

Revue des sciences de l'eau

La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP

Vincent Rocher, Catherine Paffoni, Alexandre Gonçalves, Sam Azimi et Michel Gousailles

Numéro publié dans le cadre de l'Année internationale de l'assainissement
Volume 21, numéro 4, 2008

URI : id.erudit.org/iderudit/019169ar
<https://doi.org/10.7202/019169ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S. & Gousailles, M. (2008). La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP. *Revue des sciences de l'eau*, 21(4), 475–485. <https://doi.org/10.7202/019169ar>

Résumé de l'article

Depuis plus de 15 ans, la Direction de la Recherche et du Développement du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP) étudie le procédé de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Les différents travaux de recherche et développement, menés à l'échelle industrielle et semi-industrielle (stations d'épuration/prototypes/pilotes) ont permis au SIAAP d'acquérir une réelle expérience sur ce procédé de traitement. L'objectif de cet article de synthèse est d'extraire de ces 15 années de travail des informations clés sur les performances et les limites des biofiltres (charges éliminées et influence des conditions d'exploitation sur l'élimination de la pollution) ainsi que sur les mécanismes de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants.

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2008
Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne. [<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>]

érudit

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. www.erudit.org



LA BIOFILTRATION DES EAUX RÉSIDUAIRES URBAINES : RETOUR D'EXPÉRIENCE DU SIAAP

Municipal wastewater treatment by biofiltration: SIAAP feedback

VINCENT ROCHER*, CATHERINE PAFFONI, ALEXANDRE GONÇALVES, SAM AZIMI ET MICHEL GOUSAILLES

*Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne,
Direction de la Recherche et du Développement, 82, avenue Kléber, 92700 Colombes, France

Reçu le 16 janvier 2008, accepté le 12 septembre 2008

RÉSUMÉ

Depuis plus de 15 ans, la Direction de la Recherche et du Développement du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP) étudie le procédé de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Les différents travaux de recherche et développement, menés à l'échelle industrielle et semi-industrielle (stations d'épuration/prototypes/pilotes) ont permis au SIAAP d'acquérir une réelle expérience sur ce procédé de traitement. L'objectif de cet article de synthèse est d'extraire de ces 15 années de travail des informations clés sur les performances et les limites des biofiltres (charges éliminées et influence des conditions d'exploitation sur l'élimination de la pollution) ainsi que sur les mécanismes de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants.

Mots clés : azote, biofiltre, dénitrification, nitrification, traitement des eaux.

Article publié dans le cadre de l'Année internationale de l'assainissement

*Auteur pour correspondance :
Téléphone: 33-1-41-19-53-73
Télécopie : 33-1-41-19-52-09
Courriel : vincent.rocher@siaap.fr

ABSTRACT

For more than 15 years, the interdepartmental association for sewage disposal in Paris conurbation (SIAAP) research center has studied wastewater treatment by biofiltration. Such studies, carried out at industrial and semi-industrial scales (wastewater treatment plants/pilot and prototype units), have allowed SIAAP to expand its knowledge of this wastewater treatment technology. This paper aims to review the available information on the performance and limits of these immersed biological systems (purification performances and effects of the operating conditions on the pollution abatement efficiencies) and about the mechanisms of colonization of filter media by bacteria populations.

Key words: Nitrogen, biofilter, denitrification, nitrification, wastewater treatment.

1. INTRODUCTION

Le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP) est un organisme public dont la mission est de collecter, de transporter et d'épurer les trois millions de mètres cubes d'eau usée générés quotidiennement par plus de huit millions de franciliens. Les eaux résiduaires urbaines drainées par ce bassin versant d'environ 2 000 km² sont acheminées vers cinq stations d'épuration dont les capacités de traitement nominales vont de 40 000 à 1 700 000 m³.j⁻¹ (Figure 1). Compte tenu du caractère très urbanisé de ce bassin versant, ces stations comportent des ouvrages de traitement intensif qui assurent une élimination efficace et rapide de la pollution tout en limitant la surface d'emprise au sol : décantation lamellaire, clariflocculation et unités de biofiltration. Actuellement, trois des cinq usines du SIAAP intègrent dans leur filière de traitement des eaux des unités de biofiltration (Seine Centre (240 000 m³.j⁻¹), Seine Grésillons (100 000 m³.j⁻¹) et Seine Aval (1 700 000 m³.j⁻¹)) et, dans un futur proche, cette technologie sera intégrée au sein de la station Marne Aval (80 000 m³.j⁻¹).

Nos connaissances sur ce procédé de traitement ont été acquises grâce à l'étude du fonctionnement des usines, en particulier de la station Seine Centre mise en service dès 1998, mais aussi grâce aux travaux de recherche et développement menés en partenariat avec les principaux constructeurs français. En effet, préalablement à l'application industrielle de ce procédé de traitement, des expérimentations ont été menées à l'échelle de pilotes (Pilote Biostyr[®] dénitrifiant -

Caractéristiques : surface = 1,13 m², hauteur de matériau = 2,3 - 3,2 m et diamètre des billes = 4,5 mm) et à l'échelle de prototypes (Prototype Biostyr[®] nitrifiant – Caractéristiques : surface = 111 m², hauteur de matériau = 2,8 - 3,6 m et diamètre des billes = 3,5 mm + Prototype Biofor[®] nitrifiant – Caractéristiques : surface = 144 m², hauteur de matériau = 2,9 - 3,9 m et diamètre des billes = 3,5 mm).

L'objectif de cet article est de synthétiser les principaux résultats et principales conclusions de ces diverses études. Après un rappel succinct du principe de fonctionnement de ces ouvrages, les informations relatives aux performances épuratoires (charges éliminées et influence des conditions d'exploitation sur l'élimination de la pollution) et aux mécanismes de colonisation et d'encrassement des massifs filtrants sont successivement présentées.

