

MODELISATION DE LA STATION SEINE AVAL-VERS UNE OPTIMISATION EN TEMPS REEL DES COUTS D'EXPLOITATION ET ENVIRONNEMENTAUX

Jialu ZHU¹, Jean BERNIER², André PAUSS¹, Peter A. VANROLLEGHEM^{3, 4}, Vincent
ROCHER²

¹ Université de Technologie de Compiègne, TIMR (EA 4297), rue du docteur Schweitzer, 60203, Compiègne, France, +33.03.44.23.44.23, jialu.zhu@utc.fr; andre.pauss@utc.fr

² SIAAP, Direction Innovation et Environnement, 82 avenue Kléber, 92700, Colombes, France, +33.01.44.75.44.75, jean.bernier@siaap.fr; vincent.rocher@siaap.fr

³ modelEAU, Université Laval, Département de génie civil et de génie des eaux, 1065 Avenue de la Médecine, Québec, QC, G1V 0A6, Canada, +01.418.656.5085, peter.vanrolleghem@gci.ulaval.ca

⁴ CentrEau, Centre de recherche sur l'eau, Université Laval, 1065 Avenue de la Médecine, Québec, QC, G1V 0A6, Canada, +01.418.656.7351, peter.vanrolleghem@gci.ulaval.ca

I. INTRODUCTION

L'augmentation de la population, les besoins pour la protection des écosystèmes et les exigences réglementaires (p.ex. Directive 2000/60/EC) qui sont de plus en plus strictes sur la qualité de traitement, font que les stations d'épuration (STEP) sont amenées à reconsidérer et à moderniser leurs procédés de traitement en introduisant des technologies efficaces (Azimi et Rocher, 2017). Par exemple, depuis 2009, le SIAAP (Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne) a lancé un projet de modernisation de la station de Seine Aval (SAV) pour améliorer sa qualité et sa capacité de traitement. Ce projet, jusqu'à maintenant, a réalisé le renouvellement du système de prétraitement et l'application de procédés intensifs comme la biofiltration et les bioréacteurs à membranes (BRM) pour remplacer les réacteurs de boues activées classiques. En 2022, le traitement de la décantation primaire sera renforcé par une décantation physico-chimique lamellaire. Les schémas de traitement de la station Seine Aval au cours des différentes périodes sont montrés dans la Figure 1 a-c.

La refonte de la station et les applications des nouvelles technologies augmentent la complexité pour développer la stratégie de traitement et les règles de contrôle des procédés. En plus de la qualité du traitement, les impacts économiques (la consommation d'énergie et de réactifs) et environnementaux (les émissions directes et indirectes des gaz à effet de serre) liés aux procédés de traitement doivent aussi être considérés pour la gestion de la station (Corominas *et al.*, 2013; Flores-Alsina *et al.*, 2014; Azimi et Rocher, 2017). Avec le développement de logiciels de modélisation, les modèles mathématiques des procédés de traitement des eaux sont devenus des outils essentiels pour aider à analyser le cycle de vie

et prendre des décisions pour optimiser et contrôler le traitement (Sin *et al.*, 2008a; Flores-Alsina *et al.*, 2014).

Dans le même esprit, le SIAAP travaille à la modélisation de ses procédés d'épuration au travers du programme de recherche MOCOPEE (MODélisation Contrôle et Optimisation des Procédés d'Épuration des Eaux) depuis plusieurs années. Les modèles développés pour la biofiltration et la décantation physico-chimique (Bernier *et al.*, 2014a, b; Bernier *et al.*, 2016a;) permettent de simuler le comportement global de ces procédés et deviennent des outils rapides et peu coûteux pour analyser et identifier les perturbations des procédés (Bernier *et al.*, 2016b) et développer des stratégies de régulation (Join *et al.*, 2017). En revanche, ces modèles locaux de ces sous-systèmes ne permettent pas d'analyser les interactions entre les procédés de la station. Cela empêche d'avoir une vue globale des filières de traitement ou de la station entière afin de développer des stratégies de traitement et de contrôle correspondantes. De plus, l'évaluation des coûts d'exploitation et environnementaux n'était pas intégrée dans les travaux de modélisation.

