Document generated on 04/23/2024 10:24 a.m.

Revue des sciences de l'eau
Journal of Water Science

Capacités de traitement d'un effluent de synthèse en infiltration percolation
Capacities of infiltration-percolation processes for the treatment of a synthetic effluent

A. Wanko, R. Mose and A. Liénard

Volume 18, Number 2, 2005

URI: https://id.erudit.org/iderudit/705554ar
DOI: https://doi.org/10.7202/705554ar

See table of contents

Publisher(s)

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

ISSN

0992-7158 (print)
1718-8598 (digital)

Explore this journal

Cite this article

Wanko, A., Mose, R. & Liénard, A. (2005). Capacités de traitement d'un effluent de synthèse en infiltration percolation. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *18*(2), 165–175. https://doi.org/10.7202/705554ar

Article abstract

In this article, we present work highlighting the capacity of variously textured porous media to biologically process urban waste water. A comparative study was undertaken that coupled biomass development with general gas transfer mechanisms through two biological engines.

Infiltration/percolation beds are biological systems that treat water using a purifying bacterial culture that develops on a mineral support. Used in domestic wastewater treatment, they are regarded as being well suited to rural areas. These infiltration/percolation beds are easy to use and attain a high quality in their output, two factors that constitute assets for small communities.

Infiltration/percolation beds were simulated in the present work by columns lined with sands of varying origin and structure. They were fed automatically, at set intervals, with waste water containing 525 mg/L of dissolved organic carbon (DOC) and 54 mg/L of Kjeldahl nitrogen. A balanced development of the biomass, including the phases of growth and regression, was intrinsically related to the physical nature of the material used as a support. First, during the supply period, balanced growth of the biomass was quickly reached within the crushed sand. Secondly, within round sand, the regression of the biofilm was less significant and more regular over several weeks. In both supports, the regression was well correlated with an exponential decay. Lastly, the frequency of the supply periods, the organic loads involved, and the rest periods imposed are all factors that contribute to a lack of accumulation of living and/or inert organic matter in the columns.

After obtaining a balanced development of the biomass, the abilities of the columns to reduce the concentrations of carbon, Kjeldahl nitrogen and ammonia were evaluated. Samples of effluent were taken downstream, both before the beginning of the supply period and as it came out of the column approximately thirty minutes after beginning the drainage period. The percentage of suspended matter coming out of the columns gave rather precise information on the scrubbing of the solid mass caused by various shearing speeds or by the structure of the base.

Generally, it appeared that :

- The reduction of the overall DOC was higher than 70%, regardless of which type of sand base was used.

- In the water coming out of the column made up of round sand, the overall DOC content was without exception lower than 125 mg/L, as would be expected for an infiltration-percolation process.

- The treatment of carbon in the columns based on stream sand was in general more effective than that obtained in columns with crushed sand.

Concerning the treatment of nitrogen, crushed sand yielded outputs with a reduction in ammonia that was a lot higher than 80% (mean ± SD: 92 ± 4%) and was systematically higher than those obtained with stream sand (mean ± SD: 72 ± 7%). The suspended matter content was extremely low in the effluent; since no suspended matter was introduced into the effluent, the concentration coming out of the column was the direct result of the biofilm becoming detached and/or, to a lesser extent, of the transport of the biomass in the liquid phase. As could be expected, because of the roughness causing more shearing, more particles became detached when the interior solid mass was made up of crushed sand.

Using core samples taken from the filter's solid mass, as well as oxygen probes inserted at various levels into the biological engines, we showed that the vertical distribution of the biofilm in the columns, as well as the oxygenation of the porous media during the rest periods, were all correlated with the structure of the solid supports (note that all sands had similar average diameters). Gaseous exchanges within the filter's solid mass were dependent on both the type of coating and the depth at which they took place. The oxygen probes were inserted at depths of 14 cm and 18 cm respectively, to determine the percentage of oxygen saturation in the liquid phase within the filter during one week while the columns were operating. Two phases were characteristic of the exchanges observed in the upper part of the filter's solid mass. First we noted an instantaneous reduction in the oxygen content of the liquid phase, linked to the arrival of a batch, followed by a reoxygenation of this portion. Next there was a long phase, lasting approximately 94% of the time between batches, during which time the oxygen content in the residual moisture remained constant. In the lower part of the solid mass, variation in oxygen content was different. Partial deoxygenation in the liquid phase of the porous media here was primarily due to the biochemical oxidation of the organic matter (i.e., consumption by the biomass). It was also due, to a lesser extent, to the augmentation in moisture content that occurs after each batch, and leads to a reduction in porosity and a decrease in oxygen transfer. During the final phase of drainage, a balance was created between the open porous space with air, and the space containing stagnant moisture. The diffusion of oxygen in the former and its transfer towards the latter thus compensated for this consumption, and it therefore remained constant. If the medium was left to dry out longer, the diffusion and transfer phenomena increased, and we observed an increase in oxygen content.