2. GÉNÉRALITÉS SUR LA BIOFILTRATION DES EAUX RÉSIDUAIRES URBAINES

Le principe de la biofiltration repose sur l'utilisation d'un matériau filtrant de type granulaire colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'effluent à traiter. Les procédés techniques de biofiltration, développés par les différents constructeurs, se distinguent par leurs modes de

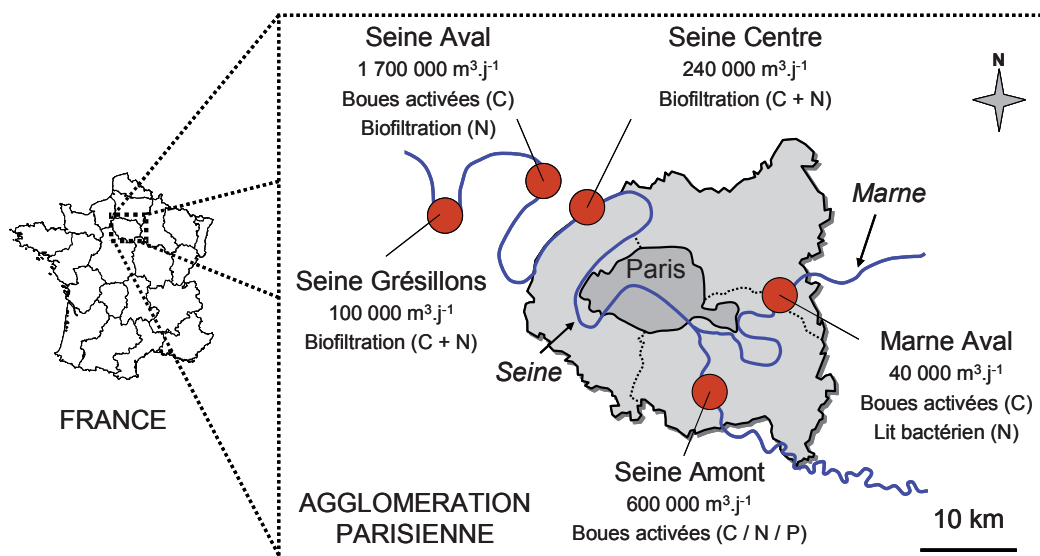


Figure 1. Localisation et caractéristiques des stations d'épuration du SIAAP (capacité de traitement/type de traitement biologique).

Locations and characteristics of the interdepartmental association for sewage and disposal in Paris conurbation (SIAAP).

fonctionnement. Ainsi, le système d'alimentation en eau peut être placé en bas ou en haut du biofiltre; les flux d'eau étant alors ascendants ou descendants. Actuellement, la majorité des biofiltres est équipée de système d'alimentation en eau à flux ascendant. Les caractéristiques des grains constitutifs du massif filtrant (nature, densité, forme, etc.) sont, elles aussi, spécifiques à chaque constructeur. Bien qu'il existe une grande diversité de matériaux (argile expansé, polystyrène, etc.), ces derniers peuvent être classés en deux catégories en fonction de leur densité. Dans le cas de grains de densité supérieure à 1, le transit de l'effluent à traiter à travers le massif filtrant, qui repose sur un plancher, induit un phénomène d'expansion du matériau (biofiltration en expansion - cas des filtres biologiques à courant ascendant de type Biofor® et Biolest®). À l'inverse, le transit de l'effluent à travers un massif filtrant constitué de grains de densité inférieure à 1, retenu dans la partie haute du filtre par un plafond, induit une compression du matériau (biofiltration en compression - cas des filtres biologiques à courant ascendant de type Biostyr®).

Le type de biomasse épuratrice présente au sein du massif filtrant dépend des conditions de fonctionnement du biofiltre (forme de l'oxydant, type de pollution à traiter). Ainsi, la présence de carbone organique et d'oxygène dans le milieu est propice au développement de bactéries hétérotrophes aérobies qui dégradent la pollution carbonée. Par contre, une limitation du carbone organique favorise le développement d'une biomasse autotrophe capable d'utiliser une source de carbone minérale et l'azote ammoniacal comme source d'énergie. Ces bactéries, dites nitrifiantes, oxydent l'azote ammoniacal en azote nitrique. Enfin, dans des conditions d'anoxie, la présence de carbone organique est favorable au développement de bactéries hétérotrophes aérobies facultatives capables d'utiliser les nitrates comme oxydant. Ces bactéries, dites dénitrifiantes, réduisent les nitrates en di-azote gazeux.

La filière de traitement biologique peut être linéaire c'est-à-dire constituée de trois étapes de biofiltration successives destinées à l'abattement de la pollution carbonée, à la nitrification puis à la dénitrification des eaux usées. L'étape de dénitrification, située dans ce cas à l'aval du traitement biologique, nécessite l'ajout de quantités importantes de substrat carboné; cet apport de carbone pouvant représenter jusqu'à 40 % du coût de fonctionnement des unités de biofiltration (Cas de la station Seine Centre - (ROCHER *et al.*, 2007)). La consommation de substrat carboné lors de la dénitrification aval peut être réduite par l'intégration au début de la filière de traitement biologique d'une étape de dénitrification amont. Dans ce cas, une partie des eaux nitrifiées est re-circulée en tête du traitement biologique pour y être dénitrifiée. La matière organique biodégradable apportée par les eaux décantées satisfait les besoins de la biomasse épuratrice dénitrifiante et dispense l'exploitant de tout ajout de substrat carboné sur cette étape de pré-dénitrification.

3. PERFORMANCES ÉPURATOIRES DES UNITÉS DE BIOFILTRATION

Ce paragraphe est consacré à l'évaluation des performances épuratoires atteintes sur les unités de biofiltration destinées au traitement secondaire de la pollution carbonée, à la nitrification tertiaire et à la dénitrification aval et amont des eaux usées. Il convient de souligner que les performances épuratoires sont susceptibles de varier légèrement en fonction des caractéristiques du matériau filtrant. En effet, la géométrie du massif a une influence sur la structure du biofilm présent à la surface du matériau support et, par conséquent, sur la surface d'échange biomasse-substrat. Or, les mécanismes de diffusion et transport des substrats présents dans l'effluent (carbone, azote, oxygène) vers la biomasse épuratrice constituent les principaux facteurs limitants du métabolisme bactérien. En dépit de ce constat, il nous a semblé intéressant de nous appuyer sur notre expérience du fonctionnement des unités de biofiltration pour dresser un bilan global sur les capacités épuratoires des biofiltres. Des informations sur l'influence des conditions d'exploitation sur les rendements d'élimination de la pollution complètent ce bilan (intensité de l'aération, dosage du substrat carboné en dénitrification, température des eaux à traiter, etc.).

