Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap)

1. Cas des performances épuratoires

■ V. ROCHER[1], J. BERNIER[2], S. GUÉRIN[1], P. LESSARD[2]

Mots-clés : biofiltration, eaux usées, nitrification tertiaire, modélisation
Keywords: biofiltration, wastewater, tertiary nitrification, modeling

Introduction

L'évolution de la réglementation, qui impose un retour à une qualité écologique élevée des milieux récepteurs, conduit à devoir gérer les stations d'épuration avec un niveau d'exigence important et stable dans le temps, et ce tout en optimisant la pérennité des ouvrages et en minimisant les coûts. Il s'agit donc d'une tâche complexe qui nécessite l'utilisation d'outils de gestion et d'aide à la décision.

Dans ce contexte, l'usage de la modélisation pour aider à exploiter ou à concevoir des systèmes d'épuration est de plus en plus fréquent. Plusieurs exemples pour des stations d'épuration utilisant des procédés à boues activées peuvent notamment être trouvés dans la littérature scientifique [PHILIPPS *et al.*, 2008]. En revanche, bien que la technologie « biofiltration » soit largement employée dans les stations d'épuration urbaines, du fait de sa compacité [BARJENBRUCH, 2007 ; CANLER *et al.*, 1996 ; CANLER *et al.*, 2002 ; ROCHER *et al.*, 2008 ; ROCHER *et al.*, 2012b ; ROCHER *et al.*, 2012a], la modélisation de ce type de procédé à cultures fixées n'est pas aussi développée. Cette absence d'outils mathématiques de référence est liée à la relative jeunesse de ce procédé comparativement aux cultures libres et, surtout, à la complexité des processus physiques et biologiques mis en jeu au sein des massifs filtrants. Plus précisément, un modèle complet de biofiltre se doit de prendre en considération : la représentation hydraulique du massif filtrant, les phénomènes de transport des composés solubles et particulaires au sein du biofilm, la croissance et le décès de la biomasse par les réactions biologiques, l'évolution de la perte de charge, l'action de la filtration des matières en suspension et l'intégration des lavages. La majorité des modèles répertoriés montrent des limites liées au fait qu'ils ne couplent pas tous les mécanismes impliqués dans la biofiltration [VIGNE *et al.*, 2010].

Consciente de l'intérêt que représentent ces outils mathématiques, la direction du développement et de la prospective du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) collabore avec l'université Laval (Québec), dans le cadre du programme de recherche Mocopée (pour : modélisation, contrôle et optimisation des procédés d'épuration des eaux – http://mocopee.com), dans le but de développer un modèle mathématique performant capable de prédire le fonctionnement des cultures fixées. Il s'agit de prédire l'abattement des nutriments solubles (carbone, azote, phosphore) et des particules (matières en suspension), mais également l'évolution des pertes de charge hydraulique traduisant le niveau d'ensemencement des massifs filtrants. Ce développement concerne le traitement secondaire du carbone, la nitrification tertiaire et la postdénitri-

[1] Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) – direction de la recherche et développement – 82, avenue Kléber – 92700 Colombes – France.
[2] Département de génie civil et de génie des eaux – Université Laval – 1065, avenue de la Médecine – Québec – Canada.

fication avec ajout de méthanol. L'originalité et le point fort de ce projet résident dans le fait que toutes les données nécessaires aux étapes de calibration et de validation du modèle sont acquises directement sur les stations d'épuration du Siaap (usine Seine Aval [Achères, 1 700 000 m^3/j] et l'usine Seine Centre [Colombes, 240 000 m^3/j]). Plus précisément, les bases de données ont été acquises en mettant en place des suivis analytiques à l'entrée et à la sortie des ouvrages sur des périodes de plusieurs mois et en menant des expérimentations ponctuelles visant à apporter des données complémentaires, par exemple sur la dynamique des nutriments au sein des massifs filtrants ou sur la variabilité horaire de la qualité des influents. Cet article technique présente les principaux résultats et principales conclusions obtenus pour l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de l'abattement des nutriments et des particules. La prédiction de la perte de charge induite par l'encrassement du massif filtrant lié à la filtration et à la croissance bactérienne est traitée dans ROCHER et coll. [2014].

Ce document est scindé en deux parties. La première partie présente la démarche technico-scientifique suivie dans le cadre de ce projet. Les méthodes et protocoles mis en place pour l'acquisition des données sur site et pour leur traitement pour la calibration et la validation du modèle sont décrits dans cette première partie. La seconde partie présente les principaux résultats des étapes de calibration, en focalisant sur les paramètres qui ont dû être modifiés pour prédire correctement le fonctionnement des biofiltres.

1. Matériel et méthodes

1.1. Description du modèle utilisé

1.1.1. Présentation générale

Dans le cadre de ce projet, un modèle de biofiltration développé sous l'environnement Matlab/Simulink est utilisé. Celui-ci est basé sur le modèle de conversion biologique *activated sludge model 1* (ASM1) [HENZE *et al.*, 1987]. Toutefois, puisque ce modèle n'intègre pas l'assimilation du phosphore et qu'il considère que la nitrification et la dénitrification sont des réactions comportant une seule étape chacune, il est impossible d'effectuer une prédiction sur les phosphates et les nitrites en l'utilisant. Les composants NO_2^- et PO_4^{3-} ainsi que les réactions de production/consommation qui leur sont associées ont donc été ajoutés à l'ASM1, créant ainsi un « nouveau » modèle légèrement différent, appelé ASMNP. Les phosphates sont dans ce cas-ci uniquement enlevés par assimilation, tandis que les nitrites sont produits lors de la nitritation et de la dénitrification des nitrates, et éliminés durant la nitratation et leur dénitrification en azote gazeux. La nitrification en deux étapes est réalisée par deux types de biomasses différentes, consommant chacun uniquement les nitrates et nitrites, et leur taux de croissance est estimé selon le même type d'équation qu'utilisé dans l'ASM1 pour la nitrification en une étape : la cinétique de Monod. La dénitrification en deux étapes consiste quant à elle en une version adaptée de la dénitrification en quatre étapes proposée dans le modèle ASMN [HIATT et GRADY, 2008]. Dans ce cas-ci, il n'y a qu'une seule biomasse qui réalise à la fois l'enlèvement du carbone et chaque étape de la dénitrification, selon les concentrations ambiantes en oxygène. Le taux spécifique de croissance, les constantes de demi-saturation et le rendement des hétérotrophes sont différents pour chacune des réactions. De nouveaux paramètres cinétiques associés à ces réactions sont également incorporés. Toutes les autres réactions ainsi que le jeu de paramètres par défaut sont identiques à l'ASM1, lorsque possible.

1.1.2. Modélisation de l'hydraulique du système

L'hydraulique du système est représentée par l'utilisation de sept réacteurs parfaitement mélangés installés en série. À l'intérieur de ces réacteurs se trouve un média dont les propriétés sont constantes dans le temps et l'espace. Celui-ci occupe un espace dans la colonne, espace qui est soustrait du volume disponible au passage de l'eau. Le média est doté d'une certaine aire en contact avec l'eau, qui détermine la surface disponible pour la croissance du biofilm épurateur, ainsi que les flux de matières entre ce dernier et l'eau. Malgré la forme habituellement sphérique des matériaux de garnissage couramment utilisés en biofiltration, la surface du média et, par conséquent, celle du biofilm sont considérées plates. Cette approximation permet de simplifier les calculs en gardant un système de coordonnées cartésiennes lors de l'intégration des équations de diffusion. Cette hypo-

thèse est fréquemment utilisée lorsque le biofilm représenté demeure relativement mince, puisque l'approximation d'une surface plane n'introduit alors que peu d'erreur face à une représentation sphérique [HORN et HEMPEL, 1997 ; WANNER et REICHERT, 1996]. La diffusion des produits solubles de l'eau vers le biofilm et à l'intérieur de celui-ci s'effectue selon la loi de Fick *(équation 1)*.

$$J = -D_{ab}\frac{\partial C_a}{\partial z} \qquad \textit{[Équation 1]}$$

Où J est le flux de substrat dissous a ($M/L^2 \cdot T$), D_{ab} est le coefficient de diffusion de a dans le milieu b (L^2/T), C est la concentration de a (M/L^3) et z la longueur considérée (L).

L'aération est calculée à l'aide d'une équation de transfert gazeux classique *(équation 2)*. La vitesse du transfert est déterminée à l'aide de deux facteurs : le k_La qui est une mesure indirecte de l'efficacité de l'équipement d'aération, et le potentiel d'échange entre le gaz et le liquide, représenté par la différence entre la concentration maximale possible en oxygène dissous et la concentration actuelle. Le k_La varie en fonction de plusieurs paramètres, notamment la hauteur de liquide, la densité et le type de diffuseurs, la température, la présence de média dans le réacteur et le débit d'air injecté. Le k_La du système étudié doit être fourni au modèle à un certain débit et à 20 °C. Une loi exponentielle permet par la suite de décrire l'évolution du coefficient avec le débit d'injection d'air, tandis qu'une loi semblable à celles utilisées par l'ASM1 prend en compte l'effet de la température. Les coefficients de la loi exponentielle ont d'abord été tirés des résultats de GILLOT et coll. [2005], puis ils ont été modifiés lors de la calibration effectuée sur l'oxygène dissous sur les données de la nitrification secondaire à Seine Aval. L'aération de l'eau entre la fin du média et la sortie du filtre est aussi calculée, en prenant pour acquis que le k_La hors média est égal à une fraction de celui dans le média. La concentration d'oxygène dissous maximale varie quant à elle en fonction de la pression et de la température. Une simple loi d'Henry est utilisée pour décrire ces variations. La valeur de la constante d'Henry est calculée à l'aide d'une équation d'Arrhenius et des coefficients présentés dans SANDER [1999].

$$J_{02} = k_La(C_\infty - C)V \qquad \textit{[Équation 2]}$$

1.1.3. Représentation du biofilm

Le biofilm est représenté selon le modèle de SPENGEL et DZOMBAK [1992], en plusieurs couches différentes, schématisées par des réacteurs complètement mélangés. Cette représentation en couches sert à reproduire le phénomène de gradients de concentration observé pour les polluants solubles à l'intérieur d'un biofilm.

La diffusion étant un processus relativement lent, certains substrats peuvent être partiellement ou même totalement consommés avant de traverser toute l'épaisseur du biofilm. Ces conditions différentes selon l'épaisseur du film entraînent également des vitesses de croissance des différentes biomasses variables. Cependant, plus le nombre de couches est élevé, plus les temps de simulation augmentent. Dans le cas de notre étude, un compromis entre rapidité et précision a été choisi en utilisant deux couches de biofilm. Ces deux couches peuvent croître en parallèle, en fonction des concentrations de substrats qui y sont présentes. Lorsqu'elles atteignent une épaisseur limite, tous les nouveaux composants particulaires qui y sont créés déplacent automatiquement un nombre de particules équivalent dans la couche adjacente. Les réactions biologiques ne sont donc pas arrêtées, mais la croissance de la couche n'est plus possible. Lorsque les deux couches sont pleines, le volume de film créé par les réactions biologiques est déplacé dans l'eau. L'érosion du biofilm est dans ce cas considérée égale à sa croissance.

1.1.4. Modélisation de la filtration des particules

La filtration est représentée par les équations phénoménologiques de HORNER et coll. [1986], qui sont au nombre de deux *(équations 3* et *4)*. L'équation de conservation stipule simplement que les particules enlevées de l'eau se retrouvent sous forme de dépôt autour du média. L'équation de filtration définit ensuite la vitesse d'enlèvement de ces particules en spécifiant qu'elle est proportionnelle à leur concentration dans l'eau et à un facteur lambda. Ce facteur lambda est décrit par une troisième équation ([IVES, 1970], *équation 5*) et représente la diminution de l'efficacité de la filtration au cours d'un cycle. Celui-ci est donc fonction de la porosité du filtre propre, de la quantité de particules déposée autour du média ainsi

que de la quantité de dépôt maximale. En plus de la filtration qui transfère les composés particulaires du liquide vers la couche de surface du biofilm, un certain détachement de ce dernier est également implémenté. Celui-ci permet donc un échange inverse entre le biofilm et le liquide, échange qui est simplement estimé comme étant proportionnel à la concentration en matières en suspension (MES) dans la première couche du film. La constante de proportionnalité représente ainsi la vitesse de détachement, et est par défaut fixée à une valeur assez faible pour qu'en conditions normales la filtration ait de loin un effet plus marqué que le détachement. Il est à noter que la filtration devient nulle lorsque le biofilm atteint son épaisseur maximale permise.

$$(1-\varepsilon_D-C)\frac{\partial\sigma}{\partial t}=-u\frac{\partial C}{\partial z} \qquad \textit{[Équation 3]}$$

$$\frac{\partial C}{\partial z}=-\lambda C \qquad \textit{[Équation 4]}$$

$$\lambda=\lambda_0\left(1+\beta_0/\varepsilon_0\right)^y\left(1-\sigma/\varepsilon_0\right)^z\left(1-\sigma/\sigma_u\right)^x \qquad \textit{[Équation 5]}$$

Où C est la concentration volumique en particules (L^3MES/L^3), σ est le dépôt volumique de particules autour du média (L^3MES/L^3 média), ε_D est la porosité du dépôt de particules (–), u est la vitesse surfacique du fluide ($L^3/L^2 \cdot T$), z est la hauteur du filtre (L) (*équations 3* et *4*), t est le temps (T), λ est le coefficient de filtration (–), λ_0 est le coefficient de filtration sur filtre propre (–), β est le facteur d'empilement du média (–), ε_0 est la porosité du filtre propre, σ_u est le dépôt maximum et x, y et z sont des constantes empiriques (–) (*équation 5*).

1.1.5. Modélisation de la perte de charge

La perte de charge est calculée en deux étapes. La première consiste à estimer celle-ci sur un filtre qui serait complètement propre, à la porosité égale à celle du média seul. Par la suite, cette perte de charge sur filtre propre est actualisée en fonction du volume d'encrassement dans le filtre à l'aide de l'équation proposée par IVES [1970]. Tous les détails concernant la modélisation de la perte de charge sont donnés par ROCHER et coll. [2014].