With respect to the vertical distribution of biomass in the columns, we found that it was almost homogeneous inside the stream sand, up to a depth of 28 cm (total depth = 40 cm). Generally, the organic matter content at each point of measurement in the column was higher in the stream sand than in the crushed sand. The variation was greater around 28 cm, where there was a more significant quantity of moisture inside the sand.

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2005

This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/

érudit

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

https://www.erudit.org/en/

REVUE DES SCIENCES DE L'EAU, Rev. Sci. Eau 18/2(2005) 165-175

Capacités de traitement d'un effluent de synthèse en infiltration percolation

Capacities of infiltration-percolation processes for the treatment of a synthetic effluent

A. WANKO[1]*, R. MOSE[1], A. LIENARD[2]

Reçu le 29 janvier 2004, accepté le 19 novembre 2005**.

SUMMARY

In this article, we present work highlighting the capacity of variously textured porous media to biologically process urban waste water. A comparative study was undertaken that coupled biomass development with general gas transfer mechanisms through two biological engines.

Infiltration/percolation beds are biological systems that treat water using a purifying bacterial culture that develops on a mineral support. Used in domestic wastewater treatment, they are regarded as being well suited to rural areas. These infiltration/percolation beds are easy to use and attain a high quality in their output, two factors that constitute assets for small communities.

Infiltration/percolation beds were simulated in the present work by columns lined with sands of varying origin and structure. They were fed automatically, at set intervals, with waste water containing 525 mg/L of dissolved organic carbon (DOC) and 54 mg/L of Kjeldahl nitrogen. A balanced development of the biomass, including the phases of growth and regression, was intrinsically related to the physical nature of the material used as a support. First, during the supply period, balanced growth of the biomass was quickly reached within the crushed sand. Secondly, within round sand, the regression of the biofilm was less significant and more regular over several weeks. In both supports, the regression was well correlated with an exponential decay. Lastly, the frequency of the supply periods, the organic loads involved, and the rest periods imposed are all factors that contribute to a lack of accumulation of living and/or inert organic matter in the columns.

After obtaining a balanced development of the biomass, the abilities of the columns to reduce the concentrations of carbon, Kjeldahl nitrogen and ammonia were evaluated. Samples of effluent were taken downstream, both before the beginning of the supply period and as it came out of the column approximately thirty minutes after beginning the drainage period. The percentage of suspended matter coming out of the columns gave rather precise

1. Laboratoire des Systèmes Hydrauliques Urbains, 1, quai Koch, 67000 Strasbourg, France, Tél. : (33) 03 88 24 82 70 – Fax : (33) 03 88 24 82 83.
2. Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, groupement de Lyon 3 bis, quai chauveau, CP 220 69336 Lyon, France, lienard@lyon.cemagref.fr, Tél. : (33) 04 72 20 87 34.

* Correspondance : awanko@engees.u-strasbg.fr; rmose@engees.u-strasbg.fr

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2006.

information on the scrubbing of the solid mass caused by various shearing speeds or by the structure of the base.

Generally, it appeared that:

- The reduction of the overall DOC was higher than 70%, regardless of which type of sand base was used.
- In the water coming out of the column made up of round sand, the overall DOC content was without exception lower than 125 mg/L, as would be expected for an infiltration-percolation process.
- The treatment of carbon in the columns based on stream sand was in general more effective than that obtained in columns with crushed sand.

Concerning the treatment of nitrogen, crushed sand yielded outputs with a reduction in ammonia that was a lot higher than 80% (mean ± SD: 92 ± 4%) and was systematically higher than those obtained with stream sand (mean ± SD: 72 ± 7%). The suspended matter content was extremely low in the effluent; since no suspended matter was introduced into the effluent, the concentration coming out of the column was the direct result of the biofilm becoming detached and/or, to a lesser extent, of the transport of the biomass in the liquid phase. As could be expected, because of the roughness causing more shearing, more particles became detached when the interior solid mass was made up of crushed sand.