3.1 Élimination de la pollution carbonée

Performances épuratoires. Au sein du SIAAP, seule la station Seine Centre comporte des unités de biofiltration qui assurent le traitement secondaire de la pollution carbonée. Dans cette usine, les unités de biofiltration sont précédées d'ouvrages de décantation physico-chimique très performants. Par conséquent, les concentrations en MES dans les eaux décantées sont faibles et les charges appliquées sur les biofiltres sont restreintes ($[MES] = 30 \text{ mg.L}^{-1}$; charge appliquée $\approx 1,1 \text{ kg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$). Dans ces conditions, on constate que les particules non captées lors de la décantation sont piégées en grande partie sur la 1^{ère} étape de biofiltration (rétention de 70 % des MES; charge éliminée $\approx 0,8 \text{ kg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$); les étapes suivantes de biofiltration n'ayant qu'un rôle mineur dans la filtration des MES (ROCHER *et al.*, 2006). Compte tenu de la capacité des massifs filtrants à capter la pollution particulaire, il est primordial de maîtriser les charges appliquées en MES pour éviter d'encrasser rapidement le matériau support et ainsi réduire la durée des cycles de filtration. La décantation physico-chimique, et en particulier le dosage des réactifs favorisant la coagulation (chlorure ferrique, par exemple), doit donc être gérée de manière subtile afin de limiter le flux de MES introduit en maintenant une concentration en phosphore suffisante pour le métabolisme bactérien. Outre la filtration physique des MES, le transit de l'effluent à travers le massif s'accompagne d'une élimination efficace de la matière organique biodégradable. Sur la station Seine Centre, 85 % de la DBO_5 admise sur

la filière de traitement biologique est consommée par la biomasse épuratrice du 1^{er} étage (charge éliminée = 1,5 - 2 kg DBO₅.m⁻³.j⁻¹) et le rapport DCO/DBO₅, indicateur de la biodégradabilité d'une eau, est déjà de l'ordre de 4 à la sortie de la 1^{ère} étape du traitement biologique. La pollution organique résiduelle non éliminée lors de la 1^{ère} étape du traitement est logiquement consommée lors du passage de l'effluent sur les unités de nitrification (charge éliminée = 0,1 kg DBO₅.m⁻³.j⁻¹) (ROCHER *et al.*, 2006).

Influence de l'intensité d'aération. À l'échelle industrielle, il a été montré que l'application d'une aération comprise entre 15 et 30 Nm³ air/kg de DBO₅ appliqué est suffisante pour assurer une élimination maximale de la pollution carbonée. L'augmentation de l'aération n'améliore pas l'abattement de la pollution carbonée mais induit une intensification du processus de nitrification (ROCHER *et al.*, 2006). Ces valeurs, tirées de notre expérience de l'exploitation de la station Seine Centre, doivent être considérées avec précaution. Les intensités d'aération à appliquer pour maintenir des performances épuratoires maximales dépendent des conditions de diffusion des bulles d'air à travers le matériau support (type de diffuseur, hauteur et nature du matériau) et sont donc susceptibles de varier légèrement d'une installation à l'autre.

3.2 Élimination de l'azote ammoniacal : nitrification

Performances épuratoires. L'étude du fonctionnement des installations industrielles a montré que la nitrification est performante jusqu'à des charges appliquées en NH₄⁺ de 0,8 - 1 kg N.m⁻³.j⁻¹. Les résultats issus de l'exploitation de la station Seine Centre attestent même que les rendements de nitrification peuvent être supérieurs à 90 % pour des charges en NH₄⁺ atteignant 1,2 kg N.m⁻³.j⁻¹ (Figure 2a). L'atteinte de ce niveau de performance pour des charges appliquées aussi élevées suppose que le traitement biologique secondaire soit poussé et que le rapport DCOs/N-NH₄⁺ dans l'effluent à nitrifier soit faible. Dans le cas de l'usine Seine Centre, l'efficacité de l'élimination biologique du carbone permet d'obtenir un ratio DCOs/N-NH₄⁺ d'environ 1,1 en entrée des unités de nitrification, expliquant ainsi les rendements de nitrification élevés.

Lors des expérimentations menées sur les prototypes, des charges ammoniacales plus élevées ont été appliquées sur les biofiltres. L'allure des diagrammes C_{Ve} versus C_{Va}, présentés par les figures 2b et 2c, montre très clairement que l'accroissement des charges appliquées en NH₄⁺ induit une augmentation des charges éliminées. À titre d'illustration, la charge ammoniacale éliminée par un mètre cube de matériau augmente de 80 - 100 % lorsque la charge appliquée passe de 0,5 à 1 kg N.m⁻³.j⁻¹. L'application d'une charge ammoniacale

importante permet donc d'utiliser au maximum les capacités nitrifiantes du massif filtrant. Cependant, l'augmentation des charges appliquées induit aussi une diminution des rendements de nitrification qui se traduit graphiquement par une inflexion de la courbe C_{Ve} versus C_{Va}. Cette baisse des rendements de nitrification est d'autant plus sensible que la température de l'eau à traiter est basse et donc peu favorable au métabolisme bactérien. Les résultats obtenus dans le cadre des expérimentations menées sur le prototype Biostyr[®] illustrent parfaitement ce phénomène. Pour des charges ammoniacales appliquées supérieures à 2 kg N.m⁻³.j⁻¹, les rendements de nitrification sont supérieurs à 80 % pour une eau à 18 - 22 °C, mais seulement de 65 - 75 % lorsque la température de l'eau est inférieure à 14 °C.

De manière plus générale, l'allure des diagrammes C_{Ve} versus C_{Va} soulève la question de l'intégration d'étape de post-nitrification au sein des filières de traitement des eaux. En effet, un système constitué d'une étape de nitrification fonctionnant à forte charge (C_{Ve} importante + faible rendement) complétée par une post-nitrification fonctionnant à moyenne charge (C_{Ve} modérée + rendement ≈ 99 %) nécessiterait un volume de matériau plus limité qu'un système classique ne comprenant qu'une nitrification. Une réflexion plus large, intégrant les aspects énergétiques (pompage/aération), devra être menée pour juger de la pertinence de cette configuration de traitement.

Influence de l'intensité d'aération. Les études menées à l'échelle des prototypes et des stations montrent qu'une intensité d'aération de l'ordre de 100 Nm³ d'air/kg de N-NH₄⁺ appliqué est suffisante pour maintenir une activité nitrifiante maximale tout en abattant la pollution organique résiduelle non éliminée lors du traitement secondaire de la pollution carbonée (PAFFONI et PAYRAUDEAU, 1998; ROCHER *et al.*, 2006). Ces besoins en air sont cohérents avec ceux rapportés par les équipes du Cemagref. En effet, selon DERONZIER *et al.* (2001), les quantités d'air à injecter sont de l'ordre de 100 - 150 Nm³ air/kg de N-NH₄⁺ à traiter dans le cas de la nitrification tertiaire.