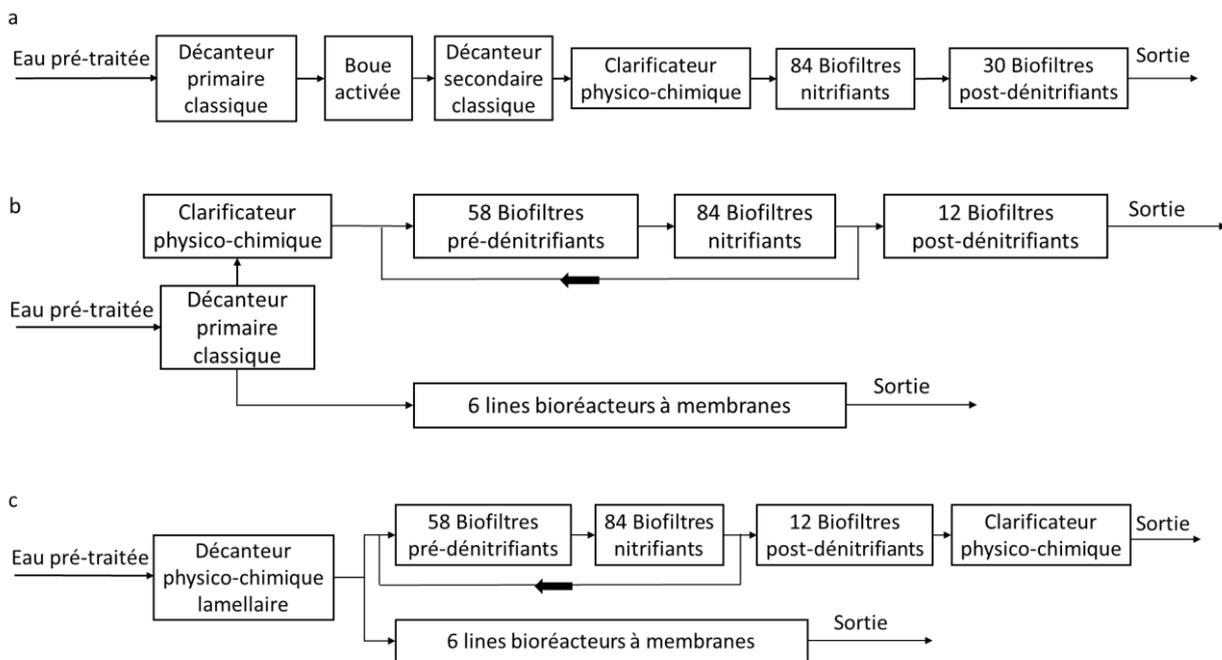


Figure 1 Schéma fonctionnel de la station SAV avant la refonte (a), actuelle (b) et après la refonte (c).

La modélisation d'une station entière a été réalisée par les plateformes BSM1 (Benchmark Simulation Model 1; Copp *et al.*, 2002) et BSM2 (Gernaey *et al.*, 2014) qui sont développées pour simuler les comportements des STEPs classiques. En se basant sur BSM2, Flores-Alsina *et al.* (2014), ont intégré l'estimation des impacts économiques et des émissions des gaz à effet de serre dans le modèle de STEP globale. L'évaluation des stratégies opérationnelles et de contrôle a pu être faite efficacement. Les modèles pour la filière de traitement par BRM ont aussi été développés du point de vue de la simulation des performances de traitement et l'évaluation de la consommation d'énergie (Fenu *et al.*, 2010;

Maere *et al.*, 2011). Certaines recherches ont établi avec succès des modèles pour la filière de traitement de la biofiltration. Samie *et al.* (2010) ont développé un modèle pour un procédé de la biofiltration en 3-étages contenant différents types de traitement et ont testé sa performance sous différentes configurations. Zou *et al.* (2014) ont développé un modèle pour une file de la biofiltration combinée à la nitrification et à la dénitrification. Ils l'ont utilisé comme un outil pour chercher les conditions opérationnelles optimum (taux de reflux et ajout de méthanol). Il faut savoir que les stations appliquant ces technologies intensives sont rarement modélisées entièrement.

Dans ce contexte, MOCOPEE a lancé un projet de recherche visant à la construction d'un modèle représentant la totalité des différentes étapes de traitement de l'eau de la station de Seine Aval après la refonte. Ce projet de modélisation vise trois objectifs :

- Développer des modèles de filières de traitement afin de simuler leurs comportements et d'évaluer leurs impacts économiques et environnementaux
- Développer et utiliser des modèles comme outils d'aide à la décision pour la distribution de l'eau entre les filières en fonction de différents scénarios (débit et charge) en entrée de station et des consignes à la sortie
- Développer et utiliser les modèles comme outils de régulation et de contrôle en fonction des scénarios et des consignes à la sortie.

Le travail de la modélisation est en premier temps de développer et d'améliorer le modèle à appliquer pour la file de traitement par biofiltration. L'idée est de développer un modèle commun pour tous les étages de la biofiltration, puis de calibrer spécifiquement les paramètres du modèle pour chaque étage. Le but de cette présentation est de partager la méthodologie et les résultats du travail de modélisation accompli concernant le modèle pour la biofiltration et les perspectives pour les prochaines étapes de ce projet.

II. DEVELOPPEMENT DU MODELE DE BIOFILTRATION

Le modèle de biofiltration précédemment développé par Bernier *et al.* (2014a) a d'abord été modifié, amélioré et implanté dans le logiciel WEST (DHI, Horsholm, Danemark). Le modèle original utilise 7 réacteurs en séries pour représenter les différentes hauteurs d'un biofiltre. Dans chaque réacteur, il y a un sous-modèle de l'eau à traiter qui est considéré comme parfaitement mélangée dans les pores du garnissage et un sous-modèle de biofilm à 2 couches. Chaque couche de biofilm est considérée comme homogène. Différents types de transport de masse sont pris en compte dans le modèle original. Le transport des composants solubles est simulé par diffusion (loi de Fick). La diffusion entre liquide et biofilm est limitée par une épaisseur de liquide stagnante fixée. Un facteur de réduction de la vitesse de diffusion est appliqué pour simuler la limitation de transport des composants solubles entre les couches de biofilm. Les équations développées par Ives (1970) et Horner *et al.* (1986) sont appliquées pour simuler le phénomène de la filtration. Le détachement des particules de surface du biofilm vers le liquide et l'échange de particules entre les couches du biofilm sont modélisés par une cinétique d'ordre un.