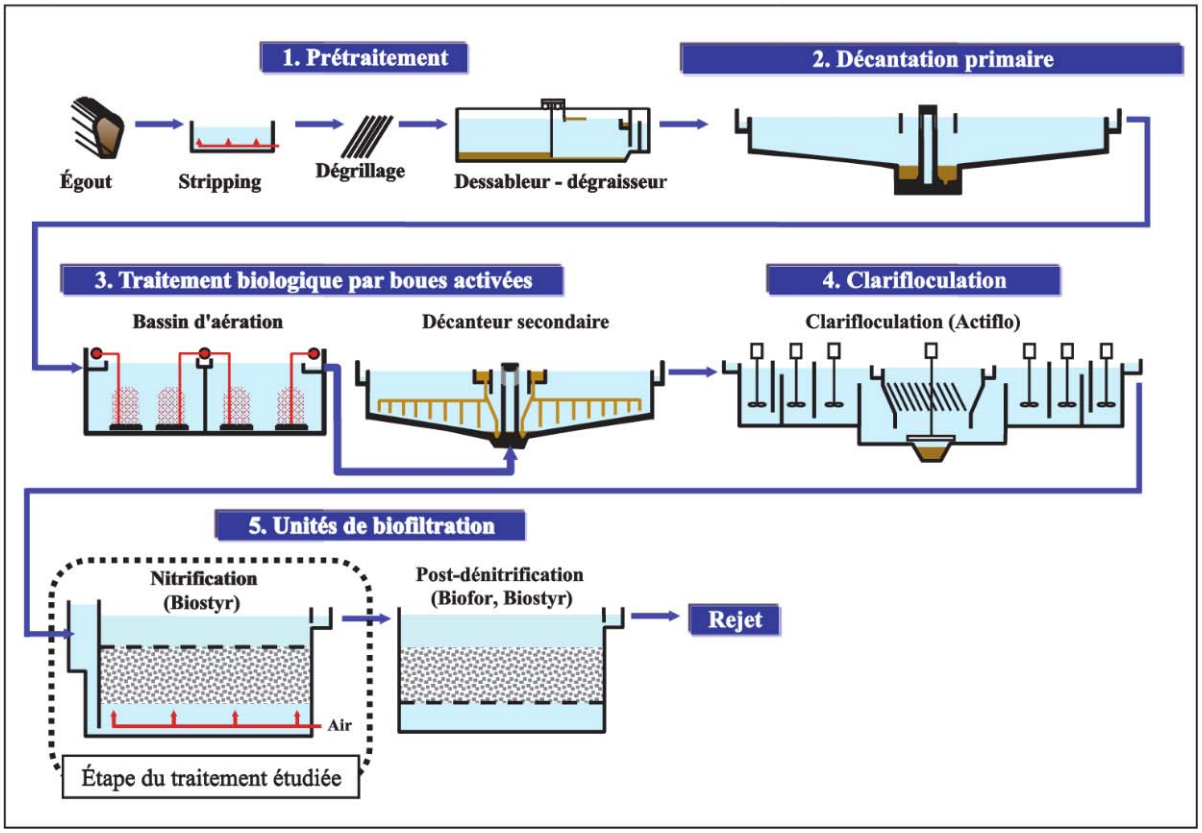


Figure 1. Positionnement des unités de nitrification sur Biostyr au sein de la file de traitement des eaux de la station Seine Aval (Siaap, Achères)

FAURE
ÉQUIPEMENTS

La technologie grandeur nature

- Déshydratation des boues
- Procédé de filtration
- Fonctionnement sans présence humaine

Ingénierie
Service recherche et développement
Assistance technique

www. faureequip.com

FAURE EQUIPEMENTS SA - Siège social et usine - ZI Magré - 21, rue Santos-Dumont
BP 52 - F-87002 LIMOGES CEDEX 1 - FRANCE
Tél.: +33 (0)5 55 30 12 60 - Fax : +33 (0)5 55 06 16 03 - E-mail : mail@faureequip.com

INONDATIONS

Prévention des inondations et mise en place de plans d'urgence

Un bureau d'études a modélisé et analysé les phénomènes d'inondations dans une Zone d'Aménagement Concertée pour une précipitation de période de retour T=100 ans. Leur étude a consisté à élaborer des cartes de risques, définir des itinéraires d'évacuation et analyser les effets de l'implantation d'infrastructures visant à limiter les inondations.

Contexte préliminaire

Avant le développement de la ZAC, des inondations avaient été enregistrées en amont d'un ponceau hydraulique non entretenu au Nord de la zone (Fig.1 et 2).

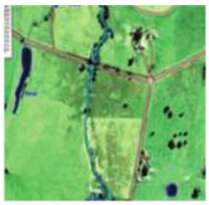


Fig.1 : Ponceau non obstrué

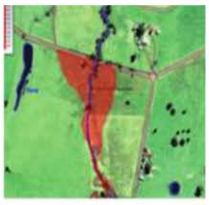


Fig 2 : Ponceau obstrué

Une modélisation concernant la faisabilité du projet a été menée par un bureau d'études qui a validé le développement du site. Lors de la construction de la ZAC, le cours d'eau a été canalisé (Fig.3). Huit ans après, le site a été inondé.

Fig.3: La ZAC

Modélisation

Afin de modéliser au mieux les phénomènes, il a fallu établir un modèle couplé 1D/2D. En utilisant XPSWMM, le bureau d'études a pu construire facilement le réseau géométrique du modèle unidimensionnel, modéliser bief par bief le cours d'eau et définir l'ensemble des paramètres de simulation (Coefficients de frottement, conditions aux limites en rive droite et rive gauche …). Dans un second temps, XPSWMM a permis la construction opérationnelle du maillage du modèle bidimensionnel ainsi que la définition des conditions initiales et aux limites. La simulation couplée a pu être lancée automatiquement grâce aux relations entre les arêtes 1D et 2D frontalières (Fig.4).

Le réseau de drainage conçu avec un autre logiciel peut être importé directement dans XPSWMM et ce dans une multitude de formats (ex : Autocad).

Les flux 2D terrestres ont été identifiés pour simuler différents scénarios afin d'évaluer au mieux les risques, en incluant les flux potentiels de débris (Fig.5).

Fig.4 : Hauteur d'eau

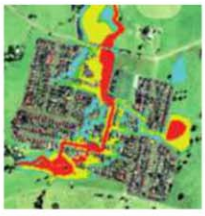


Fig.5 : Carte des risques

Ainsi, le temps pour lequel un itinéraire d'évacuation reconnu deviendrait impraticable a pu être évalué et par conséquent, de nouveaux plans d'urgence robustes ont pu être définis (Fig6).

Fig.6 : Itinéraires d'évacuation

L'analyse d'infrastructures visant à limiter les inondations dans le cas de précipitations extrêmes a été effectuée efficacement avec XPSWMM. La figure 7 montre le site impacté par ces précipitations centennales : les niveaux d'eau sont matérialisés en bleu avec la présence de murs d'endiguement en béton, et en noir sans ces infrastructures.

Fig.7 : Avec ou sans infrastructures.

Une vidéo de cette modélisation est disponible sur www.xpsolutions.fr, les capacités de XPSWMM, développé par XP solutions sont décrites. Lors du prochain numéro de TSM, nous vous présenterons l'étude d'un site sur lequel des techniques alternatives ont été implantées en vue de gérer au mieux les eaux pluviales.

1.2. Constitution et traitement des jeux de données

1.2.1. Présentation de la station d'épuration étudiée

La station d'épuration de Seine Aval a été étudiée dans le cadre de ce projet. Cette usine, située à Achères (Yvelines), traite 1 700 000 m^3 par jour. Sa filière de traitement des eaux débute par un prétraitement et une étape de décantation primaire, suivis d'un traitement biologique par boues activées, permettant une élimination de la pollution carbonée (*figure 1*). Les eaux décarbonées sont ensuite clarifiées lors de leur passage sur une unité de clarifloculation (décantation physico-chimique lestée) avant d'être acceptées sur les unités de biofiltration dédiées à l'élimination complète de l'azote. La nitrification est assurée par 84 Biostyr tandis que la postdénitrification est assurée par 18 Biostyr et 12 Biofor. L'unité de nitrification étudiée dans le cadre de cette étude est divisée en trois blocs de 28 biofiltres, chaque bloc comprenant deux batteries de 14 biofiltres. Chaque filtre de type Biostyr présente une aire de 173 m^2 et est rempli de 3,5 m de matériau filtrant. Le média filtrant est composé de billes de polystyrène expansé d'un diamètre moyen de 4 mm (biostyrène).

1.2.2. Campagnes de mesures effectuées sur l'usine

Deux types de campagnes de mesures ont été menés sur l'unité de nitrification de Seine Aval. Premièrement, afin de caractériser la dynamique des polluants au sein du média filtrant, des campagnes de mesure ont été effectuées en utilisant un système de piquage permettant de prélever de l'eau à différentes hauteurs du massif filtrant (un point de piquage tous les 50 cm, de la base du massif filtrant jusqu'à la lame d'eau supérieure). De mars à avril 2009, 18 campagnes de prélèvement ont été réalisées sur deux biofiltres différents. Sur chaque échantillon, les concentrations en ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) et orthophosphate (PO_4^{3-}) ont été déterminées par le laboratoire de la direction du développement et de la prospective du Siaap accrédité Cofrac (portée disponible sur www.cofrac.fr, n° d'accréditation 1-1452). Deuxièmement, afin de caractériser les performances globales de l'unité de nitrification, des campagnes de mesure en amont et en aval de l'unité de nitrification ont été réalisées. Des préleveurs automatiques, situés à l'entrée et à la sortie de l'unité de nitrification, ont permis de constituer des échantillons moyens 24 heures sur lesquels les concentrations en demande chimique en oxygène (DCO), en MES, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^- et PO_4^{3-} ont été déterminées par le laboratoire de la direction du développement et de la prospective du Siaap. Ce suivi a été réalisé sur l'ensemble de l'année 2009 (n = 350), année particulièrement intéressante dans la mesure où les conditions d'exploitation ont été très contrastées. La température de l'effluent a varié entre 10 et 25 °C, les charges appliquées ont fluctué entre 0,5 et 2,2 kg N/m^3 de matériau/j et l'aération appliquée sur les biofiltres a fluctué entre 38 et 167 Nm^3 d'air/kg N-NH_4^+ appliqué.

Parallèlement à ces suivis mis en place pour acquérir de larges bases de données, des systèmes de mesure en continu de l'azote et de la turbidité ont été utilisés afin d'évaluer la variabilité horaire des concentrations en azote et MES à l'entrée des biofiltres nitrifiants. Ces suivis effectués sur une période de 9 mois, de janvier à septembre 2009, ont permis de définir les profils types de fluctuation horaire de la qualité de l'influent. Ces profils ont par la suite été utilisés pour construire un jeu de données horaires à partir du jeu de données journalières obtenu comme décrit précédemment. Tous les détails sont apportés par BERNIER et coll. [2014a].

1.3. Stratégie de calibration/validation du modèle

Une stratégie de calibration en deux étapes a été mise en place. La première étape a consisté à fixer les paramètres de calibration en s'appuyant sur les dynamiques des nutriments obtenues grâce aux campagnes de prélèvement intramassif (§ 1.2.2). Dans un premier temps, la calibration a été effectuée en utilisant un profil moyen (moyenne de 15 profils – trois profils atypiques ou incomplets évincés), puis le jeu de paramètres ainsi fixé a été testé individuellement pour chacun des 15 profils de concentration. Dans le cas du profil moyen, le principe a été de mettre le système biologique à l'équilibre en faisant tourner le modèle pendant 10 jours sous des conditions opératoires moyennes (moyenne des conditions des 15 profils)

avant de comparer la dynamique intramassif prédite et observée. Pour les tests des 15 profils, la même période de 10 jours de mise à l'équilibre a systématiquement été appliquée pour ensuite utiliser les conditions opératoires réelles à partir du 11e jour, jour de la comparaison entre profil prédit et profil observé. La seconde étape a consisté à finaliser la calibration du modèle et à vérifier la qualité de la prédiction en confrontant les données prédites et les données mesurées à la sortie des ouvrages sur une année complète de fonctionnement des unités de nitrification de Seine Aval. Tous les détails sont apportés par BERNIER et coll. [2014a].

2. Résultats et discussion

2.1. Modélisation de la dynamique des nutriments et particules au sein du massif filtrant

Les résultats des simulations de la dynamique des nutriments azotés au sein du massif filtrant sont présentés par la *figure 2*. Sur ces diagrammes, les points rouges correspondent au gradient moyen établi sur la base des 15 profils effectués sur le site Seine Aval et les courbes noires correspondent aux résultats des simulations.

Les gradients moyens permettent d'apprécier la dynamique des nutriments azotés le long du massif filtrant. On observe que l'élimination du NH_4^+, la production de NO_3^- et l'apparition des NO_2^- sont globalement linéaires le long du massif filtrant. Cette linéarité témoigne de l'utilisation de la pleine capacité de ces ouvrages de traitement ; les charges appliquées en azote ammoniacal sur ces installations étant élevées (la charge volumique appliquée [CVa] est en moyenne de 1,4 kg N/m^3 de matériau/j sur l'année 2012). On note également qu'une faible proportion du NH_4^+ éliminé dans le massif filtrant est transformée en NO_2^- (0,2 ± 0,3 mgN/L). La moindre accumulation de nitrites est probablement le résultat d'une aération globalement correcte. Le bilan de masse effectué sur l'ensemble du massif filtrant montre que, en moyenne, seulement 2,9 mg N-NH_4^+/L sur les 27,9 mg N-NH_4^+/L éliminés ne sont pas transformés en NO_x (NO_3^- + NO_2^-). Cette disparition d'azote peut être attribuée à différents processus : l'assimilation d'ammonium par la biomasse épuratrice (prise en compte dans le modèle), la dénitrification dans les couches profondes du massif (prise en compte dans le modèle) et la production d'autres espèces azotées intermédiaires de l'étape de dénitrification telles que le N_2O (non prise en compte dans le modèle) [SAMIE *et al.*, 2011].

La dynamique modélisée est très proche des observations dans le cas du NH_4^+ et du NO_3^-. Sur toute la hauteur du massif filtrant, la courbe noire, représentant la dynamique prédite, est proche des concentrations moyennes calculées à partir des 15 profils réalisés et est quasi systématiquement comprise dans la barre d'erreur correspondant à l'écart type calculé pour chaque concentration moyenne. En revanche, dans le cas des nitrites, on note une divergence nette entre la dynamique modélisée et celle mesurée. Le modèle prédit une

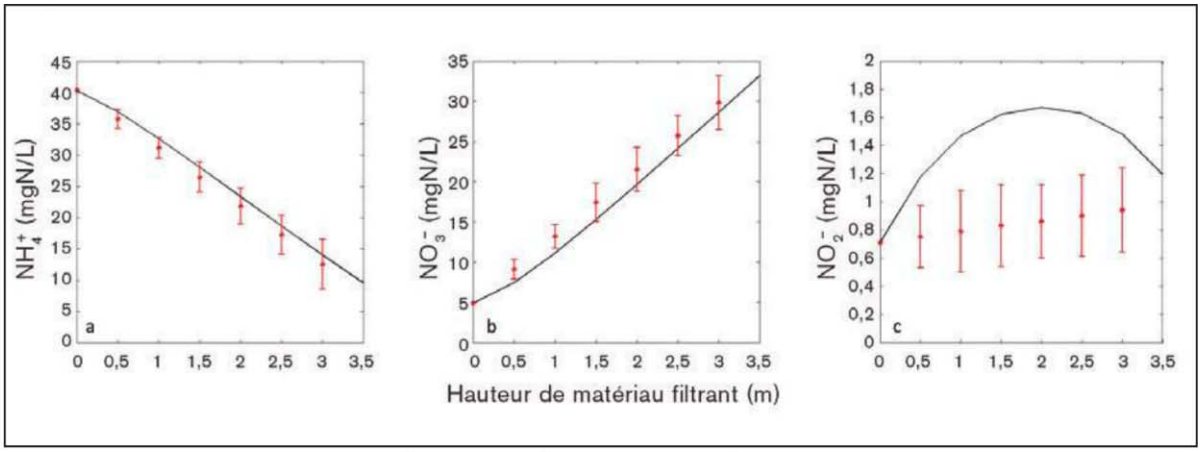


Figure 2. Profils de concentrations mesurés (points rouges) et prédits (trait noir) sur la hauteur du massif filtrant dans le cas (a) du NH_4^+, (b) du NO_3^- et (c) du NO_2^-

évolution parabolique des concentrations en NO_2^- le long du massif filtrant tandis que l'évolution observée est linéaire.

Cette allure parabolique est liée au fait que le modèle considère deux populations bactériennes différentes – les bactéries nitrosantes (*Ammonia-Oxydizing Bacteria*, AOB) et nitratantes (*Nitrite-Oxidizing Bacteria*) – avec des constantes cinétiques spécifiques. Les bactéries nitrosantes sont légèrement plus actives que les bactéries nitratantes dans la partie basse du massif, induisant l'accumulation de nitrites. La situation est inversée dans la partie haute du massif et une partie des nitrites produits dans la partie basse est donc éliminée. Il convient de souligner que si ce schéma conceptuel ne permet pas de reproduire la dynamique au sein de massif, il permet néanmoins de prédire de manière tout à fait correcte la concentration à l'effluent.