L'injection d'une telle quantité d'oxygène implique une forte dépense énergétique dont le coût a été estimé à 5 €/1 000 m³ d'eau biofiltrée; ce qui correspond à environ 15 % des coûts de fonctionnement des unités de biofiltration (ROCHER *et al.*, 2007). Cette valeur souligne l'importance de l'optimisation de l'aération des biofiltres nitrifiants. Et cela d'autant plus qu'une injection excessive d'oxygène lors du traitement du carbone est acceptable dans la mesure où le surplus d'oxygène permettra une initiation du processus de nitrification mais est, par contre, totalement inutile lors de la nitrification. Une sur-aération lors de la nitrification induira même une augmentation des concentrations en oxygène dans les eaux nitrifiées. Or, la présence d'oxygène résiduel dans les eaux alimentant l'étape de dénitrification, bien qu'elle soit inévitable, doit être limitée car

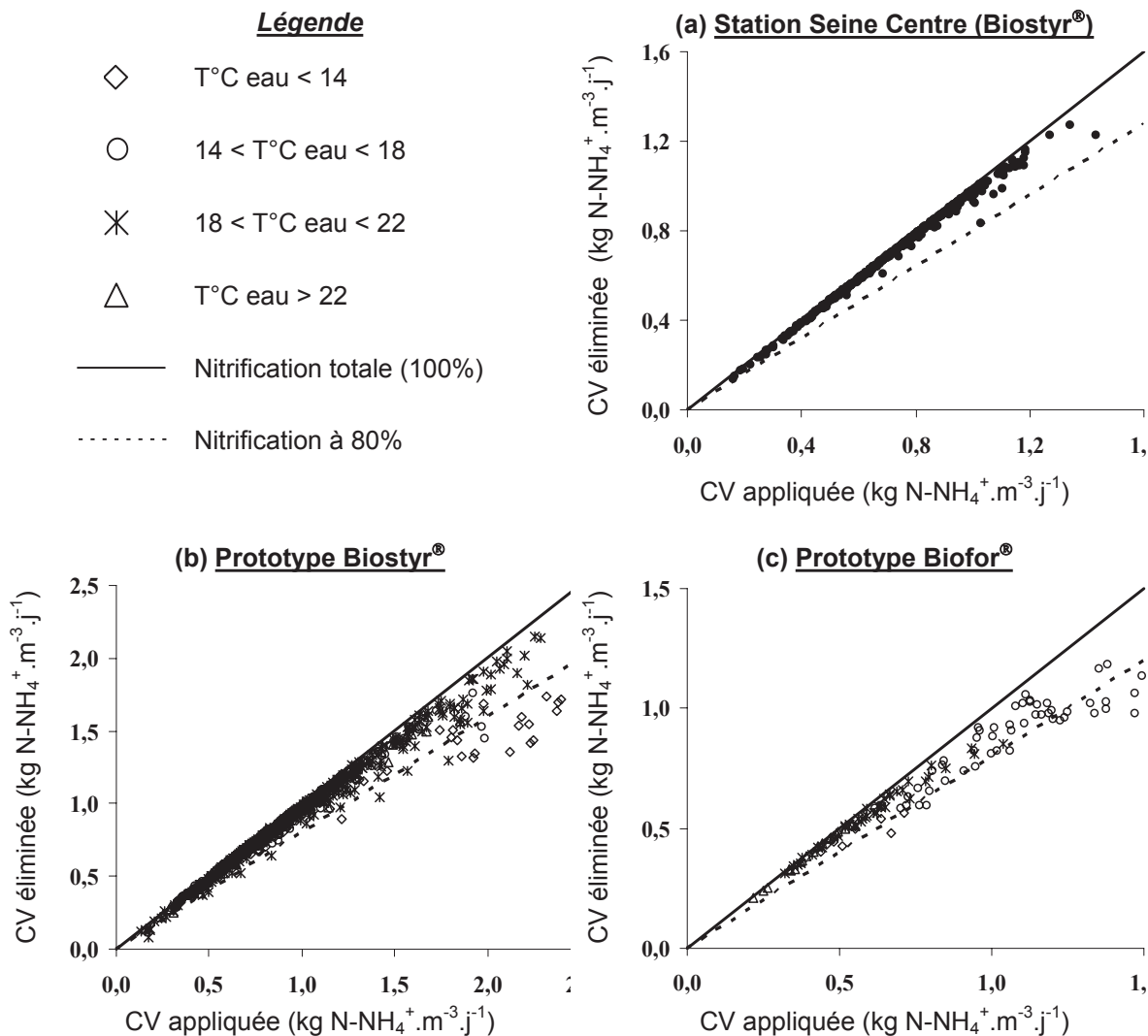


Figure 2. Diagrammes CV_e versus CV_a en NH_4^+ tracés (a) à partir des bilans d'exploitation de la station Seine Centre (ROCHER *et al.*, 2006), (b-c) et à partir des données acquises sur les prototypes Biostyr® et Biofor® (PAFFONI et PAYRAUDEAU, 1998; PAYRAUDEAU *et al.*, 2000; PUJOL *et al.*, 1997).
Plots of removed loads versus applied loads of NH_4^+ resulting from the operation of (a) the Seine Centre plant (ROCHER *et al.*, 2006) and (b-c) the prototype units (Biostyr® et Biofor®) (PAFFONI and PAYRAUDEAU, 1998; PAYRAUDEAU *et al.*, 2000; PUJOL *et al.*, 1997).

elle retarde l'atteinte de l'anoxie et induit la consommation, par dégradation aérobie, d'une partie du substrat carboné exogène ajouté pour les besoins de la dénitrification.

3.3 Élimination de l'azote nitrique : dénitrification

L'étape de dénitrification peut être intégrée en aval et/ou amont de la filière de traitement biologique des eaux résiduaires urbaines. Dans la suite de l'article, les aspects techniques propres à chacune de ces deux configurations seront abordés en insistant plus particulièrement sur la dénitrification aval pour laquelle l'expérience du SIAAP est plus importante.

3.3.1 Cas de la dénitrification aval

Performances épuratoires. Les expérimentations menées à l'échelle du pilote Biostyr® ont permis d'établir le diagramme CV_e versus CV_a pour des charges appliquées comprises entre 1 et 7 $kg\ N.m^{-3}.j^{-1}$ (Figure 3). L'allure de ce diagramme montre que l'accroissement des charges appliquées en azote nitrique induit une augmentation des charges éliminées. À titre d'illustration, la charge en azote nitrique éliminée par un mètre cube de matériau augmente d'environ 130 % lorsque la charge appliquée augmente de 2 à 5 $kg\ N.m^{-3}.j^{-1}$. Par ailleurs, l'inflexion modérée de la courbe CV_e versus CV_a indique que les rendements de dénitrification restent satisfaisants sur une large gamme de charges appliquées. Pour les eaux présentant

