

Article

"Biodegradable dissolved organic carbon removal during biological filtration on granular activated carbon"

P. Bouillot, P. Servais, G. Billen et Y. Levi

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 5, 1992, p. 33-49.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705152ar>

DOI: 10.7202/705152ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

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 à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

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. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Elimination du carbone organique dissous biodégradable durant la filtration biologique sur charbon actif en grains

Biodegradable dissolved organic carbon removal during biological filtration on granular activated carbon

P. BOUILLOT¹, P. SERVAIS², G. BILLEN², Y. LEVI¹

Reçu le 12 novembre 1991, accepté pour publication le 30 juin 1992*.

SUMMARY

In drinking water production, filtration on granular activated carbon (GAC) is generally used in order to remove by adsorption the dissolved organic matter. Nevertheless, the adsorption capacity of GAC is rapidly saturated and it is so necessary to regenerate the GAC. An interesting alternate has been applied in some treatment plants. It consists to use GAC filtration without regeneration taking benefit of the activity of the microbial community which colonize the GAC particles (RITTMANN and HUCK, 1989). In fact, this biological filtration offers the advantage to specially remove the biodegradable fraction of the dissolved organic carbon (BDOC), which is responsible for the problem of bacterial growth into the distribution networks.

The bacterial nature of the BDOC removal achieved by the biological filtration on GAC has been now clearly demonstrated (SERVAIS *et al.*, 1991) and some important results of the functioning of these filters has been obtained in studies conducted on pilots filters (BOUILLOT *et al.*, 1990 ; SERVAIS *et al.*, 1992). These studies have for example shown that only a very small part of the bacterial biomass produced in the filter is exported with the outflow.

In the present study, biological filtration has been investigated in a full scale treatment line at Choisy-le-Roi in the Parisian suburbs and the results compared with those gained on pilot filters.

The working conditions of the three GAC filters studied are presented in table 1 and compared with those of pilot filters used in a previous study conducted at Neuilly-sur-Marne (table 2). The microbial colonization has been followed in two of the filters. It lasted roughly 3 months to reach biological equilibration, it

1. Compagnie Générale des Eaux, 63, rue d'Anjou, 75008 Paris, France. Tél. 33.1.49.24.49.24.

2. Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, Campus de la Plaine, CP 221, Boulevard du Triomphe, 1050 Bruxelles, Belgique. Tél. 32.2.650.59.95.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 juin 1993.

corresponds to a water volume filtrated of 12 500 m³ per m³ of GAC. Efficiency of the removal during this period is presented in figure 2. Progressively, biological processes take turn with adsorption (fig. 1).

As already demonstrated by SERVAIS *et al.* (1992), the efficiency of biological filtration, calculated in percentage of BDOC removal, increases with increasing contact time whatever the filtration velocity could be in the range 2 m/h to 18 m/h (fig. 3). However, the percentage of BDOC, at similar temperature, is higher in the GAC filters at Choisy-le-Roi than at Neuilly-sur-Marne. The fixed bacterial biomass is also higher at Choisy-le-Roi (average 7.5 µgC/cm³) than at Neuilly-sur-Marne (average 2 µgC/cm³).

Following during two years the functioning of the n° 56 and 38 filters (tables 3, 4 and fig. 5, 7), it seems that the global efficiency of filtration is better in 1990 than in 1989. This can be linked to the greater fluctuations in BDOC in the influent water in 1989 than in 1990, as shown on figure 8. Fluctuations in the quality of the influent water requires a period to reach the equilibrium during which the effluent is characterized by a lower quality (fig. 8). This period is longer at low temperature.

The mathematical model based on the kinetics of the basic microbiological processes involved in biological filtration (the CHABROL model) has been previously developed (BILLEN *et al.*, 1992) in order to simulate the performances of the filtration. It can be used to simulate the vertical profiles of BDOC and bacterial biomass in the filters of the Choisy-le-Roi treatment plant, with modifying only one parameter in the model, the average bacterial mortality "kd" (fig. 4). BDOC decreases versus empty bed contact time (EBCT) calculated by the model are presented on figure 6 for the Choisy-le-Roi and Neuilly-sur-Marne treatment plants and for two temperatures.

From a management point of view, the minimum BDOC is reached for contact time between 15 and 20 minutes at Neuilly-sur-Marne, while at Choisy-le-Roi it is rather between 10 and 15 minutes.

In conclusion, BDOC measurements and CHABROL model constitute powerful tools for management and design of biological GAC filters.

Key-words : BDOC, activated carbon, biodegradation, biological filtration, drinking water.

RÉSUMÉ

En production d'eau potable, la nature bactérienne de l'abattement du carbone organique dissous biodégradable (CODB) observé dans les filtres à charbon actif en grains (CAG) a été démontrée. Les performances de fonctionnement de ce type de contacteur biologique ont été principalement étudiées sur pilotes. Dans la présente étude, elles sont vérifiées et transposées en condition d'exploitation sur une usine de production d'eau potable de la banlieue parisienne. La colonisation bactérienne du CAG a été suivie et montre que l'équilibre biologique est atteint après filtration d'environ 12500m³ d'eau/m³ de CAG. Durant cette phase de colonisation, la biodégradation se substitue progressivement à l'adsorption pour abattre le COD. Après colonisation, l'efficacité des filtres biologiques, exprimée en terme d'abattement de CODB, est fonction du temps de contact quelle que soit la vitesse de filtration (dans la gamme de 2 à 18 m/h). Les résultats de suivis de deux filtres sur deux ans montrent que l'efficacité a été globalement meilleure en 1989 qu'en 1990, cette différence s'explique par les fluctuations plus importantes de CODB dans l'influent en 1989. Un modèle mathématique, établi à partir des équations cinétiques des processus bactériens dans les filtres à CAG (modèle CHABROL), développé sur base d'observations antérieures, permet de simuler correcte-

ment les observations faites au cours de la présente étude. Avec la mesure du CODB, le modèle CHABROL constitue un outil très bien adapté pour contrôler les performances des contacteurs biologiques. Ils permettent, entre autre, de définir le temps de contact optimal de l'eau dans le filtre en fonction d'une température et d'une qualité d'eau donnée dans l'influent et d'une qualité d'eau souhaitée dans l'effluent.

