



HAL
open science

Régulation de l'aération en boues activées : impact sur les performances épuratoires, les gains énergétiques et les émissions de N₂O

A. Filali, Y. Fayolle, P. Peu, L. Philippe, F. Nauleau, Sylvie Gillot

► To cite this version:

A. Filali, Y. Fayolle, P. Peu, L. Philippe, F. Nauleau, et al.. Régulation de l'aération en boues activées : impact sur les performances épuratoires, les gains énergétiques et les émissions de N₂O. XIVeme Congrès SFGP 2013. Les sciences du génie des procédés pour une industrie durable, Oct 2013, Lyon, France. 8 p. hal-00941223

HAL Id: hal-00941223

<https://hal.science/hal-00941223>

Submitted on 3 Feb 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Régulation de l'aération en boues activées : impact sur les performances épuratoires, les gains énergétiques et les émissions de N₂O

FILALI Ahlem^a, FAYOLLE Yannick^a, PEU Pascal^b, PHILIPPE Lydiane^c, NAULEAU Fabrice^c et GILLOT Sylvie^{a*}

^aIrstea, UR HBAN, 1 Rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030, F-92761 Antony Cedex, France

^bIrstea, UR GERE, 17 Avenue de Cucillé, CS 64427, F-35044 Rennes, France

^cSAUR, 1 rue Antoine Lavoisier, 78064 Saint Quentin en Yvelines, France

Résumé

Cette étude a pour objectif d'évaluer l'impact de différentes stratégies de régulation de l'aération sur les performances épuratoires, la consommation électrique et les émissions de protoxyde d'azote en boues activées. Pour cela, deux files de traitement biologique parallèles présentant deux stratégies de régulation de l'aération ont été comparées. La file 1 est munie d'une nouvelle stratégie de contrôle de l'aération (Ammonair[®]) qui crée des conditions propices à la nitrification dénitrification simultanée tandis que la file 2 est équipée d'un système de régulation classique (O₂/Redox) permettant de dissocier les phases de nitrification et de dénitrification. Bien que le facteur d'émission soit similaire pour les deux files de traitement (0,004% de la charge de l'azote en entrée), la dynamique d'émission du N₂O varie selon la stratégie de contrôle de l'aération. Il a été observé que les forts débits d'air (cas de la file 2) favorisent le transfert de protoxyde d'azote de la phase gaz vers la phase liquide en début de chaque cycle d'aération. Pour des performances épuratoires similaires, la consommation électrique pour l'aération est en moyenne 30% plus importante dans la file 2 que dans la file 1.

Mots-clés : Régulation de l'aération, consommation énergétique, protoxyde d'azote, boues activées

1. Introduction

La part majoritaire de la consommation énergétique des stations d'épuration à boues activées est liée à l'aération. Celle-ci peut atteindre jusqu'à 70% de la consommation énergétique totale de la station (Fayolle et al., 2010). La régulation de l'oxygène pour un traitement poussé de l'azote est généralement réalisée sur horloge, sur des valeurs seuils en oxygène, en potentiel d'oxydo-réduction, ou par un mixte des trois. Les innovations technologiques de ces dernières années, notamment au niveau du suivi en continu des concentrations des formes de l'azote (NH₄⁺ et NO₃⁻), permettent une régulation directe de l'oxygène sur la charge à traiter et limitent ainsi la consommation énergétique du procédé. Cependant, l'impact de la mise en œuvre de telles stratégies de régulation sur les émissions de gaz à effet de serre et en particulier sur celles du protoxyde d'azote (N₂O) est encore inconnu.