Par rapport au modèle original, les modifications au modèle de transport de masse sont principalement sur l'épaisseur de liquide stagnant et le détachement des particules de surface du biofilm afin de mieux décrire les phénomènes physiques. La variation de l'épaisseur de la couche de liquide stagnant a été considérée dans le nouveau modèle en fonction des caractéristiques du liquide et des matériaux filtrants (Ohashi *et al.*, 1981; Vigne *et al.*, 2010). La filtration est prise en compte comme le phénomène principal dans le cas de l'échange des particules entre le liquide et le biofilm. Le détachement des particules de la surface du biofilm vers le liquide est donc considéré comme ne se produisant que dans la couche de surface, hormis lorsque le biofilm a atteint une épaisseur totale limite imposée. Le nombre de couches du biofilm est aussi augmenté de 2 à 5 dans le nouveau modèle afin de mieux simuler le gradient de concentration des composants. Le phénomène de mélange du média entre les différents niveaux du lit filtrant est aussi pris en compte dans ce modèle. Un certain degré de mélange du média filtrant attaché par le biofilm est introduit dans ce modèle. L'intensité de ce mélange est faible durant le traitement des eaux, et plus fort durant les lavages en considérant la différence de débit d'eau entre ces 2 opérations. La Figure 2 résume les phénomènes physiques pris en compte dans le modèle de biofiltration.

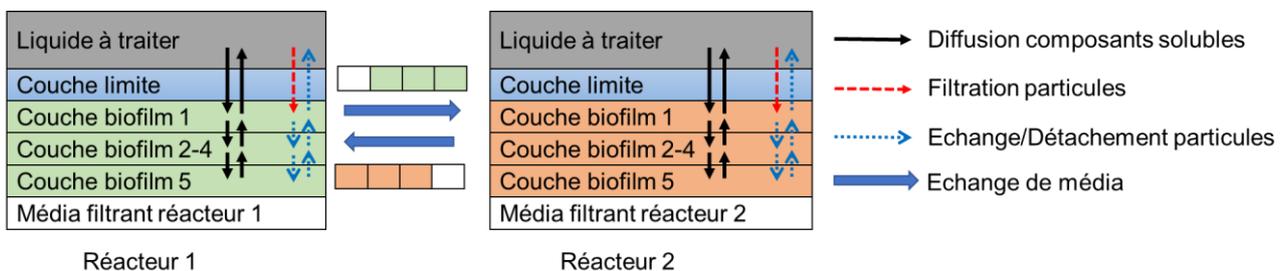


Figure 2 : Les phénomènes physiques modélisés par le modèle de biofiltration.

Les réactions biologiques du modèle ont aussi été modifiées en comparaison avec le modèle original. Le modèle développé par Pocquet *et al.* (2016) a été appliqué pour l'étape de nitrification, ce qui a permis d'intégrer la production biologique de N_2O . Les quatre réactions successives pour la dénitrification issues du modèle ASMN (Activated Sludge Model for Nitrogen, Hiatt et Grady, 2008) sont appliquées. Ces ajouts de réactions permettent d'illustrer plus précisément les activités biologiques dans les biofiltres et de fournir une base pour évaluer les émissions des gaz à effet de serre (NO et N_2O). En parallèle, un flux molaire de gaz a été ajouté pour simuler les échanges entre le gaz et le liquide.

Afin d'adapter les objectifs d'évaluation des impacts économiques et environnementaux du traitement, la consommation d'énergie liée au pompage de l'eau dans les biofiltres et l'aération sont simulés par des équations trouvées dans la littérature (Gernaey *et al.*, 2006 et Wu *et al.*, 2005) incluant quelques simplifications. Ces équations estiment les consommations à partir des débits d'eau ou d'air concernés, et de paramètres techniques fixes et déterminés à partir de la documentation des fabricants et des équipements concernés.

III. CALIBRATION ET VALIDATION DU MODELE POUR L'ETAGE DE NITRIFICATION

Le modèle amélioré est d'abord appliqué pour l'unité des biofiltres nitrifiants de la station de Seine Aval. En dehors de la configuration du traitement en amont et l'ajout d'un reflux vers l'unité de la pré-dénitrification, le mode de traitement de cet étage n'a pas été modifié au cours du projet de modernisation de la station. Cet étage de nitrification est composé de 84 biofiltres de type Biostyr® (OTV), chacun constitué de 173 m² de surface et contenant un étage de média filtrant de 3,5 m de hauteur, composé de billes de polystyrène (Biostyrene™) d'environ 4 mm. L'alimentation en eau et en air se fait par le bas, et comme le média est plus léger que l'eau, il est retenu par une grille placée en sortie d'unité. Les 84 biofiltres sont séparés en 3 blocs de 28 filtres, chaque bloc étant lui-même divisé en 2 batteries de 14 filtres (Bernier *et al.*, 2014a). Les lavages sont réalisés à contre-courant par les eaux nitrifiées. Les lavages des biofiltres de cette station sont effectués à fréquence variable, mais généralement, une fois par jour.