Mots clés : CODB, charbon actif, biodégradation, filtration biologique, eau potable.

ABRÉVIATIONS

CAG	Charbon actif en grains
COT	Carbone organique total
COD	Carbone organique dissous
COR	Carbone organique réfractaire
CODB	Carbone organique dissous biodégradable
EB	Eau brute
EFS	Eau filtrée sablé
EFS03	Eau filtrée sablé ozonée
EFCAG	Eau filtrée charbon
ER	Eau refoulée

INTRODUCTION

En production d'eau potable, la filtration sur charbon actif en grains (CAG) est généralement utilisée dans le but de réduire, par adsorption, la concentration en matières organiques dissoutes. Néanmoins, la capacité d'adsorption du CAG est rapidement atteinte, ce qui suppose de régénérer ou de remplacer fréquemment le charbon. Une alternative intéressante a été appliquée dans certaines usines. Elle consiste à utiliser la filtration sur CAG sans régénération, en tirant bénéfice de l'activité des communautés microbiennes qui ont colonisé les particules de CAG (RITTMANN et HUCK 1989). En fait, cette "filtration biologique" a l'avantage d'éliminer spécifiquement la fraction biodégradable du carbone organique dissous (CODB), mise en cause dans les phénomènes de reviviscence bactérienne dans les réseaux de distribution.

Dans le but d'améliorer notre compréhension des processus intervenant dans la filtration biologique, et pour permettre de dimensionner et faire fonc-

tionner rationnellement ces filtres, des recherches ont été menées dans deux usines du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France, situées dans la Banlieue de Paris (Neuilly-sur-Marne et Choisy-le-Roi). A l'usine de Neuilly-sur-Marne, trois colonnes pilotes, alimentées par de l'eau filtrée sable ozonée de l'usine, et garnies avec 1, 2 et 3 mètres de charbon actif en grains (CAG) neuf, ont été suivies. Les vitesses de filtration imposées, respectivement égales à 6, 9 et 18 m/h, correspondent à un temps de contact identique égal à 10 minutes. Une colonne témoin remplie de CAG usagé sert de référence. Un suivi systématique a été assuré pendant près de 2 ans, et les différents enseignements tirés de ces expériences pilotes (BOUILLOT *et al.*, 1990 ; SERVAIS *et al.*, 1992 ; SERVAIS *et al.*, soumis) et d'une étude antérieure (SERVAIS *et al.*, 1991) sont les suivants :

– L'origine bactérienne de la diminution du COD assurée par la filtration biologique sur CAG a été démontrée.

– La durée de fonctionnement du filtre en adsorption est très faible et correspond environ à 1 mois de fonctionnement en continu pour les temps de contact testés. La colonisation d'un filtre par la biomasse atteint un équilibre après une période d'environ 3 mois (*fig. 1*).

– Seule une très faible partie de la biomasse bactérienne produite dans les filtres est exportée dans l'effluent. La concentration en biomasse fixée par volume de CAG, est dans le cas de Neuilly-sur-Marne égale en moyenne à $2,5 \mu\text{gC}/\text{cm}^3$ CAG, ce qui correspond à environ 10^8 bact./ cm^3 de CAG. Le nombre de bactéries comptabilisé dans l'effluent est de l'ordre de 10^5 bact./ml (ce qui équivaut à environ $3 \mu\text{C}/\text{l}$ d'eau qui sont négligeables par rapport aux quelques $0,5 \text{ mg COD}/\text{l}$ éliminés au cours de la filtration).

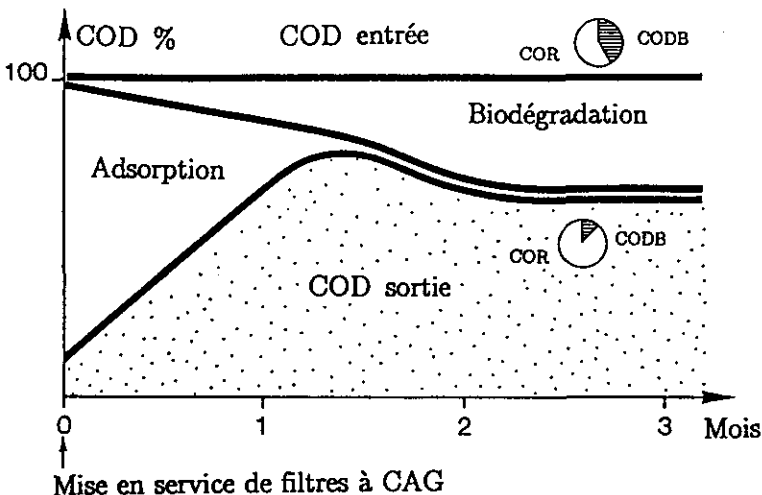


Figure 1 Schématisation du fonctionnement en adsorption et biologique d'un contacteur à CAG à partir de sa mise en service, cas de Neuilly-sur-Marne, d'après Bouillot *et al.* (1990).