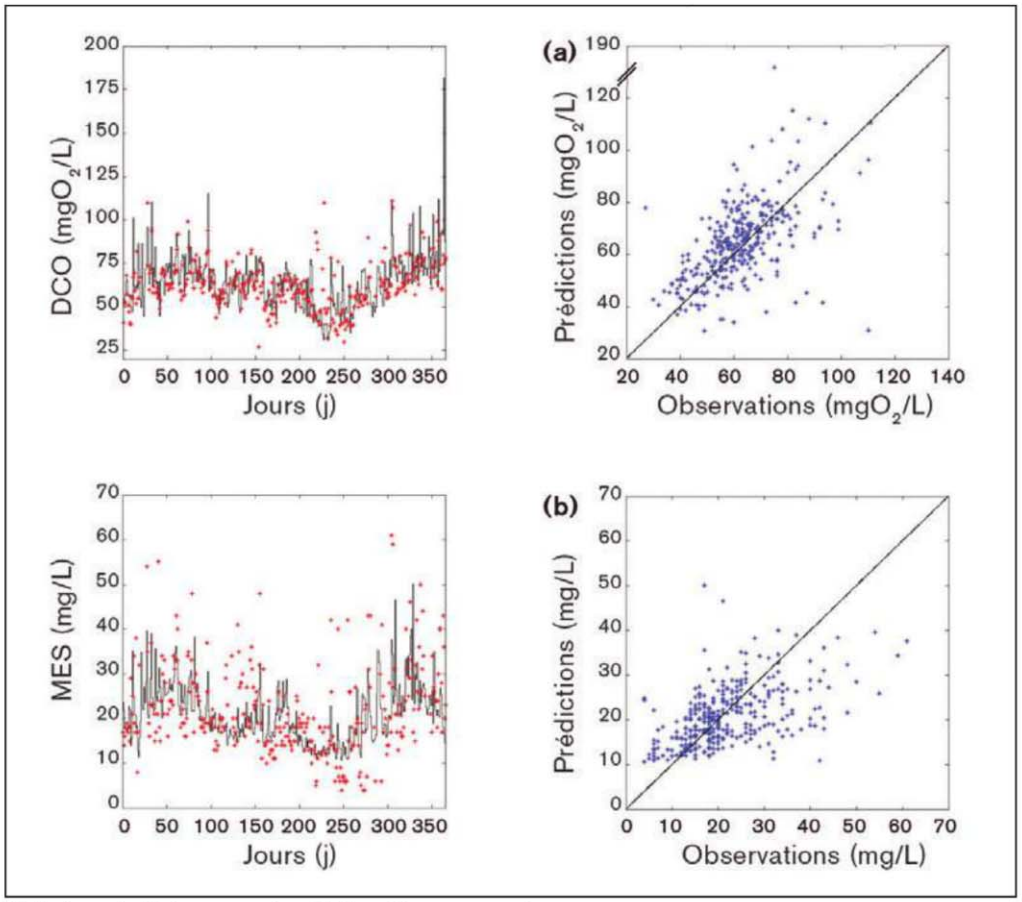
	Nombre de données	EM	EM (%)	EMA	EMA (%)
NH_4^+	333	0,36	6,98	2,06	40,24
NO_3^-	331	–0,50	–1,50	3,17	9,51
NO_2^-	333	–0,12	–15,01	0,32	41,66
DCO	335	1,93	3,09	9,87	15,82
MES	336	–1,12	–5,19	6,10	28,21
OD	329	0,72	11,09	0,93	14,19

EM : erreur moyenne ; EMA : erreur moyenne absolue. Les résultats en % sont exprimés en fonction de la moyenne des observations. DCO : demande chimique en oxygène ; MES : matières en suspension ; OD : oxygène dissous.

Tableau I. Scores statistiques calculés pour la simulation de l'année 2009

2.2. Modélisation du fonctionnement global de l'unité de nitrification

Les résultats du modèle obtenus sur une période de 1 an (année 2009) sont présentés par les *figures 3* et *4*, respectivement consacrées au carbone (DCO et MES) et à l'azote (NH_4^+, NO_2^- et NO_3^-). Les critères statistiques sont présentés dans le *tableau I*.



DCO : demande chimique en oxygène ; MES : matières en suspension.

Figure 3. Résultats d'une simulation annuelle (2009) pour (a) le carbone et (b) les particules, chronique temporelle à gauche et diagramme prédictions *versus* observations à droite

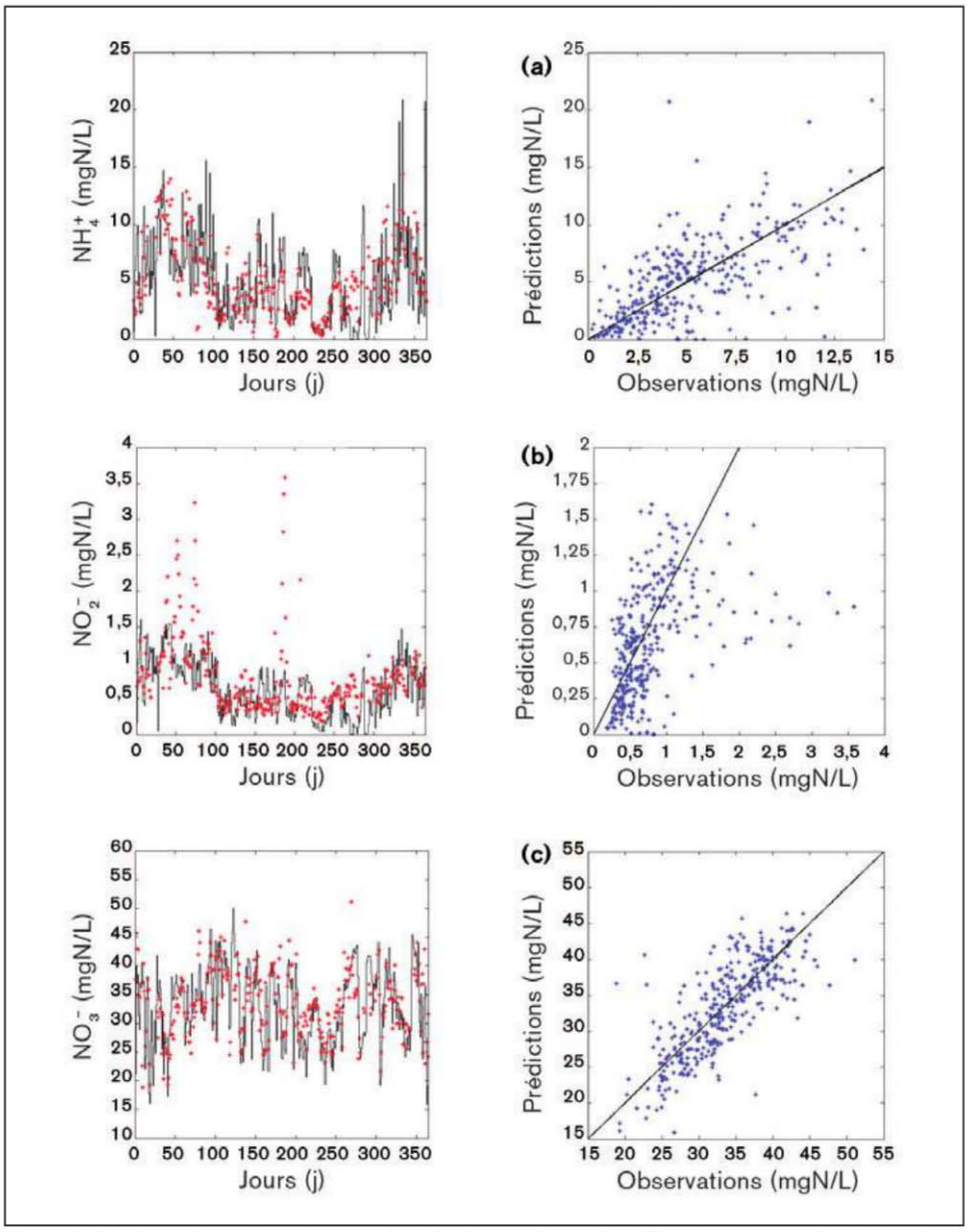


Figure 4. Résultats d'une simulation annuelle (2009) pour l'azote (a : NH_4^+ ; b : NO_2^- ; c : NO_3^-), chronique temporelle à gauche et diagramme prédictions *versus* observations à droite

2.2.1. Cas de la pollution carbonée

La prédiction des concentrations résiduelles en DCO est globalement correcte. La chronique temporelle montre que le modèle suit les observations, décrochant seulement lors d'augmentations ponctuelles et brusques de la DCO résiduelle. Le diagramme prédictions *versus* observations souligne néanmoins une légère tendance à la surestimation du modèle, la droite Y = X coupant le nuage de points dans sa partie basse. Les scores statistiques ont permis d'évaluer les erreurs moyennes (EM) et moyennes absolues (EMA) respectivement à 3,1 % et 15,8 %. La prédiction des concentrations résiduelles en MES est assez satisfaisante. La chronique temporelle montre cependant que le modèle tend à lisser les concentrations résiduelles et suit mal les variations brusques des concentrations résiduelles, que ce soient des augmentations ou des diminutions. Ce constat, fondé sur l'observation de la chronique de données, est confirmé par les scores statistiques ; l'EMA (28 %) étant sensiblement plus importante que l'EM

SNECOREP

Les professionnels du pompage

Les professionnels du pompage
vous donnent rendez-vous au

Salon Pollutec 2014
LYON Eurexpo France
2 > 5 décembre 2014

POLLUTEC 2014 **Hall 6 - Allée L - Stand 246**

SYNDICAT NATIONAL DES ENTREPRENEURS, CONCEPTEURS ET RÉALISATEURS DE STATIONS DE POMPAGE
3 rue de Berri - 75008 PARIS - Tél. : 01 44 13 32 31 - Fax : 01 44 13 32 74
E-mail : snecorep@fntp.fr - www.snecorep.fr

PUBLI-INFOS

UV GERMI – La technologie des UV

UV GERMI est une PME française spécialisée dans la conception et fabrication de réacteurs ultra-violets.

Les appareils UV GERMI sont entièrement fabriqués dans nos locaux de Saint- Viance à proximité de Brive-La-Gaillarde (19) par une équipe dynamique de 20 employés (ingénieurs, docteur, techniciens…) qui œuvre pour répondre aux besoins spécifiques de ses clients.

Riche d'un pôle Recherche et Développement, UVGERMI poursuit ses innovations notamment en matière d'oxydation avancée et propose des solutions sur mesure pour l'élimination de micropolluants.

Forte de son expérience et évoluant autour d'outils et de matériaux issus des meilleures technologies de la désinfection par UV de l'eau, de l'air et des surfaces ; UV GERMI est aujourd'hui leader sur le marché de la déchloramination en piscines publiques et fait figure de référence pour le traitement de l'eau potable, de l'eau usée ainsi que des rejets industriels.

UV GERMI ne cesse d'élargir sa gamme de réacteurs UV agréés ACS-UV pour le traitement d'eau potable conformément à la nouvelle règlementation française toujours dans l'objectif d'améliorer l'hydraulique de ses réacteurs et l'efficacité de la désinfection tout en optimisant les consommations énergétiques.

N'hésitez pas à nous consulter et visiter notre site internet **www.uvgermi.fr**

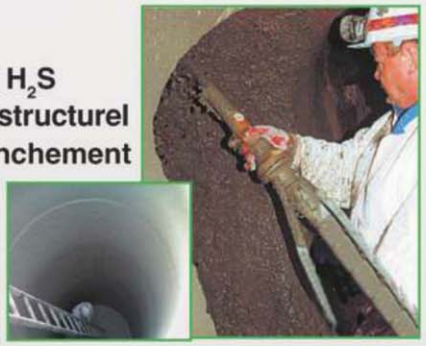
Des idées à l'action !

ERGELIT

Mortiers spéciaux

Mortiers de réhabilitation de canalisations

- Stop-fuites
- Cuvelage
- Anti-corrosion H_2S
- Renforcement structurel
- Injection d'étanchement
- KASIMO contre la corrosion très sévère des bétons



Coulis de ciment

- comblement de canalisations, Dammer® et Blitzdammer®
- géothermique, ThermoCem®
- dissipation de chaleur, CableCem®

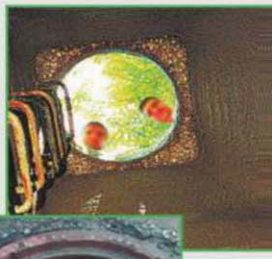
Réparation des bétons
Scellements rapides
Voirie - Scellement des fontes

- Matériaux
- Outils
- Machines

Procédés et machines

Assistance technique

- KS-ASS®, réhabilitation de regards de visite
- Pompes d'injection, projection, malaxeurs
- Procédés de réhabilitation de canalisations



Contactez-nous pour plus d'infos :
17, rue du Four St-Jacques - ZAC de Royallieu - F-60200 Compiègne
Tél. +33 (0)3 44 97 02 22 - Fax +33 (0)3 44 97 09 32
E-mail : bureau@hermes-technologie.com - Site web : www.hermes-technologie.com

HERMES TECHNOLOGIE sarl
Ingénierie - Matériaux - Procédés

EIN 337/2010

(≈ – 5 %). Cette incapacité du modèle à suivre fidèlement les variations journalières du résiduel de MES, déjà observée dans le cas du traitement secondaire du carbone [BERNIER *et al.*, 2014b], met en exergue les limites du modèle dans lequel la filtration est constante (pas d'évolution de la filtration lors du développement du biofilm) et ne tient pas compte des caractéristiques des particules.

2.2.2. Cas de la pollution azotée

La prédiction des concentrations en NH_4^+ est globalement satisfaisante. La chronique temporelle montre que le modèle suit bien les observations, en particulier lors des périodes hivernales (début et fin de la chronique), périodes durant lesquelles la diminution des températures couplée à des charges appliquées élevées conduit à une augmentation des concentrations résiduelles en NH_4^+ [ROCHER *et al.*, 2008]. Les EM et l'EMA sont relativement faibles, de 0,36 et 2,06 mg N/L, mais apparaissent plus importantes lorsqu'on les rapporte à la concentration de l'effluent, l'EMA atteignant dans ce cas 40 %. L'analyse attentive de la chronique temporelle permet de constater que l'essentiel de l'erreur du modèle est imputable à la période estivale (entre le 225e et le 275e jour) lorsque l'augmentation des températures combinée à une diminution des charges appliquées en NH_4^+ conduit à une diminution des concentrations résiduelles en NH_4^+. Ces décrochages du modèle semblent être imputables au modèle d'aération qui est moins performant dans ces conditions d'exploitation ; ce point sera développé ci-après. La prédiction des concentrations en NO_3^- est satisfaisante. La chronique temporelle montre que le modèle suit les observations sur l'ensemble de l'année 2009, sans décrochement significatif. Ce constat, fondé sur l'observation de la chronique de données, est confirmé par le diagramme prédictions *versus* observations et par les scores statistiques ; l'EM et l'EMA étant seulement de – 1,5 et 9,5 %. Enfin, la prédiction des concentrations en NO_2^- est correcte. La chronique temporelle montre que le modèle suit globalement les observations sur l'ensemble de la période. À l'instar de l'ammonium, les EM et l'EMA calculées pour les NO_2^- sont relativement faibles, de – 0,12 et 0,32 mg N/L, mais apparaissent plus importantes lorsqu'on les rapporte à la concentration de l'effluent, l'EMA atteignant dans ce cas 42 %. On note néanmoins qu'à deux reprises des pics ponctuels de NO_2^- ont été observés en sortie de nitrification. Ces deux pics, qui ont atteint des concentrations de près de 4 mgN/L, n'ont pas été prédits par le modèle. Il convient cependant de préciser que l'analyse fine des conditions d'exploitations (vitesses hydrauliques, aération, charges appliquées, températures) n'a pas permis d'expliquer ces augmentations soudaines de la concentration résiduelle, et il n'est pas surprenant que le modèle ait décroché.