Les données d'entrée et de sortie de l'étage de la nitrification de l'année 2009 (configuration avant la modernisation) et de l'année 2017 (configuration actuelle) sont collectées pour réaliser la calibration et la validation du modèle. Les données collectées consistent en un mélange de données de capteurs (moyenne 15 minutes) et de résultats d'analyses de laboratoires, réalisées sur des échantillons composites en 24h. Le Tableau I résume les différents types de données collectées à l'étage de la nitrification. La moyenne des données de sonde, après nettoyage des valeurs aberrantes, est pondérée par les débits en sortie de chaque batterie. Elle représente la concentration moyenne en sortie de traitement. Une différence constante, et non-négligeable a été observée entre les moyennes journalières des données de plusieurs capteurs et les résultats d'analyses de laboratoires correspondantes. Afin de corriger les valeurs de capteurs pour les ramener au niveau des résultats de laboratoire, qui sont jugés plus fiables, un ratio des moyennes journalières labo/capteur a été appliqué pour les données des MES et du NH_4^+ . Également, afin d'éviter

des problèmes de fractionnement causés par les deux différents types de mesures, des données de NTK et de DCO totale en 15 minutes sont construites en appliquant le ratio journalier laboratoire NTK/ NH_4^+ et DCO/MES aux données de capteurs de NH_4^+ et MES en entrée. Les conditions d'exploitation concernant le nombre de filtres en activité, de pompes en fonctionnement et la consommation d'énergie sont aussi collectées à une fréquence de 15 minutes. Le Tableau II montre les caractéristiques d'entrée de l'étage de la nitrification dans différentes configurations.

Tableau I : Données collectées à l'étage de la nitrification.

Données capteurs	Endroit des capteurs	Données laboratoire	Endroit de préleveurs
NH_4^+	Entrée/Sortie	DCO	Entrée/Sortie
MES	Entrée	DCO soluble*	Entrée/Sortie
PO_4^{3-}	Entrée	MES	Entrée/Sortie
NO_3^-	Sortie	NH_4^+	Entrée/Sortie
OD	Sortie	NO_3^-	Entrée
Température	Entrée	NO_2^-	Entrée/Sortie
Débit d'eau	Entrée	NTK	Entrée
Débit d'air	Entrée	Alcalinité	Entrée

* La DCO soluble n'est disponible que pour l'année 2017.

Tableau II : Caractéristiques d'entrée de l'étage de la nitrification.

	Débit d'entrée	DCO	TSS	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	Temperature
Unité	$1000 \cdot \text{m}^3/\text{j}$	mgO_2/L	mg/L	mgN/L	mgN/L	mgN/L	mgP/L	$^\circ\text{C}$
2009	1638 ± 275	94 ± 29	36 ± 19	36 ± 7	$4,3 \pm 1,6$	$0,5 \pm 0,4$	$0,4 \pm 0,2$	19 ± 3
2017	1870 ± 272	62 ± 17	21 ± 9	18 ± 4	$4,7 \pm 1,8$	$0,6 \pm 0,4$	$0,7 \pm 0,4$	21 ± 1

Pour faciliter la calibration, une analyse de sensibilité globale est réalisée sur le modèle pour l'étage de la nitrification (Sin *et al.*, 2011) afin d'identifier les paramètres influents sur les variables simulées à la sortie de l'étage. Les paramètres identifiés sont regroupés en fonction des variables qu'ils influencent. La calibration du modèle est ensuite réalisée par les simulations Monte Carlo (Sin *et al.*, 2008b) sur chaque sous-groupe de paramètres. Des simulations ont ensuite été faites pour trouver la meilleure combinaison possible produisant des résultats similaires aux mesures disponibles en sortie de procédé sur les variables suivantes : DCO/MES, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-/\text{OD}$, NO_2^- , et PO_4^{3-} . Ces simulations sont réalisées sur une période de 30 jours de mi-juillet à mi-août de l'année 2009 (Jours 195-225 de l'année)

où il y a une diminution des charges de pollution en entrée due aux vacances estivales. Les paramètres optimaux trouvés sont d'abord testés avec le jeu de données d'entrée de mi-août à mi-octobre 2009 où les charges à l'entrée commencent à augmenter. Puis les données d'entrée pour l'année 2009 entière sont testées afin de vérifier la performance du modèle en incluant les variations saisonnières (débits d'eau et températures). Pendant ces tests, certains paramètres ont été modifiés manuellement pour améliorer au mieux les performances du modèle.

La validation finale du modèle a été réalisée sur la période de mi-avril à mi-octobre 2017 (jours 105-285 de l'année 2017), qui a une configuration différente, celle actuelle, ce qui en fait une validation forte. Le fractionnement de l'affluent et la valeur du K_{La} (coefficient de transfert d'oxygène) ont été modifiés par rapport à la calibration de la période de 2009 afin de prendre en compte le changement de la configuration et le vieillissement des appareils d'aération. Pendant la calibration et la validation, les scores statistiques, l'erreur moyenne (EM) et l'erreur moyenne absolue (EMA) (Hauduc *et al.*, 2015) sont appliquées pour évaluer quantitativement la performance de prédiction du modèle.

IV. RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV.1. Prédiction de performance du traitement

Les résultats de simulation du modèle calibré sur la prédiction de la capacité de l'étage de nitrification avant modernisation (Année 2009, période de la calibration) sont présentés par la Figure 3. Les variations saisonnières de la concentration de NH_4^+ en sortie sont bien simulées. Néanmoins, la capacité de nitrification est légèrement surestimée selon les scores statistiques résumés par le Tableau 3.