Using core samples taken from the filter's solid mass, as well as oxygen probes inserted at various levels into the biological engines, we showed that the vertical distribution of the biofilm in the columns, as well as the oxygenation of the porous media during the rest periods, were all correlated with the structure of the solid supports (note that all sands had similar average diameters). Gaseous exchanges within the filter's solid mass were dependent on both the type of coating and the depth at which they took place. The oxygen probes were inserted at depths of 14 cm and 18 cm respectively, to determine the percentage of oxygen saturation in the liquid phase within the filter during one week while the columns were operating. Two phases were characteristic of the exchanges observed in the upper part of the filter's solid mass. First we noted an instantaneous reduction in the oxygen content of the liquid phase, linked to the arrival of a batch, followed by a reoxygenation of this portion. Next there was a long phase, lasting approximately 94% of the time between batches, during which time the oxygen content in the residual moisture remained constant. In the lower part of the solid mass, variation in oxygen content was different. Partial deoxygenation in the liquid phase of the porous media here was primarily due to the biochemical oxidation of the organic matter (i.e., consumption by the biomass). It was also due, to a lesser extent, to the augmentation in moisture content that occurs after each batch, and leads to a reduction in porosity and a decrease in oxygen transfer. During the final phase of drainage, a balance was created between the open porous space with air, and the space containing stagnant moisture. The diffusion of oxygen in the former and its transfer towards the latter thus compensated for this consumption, and it therefore remained constant. If the medium was left to dry out longer, the diffusion and transfer phenomena increased, and we observed an increase in oxygen content.

With respect to the vertical distribution of biomass in the columns, we found that it was almost homogeneous inside the stream sand, up to a depth of 28 cm (total depth = 40 cm). Generally, the organic matter content at each point of measurement in the column was higher in the stream sand than in the crushed sand. The variation was greater around 28 cm, where there was a more significant quantity of moisture inside the sand.

Key-words: *infiltration percolation, biomass, materials supports, carbon, nitrogen, biological treatment, synthesis effluent.*

RÉSUMÉ

Dans cet article, nous présentons des travaux mettant en évidence les capacités de traitement biologique des eaux résiduaires urbaines au sein des milieux poreux de textures différentes. Une étude comparative du développement de la biomasse couplé aux mécanismes généraux de transferts gazeux à travers deux réacteurs biologiques est menée. Des lits d'infiltration percolation sont simulés par des colonnes garnies de sables d'origine et de structures différentes. Ils sont alimentés périodiquement via un automate de commande avec un influent d'une charge de 525 mgDCO/l et de 54 mgNK/l. Les résultats obtenus établissent le fait qu'un développement équilibré de la biomasse incluant les phases de croissance et de régression est intrinsèquement lié à la nature physique du matériau support. À l'aide des carottes prélevées sur les massifs filtrants et des sondes d'oxymétrie introduites à différentes hauteurs des lits d'infiltration, nous montrons que la répartition verticale du biofilm dans les colonnes ainsi que l'oxygénation des milieux poreux lors des périodes de repos sont également corrélées à la structure des supports pourtant de diamètres moyens similaires. L'efficacité de traitement biologique du carbone est supérieure pour un sable d'origine alluvionnaire comparativement à un sable concassé ; la tendance s'inversant significativement lorsqu'il s'agit de la diminution de l'azote.

Mots clés: *infiltration percolation, biomasse, matériaux supports, carbone, azote, traitement biologique, effluent de synthèse.*

1 - INTRODUCTION

Cette étude s'inscrit dans la continuité des travaux portant sur la distribution des temps de séjour en milieux vierges au sein des colonnes constituées de sables alluvionnaire ou concassé (WANKO *et al.* 2004). Des études fondamentales (SCHMITT, 1989 ; GUILLOTEAU, 1992 ; EL MOSSAOUI, 2001) et particulièrement dans le domaine des effluents concentrés des petits ateliers agro-alimentaires (CHACHUAT, 1998 ; MÉNORET, 2001) ont montré les potentialités mais aussi les limites du concept « cultures fixées sur supports fins » liées à l'accumulation de matières résiduelles issues de la dégradation de la matière organique dans les massifs filtrants. Récemment, TIWARI *et al.* (2001) suivent l'évolution de la porosité et la perméabilité affectées par la croissance bactérienne alors que SCHWARZ *et al.* (2001) effectuent des investigations sur le lien entre les chutes de pressions dans les structures poreuses et la croissance bactérienne.