2.2.3. Cas de l'oxygène dissous

Les résultats du modèle obtenus sur une période de 1 an (année 2009) pour l'oxygène dissous sont présentés par la *figure 5*. Les scores statistiques sont présentés dans le *tableau I*. La prédiction des concentrations résiduelles en oxygène dissous (OD) est globalement correcte. Ce constat, fondé sur l'observation de la chronique de données, est confirmé par le diagramme prédictions *versus* observations et par les scores statistiques ; l'EM et l'EMA étant de 11,1 et 14,2 %. Deux types de décrochages sont cependant observés. D'une part, un certain nombre de mesures anormalement basses (inférieures à 4 mg O_2/L), probablement induites par un encrassement des sondes malgré la maintenance hebdomadaire, ne sont logiquement pas prédites par le modèle. Ces données ont été exclues de l'évaluation du modèle. D'autre part, on observe qu'à quelques reprises le modèle simule un pic d'OD qui ne traduit pas la réalité. Cette situation a été observée autour du 125e jour et entre le 220e et le 250e jour ; cette dernière période coïncidant d'ailleurs avec la situation estivale pour laquelle les prédictions de modèle vis-à-vis du NH_4^+ sont perfectibles. Ces pics simulés mais non observés semblent apparaître lorsque le ratio débit air/CVa en NH_4^+ augmente sensiblement et brusquement. À titre d'illustration, sur cette station d'épuration, l'aération est de l'ordre de 60-90 Nm^3 air/kg N-NH_4^+ appliqué sur la quasi-totalité de l'année, mais peut augmenter brutalement jusqu'à des valeurs de 150 Nm^3 air/kg N-NH_4^+ appliqué durant quelques semaines lors de la période estivale où les charges appliquées en azote sont plus restreintes.

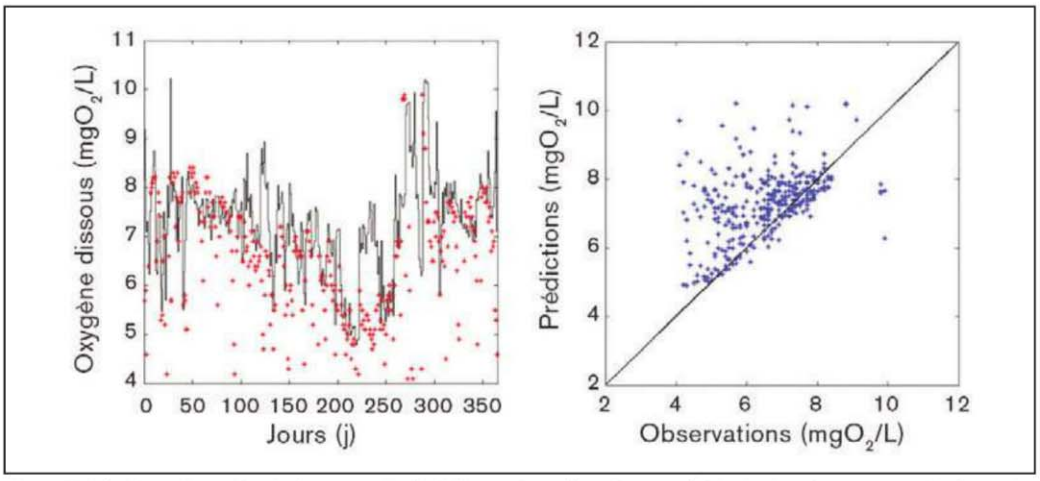


Figure 5. Résultats d'une simulation annuelle (2009) pour l'oxygène dissous résiduel, chronique temporelle à gauche et diagramme prédictions *versus* observations à droite

2.3. Synthèse sur le jeu de paramètres de calibration

Le *tableau II* présente les valeurs des paramètres du modèle qui ont été modifiées lors de l'étape de calibration (colonne de droite), la valeur initiale de référence étant systématiquement rappelée (colonne de gauche). Pour des raisons de clarté, les paramètres du modèle non modifiés n'ont pas été intégrés au tableau. Les valeurs de référence sont issues de HIATT et GRADY [2008] pour le taux de croissance des bactéries hétérotrophes, de SIN et coll. [2008] pour le taux de croissance des bactéries autotrophes et de HENZE et coll. [1987] pour les autres paramètres biologiques. Pour les paramètres physiques et les paramètres de diffusion, les valeurs initiales de référence ont été reprises du modèle *biological aerated filter* (BAF), disponible sur le logiciel GPS-X [HYDROMATIS, 2006]. Les paramètres de solubilité de l'oxygène sont issus de SANDER [1999] et les valeurs de référence pour le modèle de transfert d'oxygène sont issues du manuel technique proposé par l'US EPA [1989].

2.3.1. Cas des paramètres biologiques

Pour la plupart des paramètres biologiques, les valeurs déterminées à la suite du travail de calibration se sont révélées assez proches des valeurs initiales de référence. On notera cependant que les fractions de phosphore comprises dans les particules inertes et biodégradables ont été modifiées de manière assez sensible. Dans le modèle, l'enlèvement du phosphore est contrôlé par le processus d'assimilation lors de la croissance de la biomasse. Et, pour permettre au modèle de coller aux observations, ces deux valeurs de référence ont dû être diminuées, de 0,021 à 0,015 gP/DCO.

2.3.2. Cas de la filtration et de l'enlèvement des particules

Comme évoqué précédemment, la simulation de la filtration des particules par les massifs filtrants constitue un point sensible du modèle. D'importantes modifications ont dû lui être apportées (coefficients de filtration *y* et *z*, par exemple) afin que les prédictions des MES résiduelles suivent l'allure générale des observations. Le mode d'extraction des particules lors des lavages des massifs filtrants a également été modifié. Initialement, la simulation du lavage consistait à extraire une fraction unique de tous les types de particules : biomasse et particules non biologiques. Or, par expérience, on sait qu'au cours du lavage les MES piégées lors de la filtration s'extraient plus aisément que la biomasse. Les rendements d'extraction de ces deux types de particules ont donc été différenciés et l'efficacité de l'extraction des MES largement augmentée. Il convient de souligner que ces changements dans les sous-modèles de filtration et de lavage ont été nécessaires pour permettre une simulation correcte des pertes de charge. Les détails concernant la calibration du sous-modèle de prédiction des pertes de charge sont apportés par ROCHER et coll. [2014].

2.3.3. Cas des paramètres d'aération

Des modifications importantes de certaines variables ont dû être effectuées pour que les données prédites

REHA assainissement

Réhabilitation des canalisations
sans tranchée

Une entreprise spécialisée dans la réhabilitation des canalisations par l'intérieur

Notre champ d'action : l'ensemble des réseaux d'assainissement eaux usées et eaux pluviales.

Notre savoir faire

- > ***Le curage des canalisations, EU et EP.***
- > ***Le diagnostic vidéo des canalisations EU et EP.***
- > ***Les travaux de fraisage avec robot multifonctions.***
- > ***Les travaux de chemisage partiel Ø 125 à Ø 800.***
- > ***Les travaux de chemisage continu Ø 50 à Ø 1200.***
  - Gaine U.V. tractée, fibre de verre résine polyester.
  - Gaine par réversion, feutre, résine époxy, chauffage à l'eau ou à vapeur.
  - Gaine par réversion, feutre, résine polyester, chauffage à l'eau ou à vapeur.
- > ***Les travaux de chemisage des branchements.***
  - Gaine par réversion, feutre, résine époxy, chauffage à l'eau ou à vapeur.
- > ***L'injection de résine polyuréthane.***
  - Jonction branchement canalisation.
  - Fissure circulaire.
  - Joint de canalisation.
- > ***La pose de Top Hat jonction branchement - canalisation.***
- > ***Les travaux de réhabilitation des regards de visite.***
  - Par projection de mortiers spéciaux.
  - Par projection de résine polyuréthane.
- > ***Les travaux de réhabilitation de dalot.***
  - Par projection de mortiers spéciaux.

DANS LE DOMAINE DE L'ASSAINISSEMENT UN GROUPE À VOTRE SERVICE

Nos objectifs : Efficacité & Réactivité

REHA assainissement

12, rue Claude Chappe • ZA de la Haute Limougère • 37230 FONDETTES
Tél : 02.47.74.60.32 • Fax : 02.47.74.60.43 • Email : pki37@orange.fr

Filiale de PK Investissements

Création © HéliOcom : LESAGE RICHARDEAU • 02 47 29 23 41

HYDRASS.FR

SOLUTION POUR LA GESTION DES EAUX PLUVIALES

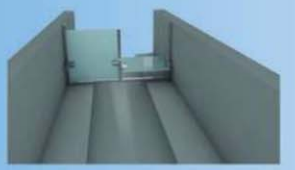
EQUIPEMENTS POUR DEVERSOIRS D'ORAGE

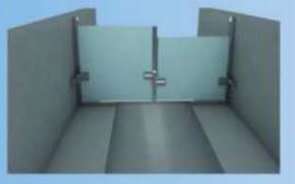
Réduisez le nombre de rejets de vos déversoirs
Conservez vos primes à l'épuration

DEOMATIC

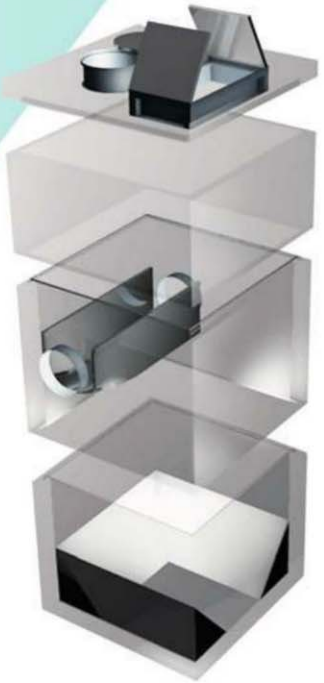
METRILOGUE

UTILISATION DU POTENTIEL DE STOCKAGE DES COLLECTEURS





HYDRASS



VANNES STOCKO

F-REG

GESTION DES ENSABLEMENTS AVEC LE PIEGE A CHARRIAGE

- Exploitation plus facile et plus économique
- Pas de flottaison des graisses
- Piège peu ou pas les matières organiques
- Pas d'effet relargage des sables par temps de pluie

PIEGE A CHARRIAGE

POLLUTEC 2014

Rendez-vous
Hall 5
Allée H
Stand 244

HYDRASS
FRANCE
51 chemin du Grand Champ
69890 La Tour de Salvagny
(+33) 4.78.48.83.94
siko.b@wanadoo.fr

MECA INDUSTRIE
MAROC
KM 10, Route d'El Jadida n°5
LISSASFA 3
20230 Casablanca
(00 212) 5.22.65.10.20

SADE CANADA INC.
CANADA
2630, boulevard Industriel
J3L 4V2 CHAMBLY (QC)
CANADA
Tél : 514 249 0390

Paramètre (unité)	Référence	Ce travail
Fraction d'enlèvement de la biomasse durant un lavage (-)	0,01	0,01
Fraction d'enlèvement des autres particules durant un lavage (-)	0,01	0,2
Facteur d'empilement (-)	5,7	1
Coefficient de filtration λ sur lit propre (-)	0,001	0,0006
Coefficient de filtration *y* (-)	1	3
Coefficient de filtration *z* (-)	1	0,375
Facteur de réduction du k_La hors média (-)	–	0,032
Coefficient de diffusion de l'OD (m^2/j)	2,16E-5	2,85E-5
Épaisseur de la couche limite de diffusion (m)	5E-5	1E-5
Facteur de réduction de la diffusion dans le biofilm (-)	0,5	0,7
Rapport DCOx/MVES dans le biofiltre (gDCO/gMVES)	1,8	1,5
Taux de croissance maximal des nitritantes (/j)	0,5-1,4	0,8
Constante de demi-saturation en NH_4^+ des nitritantes (gN/m^3)	0,14-5	1
Constante de demi-saturation en O_2 des nitritantes (gO_2/m^3)	0,1-1	0,48
Rendement des nitritantes (gDCO/gN)	0,15-0,21	0,21
Taux de mortalité des nitritantes (/j)	0,15	0,17
Taux de croissance maximal des nitratantes (/j)	0,5-1,8	1
Constante de demi-saturation en NO_2^- des nitratantes (gN/m^3)	0,1-3	0,2
Constante de demi-saturation en O_2 des nitratantes (gO_2/m^3)	0,3-1	0,6
Rendement des nitratantes (gDCO/gN)	0,03-0,06	0,06
Taux de mortalité des nitratantes (/j)	0,15	0,17
Effet de la température sur la croissance des nitritantes (-)	1,07	1,078
Effet de la température sur la croissance des nitratantes (-)	1,07	1,09
Effet de la température sur k_La (-)	1,008-1,047	1,005
Phosphore des particules biodégradables (gP/gDCO)	0,021	0,015
Phosphore des particules inertes (gP/gDCO)	0,021	0,015

OD : oxygène dissous ; DCO : demande chimique en oxygène ; MVES : matières volatiles en suspension.

Tableau II. Valeurs des paramètres de calibration du modèle. Références et valeurs définies dans le cadre de ce travail

et mesurées convergent en toutes circonstances, c'est-à-dire quelles que soient les conditions d'exploitation (températures, charges appliquées, débits d'air injectés, etc.). Les valeurs du coefficient de transfert k_La (combinaison du coefficient de résistance au transfert dans la couche liquide (k_L) et de l'aire d'échange des bulles d'air par volume d'eau [a]) ont notamment dû être sensiblement modifiées. Initialement, les valeurs issues des travaux de GILLOT et coll. [2005], menés à l'échelle de pilotes Biostyr de granulométrie identique à celle de notre étude mais non ensemencés, ont été utilisées. L'utilisation de ces valeurs conduisait à une sous-estimation forte de la nitrification dans le réacteur biologique et à une sous-estimation de la concentration résiduelle en OD. Pour obtenir des résultats satisfaisants, la résistance à la diffusion de l'OD dans la couche stagnant près du biofilm et dans le biofilm lui-même a dû être diminuée et l'efficacité du transfert d'OD du gaz vers l'eau a été augmentée. Ainsi, la valeur du k_La au débit de référence a été fortement augmentée et l'effet de la température sur ce k_La a été diminué. À titre d'illustration, nos valeurs de k_La dans le massif filtrant varient entre 53 et 194 h^{-1}, pour des températures et des débits d'air respectivement compris entre 10,6-22,4 °C et 6,6-29,7 Nm/h, tandis que GILLOT et coll. [2005] trouvent des valeurs comprises entre 21,6 et 79,2 h^{-1} à 20 °C pour des débits d'air compris entre 5 et 20,2 Nm/h. De plus, le facteur α (rapport entre les valeurs de k_La pour l'eau sale et l'eau propre) a été

légèrement augmenté pour améliorer le transfert d'OD, et le coefficient *m* (indice exponentiel dans la relation dictant l'évolution du k_La en fonction des variations de débit) a été augmenté pour mieux décrire la diminution du k_La lorsque le débit d'air injecté diminue. Enfin, la réduction du coefficient de transfert en l'absence de média a été fixée à 3 % de la valeur dans le média, afin d'arriver à des valeurs entre 2 et 8 h^{-1} tel que recommandé par SIN [2004].

Conclusions et perspectives

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un projet collaboratif, mené entre le Siaap et l'université Laval à Québec, visant à développer des modèles mathématiques capables de prédire le fonctionnement des unités de biofiltration. Pour les trois types de traitement considérés dans le cadre de ce projet (traitement secondaire du carbone, nitrification tertiaire et dénitrification aval sur méthanol), l'objectif est d'être capable de prédire les performances vis-à-vis des nutriments et des particules, mais également de prédire l'évolution des pertes de charge, et en particulier les pertes de charge initiales. Le point fort de ce projet réside dans le fait que toutes les données utilisées sont acquises directement à l'échelle industrielle (stations d'épuration du Siaap), en combinant un suivi du fonctionnement des ouvrages sur de longues périodes avec des campagnes expérimentales visant à constituer des jeux de données complémentaires.