Scheme of a biological contactor running from it start, in adsorption and biological conditions; case study of Neuilly-sur-Marne, from Bouillot et al. (1990).

– Le lavage d'un filtre (dans nos conditions, 5 minutes air + eau, puis 20 minutes avec de l'eau seule à contre-courant à 25 m/h) n'enlève au maximum que 5 % de l'activité bactérienne. L'effet du lavage peut donc être considéré comme négligeable.

– L'efficacité de la filtration, calculée en pourcentage d'élimination du CODB, augmente avec le temps de contact de l'eau dans la masse filtrante, et ceci quelles que soient les vitesses de filtration appliquées (dans la gamme testée de 2 à 18 m/h). On atteint toutefois un optimum qui est fonction de la température et de la qualité de l'eau à traiter.

– L'élimination du CODB décroît avec la baisse de température, tandis que la quantité de biomasse fixée moyenne sur l'ensemble du filtre reste approximativement constante.

Ces résultats ont servi à établir et valider un modèle mathématique qui décrit les performances de la filtration biologique. Ce modèle, dénommé CHABROL, est basé sur l'association des équations qui décrivent l'ensemble des cinétiques des processus microbiologiques de base mis en cause dans la filtration biologique (BILLEN *et al.*, 1992). Un tel modèle constitue un outil puissant pour la conduite et le dimensionnement des filtres à CAG biologiques.

A partir de ces résultats, une nouvelle tranche de filtres, composée de 12 nouveaux réacteurs à CAG, a été dimensionnée pour l'usine de Choisy-le-Roi. Sa mise en service a eu lieu en avril 1989. Les contacteurs sont garnis de charbon de bois (Picabiol, T.E = 0,8 mm) sur une hauteur de 1,5 m, excepté un filtre dont la hauteur de CAG est de 2,5 m. Une étude, programmée jusqu'en janvier 1991, a porté sur le suivi de la cinétique de colonisation bactérienne, le suivi de la qualité de l'eau filtrée CAG, avec des mesures systématiques de COD, CODB, de biomasse libre dans l'effluent et fixée sur le CAG. Dans cet article, nous comparons les résultats obtenus durant l'étude sur pilote et une phase d'exploitation en usine, et ceci sur deux types d'eau de surface que sont la Marne qui alimente l'usine de Neuilly-sur-Marne et la Seine qui alimente celle de Choisy-le-Roi.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

La biomasse bactérienne fixée est estimée par mesure de la respiration potentielle de glucose marqué, méthode proposée par SERVAIS *et al.*, (1991).

Le COD est mesuré sur un analyseur Dohrmann DC180 avec oxydation UV/persulfate. La concentration en CODB est mesurée par la méthode proposée par SERVAIS *et al.*, (1987 ; 1989) : technique utilisant les bactéries autochtones en suspension comme inoculum (BL), ou par la méthode proposée par JORET *et al.*, (1986 ; 1989) : technique utilisant des bactéries fixées sur sable comme inoculum (BF). Une intercalibration réalisée entre les 2 méthodes sur 18 points a donné de bonnes corrélations ; il faut noter néanmoins un facteur d'environ 2 entre CODB (BF) et le CODB (BL). En effet, l'équation de la droite de corrélation est la suivante :

$$\text{CODB (BF)} = 2,07 \text{ CODB (BL)} - 0,03 \text{ avec } r^2 = 0,90 \text{ pour } n = 18.$$

La biomasse bactérienne dans l'eau d'entrée et de sortie des filtres est quantifiée par microscopie en épifluorescence après coloration des bactéries à l'acridine orange (HOBBIE *et al.*, 1977).

L'usine de Choisy-le-Roi (PHILIPOT *et al.*, 1991) a une capacité de production d'eau potable de 800 000 m³/j. Les différentes étapes de traitement comprennent une préozonation (taux O₃ = 0,8 à 1 g/m³), une coagulation/floculation (taux de coagulant = 15 à 30 g/m³), une filtration rapide sur sable (H = 1,2 m et V = 4 à 8 m/h), une interozonation (régulée sur l'action virulicide en 1989, taux O₃ = 1,5 à 2,5 g/m³). En 1990, le taux d'ozone a été porté entre 4 et 5 g/m³ des mois d'avril à septembre dans le but de traiter l'atrazine (BOUILLOT *et al.*, 1991), une filtration rapide sur CAG et une chloration.

Dans l'étape de filtration sur CAG, trois filtres ont été suivis plus particulièrement : deux des 12 nouveaux filtres (F 55 et F 56) et un ancien (F 38), pris comme filtre témoin, car saturé vis-à-vis de l'adsorption de la matière organique et des micropolluants, et à l'équilibre du point de vue de la colonisation bactérienne. Les trois filtres sont garnis du même type de charbon, fabriqué à base de bois (PICABIOL). Ces trois filtres ont été déconnectés de la régulation de débit imposée par l'usine et mis sur pilotage manuel, afin de maîtriser la vitesse de filtration (ou le temps de contact) de l'eau sur ces 3 filtres (tableau 1).

Tableau 1 Conditions de fonctionnement des 3 filtres à CAG étudiés.

Table 1 Working conditions of the three GAC filters studied.

