., Skaggs, R. W., Chescheir, G. M., & Gilliam, J. W., 2007. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments—a literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 37, 381–487.
- Blake, G. R., & Hartge, K. H., 1986. Bulk density. *Agronomy (USA)*.
- Cho, C. M., Sakdinan, L., & Chang, C., 1979. Denitrification intensity and capacity of three irrigated Alberta soils. *Soil Science Society of America Journal* 43, 945.
- DeSimone, L. A., & Howes, B. L., 1996. Denitrification and nitrogen transport in a coastal aquifer receiving wastewater discharge. *Environ. Sci. Technol* 30, 1152–1162.
- Firestone, M., & Davidson, E., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *Exchange of Trace Gases between terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, 7-21.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53, 341–356.
- Galloway, J. N., Schlesinger, W. H., Hiram Levy, I. I., Michaels, A., & Schnoor, J. L., 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9.
- Gambrell, R. P., Gilliam, J. W., & Weed, S. B., 1975. Denitrification in subsoils of the North Carolina Coastal Plain as affected by soil drainage. *Journal of Environmental Quality* 4, 311.
- Gillam, K. M., Zebarth, B. J., & Burton, D. L., 2008. Nitrous oxide emissions from denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 133.
- Hiscock, K. M., Lloyd, J. W., & Lerner, D. N., 1991. Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Water research(Oxford)* 25, 1099–1111.
- Johnson, A. C., & Wood, M., 1992. Microbial potential of sandy aquifer material in the London basin. *Geomicrobiology Journal GEJODG*, 10.

- Jones, M. N., 1984. Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water research*(Oxford) 18, 643–646.
- Maag, M., & Vinther, F. P., 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology* 4, 5-14.
- Myrold, D. D., & Tiedje, J. M., 1985. Establishment of denitrification capacity in soil: Effects of carbon, nitrate and moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 819-822.
- Rice, C. W., & Rogers, K. L., 1993. Denitrification in subsurface environments: potential source for atmospheric nitrous oxide. *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. ASA special publication* 55, 121–132.
- Rudolph, J., Frenzel, P., & Pfennig, N., 1991. Acetylene inhibition technique underestimates in situ denitrification rates in intact cores of freshwater sediment. *FEMS Microbiology Letters* 85, 101-106.
- Schipper, L., Cooper, A., Harfoot, C., & Dyck, W., 1993. Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 925-933.
- Schipper, L. A., Barkle, G. F., & Vojvodic-Vukovic, M., 2005. Maximum Rates of Nitrate Removal in a Denitrification Wall. *J Environ Qual* 34, 1270-1276.
- Seitzinger, S. P., & Kroeze, C., 1998. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 12.
- Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., Mayer, B., & van Breemen, N., 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57, 199–237.
- Skiba, U., & Smith, K. A., 2000. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science* 2, 379-386.
- Skiba, U. M., Sheppard, L. J., MacDonald, J., & Fowler, D., 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric Environment* 32, 3311-3320.
- Slawyk, G., & MacIsaac, J. J., 1972. Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *Deep-Sea Res* 19, 521–524.
- Spalding, R. F., & Parrott, J. D., 1994. Shallow groundwater denitrification. *Science of the total environment* 141, 16–25.
- Watts, S. H., & Seitzinger, S. P., 2000. Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: a comparison of N₂ flux and acetylene inhibition methods. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1383-1392.
- Well, R., Augustin, J., Meyer, K., & Myrold, D. D., 2003. Comparison of field and laboratory measurement of denitrification and N₂O production in the saturated zone of hydromorphic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 783-799.
- Yeomans, J. C., & Beauchamp, E. G., 1982. Acetylene as a Possible Substrate in the Denitrification Process. *Canadian Journal of Soil Science* 62, 139–144.
- Yeomans, J. C., Bremner, J. M., & McCarty, G. W., 1992. Denitrification capacity and denitrification potential of subsurface soils. *Communications in soil science and plant analysis* 23, 919–927.
- Yu, K., Struwe, S., Kjølner, A., & Chen, G., 2008. Denitrification rate determined by nitrate disappearance is higher than determined by nitrous oxide production with acetylene blockage. *Ecological Engineering* 32, 90-96.