Toutefois, si on arrive à trouver quelques études sur l'efficacité des filtres biologiques à alimentation alternée (BANCOLÉ *et al.* 2003), il n'existe à notre connaissance aucune étude sur l'impact d'une alimentation alternée sur le développement bactérien au sein du milieu poreux. Par ailleurs, les sables alluvionnaires sont très utilisés. Cependant, en raison de l'absence de gisements alluvionnaires dans certaines régions et de restrictions croissantes à l'extraction dans les lits majeurs de rivières, la demande d'information concernant l'utilisation des sables concassés est de plus en plus forte.

Après une caractérisation physique, minéralogique et hydrodynamique de deux sables, un roulé et un concassé (WANKO *et al.* 2004), deux colonnes

expérimentales sont alimentées par un effluent de synthèse. Les eaux collectées à la suite du drainage sont analysées dans le but d'effectuer une étude comparative de la capacité d'abattement du carbone et de l'azote avec les deux supports. Des sondes nous permettent aussi d'évaluer les variations des stocks d'oxygène à différentes hauteurs dans les deux colonnes étudiées. Enfin, des carottes sont prélevées au sein des massifs, passées à l'étuve de 105 °C puis au four à 550 °C afin de proposer une répartition verticale du biofilm et de l'humidité résiduelle dans les deux lits d'infiltration.

2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Effluent de synthèse

La préparation de l'effluent s'est faite en tenant compte des charges polluantes des eaux résiduaires urbaines. Les hypothèses de base pour le calcul des concentrations de l'influent sont issues des documents techniques de l'Agence de l'Eau (1992) et des publications de BOUTIN *et al.* (1998).

Domaines d'application de la filière infiltration percolation : entre 100 équivalent-habitants (EH) et 2000 EH.

Eaux résiduaires urbaines brutes :

Demande chimique en oxygène (DCO) : 700 mgDCO/l

Azote Kjeldahl (NK) : 60 mgNK/l

Charge par EH pour un flux de 0,15 m^3/j :

- 105 gDCO/EH.j ;
- 9 gNK/EH.j.

Abattement dans un décanteur primaire : 25 % de DCO et 10 % de NK.

Les solutions préparées quotidiennement ont donc la composition suivante :

- 525 mgDCO/l ;
- 54 mgNK/l.

Des analyses effectuées en laboratoire, il ressort les données suivantes :

- 1,136 g de DCO pour 1 g de glucose (poudre de lait) ;
- 0,041 g de NK par gramme de glucose.

Le supplément en NK a été obtenu par ajout du chlorure d'ammonium (NH_4Cl). La charge hydraulique journalière sur les deux colonnes est donc de 23,3 litres d'eau dans lesquels 10,783 g de glucose et 3,125 g de NH4Cl ont été dilués. En milieu vierge, les fréquences d'alimentation de 12 puis 3 bâchées par jour ont été testées. La seconde a été retenue pour cette étude car elle offre un temps suffisamment long de repos entre les bâchées pour permettre de mieux appréhender la phase de re-oxygénation du massif filtrant. Le cycle d'alimentation est de 3 bâchées par jour pendant 3 jours suivis d'une période de 4 jours de repos.

2.2 Le pilote expérimental

Le pilote expérimental est décrit dans WANKO *et al.* (2004). Il est constitué d'une colonne de sable alimentée via un dispositif d'aspersion par une pompe péristaltique instruite par un automate de commande. Chaque colonne est constituée d'un tube de PVC d'une hauteur de 71 cm. Le diamètre intérieur est de 36 cm soit une surface ménagée d'environ 0,1 m^2. Le suivi massique est réalisé grâce à des balances électroniques. Les oxymètres (longueur du corps : 145 mm ; diamètre du corps : 15,25 mm) exploités pour les mesures de teneurs en oxygène sont des sondes galvaniques à membrane (13 µm d'épaisseur). Elles sont introduites au cœur du milieu poreux à travers des orifices cylindriques aménagés sur la colonne.

2.3 Résultats et discussions

MÉNORET (2001) note les limites de détermination de l'évolution de la biomasse par un suivi massique. Il précise que les variations du stock d'eau constituent l'essentiel des fluctuations observées. Toutefois, dans le cadre de cette étude, un cycle de fonctionnement en milieu vierge alimenté en eau claire a été réalisé (figure 1). Une fois le régime périodique établi, il apparaît sur la figure ci-dessous que la masse d'eau résiduelle demeure constante. Le temps de repos choisi entre les bâchées (8 heures) permet par conséquent un drainage suffisant du massif filtrant.