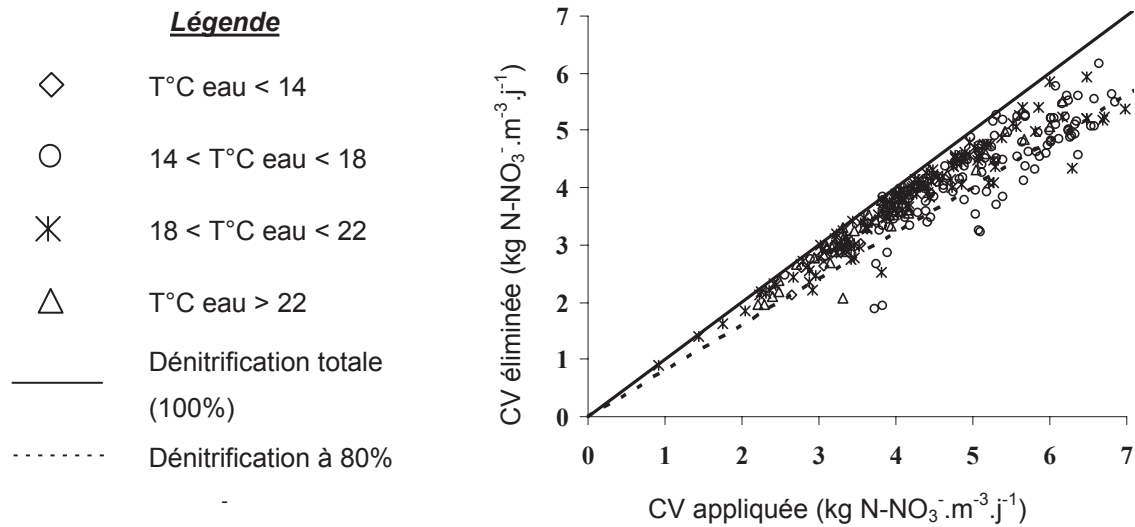


Figure 3. Diagramme CV_e versus CV_a en NO_3^- tracé à partir des données acquises sur le pilote Biostyr® (PAFFONI, 1998).

Plot of the removed load versus the applied load of NO_3^- resulting from the operation of the pilot Biostyr® (PAFFONI, 1998).

des températures supérieures à 18 °C, les rendements de dénitriification restent de l'ordre de 75 - 95 % pour des charges appliquées atteignant 7 kg N.m³.j⁻¹. Ce constat n'est pas applicable aux eaux plus froides pour lesquelles l'inflexion de la courbe CV_e versus CV_a est plus prononcée. Ainsi, lorsque la température de l'eau est de 14 - 18 °C, les rendements de dénitriification peuvent être inférieurs à 75 % pour des charges appliquées ne dépassant pas 5 kg N.m³.j⁻¹. De manière générale, la diminution des rendements induite par l'accroissement des charges appliquées se traduit par une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux de rejet. Cette augmentation de l'azote résiduel, problématique dans le cas de la dénitriification dans la mesure où la concentration limite en azote global acceptable pour les eaux de rejet est de 10 mg N.L⁻¹ (Arrêté du 22 juin 2007, station située en zone sensible). Au regard de ces résultats obtenus à l'échelle du pilote, il semble que l'application de charges en azote nitrique de 4 - 4,5 kg N.m³.j⁻¹ permette d'utiliser de manière optimale les capacités épuratoires du massif filtrant tout en limitant les concentrations en azote résiduel dans les eaux de rejet. Il convient cependant de souligner que cette valeur dimensionnante valable pour des eaux résiduaires urbaines classiques (NK = 30 - 40 mg N.L⁻¹) n'est pas applicable à des eaux industrielles présentant des concentrations plus fortes en azote.

Influence du dosage du substrat carboné. Le dosage du substrat carboné constitue le véritable moteur de la dénitriification. Des conditions limitantes en carbone induisent une dénitriification incomplète qui se traduit par une chute des rendements et l'apparition des formes azotées partiellement réduites et, en particulier, des nitrites. Par ailleurs, il convient

de souligner que le dosage du substrat carboné doit tenir compte de la présence d'oxygène résiduel dans les eaux alimentant l'étape de dénitriification. En effet, une partie du carbone ajouté est consommée lors de processus aérobies et ne participe donc pas à la réduction des NO_3^- . À titre d'illustration, une concentration en O_2 résiduel de 7 mg O_2 .L⁻¹ équivaut à une concentration supplémentaire en NO_3^- d'environ 2,5 mg N.L⁻¹ dans l'effluent à dénitriifier. En pratique, les exploitants de stations d'épuration dosent leur substrat carboné en se basant sur un ratio DBO/ $N-NO_3^-$ appliqué de l'ordre de 2,5 - 3. Ce dosage permet d'assurer une dénitriification efficace (rendements supérieurs à 80 %) tout en évitant la présence de DBO résiduelle dans les eaux traitées.

Dans le domaine du traitement des eaux usées, le méthanol est la source de carbone la plus communément employée. Cependant, l'utilisation d'autres molécules facilement et rapidement biodégradables est tout à fait envisageable. Le caractère rapidement biodégradable d'une molécule dépend de son aptitude à intégrer le métabolisme énergétique. De manière très schématique, la création d'énergie à partir de molécules organiques complexes se déroule en trois étapes. Les grosses molécules complexes sont tout d'abord fragmentées en unités plus simples. Les molécules plus simples sont ensuite dégradées et transformées en acétyl-Coenzyme A (acétyl-CoA) directement utilisable pour le métabolisme énergétique. La production d'énergie consiste alors en une oxydation complète des unités acétyles de l'acétyl-CoA (cycle de Krebs) suivie d'une phosphorylation oxydative (STRYER *et al.*, 2003). Quelle que soit la molécule organique utilisée, ce mécanisme de production d'énergie est identique. En revanche, les étapes préalables de transformation des molécules en unités acétyles sont spécifiques

à chaque molécule. D'une molécule à l'autre, les réactions enzymatiques mises en jeu lors des transformations diffèrent et limitent plus ou moins la vitesse globale de la dénitrification. Il est important de souligner qu'on ne peut pas établir de relation systématique entre le poids d'une molécule et la vitesse à laquelle elle va être dégradée. Par exemple, les vitesses de dénitrification obtenues avec l'éthanol (C_2H_5OH) ou le glycérol ($C_3H_5(OH)_3$) sont légèrement supérieures à celle obtenue avec le méthanol (CH_3OH) (GAUMARD, 2007; SONTTHONNAX, 2006); les réactions enzymatiques nécessaires à l'intégration de cet alcool léger dans le cycle de Krebs étant vraisemblablement peu rapides (étape de condensation de la chaîne carbonée).

3.3.2 Cas de la dénitrification amont

La charge azotée éliminée sur l'étape de dénitrification amont dépend du flux de nitrates re-circulé et, par conséquent, de la re-circulation hydraulique appliquée. La quantité d'azote dénitrifié en amont du traitement biologique sera d'autant plus élevée que le flux d'eau nitrifiée re-circulé sera important. Le bon fonctionnement du système biologique suppose cependant que le substrat carboné ne soit pas limitant et le taux de re-circulation doit donc être fixé en prenant en compte la limite biologique du système. En dénitrification amont, la biomasse épuratrice utilise la fraction biodégradable de la matière organique présente dans les eaux décantées. Dans ces effluents, cette fraction, estimée par la DBO, ne représente que 40 - 45 % de la matière organique totale, estimée par la DCO totale. Ainsi, il est communément admis que le respect d'un ratio DCO totale/ $N-NO_3^-$ de l'ordre de 6 - 8 est nécessaire pour le maintien d'une pré-dénitrification performante (AESOY *et al.*, 1998; CANLER *et al.*, 1996; DERONZIER *et al.*, 2001; ROCHER *et al.*, 2006).