Cet article est consacré à l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de l'abattement des nutriments et des particules. La méthode de calibration, qui a consisté à utiliser les résultats des 15 profils de concentrations intramassifs puis les suivis des performances des biofiltres sur le long terme, a permis d'obtenir des résultats globalement satisfaisants. Le modèle prédit correctement l'évolution des concentrations résiduelles en NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{3-}, DCO et MES. Dans les cas des NO_2^- et des MES, le modèle suit l'évolution globale des observations mais a tendance à lisser les concentrations résiduelles et décroche lorsque des pics ou des creux de concentrations sont observés. Pour obtenir des résultats satisfaisants, le jeu de calibration de référence issu de la littérature [GILLOT *et al.*, 2005 ; HENZE *et al.*, 1987 ; HIATT et GRADY, 2008 ; SIN, 2004 ; SIN *et al.*, 2008 ; US EPA, 1989] a dû être modifié. Ces modifications ont essentiellement concerné les paramètres de filtration et d'enlèvement des particules, les paramètres de transfert des nutriments solubles vers le biofilm et les paramètres d'aération.

Au regard de la qualité des simulations obtenues avec le modèle « nitrification tertiaire », des applications opérationnelles sont actuellement envisagées. Il s'agit, d'une part, d'utiliser cet outil pour tester différents modes d'exploitation ou de régulation (régulation de l'air, notamment), mais également de transférer cet outil aux exploitants des unités de biofiltration pour les aider à anticiper et à gérer les problèmes d'encrassement des massifs, récurrents en période hivernale.

Une autre perspective à ce travail concerne l'utilisation du modèle pour prédire le fonctionnement d'autres biofiltres présentant des géométries de massifs différentes. Il est probable que l'application de ce modèle à des biofiltres présentant des géométries de massifs proches, par exemple un biofiltre de type Biostyr de granulométrie différente, permette d'obtenir des résultats satisfaisants sans effectuer de profondes modifications. En revanche, l'application de ce modèle à des biofiltres fonctionnant en expansion (Biofor ou Biolest) nécessitera probablement des modifications plus poussées, notamment sur les blocs « filtration » et « pertes de charge ».

Enfin, la démarche suivie dans ce projet ayant permis de construire des modèles satisfaisants pour le traitement secondaire du carbone [BERNIER *et al.*, 2014b] et la nitrification, un travail équivalent a été initié pour l'étape de dénitrification aval, avec ajout de méthanol. Cette étape de traitement est, de par sa position finale dans la file « eaux », sensible. Le modèle proposé devra donc permettre de simuler de manière robuste les concentrations résiduelles en NO_3^- et NH_4^+ mais également en NO_2^- et PO_4^{3-}, nutriments pour lesquels les niveaux de rejet visés sont faibles.

Remerciements

Les auteurs remercient Céline Briand, technicienne de recherche au sein de la direction du développement et de la prospective du Siaap, pour le soutien technique apporté à ce projet. Jean Bernier, docteur de l'université Laval (Québec) remercie le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FQRNT) pour son appui financier.

Bibliographie

BARJENBRUCH M. (2007) : « Benchmarking of BAF plants: operational experience on 40 full-scale installations in Germany ». *Water Science and Technology ;* 55 : 91-98.

BERNIER J., ROCHER V., GUÉRIN S., LESSARD P. (2014b) : « Modeling 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., ROCHER V., GUÉRIN S., LESSARD P. (2014a) : « Modelling the nitrification in a full-scale tertiary biological aerated filter unit ». *Bioprocess and Biosystems Engineering ;* vol. 37 (2) : 289-300.

CANLER J.P., DURAND C., PERRET J.M. (1996) : « Efficacité des biofiltres vis-à-vis de l'azote ». Actes de colloque - Lyon, 39-52.

CANLER J.-P., PERRET J.-M., LENGRAND F., IWEMA A. (2002) : « La nitrification en biofiltration. Application à des charges variables et à des basses températures ». *TSM ;* 10 : 57-70.

GILLOT S., KIES F., AMIEL C., ROUSTAN M., HÉDUIT A. (2005) : « Application of the off-gas method to the measurement of oxygen transfer in biofilters ». *Chemical Engineering Science ;* 60, 6336-6345.

HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T. (1987) : « A general-model for single-sludge waset-water treatment systems ». *Water Research ;* 21 : 505-515.

HIATT W.C., GRADY C.P.L. (2008) : « An updated process model for carbon oxidation, nitrification and denitrification ». *Water Environment Research ;* 80 : 2145-2156.

HORN H., HEMPEL D.C. (1997) : « Substrate utilization and mass transfer in an autotrophic biofilm system: experimental results and numerical simulation ». *Biotechnology and Bioengineering ;* 53 : 363-371.

HORNER R.M.W., JARVIS R.J., MACKIE R.I. (1986) : « Deep bed filtration: a new look at the basic equations ». *Water Research ;* 20 : 215-220.

HYDROMANTIS Inc. (2006) : *GPS-X 5.0 Technical reference*. Hamilton, Ontario, Canada, 651 p.

IVES K.J. (1970) : « Rapid filtration ». *Water Research ;* 4 : 201-223.

PHILIPPS H.M., BRATBY J., BRENNAN W., ROGOWSKI S., PIER D., ANDERSON W., *et al.* (2008) : « Wastewater treatment modelling in practice: a collaborative discussion of the state of the art ». In : *Proceedings of WWT* mod. 2008, Québec, Juin 2008, 115-126.

ROCHER V., BERNIER J., GUÉRIN S., LESSARD P. (2014) : « Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap). 2. Cas de l'encrassement et des pertes de charge ». *TSM ;* 11 : 106-118.

ROCHER V., PAFFONI C., GONÇALVES A., AZIMI S., GOUSAILLES M. (2008) : « La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du Siaap ». *La Revue des Sciences de l'Eau ;* 21 : 475-485.

ROCHER V., PAFFONI C., GONÇALVES A., AZIMI S., PAUSS A. (2012b) : « Municipal wastewater treatment by biofiltration: comparisons of various treatment layouts. Part 2: Assessment of the operating costs in optimal conditions ». *Water Science and Technology ;* 65 : 1713-1719.

ROCHER V., PAFFONI C., GONÇALVES A., GUÉRIN S., AZIMI S., GASPERI J., *et al.* (2012a) : « Municipal wastewater treatment by biofiltration: comparisons of various treatment layouts. Part 1: Assessment of carbon and nitrogen removal ». *Water Science and Technology ;* 65 : 1705-1712.

SAMIE G., BERNIER J., ROCHER V., LESSARD P. (2011) : « Modeling nitrogen removal for a denitrification biofilter ». *Bioprocess Biosystems Engineering ;* 34 : 747-755.

SANDER R. (1999) : *Compilation of Henry's law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry*. 107 p. Téléchargeable sur : http://www.henrys-law.org/henry.pdf

SIN G. (2004) : *Systematic calibration of activated sludge models* [thèse]. Gand : université de Gent, Belgique.

SIN G., KAELIN D., KAMPSCHREUR M.J., TAKÀCS I., WETT B., GERNAEY K.V., *et al.* (2008) : « Modellling nitrite in wastewater treatment systems: a discussion of different modelling concepts ». *Water Science and Technology ;* 58 : 1155-1171.

SPENGEL D.B., DZOMBAK D.A. (1992) : « Biokinetic modelling and scale-up considerations for rotating biological reactor contactors ». Water Environment Research, 64, 223-235.

US EPA (1989) : *Design manual fine pore aeration systems*. US EPA, Cincinnati, États-Unis.

VIGNE E. (2007) : *Étude et modélisation dynamique d'un procédé par biofiltration en nitrification tertiaire* [thèse]. Université Laval, Québec, Canada.

VIGNE E., CHOUBERT J.-M., CANLER J.-P., HÉDUIT A., SORENSEN K., LESSARD P. (2010) : « A biofiltration model for tertiary nitrification of municipal wastewaters ». *Water Research ;* 44 : 4399-4410.

WANNER O., REICHERT P. (1996) : « Mathematical modelling of mixed-culture biofilms ». *Biotechnology and Bioengineering ;* 49 : 172-184.

Résumé

V. ROCHER, J. BERNIER, P. LESSARD

Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap) – 1. Cas des performances épuratoires

Ce projet collaboratif, mené entre le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) et l'université Laval à Québec dans le cadre du programme de recherche Mocopée (pour : modélisation, contrôle et optimisation des procédés d'épuration des eaux) vise à développer des modèles mathématiques capables de prédire le fonctionnement des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. L'objectif est :
– de simuler les performances vis-à-vis de l'enlèvement des nutriments et des particules ;
– et de prédire l'évolution des pertes de charge dans le cas de biofiltres dédiés au traitement du carbone, à la nitrification et à la dénitrification. Cet article est consacré à l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de l'abattement des nutriments et des particules. La méthode de calibration a consisté à utiliser les résultats des 15 profils de concentrations intramassifs puis les suivis des performances des biofiltres sur le long terme. Le modèle ainsi calibré prédit correctement l'évolution des concentrations résiduelles en NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{3-}, demande chimique en oxygène (DCO) et matières en suspension (MES). Dans les cas des NO_2^- et des MES, le modèle suit l'évolution globale des observations mais a tendance à lisser les concentrations résiduelles et décroche lorsque des pics ou des creux de concentrations sont observés. Pour obtenir des résultats satisfaisants, le jeu de calibration de référence issu de la littérature a dû être modifié. Ces modifications ont essentiellement concerné les paramètres de filtration et d'enlèvement des particules, les paramètres de transfert des nutriments solubles vers le biofilm et les paramètres d'aération.

Abstract

V. ROCHER, J. BERNIER, P. LESSARD

Modelling the behaviour of nitrifying biofilters at the Seine-Aval WWTP (Siaap) – case 1: treatment performances

Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) and Université Laval (Québec) are collaborating to develop mathematical models capable of predicting the behaviour of biofiltration units treating municipal wastewater. The objectives of this collaboration are to:
– simulate the nutrient and particles' fate during treatment;
– and provide predictions on the evolution of head loss, for biofilters performing carbon removal, nitrification and denitrification. This paper focuses on the modelling of the nutrient and particles behaviour during tertiary nitrification on Biostyr biofilters. The calibration method consisted in using data from 15 concentration gradients collected at different heights inside the filter's media as well as from long-term plant performance monitoring. The calibrated model correctly predicts the evolution of residual concentrations of NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{3-}, COD and TSS. In the case of NO_2^- and TSS, the model follows the global observed trends, but has a tendency to smooth the residual concentrations too much and to miss some observed peaks. To obtain satisfying results, default model parameter values found in the literature had to be modified. These modifications mostly concerned the particles filtration, transfer into the biofilm and aeration parameters.

PUBLI-INFOS

ej

Porteuse depuis de nombreuses années du savoir faire français, en matière de conception, fabrication et commercialisation des dispositifs de couverture et des grilles, **la Fonderie de Picardie de EJ**, avec ses produits en fonte, en acier galvanisé et mixtes, s'engage désormais avec le prestigieux Label "Origine France Garantie".
Les produits provenant de nos deux unités de fabrication, notre usine de mécano-soudure EJ dans les Ardennes à Bogny sur Meuse (08) et notre fonderie EJ en Picardie à Saint Crépin Ibouvillers (60) , distribués sur le marché Français sont donc détenteurs du Label **« Origine France Garantie ».**

Mis en place par **Pro France** et certifié ici par **Bureau Veritas**, le Label « Origine France Garantie » est votre garantie de l'origine de nos produits.

Pompes IWAKI

9, rue Joly de Bammeville - Parc Fontaine de Jouvence
91460 Marcoussis - **Tél. : 01 69 63 33 70**
e-mail : iwaki.france@iwaki.fr
site web : www.iwaki.fr

POMPES CENTRIFUGES À ENTRAÎNEMENT MAGNÉTIQUE

Agroalimentaire, Pharmaceutique, Cosmétique.
Transfert, Dosage de liquides agressifs,
Acide nitrique, Phosphorique, Soude, etc.
En toute sécurité pour
les personnes et
l'environnement

Série **MXM**

Série **SMX**

Série **MD**

POUR HAUTE VISCOSITÉ

POUR FAIBLE VISCOSITÉ

Série **EWN-Y**

POMPES DOSEUSES ÉLECTROMAGNÉTIQUE AVEC CONTRÔLEUR DE DÉBIT

VIDE-FÛTS ALIMENTAIRE ET INDUSTRIEL

Création B. NAVILIAT - www.naviliat.com

Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap)

2. Cas de l'encrassement et des pertes de charge

■ V. ROCHER[1], J. BERNIER[2], S. GUÉRIN[1], P. LESSARD[2]

Mots-clés : biofiltration, eaux usées, encrassement, perte de charge, nitrification tertiaire, modélisation
Keywords: biofiltration, wastewater, fouling, headloss, tertiary nitrification, modelling

Introduction

Au cours de la biofiltration des eaux résiduaires urbaines (ERU), le matériau support est colonisé par la biomasse épuratrice et piège les particules en suspension non captées lors des traitements amont. Ces phénomènes qui s'opèrent conjointement induisent une diminution de la porosité et, en conséquence, un accroissement de la résistance à l'écoulement de l'effluent. Cette perte de charge constitue un indicateur fiable de l'état d'encrassement du biofiltre sur lequel se base l'exploitant pour déclencher le lavage du biofiltre et ainsi éviter les phénomènes de colmatage. Le lavage consiste en une injection alternée d'air et d'eau au sein du massif filtrant qui, en créant un phénomène d'attrition entre les grains, décroche la biomasse excédentaire tout en maintenant une population active sur le support. Le lavage permet un retour à la perte de charge dite initiale qui traduit l'état d'ensemencement du filtre en début de cycle de filtration.

La perte de charge induite par le passage du fluide à travers les matériaux poreux a été largement étudiée par le passé [TRUSSELL et CHANG, 1999]. La résistance à l'écoulement a été modélisée par diverses équations prenant en compte les caractéristiques du fluide et du média et le débit appliqué. Ainsi, les équations de CARMAN [1937] et d'ERGUN [1949] sont utilisées pour évaluer la perte de charge dans un média filtrant non encrassé, selon le débit d'effluent appliqué. Par la suite, dans le cadre de ses travaux sur la filtration rapide appliquée à la production d'eau potable, IVES [1970] a proposé une équation semi-empirique prenant en compte l'encrassement du média, mais seulement *via* le dépôt de particules. Plus récemment, des modèles de filtration et de prédiction de la perte de charge spécifiques à la biofiltration des ERU ont été proposés pour les filtres fonctionnant en expansion (bille d'argile expansée, Biofor) et en compression (billes de polystyrène, Biostyr) [LE TALLEC *et al.*, 1999 ; LE TALLEC *et al.*, 1995 ; VIOTTI *et al.*, 2002]. Ces modèles n'ont cependant été testés que sur de courtes périodes d'observation et leurs capacités à simuler correctement la perte de charge sur de longues périodes d'exploitation avec des changements de conditions opératoires n'ont pas été démontrées. Or l'utilisation de modèles à des fins opérationnelles, comme outil d'aide à la décision, suppose que leurs capacités à prédire les conséquences de choix opérationnels sur la perte de charge soient testées et validées.