Le protoxyde d'azote est un puissant gaz à effet de serre destructeur de la couche d'ozone. Son potentiel de réchauffement est équivalent à 320 fois celui du dioxyde de carbone et sa durée de vie est d'environ 120-150 ans (IPCC, 2007). Principalement d'origine naturelle (sols et océans), il est également émis par les procédés de traitement des eaux usées pendant les processus de nitrification et de dénitrification de l'azote. *In situ*, différents paramètres influençant les émissions de N₂O ont été identifiés et la concentration en oxygène dissous maintenue dans les bassins est considérée comme l'un des plus importants (Aboobakar et al., 2013, Ahn et al., 2010). Il a été observé qu'une concentration en oxygène

* Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : sylvie.gillot@irstea.fr

dissous trop faible dans les bassins de nitrification peut favoriser la production de N₂O *via* la dénitrification autotrophe. A contrario, un taux d'aération trop élevé, peut conduire à la présence d'oxygène dissous dans les bassins (ou zones) de dénitrification entraînant une dénitrification hétérotrophe incomplète s'accompagnant d'une forte production de N₂O (Kampschreur et al., 2009). De plus, les conditions d'oxygénation des bassins (i.e. les alternances répétées de phases anoxie et aérobie) peuvent également favoriser l'accumulation de N₂O (Chandran et al., 2011).

Cette étude vise donc à comparer deux files de traitement biologique opérées avec différentes stratégies de régulation de l'aération vis-à-vis de leurs performances épuratoires, leur consommation électrique et leurs émissions de N₂O.

2. Matériel et Méthodes

2.1 Descriptif de la station d'épuration étudiée

La station d'épuration étudiée (Nîmes Ouest) est conçue pour traiter les eaux résiduaires urbaines de 230 000 Equivalent-habitants par boues activées à faible charge (charge massique < 0,1 kg DBO₅/ kg MVS/ j). Elle est constituée de deux files de traitement biologique parallèles, comportant chacune un bassin annulaire avec une zone anaérobie centrale, et un syncopage de l'aération sur l'anneau externe.

La file 1 est équipée d'une nouvelle stratégie de contrôle de l'aération (Ammonair[®]), qui maintient de faibles concentrations en oxygène dissous et crée ainsi des conditions propices à la nitrification dénitrification simultanée. L'air est fourni par deux surpresseurs à vitesse variable pouvant fonctionner simultanément ou par alternance. La file 2 est équipée d'un système de régulation classique (O₂/Redox) permettant de dissocier les phases de nitrification et de dénitrification. L'air est fourni par deux surpresseurs, l'un à vitesse fixe et l'autre à vitesse variable, fonctionnant simultanément.

2.2 Mesure du transfert gazeux

Le transfert d'oxygène a été mesuré par la méthode du bilan gazeux (ASCE, 1996) à différentes positions de la surface des bassins (Figure 1). Cette méthode permet de déterminer le rendement d'oxygénation RO' qui représente le rapport de la masse d'oxygène transférée à celle apportée par l'air insufflé. Les mesures sont réalisées en aération continue pour les débits d'air les plus fréquemment rencontrés dans les deux bassins.

Le rendement local d'oxygénation, mesuré au point i, s'exprime à partir des fractions molaires en oxygène contenu dans l'air insufflé et dans le gaz issu du bassin, selon l'équation suivante :

$$RO'_i = 1 - \frac{y'_s (1 - y'_e)}{y'_e (1 - y'_s)} \quad (1)$$

Avec :

y'_s : fraction molaire en oxygène du gaz issu du bassin

y'_e : fraction molaire en oxygène contenu dans l'air insufflé (égale à 0,2095)

Les rendements d'oxygénation locaux sont ensuite exprimés dans les conditions standard, [C = 0 mg/L, T = 20 °C, P = (1013+ΔP) hPa] selon l'équation suivante :

$$RO'_{i,St} = RO'_i \theta^{(20-T)} \frac{C'_{S(20,1013+\Delta P)}}{[C'_{S(T,P+\Delta P)} - C]} \quad (2)$$

Avec :

RO'_{i,St} : rendement local d'oxygénation, exprimé dans les conditions standard (%)

RO'_i : rendement local d'oxygénation dans les conditions de l'essai (%)