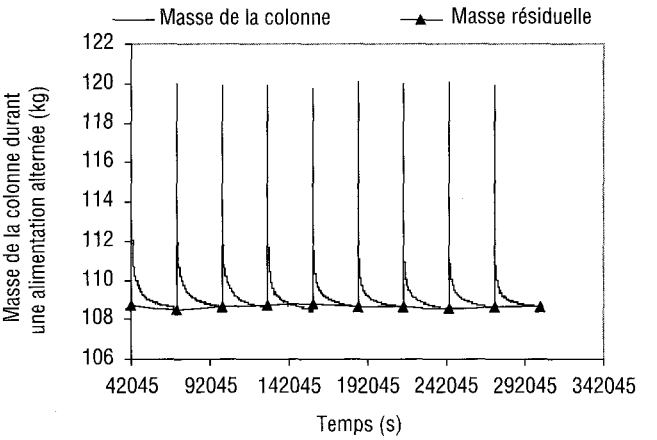

Figure 1 Évolution massique lors d'une alimentation en eau claire et en milieu vierge (sable concassé).

Variation in the mass of non-colonised crushed sand when supplied with clean water.

2.4 Croissance et régression de la biomasse

La période d'alimentation constitue une phase de croissance de la biomasse du fait d'un apport de substrat par le biais de l'influent. L'augmentation des masses résiduelles des colonnes après des pas de temps assez longs (8 heures) afin de s'assurer d'un drainage suffisant est la conséquence directe

du transfert de masse du substrat de la phase liquide du milieu poreux vers la phase stagnante : c'est l'accroissement du biofilm. Il s'ensuit une régression de la biomasse pendant la phase de repos, l'absence de substrat place les bactéries en situation de disette et le renouvellement d'oxygène accélère la combustion de la matière organique. Croissance et régression assurent-elles un développement équilibré du biofilm sans accumulation ? Suivant le type de garnissage de nos colonnes, nous pouvons apporter quelques éléments de réponse. Du processus de croissance du biofilm au sein des deux supports, les faits principaux suivants sont observés :

- une croissance équilibrée de la biomasse durant la période d'alimentation est rapidement atteinte au sein du support sable concassé ;
- la régression du biofilm est moins importante et plus régulière au fil des semaines au sein du sable roulé ;
- les fréquences d'alimentation, les charges organiques apportées et les périodes de repos imposées sont autant de facteurs ayant contribué à une non-accumulation de matières organiques vivantes et ou inertes dans les colonnes.

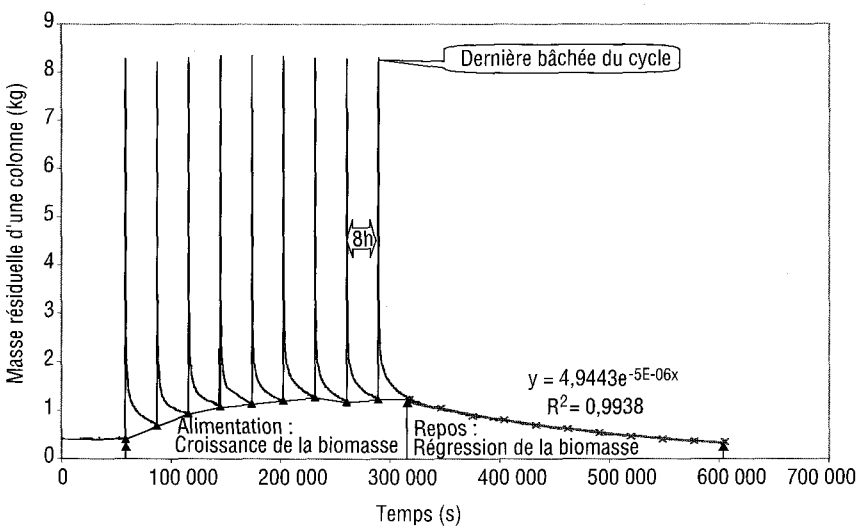

Figure 2 Croissance et régression de la biomasse au sein d'une colonne.
Growth and regression of the biomass within a column.

2.5 Capacités de traitement

La phase d'ensemencement des bactéries s'est faite à partir d'un effluent issu d'un décanteur provenant d'une station d'épuration ; elle a duré un mois. Sur une période de 21 jours, 225 analyses ont été effectuées dans le but d'évaluer les capacités d'abattement du carbone et de l'azote. Il apparaît globalement que :

- indépendamment du type de sable support de la biomasse, l'abattement de la DCO brute est supérieure à 70 % (figure 3).