Numéro code	Date de mise en service	Hauteur CAG	Vitesse eau (m/h)	Temps contact (min)
F 38	1984	1m	6	10
F 55	1989	1,5m	9	10
F 56		2,5m	15	10

Pour le suivi de la colonisation bactérienne, 6 campagnes de prélèvements sur le filtre 56 ont été réalisées du 2/04 au 27/09/89. La dernière a permis de comparer l'élimination du COD dans le filtre 56 réglé à 10 minutes de temps de contact et dans un autre filtre réglé à 15 minutes de temps de contact.

RÉSULTATS

Confirmation des résultats de l'étude pilote

La figure 2 compare dans les cas de Neuilly-sur-Marne et Choisy-le-Roi les profils respectifs des pourcentages d'élimination du carbone organique dissous réfractaire (COR) et du CODB (BL) en fonction du volume d'eau filtrée

par m^3/CAG après la mise en service des filtres. Le même phénomène de remplacement progressif de l'adsorption par la biodégradation comme processus d'abattement du CODB s'observe dans les deux cas.

Au moment de la mise en service des filtres à Choisy-le-Roi, en mars 1989, les pourcentages d'abattement du COR et du CODB sont semblables et de l'ordre de 70 %. Par la suite, le pourcentage d'élimination du COR, qui résulte uniquement de l'adsorption, diminue rapidement pour atteindre 5 à 10 % trois mois plus tard. Dans le même temps, le rendement d'élimination du CODB, par voie biologique, atteint lui une valeur de 60 à 80 %.

A Choisy-le-Roi, la durée de la phase d'ensemencement jusqu'à l'équilibre biologique correspond au passage de $12\,500\text{ m}^3\text{ eau}/\text{m}^3\text{ CAG}$, soit un débit massique, exprimé en CODB (BL), de $7,1\text{ kg CODB}/\text{m}^3\text{ CAG}$, si l'on se réfère à une concentration moyenne de $0,57\text{ mg CODB}/\text{l}$ dans l'influent. Dans le cas de Neuilly-sur-Marne, l'équilibre biologique était atteint après la filtration de $14\,400\text{ m}^3\text{ eau}/\text{m}^3\text{ CAG}$, correspondant à un débit massique de $6,9\text{ kg CODB}/\text{m}^3\text{ CAG}$; la concentration moyenne en CODB dans l'influent sur la période étudiée était égale à $0,48\text{ mg CODB}/\text{l}$. Ces valeurs peuvent être considérées comme quasiment identiques, compte-tenu de la précision analytique des méthodes de dosage.

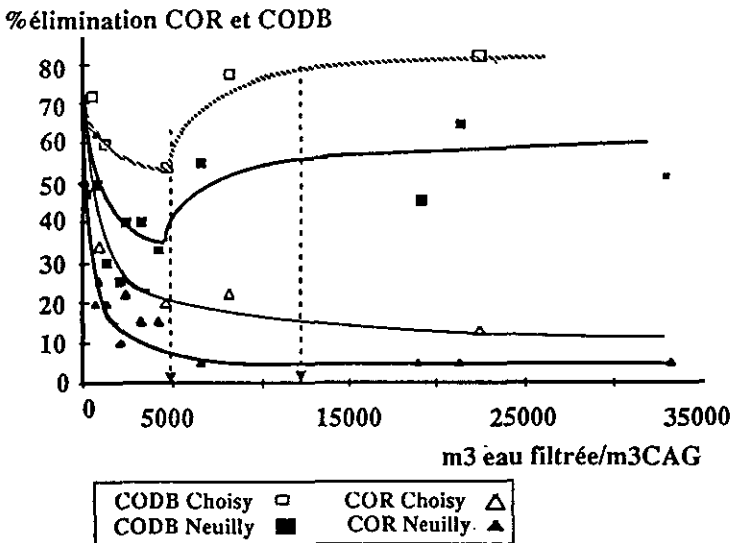


Figure 2 Schéma de l'évolution des rendements d'élimination du COR et du CODB(BL) dès la mise en service des filtres à CAG de Choisy-le-Roi et Neuilly-sur-Marne en fonction du volume d'eau filtrée/ $\text{m}^3\text{ CAG}$.

Refractory organic carbon and BDOC removal yields, from the start of Choisy-le-Roi and Neuilly-sur-Marne GAC filters, plotted against filtered water volume/ $\text{m}^3\text{ GAC}$.

Mise en évidence de la spécificité de l'usine de Choisy-le-Roi

Le tableau 2 résume l'ensemble des paramètres caractérisant le fonctionnement des filtres à CAG dans les deux usines.

Certaines différences de fonctionnement ont pu être mises en évidence par rapport aux observations précédemment réalisées sur les filtres pilotes de Neuilly-sur-Marne. Ainsi, les filtres de Choisy-le-Roi présentent une concentration en biomasse bactérienne à l'équilibre significativement plus élevée que celle atteinte à Neuilly-sur-Marne. En effet, la concentration en biomasse fixée moyenne dans les filtres de Choisy-le-Roi est de $7,5 \mu\text{gC}/\text{cm}^3$ de CAG, tandis que celle observée à Neuilly-sur-Marne était en moyenne égale à $2 \mu\text{gC}/\text{cm}^3$ de CAG.

Tableau 2 Comparaison des paramètres caractérisant le fonctionnement des filtres à CAG des usines de Neuilly et Choisy (Température de référence = 18 à 20 °C, temps de contact de 10 minutes).

Table 2 Comparison of parameters characterising the working conditions of neuilly and Choisy GAC filters (temperature = 18 to 20 °C, empty bed contact time (EBCT) = 10 minutes).