C'_{S(T,P+ΔP)} : concentration d'oxygène à saturation à la température de l'eau T, la pression atmosphérique P, la surpression due à la colonne d'air et d'eau ΔP (égale à 33% de la hauteur d'eau)

θ : facteur de correction de température, θ = 1,024

C : concentration en oxygène dissous dans les boues (mg/L)

Le rendement d'oxygénation standard global du système d'aération (RO'_{st}) est obtenu en pondérant les rendements locaux obtenus aux différents points de mesure par les débits de gaz collecté (équation 3).

$$RO'_{st} = \frac{\sum_{i=1}^n RO'_{i,St} q_{si}}{\sum_{i=1}^n q_{si}} \quad (3)$$

Avec :

$RO'_{i,St}$: rendement local d'oxygénation standard au point de mesure i

q_{si} : débit d'air recueilli au point de mesure i

Le débit de gaz a été mesuré sur les conduites principales d'alimentation en air des bassins de chacun des bassins, à l'aide d'un tube de Pitot et d'un boîtier de mesure Kimo.

2.2 Mesure des émissions gazeuses de N_2O

Les émissions de N_2O_{gazeux} ont été quantifiées à l'aide de la technique de la cloche flottante (Peu et al., 1999) couplée à une analyse par chromatographie gazeuse et détection par capture d'électrons. Le suivi en continu du N_2O_{gazeux} a été réalisé sur une période de 24 h, aux points caractéristiques du transfert de matière définis par le bilan gazeux (figure 1). Ce suivi a également été réalisé sur les zones non aérées de chacune des files.

La quantité de N_2O émis par les bassins d'aération ($gN-N_2O/j$) a été calculée selon l'équation suivante :

$$N - N_2O \text{ émis} = \sum (C_{N-N_2O, gazeux} Q_{air} \Delta t) \quad (4)$$

Avec :

$C_{N-N_2O, gazeux}$: concentration en N_2O dans le gaz collecté (mgN/L)

Q_{air} : débit d'air total alimentant les bassins aérés (Nm^3/h)

Δt : temps écoulé entre chaque mesure de concentration en N_2O

Des sondes mesurant en continu la DCO et les formes de l'azote, installées respectivement en entrée et dans les bassins aérés, couplées à des bilans entrée/sortie, permettent d'évaluer les performances épuratoires de chaque file biologique.

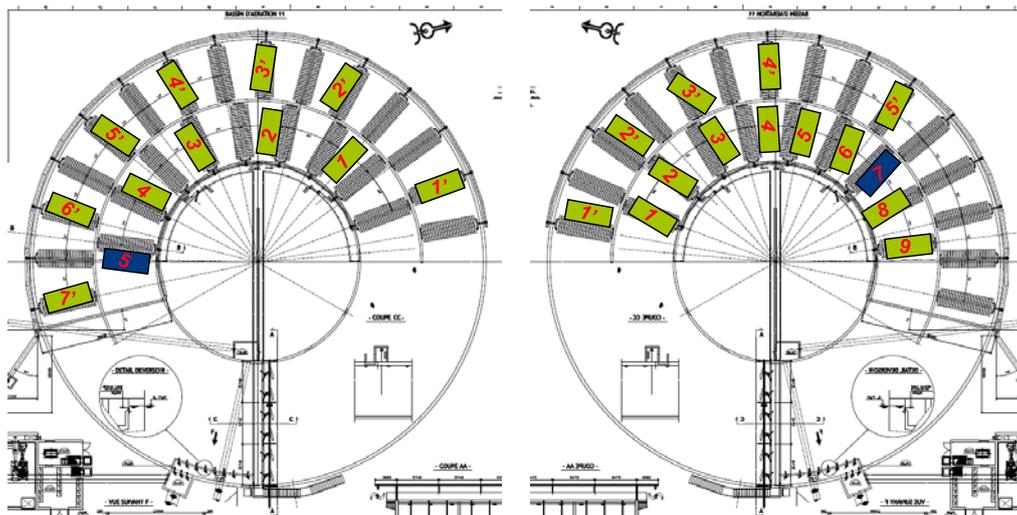


Figure 1. Plans d'échantillonnage pour le transfert d'oxygène (■) et positions des collecteurs pour la mesure des émissions de N_2O (■) sur la file 1 (gauche) et la file 2 (droite)