De manière plus générale, l'utilisation intensive de l'étape de dénitrification amont impliquant la re-circulation d'un flux important d'eau nitrifiée n'est pas envisageable. À titre d'illustration, dans une filière de traitement biologique n'incluant qu'une dénitrification amont, il serait nécessaire de re-circuler 4 à 5 fois le débit accepté sur la station pour respecter les seuils réglementaires définis pour les installations situées en zone sensible (Élimination de 70 % du NGL *et/ou* $[NGL]_{\text{rejet}} < 10 \text{ mg N.L}^{-1}$); cette solution engendrant logiquement des coûts d'investissement (dimensionnement des unités de pré-dénitrification) et de fonctionnement (pompes hydrauliques) considérables. La dénitrification amont doit donc être considérée comme une étape complémentaire et ne se substitue pas à la dénitrification aval. Une récente étude a même montré que la filière combinant les dénitrifications amont et aval avec un taux de re-circulation hydraulique fixé à 80 - 100 % constituait un excellent compromis. Sur la station Seine Centre (Colombes, $240\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$), il a été estimé que l'utilisation de cette configuration diminuerait les coûts de

fonctionnement des unités de biofiltration de 5 - 10 % par rapport à la configuration classique n'incluant qu'une post-dénitrification (ROCHER *et al.*, 2007).

4. DYNAMIQUE DE COLONISATION ET D'ENCRASSEMENT DES MASSIFS FILTRANTS

Au cours de la filtration des eaux usées, 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. Selon le mode de fonctionnement du biofiltre, cette dissipation énergétique est plus ou moins forte. Le phénomène de gonflement du massif filtrant, spécifique à la biofiltration en expansion, limite la résistance à l'écoulement du massif. Au contraire, le tassage du matériau filtrant, propre à la biofiltration en compression, augmente la résistance à l'écoulement du massif et favorise la perte énergétique. De manière générale, la différence de pression entre l'entrée et la sortie du biofiltre, communément appelée perte de charge (PDC), 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 crée un phénomène d'attrition entre les grains. L'objectif est de décrocher 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 gestion des pertes de charge a rapidement été identifiée comme le point sensible de la biofiltration des eaux usées. Ainsi, de nombreuses études visant à mieux comprendre les dynamiques de colonisation et d'encrassement des biofiltres ont été entreprises par le SIAAP (PAFFONI, 1998; PAFFONI, 1997; PAYRAUDEAU *et al.*, 2000). Ces expérimentations, essentiellement menées sur des biofiltres à granulats sphériques fonctionnant en compression, ont permis de mieux cerner la relation existant entre les conditions de fonctionnement des biofiltres et la colonisation du matériau support par la biomasse épuratrice. Cette relation a particulièrement été étudiée dans le cas de biofiltres nitrifiants colonisés par des populations bactériennes autotrophes. Après un rappel succinct des lois régissant l'écoulement des fluides en milieu poreux, les principales conclusions des travaux menés sur biofiltres nitrifiants sont présentées.

4.1 Rappels théoriques sur les écoulements de fluides en milieu poreux

L'écoulement d'une eau à travers un milieu poreux s'accompagne d'une importante dissipation énergétique. Cette perte de charge hydraulique, généralement exprimée en hauteur d'eau, dépend de la vitesse d'écoulement et de la viscosité du fluide ainsi que de la perméabilité du matériau filtrant. Dès 1856, Henry Darcy mit en évidence la relation entre la vitesse d'écoulement du fluide et le gradient de pression appliquée de part et d'autre du matériau poreux (DARCY, 1856). Ses travaux aboutiront à l'établissement de la loi de Darcy qui permet de calculer la PDC lors de l'écoulement lent d'un fluide à travers un milieu poreux homogène et isotrope (Équation 1). La loi de Darcy ne reliant pas la perméabilité aux propriétés géométriques du matériau, différents modèles visant à exprimer ce paramètre en fonction de la géométrie du réseau de pores ont été développés. Parmi eux, le modèle proposé par Kozeny et Carman exprime la perméabilité en fonction de la porosité (ϵ), de l'aire spécifique des grains constitutifs du massif filtrant (A_S) et d'une constante expérimentale (h_k) qui tient compte de la forme sinueuse et mal définie des pores (Équation 2). Dans le cas des filtres à granulats sphériques, la relation de Kozeny-Carman peut être simplifiée en exprimant l'aire spécifique en fonction du diamètre moyen des grains (Équation 3).

Équation 1, Loi de darcy :

$$\frac{\Delta P}{Z} = U_m \times \frac{\eta}{B} \quad (1)$$

Équation 2, Loi de Kozeny-Carman :

$$\frac{\Delta P}{Z} = h_k A_S^2 \frac{(1-\epsilon)^2}{\epsilon^3} \eta U_m \quad (2)$$

Équation 3, Loi de Kozeny-Carman, (granulats sphériques) :

$$\frac{\Delta P}{Z} = h_k \frac{36}{d_g^2} \frac{(1-\epsilon)^2}{\epsilon^3} \eta U_m \quad (3)$$

ΔP : chute de pression (Pa)

Z : longueur du milieu poreux (m)

U_m : vitesse d'écoulement ($m.s^{-1}$)

η : viscosité dynamique du liquide (Pa.s)

B : perméabilité du milieu (L^2)

h_k : constante de Kozeny (sans dimension)

A_S : aire spécifique (m^{-1})

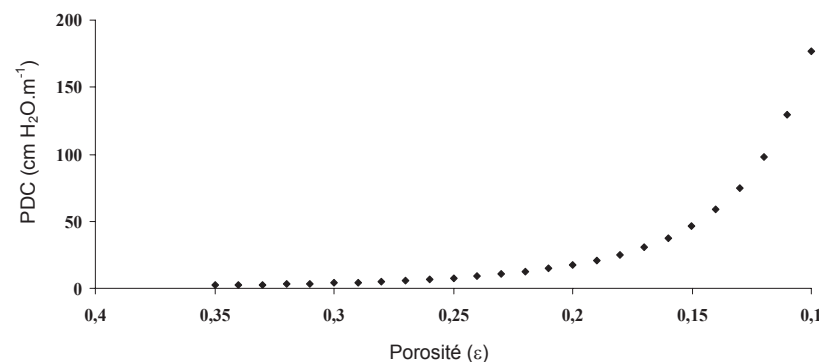
ϵ : porosité du milieu

(sans dimension compris entre 0 et 1)

d_g : diamètre moyen des grains (m).