Paramètres	Unité	Neuilly	Choisy
COD	mg/l	1,75	2,00
CODB (BL)	mg/l	0,48	0,57
Biomasse fixée	$\mu\text{gC}/\text{cm}^3$ CAG	2,5	7,5
Biomasse libre	N/ml	$0,7 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^5$
<i>Stabilité du fonctionnement biologique</i>			
Temps de colonisation	jours	100	75
Volume d'eau filtré jusqu'à équilibre	$\text{m}^3\text{eau}/\text{m}^2$ filtre	14 400	12 500
[CODB]	kg/m^3 CAG	6,9	7,12
Rendement d'élimination à l'équilibre	%	60	80
<i>Stabilité du fonctionnement en adsorption</i>			
Temps de colonisation	jours	30	30
Volume d'eau filtré jusqu'à équilibre	$\text{m}^3\text{eau}/\text{m}^2$ filtre	4320	4800
[COD]	kg/m^3 CAG	7,56	9,6
Rendement d'élimination à l'équilibre	%	5	10
kd, (coeft de mortalité de la biomasse fixée)	h^{-1}	0,075	0,062

L'application du modèle CHABROL (BILLEN *et al.*, 1992) suggère deux causes à cette différence : une concentration en CODB dans l'influent plus élevée à Choisy-le-Roi, associée à une mortalité légèrement plus faible des bactéries. En définitive, ces particularités confèrent aux filtres de Choisy-le-Roi des performances nettement supérieures en ce qui concerne l'abattement du CODB. La figure 3 illustre cette observation en comparant les rendements d'élimination du CODB obtenus sur l'eau de Seine (Choisy-le-Roi) et de Marne (Neuilly-sur-Marne), en fonction du temps de contact et pour des températures différentes.

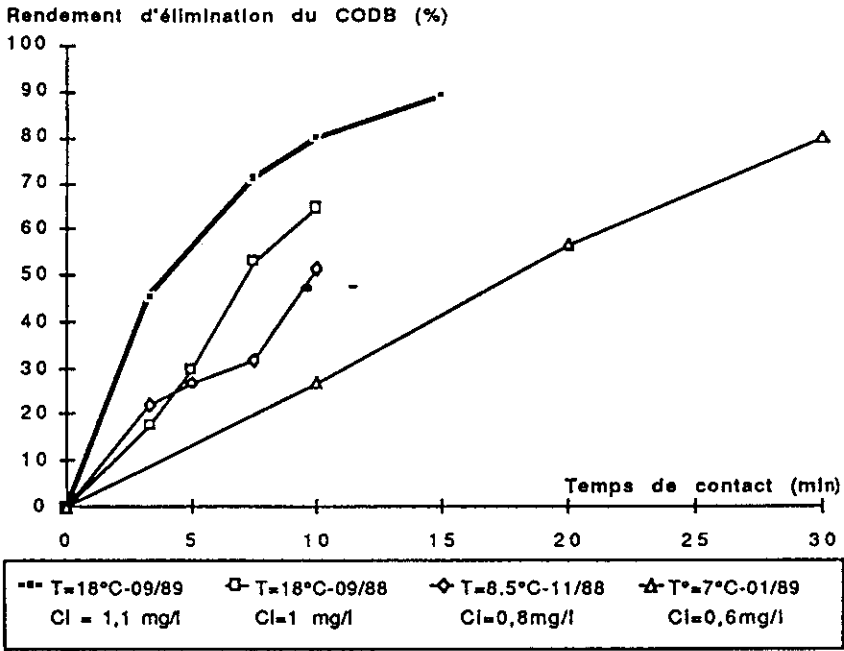


Figure 3 Rendements d'élimination du CODB(BL) par voie biologique en fonction du type d'eau, de la température et du temps de contact (eau de Seine : symboles noirs, eau de Marne : symboles ouverts).

BDOD removal yield through biological way plotted against and empty bed contact time at various temperature (Seine water : black symboles, Marne water : open symboles).

Le modèle CHABROL, mis au point sur les filtres pilotes de Neuilly-sur-Marne, a pu être appliqué sans modification de principe aux filtres de Choisy-le-Roi et a permis, moyennant l'ajustement d'un seul paramètre caractéristique de la mortalité de bactérienne fixée (k_d), de simuler de manière très satisfaisante (fig. 4) les observations relatives au fonctionnement à l'équilibre des filtres. La figure 4 superpose les profils de concentration en biomasse fixée et en CODB en fonction de la profondeur du filtre mesurés expérimentalement et simulés avec deux taux de mortalité différents ($k_d = 0,075 \text{ h}^{-1}$, spécifique de l'eau de Marne et $k_d = 0,062 \text{ h}^{-1}$, très bien adapté à l'eau de la Seine).

Bilan des premiers mois de fonctionnement

Le tableau 3 résume l'ensemble des résultats communs aux 3 filtres étudiés à Choisy-le-Roi pendant la première année pour chaque fraction du COD. Il illustre la similitude de fonctionnement entre les deux filtres neufs indépendamment de la vitesse de passage de l'eau. Les phénomènes d'adsorption et de biodégradation sont mis en évidence sur les trois premiers mois qui suivent la mise en service des filtres, et sur les six mois suivants.