3. Résultats et discussion

3.1 Impact de la stratégie de régulation de l'air sur le transfert de l'oxygène et la consommation énergétique

La figure 3 présente l'évolution du rendement d'oxygénation standard par mètre d'immersion en fonction du débit d'air surfacique sous le collecteur.

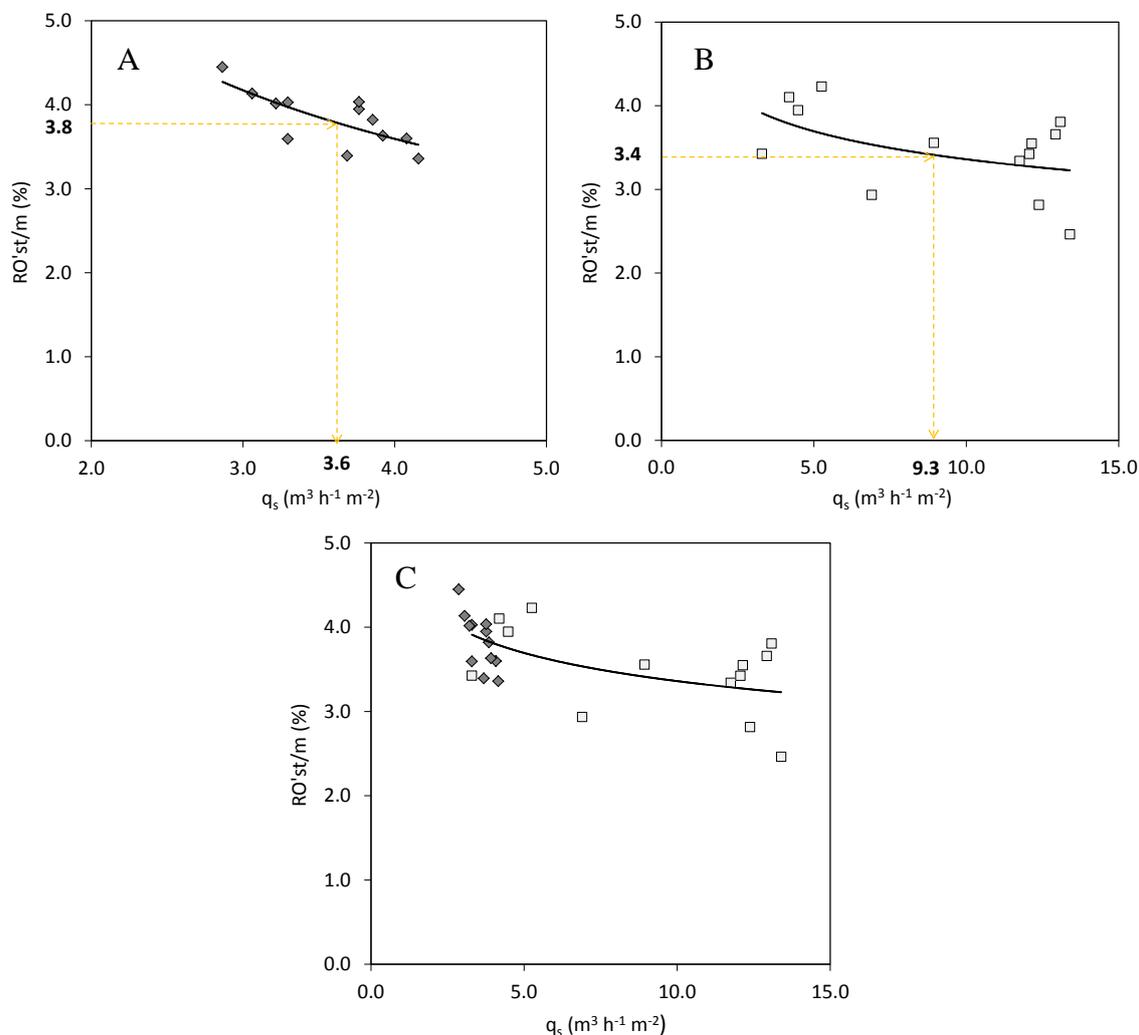


Figure 3. Rendements d'oxygénation standard par mètre d'immersion en fonction du débit d'air surfacique sous le collecteur – A) file 1 (◆), B) et la file 2 (□), C) comparaison des résultats des deux files

Pour la file 1 (figure 3. A), le rendement moyen d'oxygénation standard par mètre d'immersion (RO'_{st}/m) déterminé pour l'ensemble des points de mesures est de 3,8 %/m, pour un débit d'air de 2 225 Nm^3/h . Le débit d'air sous le collecteur, correspondant à ce rendement moyen de transfert, est déterminé à partir de la figure 3. Sa valeur est de 3,6 $m^3/h/m^2$. Le point 5 (voir Figure 1) dont la valeur du couple rendement standard et débit d'air surfacique se rapproche le plus des valeurs moyennes obtenues ($q_s = 3,8 m^3/h/m^2$ et $RO'_{st}/m = 3,9 \%/m$) est considéré comme représentatif du transfert moyen dans le bassin d'aération de la file 1.

Pour la file 2 (figure 3. B), le rendement moyen d'oxygénation standard par mètre d'immersion est de 3,4%/m, pour un débit d'air de 12 906 Nm^3/h . Notons que contrairement à la file 1, une forte dispersion des résultats est observée dans la file 2. Celle-ci est principalement due à la concentration en oxygène dissous élevée dans le bassin (pouvant atteindre 8mg/L), mesurée sous le collecteur, impliquant une

incertitude de mesure importante. Cette concentration en oxygène dissous élevée est liée au fort débit d'air imposé dans ce bassin. Le débit d'air sous le collecteur correspondant au rendement moyen de transfert dans cette file, est de $9,3 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$. Le point 7 ($q_s = 8,9 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ et $RO_{st}/m = 3,7 \text{ \%}/m$) peut donc être considéré comme représentatif du transfert moyen dans le bassin d'aération de la file 2.