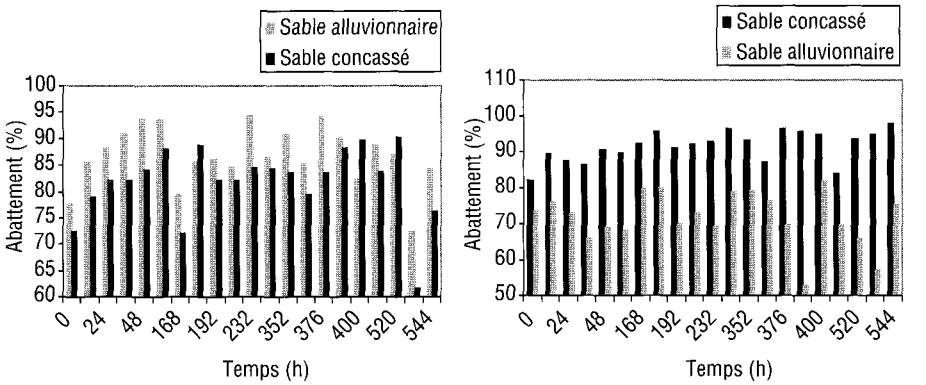

Figure 3 Pourcentage d'abattement du carbone (gauche) et de l'azote (droite).
Percentage of carbon reduction (left) and nitrogen reduction (right).

Les concentrations des eaux drainées à travers le sable alluvionnaire sont sans exception inférieures à 125 mgDCO/l ; ce qui est tout à fait en accord avec le niveau de performance requis pour cette filière (BOUTIN *et al.*, 1998). Enfin, les rendements obtenus quant à l'abattement du carbone sont optimisés au sein des sables alluvionnaires comparativement aux sables concassés.

Concernant l'abattement de l'azote, les rendements sont largement supérieurs à 80 % à la sortie du sable concassé (91,64 % en moyenne avec un écart type de 4,34) et sont systématiquement supérieurs à ceux obtenus avec les sables roulés (71,60 % en moyenne avec un écart type de 7,36). La composition minéralogique du sable concassé présente une teneur significative en calcaire qui peut expliquer cet abattement en azote assez élevé. En effet, le carbonate faciliterait un dégagement d'ammonium. Alors que l'écart des rendements obtenus au sein des deux supports concernant l'azote NH_4^+ est de 91,64 – 71,60 = 20,04 %, il se réduit à 10,95 % lorsqu'il s'agit de l'azote Kjeldahl. Sachant qu'en sortie de colonne, l'azote Kjeldahl (i.e. total) est constituée de l'azote soluble réfractaire, de l'azote ammoniacal et de l'azote particulaire provenant des matières en suspension (MES), la baisse de l'écart évoqué plus haut laisse présager de fortes concentrations en MES à la sortie du sable concassé. C'est effectivement le cas au vu de la figure 4. Il est important de spécifier qu'il n'a pas été introduit de MES (diamètre des particules > 0,45 µm à 1,2 µm selon le filtre utilisé) dans l'influent. Par conséquent, les MES sont une résultante directe du décrochage du biofilm. Du fait de ses angularités qui entraîneraient un cisaillement plus prononcé, le décrochage serait plus significatif au sein du sable concassé.

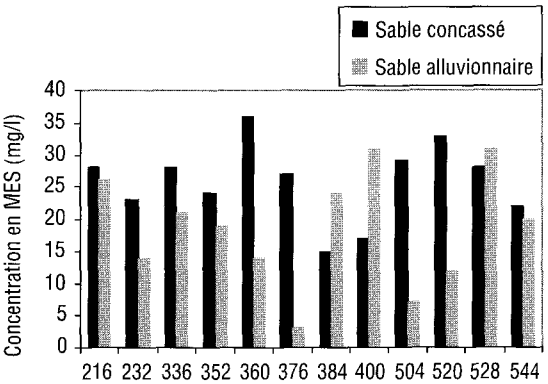

Figure 4 Concentration en MES de l'effluent.
Suspended solids contents of the effluent.

2.6 Variation des stocks d'oxygène

Les échanges gazeux au sein du massif filtrant sont tributaires à la fois du type de garnissage et de la profondeur à laquelle ils ont lieu. Des sondes d'oxymétries ont été introduites à 14 cm et 28 cm de profondeur des colonnes afin de déterminer au cours d'une semaine de fonctionnement, le pourcentage de saturation d'oxygène dans la phase liquide. La désoxygénation partielle de la phase liquide du milieu poreux est ici essentiellement due à l'oxydation biochimique de la matière organique, autrement dit à sa consommation par la biomasse et dans une moindre mesure à la diminution de la porosité libre à l'air du fait de l'infiltration de la lame d'eau, qui réduit le transfert d'oxygène de la phase gazeuse vers la phase liquide. Durant la phase terminale du drainage, il se crée un équilibre entre l'espace poreux libre à l'air et celui contenant l'humidité stagnante ; la diffusion de l'oxygène dans le premier espace cité et son transfert dans le second compensent alors sa consommation : elle demeure donc constante.