Dans ce contexte, le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) collabore avec l'université Laval (Québec) dans le cadre du programme de recherche Mocopée (pour : modélisation, contrôle et optimisation des

[1] Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) – direction de la recherche et développement – 82, avenue Kléber – 92700 Colombes – France.
[2] Département de génie civil et de génie des eaux – Université Laval – 1065, avenue de la Médecine – Québec – Canada.

procédés d'épuration des eaux – http://mocopee.com), dans le but de développer et valider à l'échelle industrielle des modèles mathématiques performants capables de prédire le fonctionnement des cultures fixées, vis-à-vis de l'abattement des nutriments et de la perte de charge. Dans ce projet, le traitement secondaire du carbone, la nitrification tertiaire et la postdénitrification avec ajout de méthanol sont étudiés [BERNIER *et al.*, 2014b ; BERNIER *et al.*, 2014a ; SAMIE *et al.*, 2011 ; SAMIE *et al.*, 2010].

Cet article technique est plus spécifiquement consacré à l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de la perte de charge ; la prédiction de l'abattement des nutriments et des particules étant traitée dans ROCHER et coll. [2014, ce numéro]. La première partie de ce document présente la démarche technico-scientifique suivie dans le cadre de ce projet. Les méthodes et protocoles mis en place pour l'acquisition des données sur le site de Seine Aval (Biostyr nitrifiants, 1 700 000 m^3/j) et pour leur traitement pour la calibration et la validation du modèle sont décrits dans cette première partie. La seconde partie présente les résultats des étapes de calibration, en focalisant sur les paramètres de calibration qui ont dû être modifiés pour prédire correctement l'évolution de la résistance à l'écoulement.

1. Matériel et méthodes

1.1. Description du modèle utilisé

1.1.1. Généralités sur le modèle utilisé

Dans le cadre de ce projet, un modèle de biofiltration développé sous l'environnement Matlab/Simulink et basé sur le modèle de conversion biologique *activated sludge model 1* (ASM1) [HENZE *et al.*, 1987] est utilisé. Des modifications ont été apportées afin que ce modèle simule le comportement des PO_4^{3-} et des NO_2^-, espèces initialement non considérées dans le modèle ASM1. L'hydraulique du système est représentée par l'utilisation de sept réacteurs parfaitement mélangés installés en série. À l'intérieur de ces réacteurs se trouve un média dont les propriétés sont constantes dans le temps et l'espace. Celui-ci occupe un espace dans la colonne, espace qui est soustrait du volume disponible au passage de l'eau. Le média est doté d'une certaine aire en contact avec l'eau, qui détermine la surface disponible pour la croissance du biofilm épurateur, ainsi que les flux de matières entre ce dernier et l'eau. La diffusion des produits solubles de l'eau vers le biofilm et à l'intérieur de celui-ci s'effectue selon la loi de Fick. Le biofilm est représenté selon le modèle de SPENGEL et DZOMBAK [1992], en plusieurs couches différentes, schématisées par des réacteurs complètement mélangés. Cette représentation en couches sert à reproduire le phénomène de gradients de concentration observés pour les polluants solubles à l'intérieur d'un biofilm. Dans le cas de notre étude, pour des raisons de rapidité de calcul, le biofilm est représenté en deux couches. L'aération est quant à elle calculée à l'aide d'une équation de transfert gazeux classique où la vitesse du transfert est déterminée à l'aide de deux facteurs : le $k_L a$ et le potentiel d'échange entre le gaz et le liquide, représenté par la différence entre la concentration maximale en oxygène dissous et la concentration actuelle. La filtration est représentée par les équations phénoménologiques de HORNER et coll. [1986], qui sont au nombre de deux :

– l'équation de conservation, qui stipule que les particules enlevées de l'eau se retrouvent sous forme de dépôt autour du média ;

– et l'équation de filtration qui définit la vitesse d'enlèvement de ces particules en considérant qu'elle est proportionnelle à leur concentration dans l'eau et à un facteur lambda. Ce facteur lambda est décrit par une troisième équation [IVES, 1970] et représente l'évolution de l'efficacité de la filtration au cours d'un cycle.

1.1.2. Cas particulier de la perte de charge

La perte de charge est calculée en deux étapes. La première consiste à estimer celle-ci sur un filtre qui serait complètement propre, à la porosité égale à celle du média seul. Pour ce faire, l'équation d'Ergun est utilisée *(équation 1)*. Celle-ci prend en compte les propriétés du média utilisé (diamètre de particules, porosité, hauteur de lit), celles du fluide circulant dans le filtre et le débit d'eau appliqué. Par la suite, cette perte de charge sur filtre propre est actualisée en fonction du volume d'encrassement dans le filtre à l'aide de l'équation proposée par IVES (1970, *équations 2-3*). Comme l'encrassement varie le long de la hauteur du filtre, la perte de charge est estimée

séparément pour chacun des réacteurs du modèle et sommée pour obtenir la valeur totale.

$$\frac{h_L}{L} = A\frac{\mu(1-\varepsilon)^2 u}{D^2_p \varepsilon^3} + B\frac{\rho u^2(1-\varepsilon)}{D_p \varepsilon^3} \qquad [Équation\ 1]$$

$$\varepsilon = \varepsilon_0(1-\sigma/\varepsilon_0) \qquad [Équation\ 2]$$

$$\frac{(1-\varepsilon)}{D_p} = \frac{(1-\varepsilon_0)}{D_{p,0}}(1+\beta\sigma/\varepsilon_0)^y(1-\sigma/\varepsilon_0)^z \qquad [Équation\ 3]$$

Où h_L est la perte de charge $(M/L{\cdot}T^2)$, L est la hauteur de lit, μ est la viscosité dynamique du fluide $(M/L{\cdot}T)$, D_p est le diamètre des particules de média (L), u est la vitesse du fluide en colonne vide (L/T), ε est la porosité du média (-), σ est le dépôt relatif accumulé sur le média (-), β est le facteur d'empilement du média (-), y et z sont les constantes de filtration d'Ives (-) et ρ est la masse volumique du fluide (M/L^3).

Le lavage s'effectue sur une durée fixe de 36 minutes. Cette durée a été choisie parce qu'elle correspond approximativement au temps de lavage réellement utilisé sur la station et parce qu'elle est équivalente à 0,025 jour. Le modèle fonctionne effectivement en jours, et il est beaucoup plus facile de travailler avec une fraction juste plutôt qu'un arrondi (par exemple pour une durée de 30 minutes qui équivaudrait à 0,0208 jour). Durant un lavage, une fraction du dépôt (biofilm + particules inertes) est détachée du média.

1.2. Constitution et traitement des jeux de données

1.2.1. Présentation de la station d'épuration étudiée

La station d'épuration de Seine Aval a été étudiée dans le cadre de ce projet. Cette usine, située à Achères (Yvelines), traite 1 700 000 m³ par jour. Sa filière de traitement des eaux débute par un prétraitement et une étape de décantation primaire, suivis d'un traitement biologique par boues activées, permettant une élimination de la pollution carbonée. Les eaux décarbonées sont ensuite clarifiées lors de leur passage sur une unité de clarifloculation (décantation physico-chimique lestée) avant d'être acceptées sur les unités de biofiltration dédiées à l'élimination complète de

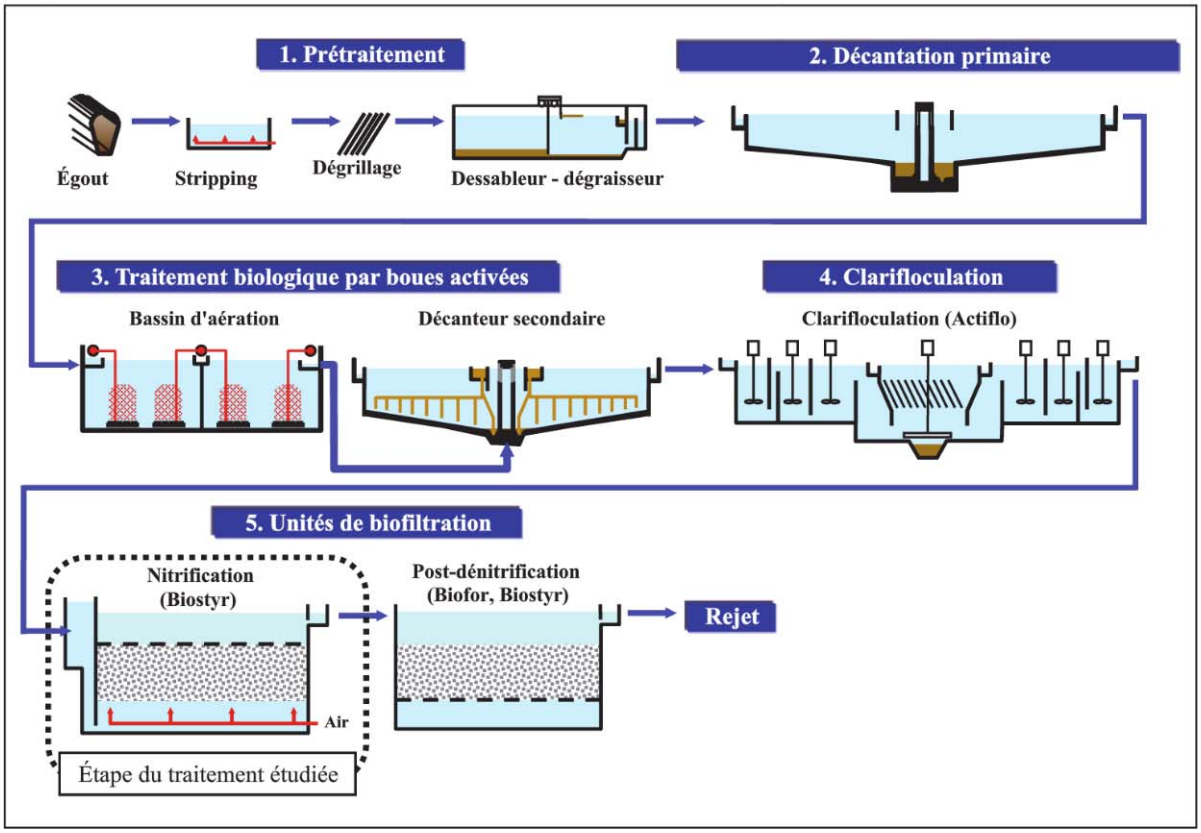


Figure 1. Positionnement des unités de nitrification sur Biostyr au sein de la file de traitement des eaux de la station Seine Aval (Siaap, Achères)

Analyses de l'eau

Photomètre compact PF-12*Plus*

La flexibilité en *Plus*

POLLUTEC 2014

Stand 054
Allée H
Hall 6

Gagnez du temps et facilitez vos analyses

Nouveau
Turbidimètre intégré

Plus de polyvalence et de mobilité

Plus de précision dans vos analyses :

→ Intégration du contrôle de la turbidité pour l'analyse de la DCO (NTUCheck)

Plus de fonctionnalités :

→ 100 méthodes préprogrammées

→ Turbidimètre intégré (conforme ISO)

www.mn-net.com

MACHEREY-NAGEL

MACHEREY-NAGEL EURL · 1, rue Gutenberg · 67722 Hoerdt · France

France :
MACHEREY-NAGEL EURL
Tél. : 03 88 68 22 68
Fax : 03 88 51 76 88
E-mail : sales-fr@mn-net.com

Allemagne et international :
Tél. : +49 24 21 969-0
Fax : +49 24 21 969-199
E-mail : info@mn-net.com

Suisse :
MACHEREY-NAGEL AG
Tél. : +41 62 388 55 00
Fax : +41 62 388 55 05
E-mail : sales-ch@mn-net.com

USA :
MACHEREY-NAGEL Inc.
Tél. : +1 484 821 0984
Fax : +1 484 821 1272
E-mail : sales-us@mn-net.com

MN Since 1911

Désembouteur par procédé écologique

LA TECHNOLOGIE DU FUTUR

Chauffage central individuel ou collectif
Plancher chauffant
Circuit d'eau de refroidissement
Centrale de traitement d'air

SANS PRODUIT CHIMIQUE
SANS ELECTRICITE
SANS ENTRETIEN
SANS CONSOMMABLES

Traitement des eaux en circuits fermés

Autonomie de fonctionnement illimitée dans le temps !

Garantie 2 ans associé à une garantie de 6 mois en cas de non fonctionnement avéré

20 ans d'expérience.

CertificationTÜV Bayern SZA Compatibilité alimentaire et sécurité aux contraintes de pression

DRAG'EAU sarl
10, rue de Frères Lumière
68000 / Colmar
Tél. 03 89 23 60 33
Fax 03 89 24 03 31
www.drageau.fr

Le traitement naturel de l'eau

Drag'Eau

Naturellement efficace !

La technologie du futur

l'azote. La nitrification est assurée par 84 Biostyr tandis que la postdénitrification est assurée par 18 Biostyr et 12 Biofor. L'unité de nitrification étudiée dans le cadre de cette étude est divisée en trois blocs de 28 biofiltres, chaque bloc comprenant deux batteries de 14 biofiltres. Chaque filtre de type Biostyr présente une aire de 173 m^2 et est rempli de 3,5 mètres de matériau filtrant. Le média filtrant est composé de billes de polystyrène expansé d'un diamètre moyen de 4 mm (biostyrène), avec une porosité initiale de 0,356.

1.2.2. Stratégie de calibration/validation du modèle

Une stratégie de calibration/validation du modèle en deux étapes a été suivie :
– validation de modèle vis-à-vis de la perte de charge initiale (année 2009, n = 336) ;
– validation du modèle vis-à-vis de la perte de charge horaire (deux périodes de 4 à 6 semaines, n = 1 549).

La première étape a consisté à vérifier la précision du modèle face aux pertes de charge initiales en fonction des variations de charge et de température sur l'année 2009. Il convient de préciser que l'année 2009, particulièrement intéressante dans la mesure où les conditions d'exploitation ont été très contrastées, a également servi à la validation du modèle pour l'abattement des nutriments [ROCHER *et al.*, 2014]. Les prédictions du modèle ont été confrontées aux mesures de pertes de charge initiales effectuées sous chaque filtre 30 minutes après le cycle de lavage ; les pertes de charge initiales étant exprimées en unité de pression par mètre de matériau et par unité de vitesse de passage de l'eau. Préalablement à cette étape de validation, il a logiquement été nécessaire de vérifier que le modèle simulait correctement l'extraction de dépôt du massif filtrant lors du lavage. Pour ce faire, une formule semi-empirique d'estimation de la production de boues, élaborée à partir d'observations issues de multiples essais et expériences, a été utilisée pour estimer les masses extraites (*équation 4*, source Veolia-OTV). Et, la production de boues étant un phénomène assez tamponné, une moyenne mobile sur 5 jours est utilisée plutôt que les estimations directes.

$$Boues = 0{,}85MES_{entrée} - MES_{sortie} + 0{,}2DCOs_{éliminée} + 0{,}2NH_{4,éliminée}^{+} \quad [Équation\ 4]$$

Où *DCOs* est la DCO soluble.

La seconde étape a consisté à évaluer les capacités du modèle à reproduire l'évolution de la perte de charge horaire au cours des cycles de filtration. Les prédictions du modèle ont été confrontées aux mesures de pressions effectuées en continu sous chaque filtre (extraction des données au pas de temps horaire) sur deux périodes : du 1er avril au 15 mai 2012 (n = 831) et du 1er juillet au 4 août 2012 (n = 718). Pour ces deux périodes, les débits horaires en eau et en air ont été mesurés et ont directement été utilisés pour les simulations.