Si l'on compare les évolutions et les ordres de grandeur des rendements de transfert obtenus dans les deux files (figure 3. C), on observe que pour un même débit d'air surfacique les rendements d'oxygénation sur les deux files sont du même ordre de grandeur. Cette observation est conforme à ce que l'on pouvait attendre, les boues activées des deux bassins ayant les mêmes caractéristiques (concentration des matières en suspension (MES) et matières volatiles en suspension (MVS), quantité d'eau interstitielle équivalente).

Les résultats des bilans sur l'oxygène indiquent que pour un fonctionnement classique des surpresseurs d'air des deux files, l'apport en air est en moyenne 40% plus important dans la file 2 que dans la file 1. Les performances de transfert d'oxygène sont également différentes entre les deux files. Le rendement de transfert d'oxygène standard est environ 12% plus important dans la file 1 que dans la file 2. Ceci s'explique par le fait que le débit d'air insufflé dans la file 2 est plus important que celui de la file 1. La consommation électrique pour l'aération, qui a été calculée à partir des puissances actives des surpresseurs, est en moyenne 30% plus importante dans la file 2 que dans la file 1. Ainsi, il apparaît que le système d'aération classique (O_2 /Redox de la file 2) qui fonctionne à forts débits d'air limite le transfert d'oxygène et engendre une consommation énergétique plus importante.

3.2 Impact de la stratégie de régulation de l'air sur les performances épuratoires et les émissions de N_2O

Les deux réacteurs ont été opérés avec la même concentration en matières en suspension ($MES = 4,5 \text{ g/L}$) et présentaient des performances épuratoires similaires. Le rendement de traitement de l'ammonium et de l'azote total est en moyenne de 97% et 93% pour les deux réacteurs.