La dessiccation du milieu se prolongeant, les phénomènes de diffusion et de transfert s'intensifient et l'on observe une croissance de la teneur en oxygène (figure 5). On note que le taux de décroissance de l'oxygène est plus de quatre fois supérieur au taux de croissance.

De l'interprétation des phénomènes liés aux transferts d'oxygène à 28 cm de profondeur, il se dégage deux faits remarquables (figure 5). Il est à préciser que la concentration de l'influent en oxygène est de 9 927ppm soit 9 927 mg/l à 20 °C.

- tout au long de la phase d'alimentation, indépendamment du type de support, le pourcentage maximal de saturation d'oxygène atteint est en légère diminution au fil des bâchées ;
- juste quelques instants avant l'arrivée d'une nouvelle bâchée, la concentration d'oxygène dans la phase liquide n'a pas encore atteint sa valeur maximale ; elle est en pleine croissance.

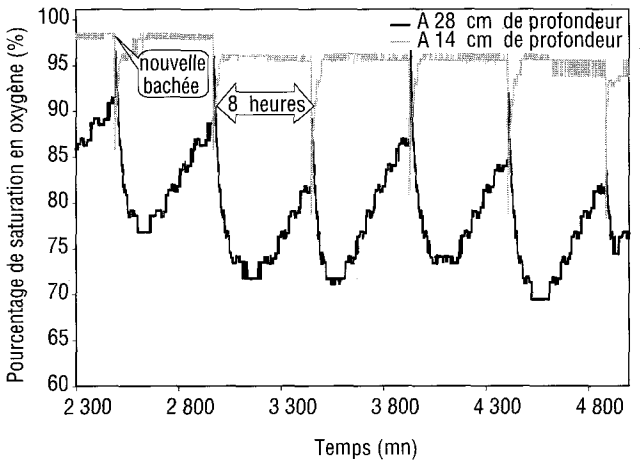

Figure 5 Concentration d'oxygène au sein du sable concassé (milieu colonisé).
Oxygen content within a column containing colonised crushed sand.

Ces deux remarques plaident en faveur de plus de temps de repos entre les bâchées. En effet, d'importants volumes de bâchées assez espacées seraient préférables afin d'optimiser l'aération du massif. D'autre part, elles justifieraient la longue période de repos permettant un renouvellement optimal et durable d'oxygène dans la phase stagnante du massif.

Il est trivial de constater qu'au début de chaque alimentation, alors qu'elle chute de façon instantanée dans la partie supérieure du massif, la teneur en oxygène croît plutôt instantanément dans la partie inférieure. C'est un effet piston dû à la pression de la lame de fluide entrante qui induit un flux convectif d'air. Immédiatement après l'infiltration de l'effluent, proche de la surface d'infiltration, la concentration d'oxygène croît assez rapidement vers la saturation grâce au phénomène d'aspiration d'air provoqué par de forts gradients de concentration induisant une macro-diffusion de l'air atmosphérique vers l'air du sol (LEFFELAAR, 1979 cité par CHRISTENSEN 1986) ; alors qu'elle poursuit sa décroissance à 28 cm. Il est dès lors aisé de supposer que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans la fraction mobile de l'effluent est très faible, voire négligeable. D'après CHRISTENSEN *et al.* (1986), il est de l'ordre de 10^{-4} fois le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air.

2.7 Distribution verticale de la matière organique

Des carottes de 30 grammes du milieu poreux colonisé sont prélevées à différentes hauteurs. Après séchage dans une étuve à 105 °C dans le but d'éliminer l'humidité résiduelle, les échantillons sont calcinés au four à 550 °C afin d'extraire la matière organique. Il ressort sur le graphe ci-dessous une distribution quasiment homogène sur une profondeur de 28 cm (par rapport à une hauteur de remplissage de 40 cm dans la colonne) de la matière organique au sein du sable alluvionnaire. On observe une plus forte décroissance de la

teneur en matière organique dans le sable concassé et donc un taux d'humidité moins important en profondeur ; et par conséquent une meilleure oxygénation.