Le modèle de Kozeny-Carman permet d'apprécier la relation entre les propriétés géométriques du massif filtrant et la résistance à l'écoulement du fluide. Il apparaît tout d'abord que la dissipation énergétique est dépendante du diamètre des grains. La résistance à l'écoulement diminue lorsque la granulométrie du matériau filtrant augmente. Dans le cas d'un milieu poreux destiné à la filtration physique de particules, la granulométrie doit donc être fixée de manière à maintenir une capacité de piégeage importante tout en limitant au maximum les pertes de charge. Lorsque le milieu poreux est aussi le siège de réactions chimiques ou biologiques, la surface d'échange entre le milieu interstitiel et le matériau support, qui dépend du diamètre des granulats, doit être prise en compte. En effet, une augmentation excessive de la granulométrie induirait une diminution de l'aire spécifique du massif qui serait susceptible de limiter les échanges liquide interstitiel – support. La résistance à l'écoulement est également liée à la porosité du milieu. L'équation de Kozeny-Carman, traduite graphiquement par la figure 4, montre que la diminution de porosité induit un accroissement de la résistance à l'écoulement et que cette

Figure 4. Diagramme théorique PDC versus porosité dans le cas d'un filtre à granulats sphériques (diamètre de 3,4 mm) traversé par une eau ($V_H = 5 m.h^{-1}$).
Theoretical plot of head loss versus biofilter porosity.



augmentation est d'autant plus rapide que la porosité du milieu est faible.

À titre d'exemple, le passage d'un indice de vide de 0,3 à 0,2 n'a qu'une incidence très faible sur la résistance à l'écoulement alors que la PDC est multipliée par 10 lorsque l'indice de vide passe de 0,2 à 0,1 (Figure 4).

4.2 Les pertes de charge en biofiltration

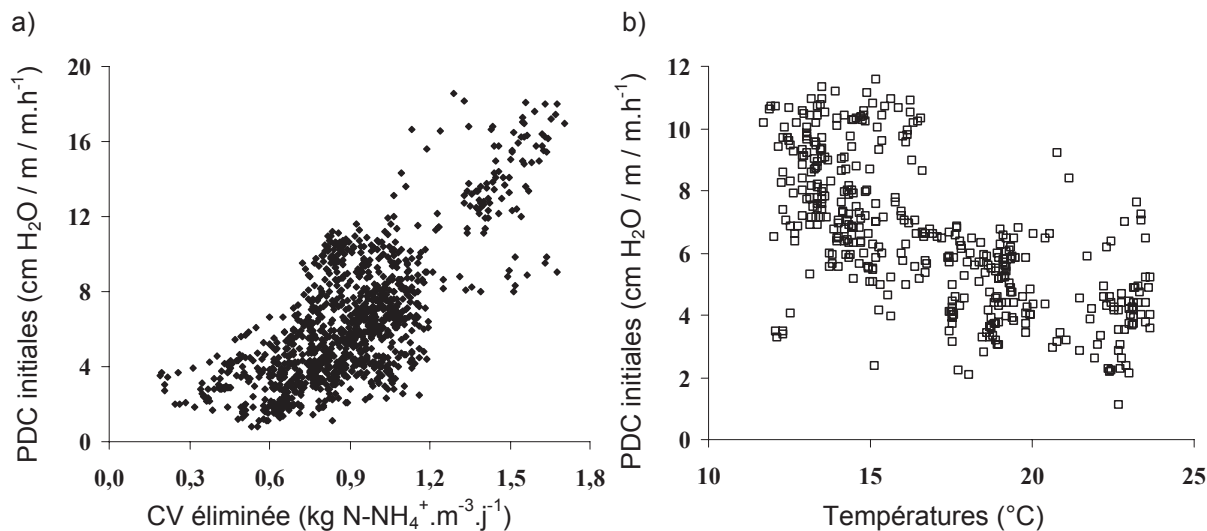
Le niveau de colonisation au début du cycle de filtration et les cinétiques d'encrassement des massifs filtrants sont étroitement liés aux conditions de fonctionnement des biofiltres. Les charges appliquées en substrat et la température de l'eau ont notamment une influence majeure sur les mécanismes de colonisation et d'encrassement du matériau support. Cette influence est logique dans la mesure où le métabolisme bactérien est fortement influencé par la quantité de substrat disponible et la température du milieu.

Dans le cas de bactéries autotrophes nitrifiantes, la multiplication cellulaire est dépendante des quantités d'azote ammoniacal et d'oxygène disponibles dans le milieu ; le taux de croissance des bactéries étant lié aux concentrations en ammonium et oxygène dissous par la relation de Monod (HENZE *et al.*, 1997; METCALF et EDDY, 2003). Un accroissement de la charge éliminée en azote ammoniacal induit donc une intensification de la colonisation du massif

par la biomasse épuratrice. Après un temps d'adaptation, la quantité de biomasse présente au sein du massif est en équilibre avec la charge éliminée en NH_4^+ . Le diagramme PDC initiales *versus* CVe en NH_4^+ , obtenu lors des expérimentations menées sur le prototype Biostyr[®], illustre parfaitement cet équilibre (Figure 5a). L'augmentation des CVe s'accompagne d'une élévation des PDC initiales qui traduit un état d'ensemencement du massif plus important. Logiquement, l'allure de la courbe PDC initiales *versus* CVe est identique à celle de la courbe théorique présentant l'évolution des PDC en fonction de la porosité (Figure 4). Ainsi, le passage d'une CVe de 0,2 à 0,6 $\text{kg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ n'a qu'un faible impact sur la PDC initiale tandis que l'augmentation de la PDC initiale induite par le passage d'une CVe de 1 à 1,6 $\text{kg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ est significative.