Le suivi des émissions de N_2O_{gazeux} dans les zones non aérées des deux files de traitement indique la présence de pics de concentration en N_2O supérieure à la concentration atmosphérique. Ces pics de concentration semblent être indépendants des conditions d'aération (résultats non présentés). Le suivi des émissions de N_2O dans les zones aérées met en évidence des différences entre les deux files biologiques (Figure 2).

Dans la file 1, durant les phases aérées et non aérées, la concentration en N_2O_{gazeux} mesurée est supérieure ou égale à la concentration en N_2O atmosphérique ($370 \pm 30 \text{ ppb}$). Un puits de concentration est cependant observé (entre 6h50 et 07h05, indiqué par une flèche sur la figure 2), lors de l'insufflation du débit d'air maximal pour le décolmatage des membranes de diffusion (passage de $3000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ à $14000 \text{ Nm}^3/\text{h}$), atteignant une concentration de 127 ppm.

Dans la file 2, une rapide diminution de la concentration en N_2O_{gazeux} , en dessous de la concentration atmosphérique (jusqu'à 140 ppb), est systématiquement observée lors de la reprise de l'aération. Celle-ci est due à un transfert de N_2O du gaz vers le liquide du fait du fort débit d'air appliqué dans cette file ($11200 \text{ Nm}^3/\text{h}$ en moyenne). Puis, la concentration en N_2O_{gazeux} augmente progressivement durant les phases aérées et non aérées jusqu'à atteindre la concentration atmosphérique.

La quantité de N_2O_{gazeux} émis par le bassin d'aération est de l'ordre de $33 \text{ g N-N}_2\text{O}/\text{j}$ et $28 \text{ g N-N}_2\text{O}/\text{j}$ pour la file 1 et 2, respectivement. Le facteur d'émission correspondant à ces mesures est similaire pour les deux files de traitement. Il est de l'ordre de 0,004% de l'azote en entrée des deux files. Cette valeur est dans la gamme basse des valeurs reportées dans la littérature pour les stations de traitement des eaux résiduaires urbaines par boues activées – de 0,001 à 4,0 % de l'azote en entrée – (Foley et al., 2010, Sümer et al., 1995). Les concentrations en N_2O_{gazeux} émis par les deux bassins étant relativement faibles et proches de la concentration atmosphérique, les facteurs d'émission estimés présentent une incertitude relativement importante. Néanmoins, leur faible valeur est en accord avec les résultats de la littérature. En effet, de faibles émissions ont été rapportées pour des procédés dont l'opération : (i) impose de faibles

concentrations des formes de l'azote dans les liqueurs mixtes (typique des stations d'épuration à faible charge) et (ii) prévient leur accumulation transitoire (Ahn et al., 2010, Foley et al., 2010).