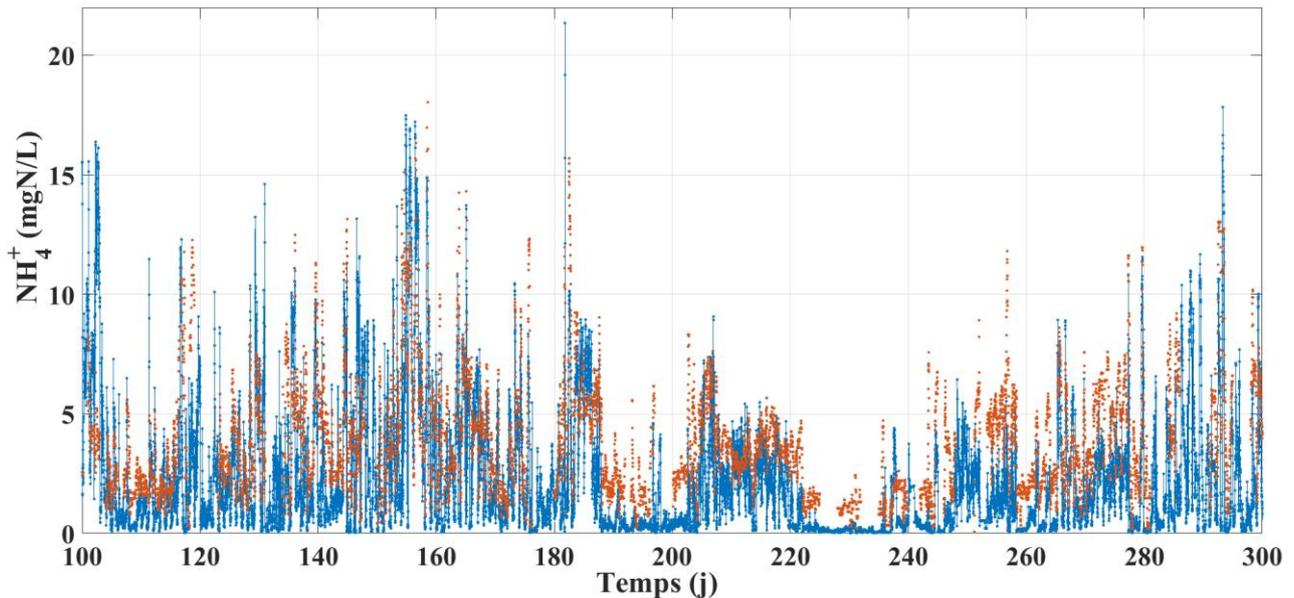


Figure 3 : Résultats partiels de simulation du NH_4^+ en sortie de nitrification en 2009 (points oranges : observations ; ligne bleue avec points : simulations).

La surestimation de la capacité de nitrification influence aussi la prédiction de la concentration de nitrate en sortie, vu que l'erreur moyenne obtenue pour cette variable est de $3,23 \text{ N/m}^3$. Les valeurs EM (erreur moyenne, biais) et EMA (erreur moyenne absolue) sur les MES en sortie (qui représente l'efficacité de la filtration) sont un peu élevées par rapport aux autres variables pour la période de simulation de 2009. La charge et la distribution des tailles des particules dans l'affluent peuvent être influencées par la météo et la qualité de traitement de la clarification en amont d'étage de la nitrification. En conséquence, l'épaisseur du biofilm formé en condition réelle peut être différente comparé à celle prédite par le modèle qui ne prend pas en compte le changement de la distribution des tailles des particules et devient une source d'erreur pour le modèle.

Les résultats sur la prédiction de la capacité de nitrification de l'année 2017 (configuration actuelle, période de validation) montrent que les variations saisonnières sont aussi bien simulées (Figure 4). Par rapport aux résultats de l'année 2009, les erreurs concernant la prédiction sont diminuées. La valeur d'EM et EMA pour la concentration de NH_4^+ en sortie est de $-0,44 \text{ gN/m}^3$ et de $1,05 \text{ gN/m}^3$ respectivement.

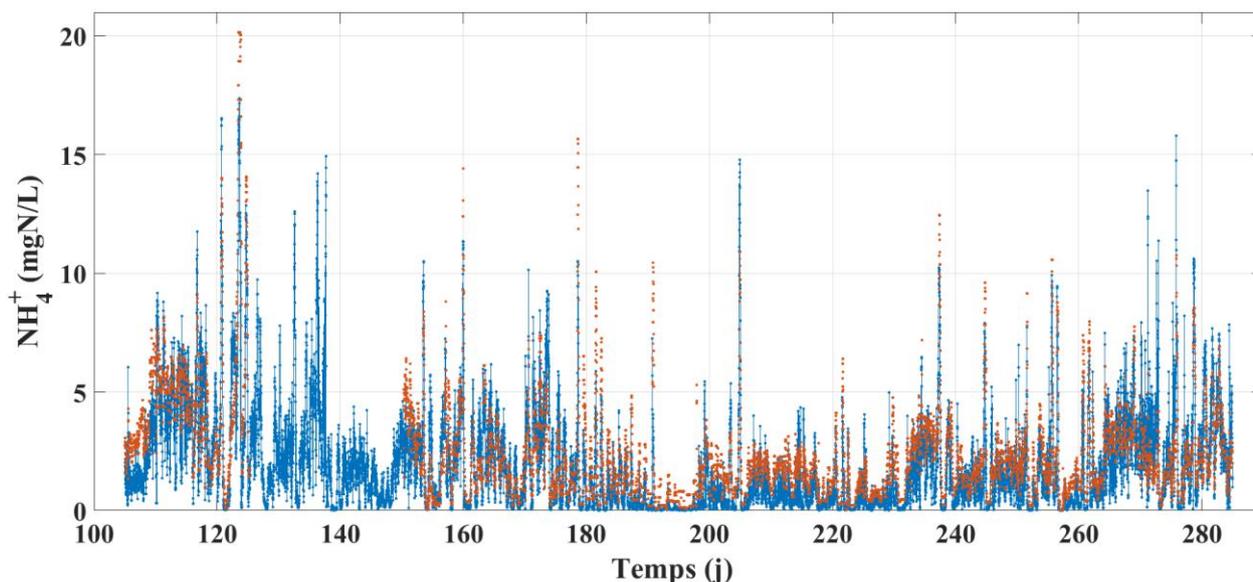


Figure 4 : Résultats partiels de simulation du NH_4^+ en sortie de nitrification en 2017 (points oranges : observations ; ligne bleue avec points : simulations).