L'ensemencement des massifs filtrants est aussi largement influencé par la température du milieu; la température agissant sur la synthèse cellulaire mais aussi sur le catabolisme. Les expérimentations menées par le Cemagref sur les boues activées ont, en effet, montré que les cinétiques de nitrification sont particulièrement sensibles aux variations de température. Pour une charge appliquée en azote constante, la vitesse de nitrification est quasiment divisée par 2 lorsque la température de l'eau passe de 20 à 10 °C (DERONZIER *et al.*, 2001). Par conséquent, pour une charge éliminée identique, la quantité de biomasse nécessaire à l'élimination de la pollution est plus importante dans le cas d'eaux froides. Les résultats obtenus dans le cadre des essais menés sur le prototype Biostyr[®] illustrent

Figure 5. (a) Influence de la CVe en NH_4^+ sur les PDC initiales dans le cas d'un biofiltre nitrifiant et (b) influence de la température de l'eau traitée sur les PDC initiales dans le cas d'un biofiltre nitrifiant éliminant des charges ammoniacales de 0,8-1 $\text{kg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ (Prototype Biostyr[®] (PAFFONI, 1997)).
(a) Trend in the initial head losses versus the removal loads of NH_4^+ for a nitrifying biofilter and (b) trend in the initial head losses versus the temperature of effluent for a nitrifying biofilter removing ammonia loads of 0.8-1 $\text{kg N-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (prototype Biostyr[®] (PAFFONI, 1997)).



parfaitement ce phénomène (Figure 5b). À charge constante, les PDC initiales, qui traduisent le degré de colonisation du massif par la biomasse épuratrice, sont d'autant plus importantes que les eaux sont froides. À titre d'exemple, pour des charges appliquées de $0,8 - 1 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$, les PDC initiales ne sont que de $2 - 6 \text{ cm H}_2\text{O/m.m.h}^{-1}$ dans le cas d'une eau présentant une température supérieure à $20 \text{ }^\circ\text{C}$ mais atteignent $6 - 10 \text{ cm H}_2\text{O/m.m.h}^{-1}$ lorsque la température de l'eau est de l'ordre de $12 \text{ }^\circ\text{C}$. Cette relation entre la température de l'eau et le niveau d'ensemencement du massif a des conséquences pratiques sur l'exploitation des biofiltres. En effet, l'exploitant devra être particulièrement vigilant quant à l'apparition de phénomènes de colmatage des massifs lorsque les charges appliquées élevées seront combinées à des températures d'eau basses; ces conditions étant régulièrement réunies en période hivernale.

5. CONCLUSION

Les travaux de recherche et développement menés depuis plus de 15 ans à l'échelle industrielle et semi-industrielle (station d'épuration/pilote/prototype) ont permis au SIAAP d'acquérir une expérience importante sur le procédé de biofiltration. L'objectif de cet article de synthèse était d'extraire de ces quinze années de travail quelques informations clés sur les performances et les limites de ces ouvrages de traitement ainsi que sur les mécanismes de colonisation des massifs filtrants.

Aujourd'hui, les unités de biofiltration sont de plus en plus nombreuses au sein des usines du SIAAP et la Direction de la Recherche et du Développement continue donc à étudier ce procédé. Des efforts sont notamment consentis pour améliorer notre compréhension du fonctionnement des biofiltres dénitrifiants qui, jusqu'à présent, ont été moins étudiés que les biofiltres nitrifiants. Par exemple, des travaux visant à mieux comprendre la dynamique de colonisation des biofiltres dénitrifiants ont récemment été menés sur la station Seine Centre (AZIMI *et al.*, 2008). Parallèlement à ces études, des retours d'expérience sur l'exploitation des biofiltres sont entrepris en partenariat avec les exploitants des usines du SIAAP. Le but de cette démarche est de capitaliser leur savoir faire et d'extraire des informations précieuses sur les finesses et les difficultés de l'exploitation de biofiltres (gestion des colmatages, des arrêts et redémarrages des biofiltres, etc.).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AESoy A., H. ODEGAARD, K. BACH, R. PUJOL et M. HAMON (1998). Denitrification in a packed bed biofilm reactor (Biofor) - Experiments with different carbon sources. *Water Res.*, 32, 1463-1470.
- AZIMI S., V. ROCHER, C. PAFFONI, A. GONÇALVES et M. GOUSAILLES (2008). Dynamique de la colonisation du massif filtrant d'une unité de dénitrification des eaux usées par biofiltration. *Houil. Blanc.*, soumis.
- CANLER J.P., C. DURAND et J.M. PERRET (1996). Efficacité des biofiltres vis-à-vis de l'azote. *Actes de colloque sur le traitement de l'azote - Cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers*, 25 octobre, Lyon, France, pp. 39-52.
- DARCY H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*. Dalmont, Paris, 647 p.
- DERONZIER G., S. SCHETRITTE, Y. RACAULT, J.P. CANLER, A. HEDUIT et P. DUCHENE (2001). *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*, Document technique FNDAE n°25, 79 p.
- GAUMARD A. (2007). *Caractérisation de la matière organique par les NUR batch tests : application à la dénitrification biologique des eaux usées*. Mémoire de stage, Univ. Technol. Compiègne, France, 82 p.
- HENZE M., P. HARREMOES, J. LA COUR JANSEN et E. ARVIN (1997) *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes*. 2^e Édition, Springer-Verlag, Berlin, 383 p.
- METCALF et EDDY (2003). *Waste water engineering: treatment and reuse*. 4^e édition, révisée par G. Tchobanoglous, Burton, F. L. et Stensel H. D, Mc Graw Hill, New York, USA, 1819 p.
- PAFFONI C. (1998). *Dénitrification aval sur méthanol : expérimentation sur pilote Biostyr® (granulométrie moyenne 4,5 mm)*. Rapport d'étude, SIAAP, Paris, France, 22 p.
- PAFFONI C. (1997). Pertes de charge sur le prototype Biostyr® - Rôle de la charge éliminée en ammonium et de la température. Rapport d'étude, SIAAP, France, 14 p.
- PAFFONI C. et M. PAYRAUDEAU (1998) Le prototype Biostyr® : bilan des essais. *Tech. Sci. Méth.*, 3, 19-28.
- PAYRAUDEAU M., C. PAFFONI et M. GOUSAILLES (2000) Tertiary nitrification in an up-flow biofilter on floating media: influence of temperature and COD load. *Water Sci Technol.*, 41, 21-27.

PUJOL R., H. LEMMEL et B. VEDRY (1997). Le Biofor® en nitrification tertiaire : le prototype SIAAP de la station Seine Aval (Achères). *Actes de colloque sur la nitrification tertiaire par cultures fixées, 3 décembre, Paris, France* pp. 55-70.

ROCHER V., C. PAFFONI, A. GONÇALVES, S. AZIMI, S. WINANT, V. LEGAIGNEUR et M. GOUSAILLES (2007). La biofiltration des eaux usées : comparatif technique et économique de différentes configurations de traitement. *Houil. Blanc.*, 1, 95-102.

ROCHER V., C. PAFFONI, A. GONÇALVES, V. LEGAIGNEUR, A. DUTOT et M. GOUSAILLES (2006). Le traitement des eaux usées par biofiltration : cas de la station Seine Centre (SIAAP). *Techniques Sciences et Méthodes*, 10, 105-125.

SONTHONNAX A. (2006). *Influence du substrat carboné sur les cinétiques de dénitrification des eaux usées*. Mémoire de stage, Univ. Paris XII, France, 92 p.

STRYER L., J.M. BERG et J.L. TYMOCZKO (2003). *Biochimie*. 5^e édition, Flammarion, Paris, France, 974 p.