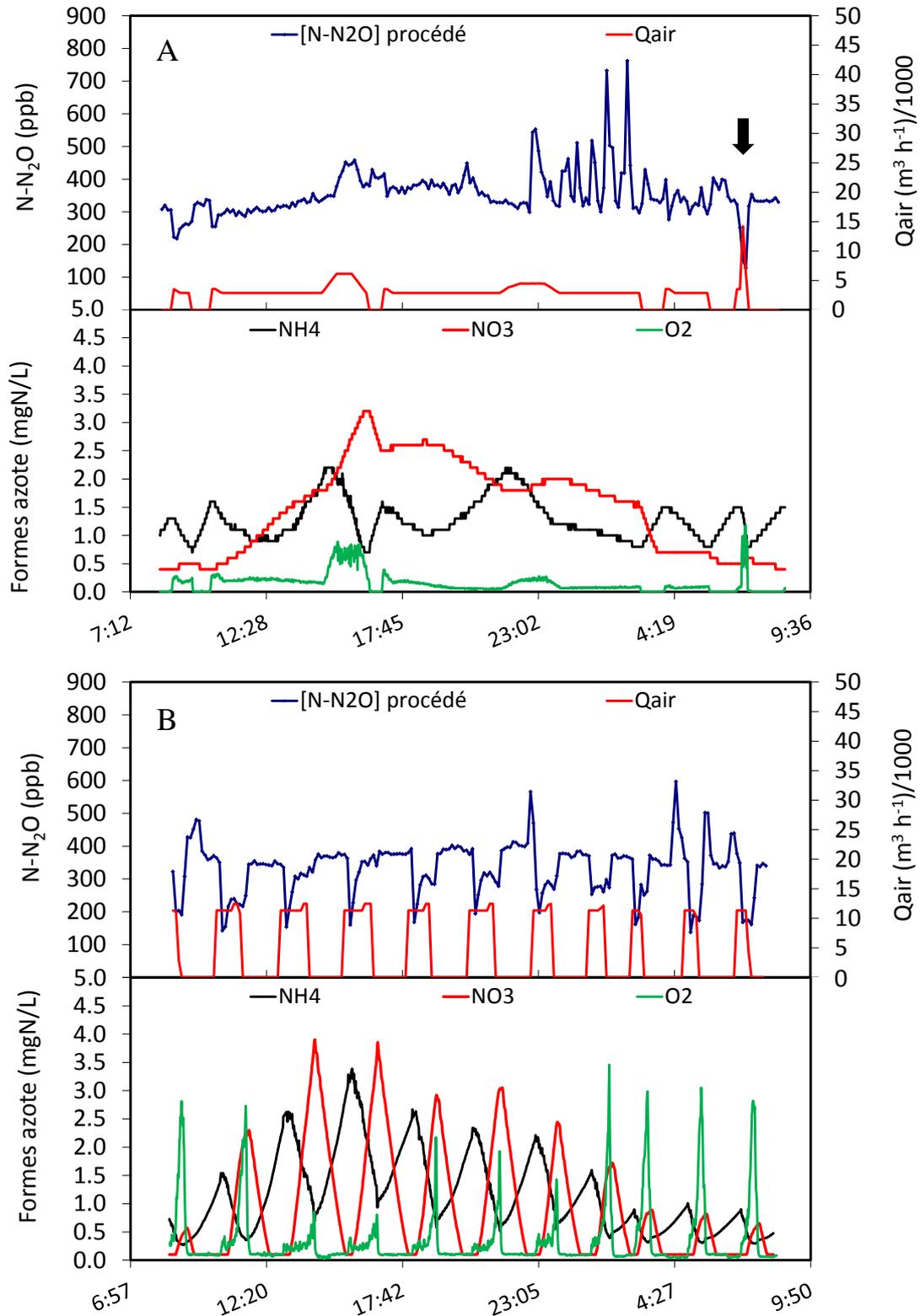


Figure 2. Concentration en N₂O dans la phase gazeuse, débit d'air insufflé et concentrations des formes de l'azote dissous dans la file 1 (A) et la file 2 (B). Les émissions de N₂O ont été mesurées sur 24h lors de deux jours successifs

Malgré les incertitudes sur la mesure, si l'on considère la quantité de N₂O contenu dans l'air atmosphérique et insufflé dans le bassin d'aération, une production nette de N₂O liée au processus biologiques est observée dans la file 1 tandis qu'une consommation est observée dans la file 2. Le phénomène de consommation de N₂O a déjà été observé dans plusieurs stations fonctionnant à faible et moyenne charges (Foley et al., 2010).