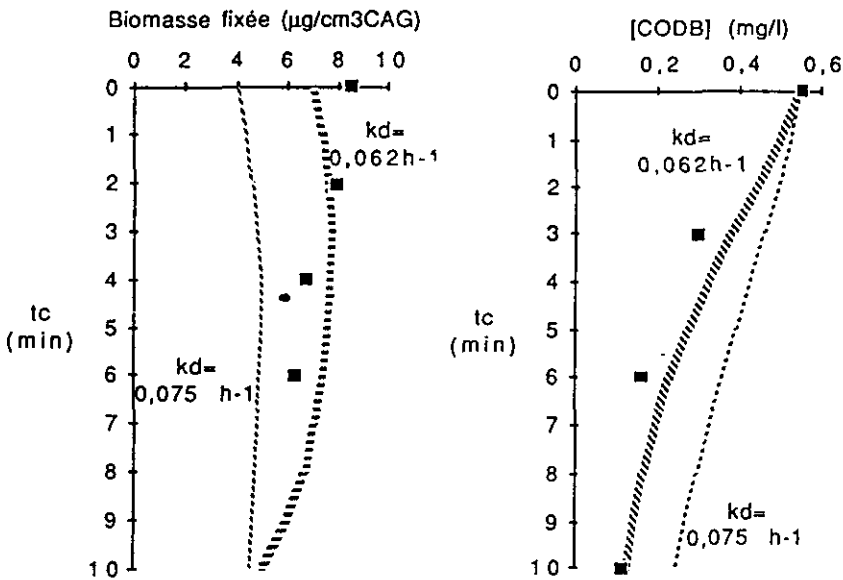


Figure 4 Superposition des concentrations en CODB(BL) et en biomasse fixée (■) mesurées dans le filtre 56 (hauteur du CAG = 2,5 m ; vitesse de filtration 15 m/h, donc temps de contact de 10 min ; $T = 18,6\text{ }^{\circ}\text{C}$) et de la simulation calculée par le modèle CHABROL pour deux valeurs du taux de mortalité (k_d). Profil relevé six mois après la mise en service du filtre.

Comparison of BDOC and fixed biomass measured concentrations in the filter 56 (GAC height = 2,5 ; water linear rate = 15 m/h with EBCT = 10 min ; $T = 18,6\text{ }^{\circ}\text{C}$) with a simulation calculated with the CHABROL model for two values of bacterial mortality rate (k_d). The experimental values were sampled 6 months after new filters start.

Tableau 3 Concentrations de chaque fraction du COD en sortie des filtres 38, 55 et 56 durant la première année de mise en service des 2 filtres neufs.

Table 3 Concentrations of each DOC fraction in the outflow of GAC filters 38, 55 and 56 during the first year of new filters start.

Sortie		COD	COD _{Bf}	COR		COD	COD _{Bf}	COR
F55		1,37	0,43	0,93		1,67	0,57	1,11
F56	A	1,38	0,38	1,00	B	1,65	0,58	1,07
F38		1,62	0,44	1,17		1,68	0,48	1,20

A : moyenne de 4 points relevés durant les 3 premiers mois.

B : moyenne sur 7 points relevés sur les 6 mois suivants.

A : 4 points average taken during 3 first months.

B : 7 points average taken during next 6 months.

La figure 5 compare les concentrations en COR et en CODB(BF) à la sortie de deux filtres, le 56 (neuf) et le 38 (témoin colonisé). La différence de fonctionnement vis-à-vis de l'adsorption est très nette le jour de mise en

service du filtre. Ensuite, jusqu'en septembre 1989, la concentration en COR est supérieure en sortie du filtre 38 et les phénomènes d'adsorption du COD par l'autre filtre, bien que faibles, sont sensibles. Globalement, on élimine, en sortie du filtre 38, 2 % du COR (*tableau 4*), ce qui correspond à un rendement classiquement observé pour des filtres saturés fonctionnant par voie biologique. Sur le filtre 56, le rendement moyenné sur l'ensemble de l'année 1989 atteint 4 % du COR.

L'élimination du COD par voie biologique prolonge les phénomènes d'adsorption, et le CODB(BF), dont la concentration moyenne est égale à 0,5 mg/l, est globalement identique en moyenne à la sortie des 3 filtres.

Le rendement moyen d'élimination du CODB (BF) en 1989 en sortie des filtres 56 et 38 est respectivement de 24 % et 21 % (*tableau 4*).

La similitude du fonctionnement biologique des deux filtres 55 (1,50 m de CAG) et 56 (2,50 m de CAG), pour un même temps de contact, indépendamment de la hauteur de CAG et de la vitesse de filtration (respectivement 9 et 15m/h) est démontrée en 1989. Ce résultat est confirmé en 1990.