2. Résultats et discussion

2.1. Modélisation de la perte de charge initiale

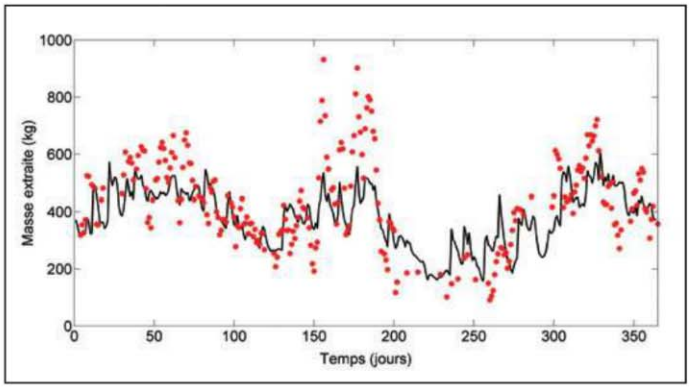
2.1.1. Simulation de l'extraction de boue lors des lavages

Comme indiqué précédemment, la capacité du modèle à prédire correctement l'extraction de dépôt lors du lavage a été testée en comparant les quantités extraites simulées et celles calculées à partir d'une formule semi-empirique proposée par le constructeur des Biostyr (Veolia-OTV). Préalablement à la discussion des résultats de simulation, il convient de préciser qu'initialement, le modèle de lavage considérait qu'une fraction fixe du biofilm était enlevée à chaque lavage, et que chaque particule était enlevée en proportions égales. Par exemple, pour une extraction de 10 % du volume du dépôt composé à 10 % de biomasse et 90 % de particules inertes, 1 % de la biomasse et 9 % des particules seraient extraites. Or, par expérience, on sait que les particules inertes se décrochent plus facilement que le biofilm lors du lavage. Les premières simulations effectuées avec le modèle de lavage initial ont mis en exergue le caractère perfectible de ce mode d'extraction et nous ont incités à le modifier en différenciant l'enlèvement des particules de biomasse (hétérotrophes, nitritantes et nitratantes) de l'enlèvement des autres particules. Les changements apportés seront discutés dans la partie consacrée à la présentation du jeu de calibration.
La *figure 2* montre que les quantités de boue extraites simulées suivent globalement les valeurs estimées à partir de la formule de calcul semi-empirique. Des décrochements sont néanmoins observés entre les 160e et 180e jours et entre les 300e et 330e jours, périodes durant lesquelles le modèle sous-estime la production de boue. L'analyse fine de la chronique de

données a montré que, durant ces deux périodes, les débits appliqués et les concentrations en MES dans l'influent ont subitement augmenté. Dans ces conditions d'exploitation particulières, le modèle de filtration a sous-estimé la filtration des MES, simulant des concentrations en MES résiduelles supérieures aux observations [ROCHER *et al.*, 2014]. Ce biais du modèle de filtration explique probablement en grande partie la sous-estimation des masses extraites lors des lavages au cours de ces deux périodes.

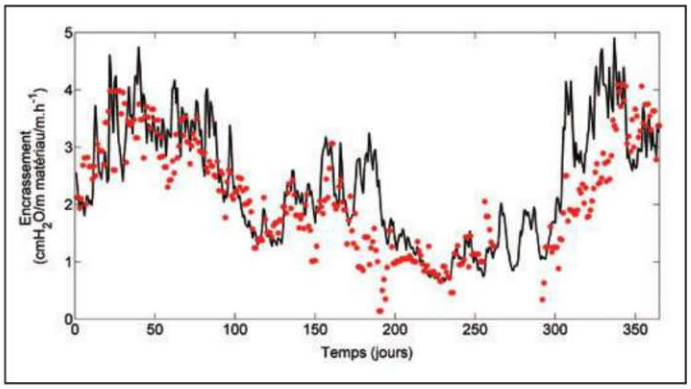
2.1.2. Simulation de la perte de charge initiale sur l'année 2009

Les résultats de la simulation de la perte de charge initiale pour l'année 2009 sont présentés par la *figure 3*. Sur la quasi-totalité de l'année, les pertes de charge initiales simulées suivent correctement les valeurs mesurées. L'augmentation de la perte de charge initiale, observée en période hivernale lorsque les températures de l'influent sont faibles, et le creux de la perte de charge initiale, observé en période estivale lorsque les températures de l'influent sont élevées, sont bien simulés par le modèle.



Les points rouges correspondent aux valeurs calculées à partir de la formule semi-empirique, le trait noir correspond à la prédiction du modèle.

Figure 2. Résultats de la simulation de l'extraction de boues lors des lavages des Biostyr pour l'année 2009



Les points rouges correspondent aux valeurs mesurées, le trait noir correspond à la prédiction du modèle.

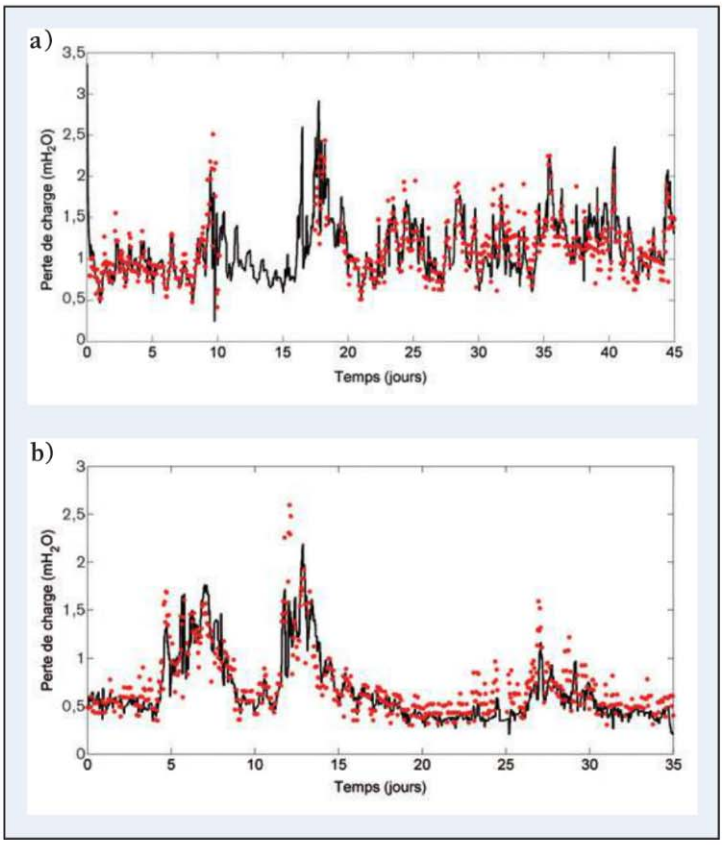
Figure 3. Résultats de la simulation de la perte de charge initiale des Biostyr pour l'année 2009

Les deux périodes au cours desquelles le modèle diverge par rapport aux observations coïncident avec les périodes durant lesquelles les lavages sont mal simulés (160-180^{e} et 300-330^{e} jours). On note par ailleurs que les pertes de charge simulées varient de manière importante d'une journée à l'autre alors que l'évolution réelle des pertes de charge initiale semble plus lissée. Cette différence est probablement liée au mode de déclenchement des lavages dans le modèle. En pratique, la durée des cycles de filtration est de l'ordre de 20-30 heures mais varie selon le niveau d'encrassement des filtres. Cette modulation doit permettre de systématiquement déclencher le lavage au moment opportun. Dans le modèle, le cycle de lavage est déclenché sur grille horaire après 24 heures de filtration, quel que soit le niveau d'encrassement du massif. Ne pas prendre en compte le niveau d'encrassement peut induire une variabilité de la perte de charge initiale d'un jour à l'autre. Si, par exemple, le filtre étudié n'a opéré que 12 heures dans une journée et que le modèle n'effectue un lavage qu'après 24 heures, ce dernier estimera un encrassement et une perte de charge initiale beaucoup plus élevés que ceux mesurés.

2.2. Modélisation de la perte de charge horaire

Les simulations des pertes de charge horaires réalisées pour les deux périodes de quelques semaines en 2012 (du 1er avril au 15 mai et du 1er juillet au 4 août) sont présentées par les *figure 4* (chroniques temporelles) et *figure 5* (diagrammes prédictions *versus* observations). Les scores statistiques sont présentés dans le *tableau I*.

La prédiction des pertes de charge horaires est satisfaisante. Les deux chroniques temporelles montrent que le modèle simule correctement l'augmentation de la perte de charge induite par l'encrassement progressif du média. Les pics de perte de charge, liés aux augmentations de débits traités, sont également bien simulés par le modèle. Par exemple, les périodes d'augmentation de la perte de charge observées entre le 5^{e} et le 15^{e} jour de la période juillet-août 2012 sont bien simulées par le modèle (*figure 4b*). Ces constats, fondés sur l'observation des chroniques temporelles,



Les points rouges correspondent aux valeurs mesurées, le trait noir correspond à la prédiction du modèle.

Figure 4. Résultats de la simulation des pertes de charge horaires pour deux périodes : (a) avril-mai 2012 et (b) juillet-août 2012

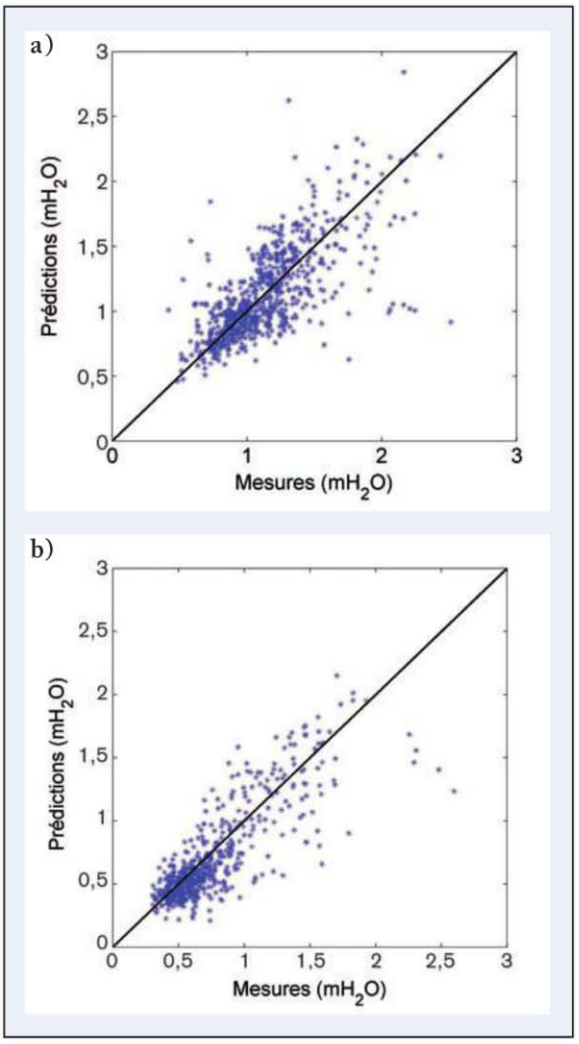


Figure 5. Diagrammes prédictions *versus* observations pour les simulations des pertes de charge horaires : (a) avril-mai 2012 et (b) juillet-août 2012

sont confirmés par les diagrammes prédictions *versus* observations. Sur les deux diagrammes, les droites Y = X passent au milieu des nuages de points et la majorité des points sont proches de la ligne de parité *(figures 5a et b)*. Les faibles erreurs moyennes calculées pour les deux jeux de données confirment les bonnes performances du modèle *(tableau I)*. Les erreurs moyennes absolues (EMA) sont inférieures à 0,2 mH_2O pour les deux périodes, ce qui correspond à une EMA inférieure à 20 % de la valeur moyenne observée. Les nombres de Nash-Sutcliffe sont positifs pour les deux périodes, avec une valeur légèrement plus élevée pour la période juillet-août (0,652 contre 0,405). Ce résultat meilleur pour juillet-août s'explique en partie par le profil de variation de la perte de charge sur cette période : moins d'oscillation autour de la valeur moyenne et présence de deux pics amples de perte de charge.

Il est important de souligner que les performances de ce modèle de perte de charge sont dépendantes des performances du modèle de filtration.

Période (2012)	*n*	EM	EM (%)	EMA	EMA (%)	Nash
Avril-mai	831	–0,002	–0,1	0,171	15,3	0,405
Juillet-août	718	–0,031	–4,5	0,136	19,1	0,652

EM : erreur moyenne ; EMA : erreur moyenne absolue. Les résultats en % sont exprimés en fonction de la moyenne des observations.

Tableau I. Scores statistiques calculés pour les simulations des pertes de charge horaires effectuées sur les deux périodes (avril-mai 2012 et juillet-août 2012)

Prenez une longueur d'avance avec la solution

azbox
by nidaplast

POLLUTEC 2014
Hall 5
F 150

Innovation et technologie dans le stockage temporaire des eaux pluviales

- Stockage + drainage par drain diffuseur
- Inspectable et hydrocurable à tous les niveaux
- Optimisation du transport : 326 m³ de stockage utile

La garantie de maitriser les eaux pluviales

nidaplast environnement

Contact : 03 27 44 72 01
azbox@nidaplast.com - www.azboxbynidaplast.com

Or ROCHER et coll. [2014] ont montré que, si le modèle de filtration est globalement satisfaisant, il tend néanmoins à lisser les concentrations résiduelles et suit mal leurs variations brusques, que ce soit des augmentations ou des diminutions. Il est donc indispensable de vérifier la qualité de la simulation vis-à-vis des particules préalablement à l'utilisation du modèle de perte de charge. Dans notre cas, nous avons noté que pour les 15 derniers jours de la période d'avril-mai 2012, l'augmentation brusque des MES dans l'effluent était mal simulée. Pour cette période, le coefficient de filtration sur filtre propre (λ_o) a dû être diminué de 25 % pour que les prédictions suivent les observations ; sans ces changements, les pertes de charge étaient surestimées par le modèle.

Enfin, il est intéressant de noter que ces simulations de pertes de charge ont été obtenues en utilisant une équation adaptée aux systèmes biphasiques, alors que le biofiltre nitrifiant est aéré. L'utilisation d'une équation relativement simple adaptée aux filtres aérés en cocourant [TURPIN et HUNTINGTON, 1967] a été envisagée et testée. Cette équation avait été préalablement validée dans une forme simplifiée par DERONT et coll. [1998] pour une large gamme de ratios air/eau, comprenant le ratio air/eau appliqué sur les biofiltres nitrifiants de Seine Aval. Les tests ont permis de conclure que l'utilisation de cette équation n'améliorait pas la précision du modèle et dégradait même légèrement les résultats de simulation, en particulier lors de la période juillet-août (données non présentées). Ce résultat peut être expliqué en considérant le caractère relativement faible du rapport air/eau appliqué sur les biofiltres de Seine Aval, comparativement à la plupart des systèmes triphasiques considérés dans l'étude de TURPIN et HUNTINGTON [1967]. GILLOT et coll. [2005], au cours de leurs travaux sur filtres propres, ont montré que la rétention de gaz dans le média était étroitement liée au débit d'air appliqué, restant inférieure à 5 % du volume dans les conditions d'aération des biofiltres de Seine Aval. Ainsi, il est possible que le faible volume occupé par le gaz dans nos biofiltres conduise à une faible contribution à la perte de charge et explique que l'équation biphasique d'Ergun permette d'obtenir des résultats satisfaisants.

2.3. Synthèse sur le jeu de paramètres de calibration

Le *tableau II* présente les valeurs des paramètres de calibration qui ont été modifiés lors de l'étape de calibration/validation effectuée en utilisant le suivi des pertes de charge initiales sur l'année 2009. Les valeurs initiales de référence, rappelées dans la colonne de gauche, sont issues de IVES [1970], TRUSSELL et CHANG [1999] et du modèle *biological aerated filter* (BAF) intégré dans le logiciel de simulation GPS-X.

La simulation correcte de l'évolution des pertes de charge initiales au cours de l'année 2009 a nécessité que les modifications suivantes soient apportées :

• **Modification du mode d'extraction du dépôt lors du lavage**

Une distinction entre l'enlèvement des particules de biomasse et l'enlèvement des particules inertes a été intégrée dans le sous-module de lavage. Cette modification a été nécessaire pour simuler correctement à la fois la conversion biologique des nutriments et la quantité de dépôt extraite lors du lavage. Les pourcentages de particules inertes et biologiques extraites ont respectivement été fixés à 20 et 1 %.