4. Conclusion

Cette étude visait à évaluer l'impact de deux stratégies de régulation de l'aération sur les performances épuratoires, la consommation électrique et les émissions de protoxyde d'azote de deux files de traitement biologique en boues activées. Les résultats préliminaires obtenus montrent que les performances épuratoires ainsi que le facteur d'émission de N₂O sont similaires pour les deux files de traitement. De plus, il a été observé que les forts débits d'air (file 2) favorisent le transfert de N₂O de la phase gaz vers la phase liquide. La stratégie de contrôle de l'aération Ammonair[®] permet d'économiser 30% de la consommation électrique pour l'aération. Un travail plus approfondi incluant la modélisation du fonctionnement des deux files de traitement biologique est actuellement en cours afin de préciser le lien entre les émissions de N₂O observées, le transfert de gaz et les processus biologiques de production et/ ou de consommation du N₂O.

Références

- ABOUBAKAR, A., CARTMELL, E., STEPHENSON, T., JONES, M., VALE, P. & DOTRO, G. 2013. Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. *Water Research*, 47, 524-534.
- AHN, J. H., KIM, S., PARK, H., RAHM, B., PAGILLA, K. & CHANDRAN, K. 2010. N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States. *Environmental Science & Technology*, 44, 4505-4511.
- ASCE 1996. *Standard Guidelines for In-Process Oxygen Transfer Testing*.
- CHANDRAN, K., STEIN, L. Y., KLOTZ, M. G. & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. 2011. Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. *Biochemical Society Transactions*, 39, 1832-1837.
- FAYOLLE, Y., GILLOT, S., COCKX, A., BENSIMHON, L., ROUSTAN, M. & HEDUIT, A. 2010. In situ characterization of local hydrodynamic parameters in closed-loop aeration tanks. *Chemical Engineering Journal*, 158, 207-212.
- FOLEY, J., DE HAAS, D., YUAN, Z. & LANT, P. 2010. Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water Research*, 44, 831-844.
- IPCC 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Solomon, S. et al. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press*, 114-143.
- KAMPSCHREUR, M. J., TEMMINK, H., KLEEREBEZEM, R., JETTEN, M. S. M. & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43, 4093-4103.
- PEU, P., BELINE, F. & MARTINEZ, J. 1999. A floating chamber for estimating nitrous oxide emissions from farm scale treatment units for livestock wastes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 73, 101-104.
- SÜMER, E., WEISKE, A., BENCKISER, G. & OTTOW, J. C. G. 1995. Influence of Environmental-Conditions on the Amount of N₂O Released from Activated-Sludge in a Domestic Waste-Water Treatment-Plant. *Experientia*, 51, 419-422.

Aeration control in a full-scale activated sludge wastewater treatment plant: impact on performances, energy consumption and N₂O emission

FILALI Ahlem^a, FAYOLLE Yannick^a, PEU Pascal^b, PHILIPPE Lydiane^c, NAULEAU Fabrice^c et
GILLOT Sylvie^{a*}

^aIrstea, UR HBAN, 1 Rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030, F-92761 Antony Cedex, France Adresse

^bIrstea, UR GERE, 17 Avenue de Cucillé, CS 64427, F-35044 Rennes, France

^cSAUR, 1 rue Antoine Lavoisier, 78064 Saint Quentin en Yvelines, France

Abstract

This work investigated the impact of aeration control strategy on energy consumption and nitrous oxide emission in a full-scale wastewater treatment plant. Two identical activated sludge processes treating the same effluent but operated with different aeration control strategies were compared. Aeration tank 1 was operated with a new control strategy favouring the simultaneous nitrification denitrification whereas aeration tank 2 was operated with a conventional control strategy with distinct nitrification and denitrification phases. Results indicated that whereas the nitrous oxide emission factor was comparable in both systems (in the order of magnitude of 0.004% of the influent TKN load), nitrous oxide emission pattern was dependent on the adopted aeration control strategy. It has been observed that high aeration flow rates (aeration tank 2) were likely to promote nitrous oxide transfer from the gas phase to the liquid phase. With similar removal performances, energy consumption for aeration was estimated to be on average 30% greater in aeration tank 2 than in tank1.

Keywords: Aeration control strategy; nitrous oxide emission; activated sludge

* Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : sylvie.gillot@irstea.fr