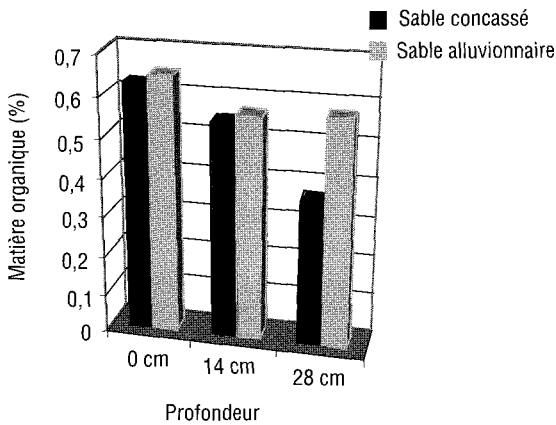

Figure 6 Distribution verticale de la matière organique au sein des colonnes.
Vertical distribution of organic matter within columns.

3 - CONCLUSION

À travers cette étude, une comparaison des performances de traitement biologique des eaux usées de deux réacteurs simulant des lits d'infiltration percolation sur sable a été menée. Des sables d'origine alluvionnaire et des sables concassés constituaient les garnissages des colonnes d'infiltration. Nous avons mis en évidence la simultanéité entre les phénomènes hydrodynamiques à travers les colonnes et les différents processus de transfert gazeux au sein des massifs filtrants. Un développement équilibré de la biomasse est rapidement atteint au sein des sables concassés. Ces derniers supports présentaient en outre une très grande efficacité quant à l'abattement de l'azote. Alors qu'une élimination optimisée du carbone fut préférentiellement obtenue avec du sable alluvionnaire. Ces résultats ont pu être corrélés aux formes et structures des garnissages. Il serait très important de mener une étude s'étalant sur une plus longue période afin d'observer l'avènement du colmatage dans ces réacteurs et son incidence sur les capacités d'infiltration et de filtration.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agence de l'eau, 1992. Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration percolation. Étude inter agences n° 8, Office International de l'Eau, Paris, 1992, 79 p.

BANCOLÉ A.F. BRISSAUD AND T. GNAGNE, 2003. Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration. Water Science and Technology, vol. 48 n° 11-12 pp. 139-146 © IWA Publishing 2003

BOUTIN C., DUCHENE P.H., LIENARD A., (1998). Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Documentation technique FNDAE n° 22, Ed. Cemagref, Antony, 87 p.

CHACHUAT B., (1998). *Traitement d'effluents concentrés par cultures fixes sur gravier.* Rapport de DEA, École National de Génie de l'Eau et de l'Environnement, Strasbourg, 118 p. + annexes.

EL MOSSAOUI, (2001). L'infiltration percolation en traitement des eaux usées : Étude des performances et adaptation *du procédé. Th. Doct. Fondation Universitaire* Luxembourgeoise, Arlon, 228 p. + annexes.

GUILLOTEAU J. A., (1992). Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation. Performances biomasse et renouvellement des gaz. Th. Doct. Université Louis Pasteur, Strasbourg, 156 p. + annexes.

MENORET C., (2001). Traitement d'effluents concentrés par cultures fixes sur gravier ou pouzzolane. Th. Doct. Université des Sciences du Languedoc, Montpellier II, 124 p. + annexes.

SCHWARZ. BENJAMIN C. E., JOSEPH S. DEVINNY, THEODORE T. TSOTSIS., 2001. A Biofilter Network Model – Importance of the pore structure and other large-scale heterogeneities. Chemical Engeering Science 56 475-483.

SCHMITT A., (1989). Modélisation de l'épuration par infiltration. Th. Doct. Université des Sciences du Languedoc, Montpellier II, 261 p.

SÉGURET F., (1998). Étude de l'hydrodynamique des procédés de traitement des eaux usés a biomasse fixée. Application *aux lits bactériens et aux biofiltres. Th.* Doct. Université de Bordeaux I, 108 p. + annexes.

THOMAS H. CHRISTENSEN ; BETH L. PARKER ET JENS CHR REFSGAARD, (1986). Modèle de transport et de consommation d'oxygène en milieux poreux non saturés (English). Dept. Of *Environmental Engineering. Technical* University of Denmark. DK-2800 Lyngby.

TIWARI S.K. and BOWERS. K. L., (2001). Modeling Biofilm Growth for Porous Media Applications Mathematical and Computer Modelling 33 299-319.

WANKO A. MOSE R ET LIENARD A., (2004). Distribution des temps de séjour en infiltration percolation : performances de deux types de matériaux. Revue Techniques Sciences Méthodes (AGHTM).