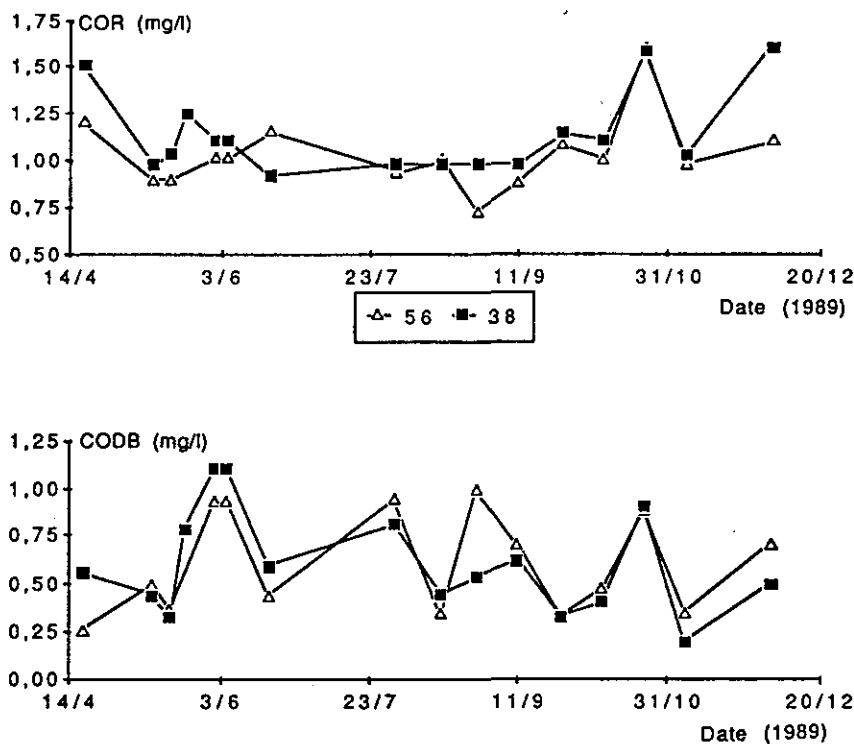


Figure 5 Représentation des concentrations en COR et CODB(BF) à la sortie des filtres 56 et 38 au cours des premiers mois qui ont suivi la mise en service des filtres neufs.

Refractory organic carbon and BDOC concentrations in the outflow of filters 56 and 38 during first months after new filters start.

Tableau 4 Moyenne des concentrations initiales et des rendements éliminés par étape, du COD et de ses fractions, sur l'ensemble des deux années 1989 et 1990.

Table 4 Average of initial concentrations and removed yield of DOC and its fractions, at each step of treatment, for 1989 and 1990 years.

	EB			EFSO3			Sortie 56			Sortie 38			ER		
	COD	CODB	COR	COD	CODB	COR	COD	CODB	COR	COD	CODB	COR	COD	CODB	COR
(mg/l)															
1989	2,70	1,00	1,67	2,02	0,80	1,22	1,65	0,60	1,04	1,75	0,60	1,15	1,63	0,50	1,12
1990	2,72	0,90	1,85	1,73	0,48	1,26	1,45	0,34	1,11	1,46	0,35	1,12	1,48	0,35	1,16
Rdt élimination (%)															
1989				25	20	27	18	24	04	13	21	02	20	38	8
1990				37	46	32	16	36	07	15	31	07	14	32	7

Les rendements d'élimination sont calculés par rapport à l'étape de traitement précédente. Méthode de dosage BF (n = 9 points pour chaque année sur les filtres 38 et 56 et 20 points pour les postes globaux).

DISCUSSION

Optimisation de la filtration biologique

Dans des conditions de fonctionnement ponctuelles (une série de mesures en régime stationnaire) et dans une gamme de température favorable (18-20 °C), un temps de contact de 10 minutes permet d'atteindre dans les ouvrages actuels un rendement optimal vis-à-vis de l'élimination du CODB(BL).

La figure 6 représente une simulation de la décroissance en CODB (BL) par le modèle CHABROL, pour une concentration initiale en CODB égale à 1 mgC/l, pour deux conditions extrêmes de température (2 et 20 °C) et deux coefficients de mortalité bactérienne. Il apparaît alors que, pour l'eau de Neuilly-sur-Marne la concentration minimale en CODB sera atteinte entre 15 et 20 minutes de temps de contact, tandis que pour Choisy-le-Roi le temps optimal d'élimination du CODB(BL) sera compris entre 10 et 15 minutes. Cette différence de comportement entre les 2 types d'eau est également illustrée à la figure 3 présentant les résultats expérimentaux.

Bilan sur l'ensemble des 2 années à Choisy-le-Roi

Le tableau 4 rassemble la moyenne des concentrations relevées pour chaque fraction du COD, des rendements d'élimination à partir de l'eau de Seine (EB), l'eau filtrée sable ozonée de l'usine (EFSO3), la sortie des filtres 56 et 38 et l'ensemble de l'eau produite (ER). Les résultats obtenus en 1989 et 1990 sont comparés. Le fonctionnement des 2 filtres 56 et 38 est similaire en 1989 et 1990. Par contre leur efficacité fluctue d'une année à l'autre

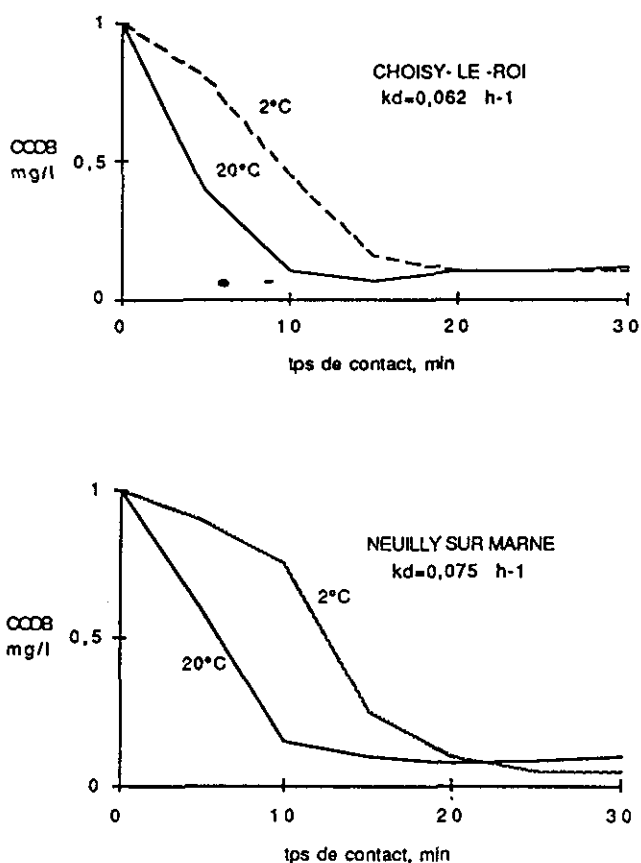


Figure 6 Simulation par modèle CHABROL de la décroissance du CODB(BL) en fonction du temps de contact, pour deux températures pour Choisy-le-Roi et Neuilly-sur-Marne.