L'amélioration sur la précision de la prédiction du modèle est aussi observée pour l'efficacité de la filtration (MES en sortie). Cette amélioration est principalement due au changement de configuration et à la disponibilité de la mesure de la DCO soluble de cette année. L'unité de pré-dénitrification en biofiltration permet de retirer plus de particules par rapport à la configuration avant la modernisation et donc stabilise les MES dans l'affluent. En même temps la disponibilité de données sur la DCO soluble permet d'optimiser le fractionnement des matières organiques dans le modèle.

Tableau III : Résultats des scores statistiques pour les périodes de calibration et validation pour toutes les variables simulées (n : nombre de données, EM : Erreur moyenne, EMA : Erreur moyenne absolue)

Variable	Année 2009 (Calibration)				Année 2017 (Validation)			
	n	Moyenne observée	EM	EMA	n	Moyenne observée	EM	EMA
NH_4^+ (gN/m ³)	27048	5,55	-1,43	2,68	14841	2,30	-0,44	1,05
NO_3^- (gN/m ³)	34272	34,04	3,23	4,35	14841	19,12	1,30	2,44
OD (gO ₂ /m ³)	33313	6,63	0,06	0,69	17226	6,40	-0,75	1,02
NO_2^- (gN/m ³)	329	0,78	-0,18	0,36	178	0,77	0,31	0,57
DCO (gO ₂ /m ³)	331	62,30	-2,90	10,50	180	41,50	-0,20	4,20
MES (g/m ³)	332	21,60	3,80	8,50	180	10,70	-0,30	2,50
PO_4^{3-} (gP/m ³)	329	0,39	0,07	0,12	180	0,76	-0,13	0,15

Les paramètres modifiés durant la calibration par rapport aux valeurs par défaut trouvées dans la littérature concernent principalement la filtration (facteur d'empilement de média, coefficient de filtration sur filtre propre et coefficients pour l'équation d'Ives) et les

paramètres cinétiques des biomasses nitritantes et nitratantes.

IV.2. Evaluation des impacts économiques et environnementaux

Les estimations de la consommation d'énergie du pompage d'eau et l'aération durant la période de validation sont montrés à la Figure 5 a et b respectivement. Bien que les équations utilisées soient relativement simples, les tendances observées sont bien reproduites par la simulation, tant pour le pompage que l'aération. Dans le second cas, même si quelques mesures sont surestimées ou sous-estimées, l'ampleur des fortes variations saisonnières due au changement de la charge de pollution est bien reproduite.