• **Modification des coefficients d'Ergun**.

Les valeurs des coefficients d'Ergun pour le calcul des pertes de charge sur filtre propre ont été légèrement modifiées pour diminuer les valeurs de pertes de charge lors du fonctionnement nominal et les augmenter lors des pics de débit. Plus exactement, le coefficient linéaire a été baissé de 150 à 120 et le coefficient quadratique a été augmenté de 1,75 à 4. Il convient de préciser que les valeurs initiales de référence avaient été obtenues lors d'expérimentations menées sur un média composé de billes de verre,

Paramètres	Référence	Ce travail
Fraction d'enlèvement de la biomasse durant un lavage (%)	1	–
Fraction d'enlèvement des autres particules durant un lavage (%)	–	20
Fraction d'enlèvement de la biomasse durant un lavage (%)	–	1
Coefficient d'Ergun perte de charge linéaire (-)	150	120
Coefficient d'Ergun perte de charge quadratique (-)	1,75	4
Constante de filtration y (-)	1	3
Constante de filtration z (-)	1	0,375
Facteur d'empilement (-)	5,7	1

Tableau II. Valeurs des paramètres de calibration du modèle définies pour la simulation des pertes de charge initiales (année 2009) - Références et valeurs définies dans le cadre de ce travail

donc très différent de notre média composé de billes de polystyrène.

• Modification des constantes de filtration et du facteur d'empilement

Les constantes de filtration *y* et *z* ont été modifiées pour augmenter l'amplitude de la variation de la perte de charge induite par l'augmentation ou la diminution de l'épaisseur du biofilm et le facteur d'empilement a été calibré de manière à ajuster l'effet global de l'encrassement sur la perte de charge. Ces trois paramètres sont des constantes empiriques initialement utilisées dans le cas de la filtration appliquée à l'eau potable et pour lesquelles nous avons peu de valeurs pour des applications en traitement des eaux usées. Il est donc délicat d'apprécier le caractère raisonnable ou non de ces changements. Par ailleurs, il convient de rappeler que sur la station Seine Aval, les biofiltres nitrifiants sont précédés d'une étape de clarifloculation visant à éliminer l'essentiel des MES par un ajout de chlorure ferrique, de polymère et de microsable dans un décanteur lamellaire *(figure 1)*. La présence de cet ouvrage conduit à la présence de fer résiduel dans l'eau introduite sur les unités de nitrification. Une campagne de mesure menée sur les effluents de sortie de la clarifloculation en 2012 a permis d'évaluer la concentration moyenne en fer à 1,5 ± 0,6 mg Fer/L (n = 40). Or, par expérience, on sait que la présence de fer tend à limiter de manière significative l'accroissement de la perte de charge. Si les processus impliqués n'ont pas été étudiés, on peut raisonnablement supposer que le fer présent sur les particules piégées dans le massif favorise la compaction du dépôt. Cela signifie qu'il faudra vraisemblablement raugmenter le facteur d'empilement en cas de diminution du résiduel de fer, induit par exemple par un arrêt de l'unité de clarifloculation.

Le jeu de paramètre de calibration défini lors de la simulation des pertes de charge initiales sur l'année 2009 *(tableau II)* a été utilisé pour simuler les pertes de charge horaires sur les deux périodes courtes (avril-mai et juillet-août 2012). Malheureusement, avec ce jeu de paramètres, les pertes de charge horaires étaient constamment et sensiblement sous-estimées. L'obtention de simulations correctes a nécessité deux modifications du jeu de paramètres :

– le facteur de compaction a dû être raugmenté jusqu'à une valeur de 1,95 ;

– et comme le facteur de compaction influence l'efficacité de la filtration, le coefficient de filtration sur filtre propre (λ_0) a dû être diminué de 33 % pour maintenir une simulation correcte du piégeage des MES. On peut supposer qu'une des raisons pour lesquelles des réajustements des paramètres de calibration ont été nécessaires est la différence de nature des deux jeux de données utilisés. Ainsi, par exemple, les lavages ont été déclenchés de manière différente : à pas de temps fixe dans le cas de la simulation de la perte de charge initiale et sur la base des variations de pressions réellement mesurées dans le cas de la simulation de la perte de charge horaire.

Conclusions et perspectives

Ce projet collaboratif, mené entre le Siaap et l'université Laval à Québec, vise à développer des modèles mathématiques capables de prédire le fonctionnement des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Il s'agit de prédire les performances vis-à-vis des nutriments et des particules, mais également l'évolution de l'encrassement des massifs filtrants.

Ce travail est plus particulièrement consacré à l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de l'encrassement. Le modèle préalablement calibré et validé pour la simulation de l'abattement des nutriments [BERNIER *et al.*, 2014b ; ROCHER *et al.*, 2014] a été utilisé pour simuler l'évolution de l'encrassement mesuré sur les unités de nitrification de Seine Aval (83 filtres de type Biostyr, 1 700 000 m^3/j). Les résultats obtenus pour les simulations des pertes de charge initiales et les pertes de charge horaires sont globalement satisfaisants ; les équations d'IVES [1970], utilisées pour modéliser la perte de charge en fonction du volume d'encrassement, semblant donc être adaptées à la biofiltration des eaux usées. Lors de l'étape de calibration, les ajustements nécessaires à l'obtention de prédictions correctes ont concerné : le mode d'extraction du dépôt lors du lavage, les coefficients d'Ergun *y* et *z* et le facteur d'empilement.

Les performances satisfaisantes du modèle nous permettent aujourd'hui d'envisager son application

opérationnelle. Ce modèle pourrait constituer un outil intéressant d'aide à la décision dans la mesure où la gestion de l'encrassement des massifs filtrants constitue le point sensible de l'exploitation des biofiltres. Pour maintenir les performances de traitement, l'exploitant doit en effet maîtriser l'évolution de la perte de charge initiale en toutes circonstances ; cet exercice pouvant se révéler complexe en période hivernale où les fortes charges appliquées sont combinées à de faibles températures. L'utilisation de cet outil pour anticiper l'évolution de l'état d'encrassement des biofiltres et/ou tester les conséquences de choix opérationnels (diminution de la charge ou de l'aération, par exemple) prend alors tout son sens.

Remerciements

Les auteurs remercient Céline Briand, technicienne de recherche au sein de la direction du développement et de la prospective du Siaap, pour le soutien technique apporté à ce projet. Jean Bernier, docteur de l'université Laval (Québec) remercie le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FQRNT) pour son appui financier.

Bibliographie

BERNIER J., ROCHER V., GUÉRIN S., LESSARD P. (2014b) : « Modeling 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., ROCHER V., GUÉRIN S., LESSARD P. (2014a) : « Modelling the nitrification in a full-scale tertiary biological aerated filter unit ». *Bioprocess and Biosystems Engineering ;* vol. 37 (2) : 289-300.

CARMAN P.C. (1937) : « Fluid flow through granular beds ». *Trans. Inst. Chem. Eng. ;* 15 : 150-166.

DERONT M., SAMB F.M., ADLER N., PERINGER P. (1998) : « Biomass growth monitoring using pressure drop in a concurrent biofilter ». *Biotechnology and Bioengineering ;* 60 : 97-104.

ERGUN S., ORNING A.A. (1949) : « Fluid flow through randomly packed columns and fluidized beds ». *Ind. Eng. Chem. ;* 41 : 1179-1184.

GILLOT S., KIES F., AMIEL C., ROUSTAN M., HÉDUIT A. (2005) : « Application of the off-gas method to the measurement of oxygen transfer in biofilters ». *Chemical Engineering Science ;* 60 : 6336-6345.

HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T. (1987) : « A general-model for single-sludge waset-water treatment systems ». *Water Research ;* 21 : 505-515.

HORNER R.M.W., JARVIS R.J., MACKIE R.I. (1986) : « Deep bed filtration: a new look at the basic equations ». *Water Research ;* 20 : 215-220.

IVES K.J. (1970) : « Rapid filtration ». *Water Research ;* 4 : 201-223.

LE TALLEC X., VIDAL A., THORNBERG D. (1999) : « Upflow biological filter: modeling and simulation of filtration ». *Water Science and Technology ;* 39 : 79-84.

LE TALLEC X., ZEGHAL S., VIDAL A., ROGALLA F. (1995) : « Modeling and simulation of a biofilter filtration ». *Proc. New Emerg. Technol. Conf.,* WEF, Toronto, Canada.

ROCHER V., BERNIER J., LESSARD P. (2014) : « Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap). 1. Cas des performances épuratoires ». *TSM ;* 11 : 85-104.

SAMIE G., BERNIER J., ROCHER V., LESSARD P. (2011) : « Modeling nitrogen removal for a denitrification biofilter ». *Bioprocess and Biosystem Engineering ;* 34 : 747-755.

SAMIE G., LESSARD P., ROCHER V. (2010) : « Simultation du comportement d'unités de biofiltration des eaux usées ». *TSM ;* 11 : 86-106.

SPENGEL D.B., DZOMBAK D.A. (1992) : « Biokinetic modelling and scale-up considerations for rotating biological reactor contactors ». *Water Environment Research ;* 64 : 223-235.

TRUSSELL R.R., CHANG M. (1999) : « Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters ». *Journal of Environmental Engineering ;* 125 : 998-1006.

TURPIN, J.L., HUNTINGTON, R.L. (1967) : « Prediction of pressure drop for 2-phase 2-component concurrent flow in packed beds ». *American Institut of Chemical Engineers ;* 13(6) : 1196-1202.

VIOTTI P., ERAMO B., BONI M.R., CARUCCI A., LECCESE M., SBAFFONI S. (2002) : « Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process ». *Advanced in Environmental Research ;* 7 : 11-33.

Résumé

V. ROCHER, J. BERNIER, P. LESSARD

Modélisation du fonctionnement des biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap) – 2. Cas de l'encrassement et des pertes de charge

Ce projet collaboratif, mené entre le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) et l'université Laval (Québec) dans le cadre du programme de recherche Mocopée (pour : modélisation, contrôle et optimisation des procédés d'épuration des eaux), vise à développer des modèles mathématiques capables de prédire le fonctionnement des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Il s'agit de prédire les performances vis-à-vis des nutriments et des particules mais également l'évolution de l'encrassement des massifs filtrants. Ce travail est plus particulièrement consacré à l'étape de nitrification tertiaire sur Biostyr et se focalise sur la prédiction de l'encrassement. Le modèle préalablement calibré et validé pour la simulation de l'abattement des nutriments a été utilisé pour simuler l'évolution de l'encrassement mesuré sur les unités de nitrification de Seine Aval (83 filtres de type Biostyr, 1 700 000 m³/j). Les résultats obtenus pour les simulations des pertes de charge initiales et les pertes de charge horaires sont globalement satisfaisants ; les équations d'Ives [1970], utilisées pour modéliser la perte de charge en fonction du volume d'encrassement, semblant donc être adaptées à la biofiltration des eaux usées. Lors de l'étape de calibration, les ajustements nécessaires à l'obtention de prédictions correctes ont concerné : le mode d'extraction du dépôt lors du lavage, les coefficients d'Ergun, les coefficients de filtration y et z et le facteur d'empilement.

Abstract

V. ROCHER, J. BERNIER, P. LESSARD

Modelling the behaviour of nitrifying biofilters at the Seine-Aval WWTP (Siaap) – case 2: media fouling and headlosses

This collaboration project, led by Siaap and Université Laval (Québec) in the context of the Mocopée (Modelling, Control and Optimization of Wastewater Treatment Plant) research program, aims at developing mathematical models able to predict the behaviour of biofiltration units treating urban wastewater. The goal of the project is to predict the nutrients and particle removal efficiencies of the biofilters, as well as the evolution of media fouling. Specifically, this work has been realized on a tertiary nitrification stage using Biostyr filters and focuses on predicting the headloss evolution in the media. The model, previously calibrated and validated on nutrient removal, is now used to simulate the headloss evolution measured on biofilters of the Seine-Aval plant (83 Biostyr filters, 1,700,000 m³/d). The results obtained for simulations of the initial fouling and the hourly evolution of headloss during an operation cycle are globally satisfying. Ives' (1970) equations, which are used to predict headloss evolution depending on the media fouling level, thus appear at first glance to be valid for wastewater biofiltration units. During calibration, the Ergun coefficients, the y and z filter coefficients, the media packing factor as well as the media fouling removal method were modified in order to obtain an optimal model fit.

PLASSON FRANCE

Au service de vos réseaux depuis 1964

POLLUTEC 2014

HALL 6
ALLEE F
STAND N°150

Présent depuis 50 ans sur le terrain, Plasson propose un ensemble de gammes complètes dédiées aux réseaux d'eau potable, de gaz, à l'irrigation et à l'industrie.

Une gamme de **raccords électrosoudables** jusqu'au 800 mm, des produits en plus

Ø 20 au Ø 800 mm – PN10, 16 ou 25

Raccordements à l'avancement ou dans regard en attente, à vide ou en pression

> **Machines** et **outillage** complets disponibles (location pour les gros diamètres)
> Modules de **formation** adaptés aux usages
> **Documentation** et **vidéos** accessibles sur www.plasson.fr

ACS

Selles de branchement électrosoudables gros diamètres : 2 modèles pour couvrir Ø 250 à Ø 800 mm – 4 Ø de dérivation. PN 16. Positionneur spécifique obligatoire.

Des nouveautés en rapport avec les évolutions des pratiques : **raccords Série 1**

PN16 – Compact – Démontable

Montage sûr et simple sans serrage

> Pour les **professionnels de l'eau,** une gamme de **raccords** mécaniques **dédiés**

ACS

Réparation PE-PVC

Transition métal-plastique assurée

Des compléments de gammes utiles aux exploitants : **série ARPOL**

DN 40 au 2000 mm

> Réparation **définitive** ou liaison multi-matériaux
> Verrouillée ou non selon le besoin

ACS

Et les **gammes** traditionnelles des **réseaux pression** ou **écoulement**

afaq ISO 9001 Qualité AFNOR CERTIFICATION

Hot line technique 01 60 62 64 76

Zac de l'Orme rond – 77170 Servon
Tél. 01 60 62 64 66 – Fax. 01 60 62 64 67

www.plasson.fr

ProMinent, une protection haute sécurité

PROMINENT France vous invite
au salon Pollutec
Hall 6, Allée J, Stand 270, Entrée Paul BOCUSE
du 2 au 6 décembre 2014

Débitmètre à ultrasons DulcoFlow®

Le dosage de produits chimiques sous contrôle

Le débitmètre à **Ultrason DulcoFlow®** de ProMinent est tout spécialement adapté pour des fluides pulsés provenant d'une pompe doseuse électromagnétique.

- Détection d'un sous dosage
- Détection d'un surdosage
- Mesure instantanée du débit dosé en litre/heure ou ml/heure
- Quantification du produit dosé
- Report d'information vers une supervision
- Construction en PVDF, sans pièces mécaniques en mouvement
- Pour fluides chimiques agressifs

La sécurité du process parfaitement assurée.

Pompes doseuses motorisées à membrane Sigma 3 Jusqu'à 1030 l/h – 4 bars

Des fuites de produits chimiques maîtrisés

Les pompes doseuses de la **gamme Sigma** de ProMinent sont équipées de série :

- d'une membrane de sécurité qui assure une barrière étanche en cas de rupture de la membrane de dosage ;
- d'un capteur optique de rupture de membrane ;
- d'une détection de surpression dans la ligne de dosage.

L'environnement de travail est parfaitement protégé.

ProMinent®

Experts in chem-feed and water treatment

carreblanc.fr

Contact
8, rue des Frères Lumière - CS 90039 Eckbolsheim - 67038 Strasbourg Cedex 2
Tél : 03 88 10 15 10 - E-mail : contact@prominent.fr

www.prominent.fr