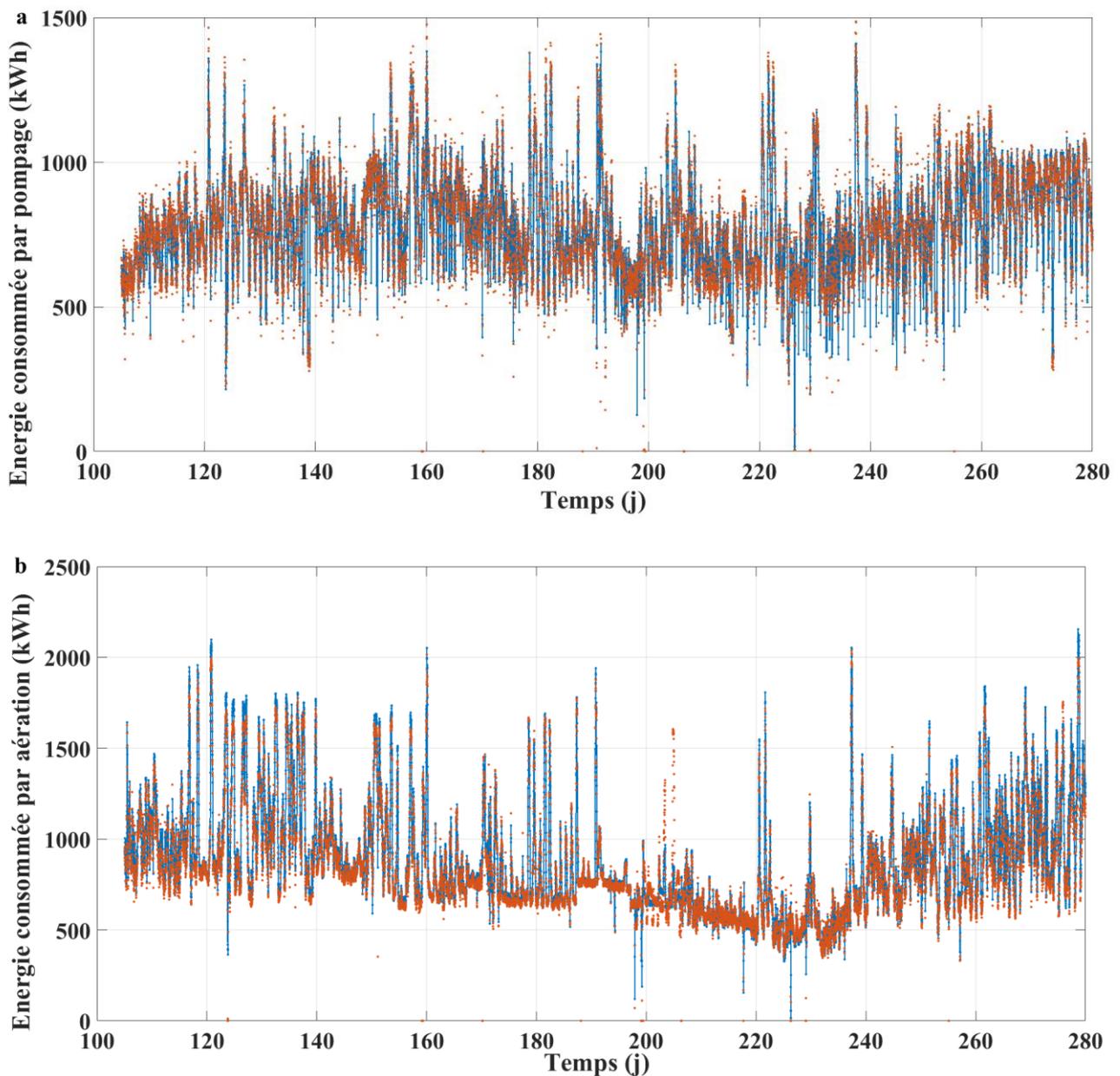


Figure 5 : Résultats de simulation des consommations énergétiques de l'étage de nitrification en 2017 (a) pompage (b) aération (points oranges : observations ; ligne bleue avec points : simulations).

Les scores statistiques sont aussi satisfaisants. Par exemple, les valeurs d'EM et d'EMA pour les résultats de simulation de pompage sont de 5.96 et de 33.44 kWh respectivement et celles pour l'aération sont de 19.86 et de 38.48 kWh respectivement.

Le facteur d'émission moyen en N₂O (pourcentage d'azote nitrifié et émis sous forme de N₂O gazeux ou dissout) simulé sur la période de validation est de 6,2%, tandis qu'il était de 5,8% en 2009 pour la calibration. Ces valeurs sont légèrement supérieures, mais dans le même ordre de grandeur que celles observées par Bollon *et al.* (2016) sur un biofiltre nitrifiant de la station SAV (environ 4%).

V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Un modèle complet de biofiltration basé sur les travaux de modélisation antérieure menée par le programme MOCOPEE a été développé pour la filière de biofiltration de la station Seine Aval. En plus des phénomènes physiques et des réactions biologiques pris en compte dans le modèle original, ce nouveau modèle intègre la production biologique de protoxyde d'azote et l'estimation de la consommation d'énergie pour atteindre les objectifs du projet.

Le modèle développé a été appliqué à l'étage de la nitrification. Il a été calibré avec la configuration avant modernisation de la station par une méthode trouvée dans la littérature et a ensuite été validé avec les jeux de données d'entrée de la configuration actuelle. Les résultats de simulation de ce modèle calibré sont similaires aux observations obtenues par les sondes et les mesures en laboratoire de la station. Les variations saisonnières dues aux changements de la température et les charges de pollution en entrée de procédé sont bien suivies par le modèle. Les consommations énergétiques sur le pompage et l'aération du procédé de la nitrification sont aussi bien simulées. L'estimation de la production de gaz à effet de serre est quelque peu élevée par rapport aux valeurs trouvées dans la littérature.

Ce modèle a déjà été adapté aux procédés de dénitrification de la filière de biofiltration. Les travaux de calibration et de validation du modèle sont en cours de réalisation afin d'établir le modèle complet de la filière. Une fois le travail de modélisation terminé, ce modèle de filière nous permet d'évaluer les impacts globaux des différents modes d'exploitation (taux de recirculation et de bypass, injection de méthanol, intensité d'aération...). Il nous permet aussi de développer des choix d'exploitation optimum et des stratégies de contrôle en fonction des scénarios d'entrée de la station qui prennent en compte non seulement la qualité de traitement mais aussi les coûts et les impacts environnementaux.

VI. REMERCIEMENT

Les auteurs tiennent à remercier le programme de recherche MOCOPEE (MOdélisation Contrôle et Optimisation des Procédés d'Épuration des Eaux) pour leur support financier de ce travail de recherche ainsi que Monsieur Enrico Rimigi pour ses aides sur l'utilisation du logiciel WEST (DHI, Horsholm, Danemark). Le professeur Peter Vanrolleghem est titulaire de la Chaire de recherche du Canada en modélisation de la qualité de l'eau.

VII. REFERENCE

- Azimi S. & Rocher V. 2017 Energy consumption reduction in a waste water treatment plant. *Water Practice and Technology*, **12** (1), 104-116.
- Bernier J., Rocher V., Guerin S. & Lessard P. 2014a Modelling the nitrification in a full-scale tertiary biological aerated filter unit. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, **37** (2), 289-300.
- Bernier J., Rocher V., Guerin S. & Lessard P. 2014b Modelling of a carbon removal biological aerated filter doing partial nitrification during large-scale secondary treatment. *Water Quality Research Journal of Canada*, **49** (3), 245-257.
- Bernier J., Guerin S., Azimi S., Rocher V. & Lessard P. 2016a Modélisation du fonctionnement des décanteurs physico-chimiques lamellaires - Calibration et validation à l'échelle industrielle d'un modèle simple à une dimension. *L'eau, l'Industrie, les Nuisances*, **391**, 98-105
- Bernier J., Rocher V. & Lessard P. 2016b Initial and hourly headloss modelling on a tertiary nitrifying wastewater biofiltration plant. *Environmental Technology*, **37**(10), 1188-1196.
- Bollon J., Filali A., Fayolle Y., Guerin S., Rocher V. & Gillot S. 2016 N₂O emissions from full-scale nitrifying biofilters. *Water Research*, **102**, 41-51.
- Copp J. B. 2002 *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Corominas L., Flores-Alsina X., Snip L. & Vanrolleghem P. A. 2012 Comparison of different modeling approaches to better evaluate greenhouse gas emissions from whole wastewater treatment plants. *Biotechnology and Bioengineering*, **109** (11), 2854-2863.
- Fenu A., Roels J., Wambecq T., De Gussem K., Thoeye C., De Gueldre G. & Van De Steene B. 2010 Energy audit of a full scale MBR system. *Desalination*, **262** (1-3), 121-128.
- Flores-Alsina X., Arnell M., Amerlinck Y., Corominas L., Gernaey K. V., Guo L., Lindblom E., Nopens I., Porro J., Shaw A., Snip L., Vanrolleghem P. A. & Jeppsson U. 2014 Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *Science of the Total Environment*, **466**, 616-624.
- Gernaey K. V., Nopens I., Vrecko D., Alex J. & Dudley J. 2006 *An updated proposal for including further detail in the BSM2 PE calculation*. Internal BSM2 Task Group document, IWA, London, UK.

Gernaey K.V., Jeppsson U., Vanrolleghem P.A. and Copp J.B. 2014 *Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants*. IWA Scientific and Technical Report No. 23. IWA Publishing, London, UK. ISBN 9781843391463 (Paperback) - ISBN 9781780401171 (eBook). pp. 142

Hauduc H., Neumann M.B., Muschalla D., Gamerith V., Gillot S. and Vanrolleghem P.A. 2015 Efficiency criteria for environmental model quality assessment: A review and its application to wastewater treatment. *Environmental Modelling & Software*, **68**, 196-204.

Hiatt W.C. & Grady C. P. L. Jr. 2008 An updated process model for carbon oxidation, nitrification, and denitrification. *Water Environment Research*, **80** (11), 2145-2156.

Horner R. M. W., Jarvis R. J. & Mackie R. I. 1986 Deep bed filtration - a new look at the basic equations. *Water Research*, **20** (2), 215-220.

Ives K. J. 1970 Rapid filtration. *Water Research*, **4** (3), 201-223.

Join C., Bernier J., Mottelet S., Fliess M., Rechdaoui-Guérin S., Azimi S. & Rocher, V. 2017 A simple and efficient feedback control strategy for wastewater denitrification. *IFAC-PapersOnLine*, **50** (1), 7657-7662.

Maere T., Verrecht B., Moerenhout S., Judd S. & Nopens I. 2011 BSM-MBR: a benchmark simulation model to compare control and operational strategies for membrane bioreactors. *Water Research*, **45** (6), 2181-2190.

Ohashi H., Sugawara T., Kikuchi K.I. & Konno H. 1981 Correlation of liquid-side mass transfer coefficient for single particles and fixed beds. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, **14** (6), 433-438.

Pocquet M., Wu Z., Queinnec I. & Spérandio M. 2016 A two pathway model for N₂O emissions by ammonium oxidizing bacteria supported by the NO/N₂O variation. *Water Research*, **88**, 948-959.

Samie G., Lessard P. & Rocher V. 2010 Simulation du comportement d'unités de biofiltration des eaux usées. *Techniques Sciences Méthodes*, **2010** (11), 85-106.

Sin G., De Pauw D. J. W., Weijers S. & Vanrolleghem P.A. 2008a Developing a framework for continuous use of models in daily management and operation of WWTPs: A life cycle approach. *Water Science and Technology*, **57** (9), 1301-1307.

Sin G., De Pauw D. J. W., Weijers S. & Vanrolleghem P.A. 2008b An efficient approach to automate the manual trial and error calibration of activated sludge models. *Biotechnology and Bioengineering*, **100** (3), 516-528.

Sin G., Gernaey K. V., Neumann M. B., van Loosdrecht M. C. M. & Gujer W. 2011 Global sensitivity analysis in wastewater treatment plant model applications: prioritizing sources of uncertainty. *Water Research*, **45** (2), 639-651.

Vigne E., Choubert J. M., Canler J. P., Heduit A., Sørensen K. H., & Lessard P. 2010 A biofiltration model for tertiary nitrification of municipal wastewaters. *Water Research*, **44** (15), 4399-4410.

Wu Y., Chen Q. & Liu S. 2005 *Fans and Compressors (first edition)*, Tsinghua University Press, Beijing, China. (en Chinois)

Zou Z., Shi H., Chen X. & Xie X. 2014 Numerical simulation and operation optimization of biological filter. *Environmental Science*, **35** (12), 4627-4635 (en Chinois)