Simulation with the CHABROL model of BDOC decrease plotted against EBCT, for two temperatures in the cases of Choisy-le-Roi and Neuilly-sur-Marne.

(1989/1990), bien que les concentrations en COD et CODB dans l'eau brute soient comparables sur les 2 années. En effet, en 1990, la moyenne des concentrations en CODB(BF) en sortie des filtres est égale à 0,35 mg/l, contre 0,6 en 1989. L'efficacité du traitement en 1990 vis-à-vis du COD et du CODB(BF), d'une manière générale, est supérieure à celle de 1989.

La figure 7 représente les variations en CODB (BF) de l'eau brute en 1989 et 1990. La figure 8 exprime les variations des concentrations en CODB (BF) relevées sur les eaux brutes et les eaux filtrées CAG en 1989 et 1990. Cette représentation statistique signifie que la moitié des valeurs sont situées entre les deux extrémités de la boîte. La ligne du milieu représente la médiane. Si la distribution est symétrique, celle-ci est centrée. Les lignes qui s'étirent au-

dessus et au-dessous de la boîte sont appelées les moustaches. P.e., la moustache du haut s'étire à partir de la valeur du 3^e quartile jusqu'à celle du 9^e décile. Les points au-dessus traduisent les valeurs extrêmes et leur nombre. Pour des valeurs médianes de l'eau brute très proches, respectivement en 1989 et 1990 de 1 et 0,9 mg/l, les écarts et le nombre de valeurs extrêmes sont beaucoup plus importants en 1989. Il s'en suit une plus grande dispersion sur les concentrations relevées dans les eaux filtrées CAG. La figure 7 illustre bien le fait que chaque pic de concentration en CODB (BF) est reporté en fin de traitement.

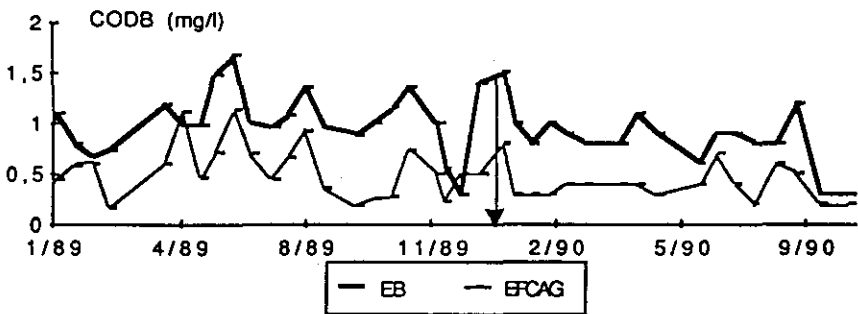


Figure 7 Profils des concentrations en CODB(BF) des eaux brutes et des eaux filtrées CAG en 1989 et 1990.

BDOC concentrations in raw and GAC filtered waters during 1989 and 1990.

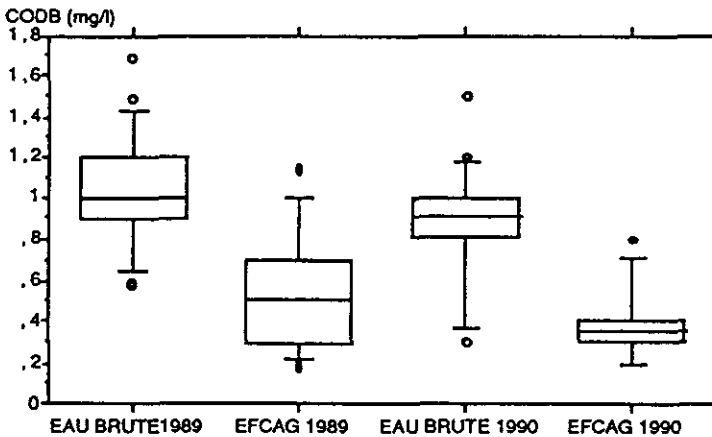


Figure 8 Expression des variations des concentrations en CODB relevées sur les eaux brutes et les eaux filtrées CAG en 1989 et 1990.

Expression of BDOC concentrations variations in raw and GAC filtered waters sampled in 1989 and 1990.

Une simulation par le modèle CHABROL (fig. 9), qui consiste à augmenter brutalement une concentration en CODB de 0,25 mg/l à 1 mg/l, montre que, pour une température de 10 °C, l'état d'équilibre du filtre, correspondant à son optimum de fonctionnement, n'est toujours pas atteint au bout de 5 jours (120 h). A 20 °C, cette adaptation sera plus rapide, mais insuffisante. C'est la raison essentielle qui explique sans doute les meilleurs rendements et les concentrations plus faibles obtenus en sortie des filtres à CAG en 1990 qu'en 1989. Il faut néanmoins remarquer qu'en 1990, les taux d'interozonation appliqués ont été 2 fois supérieurs à ceux de 1989 pendant 5 mois, et qu'il y a eu des injections faibles et très-punctuelles de charbon actif en poudre à l'étape de clarification pendant le mois de juillet (BOUILLOT *et al.*, 1991). Les conditions d'exploitation de l'usine sont par ailleurs identiques.

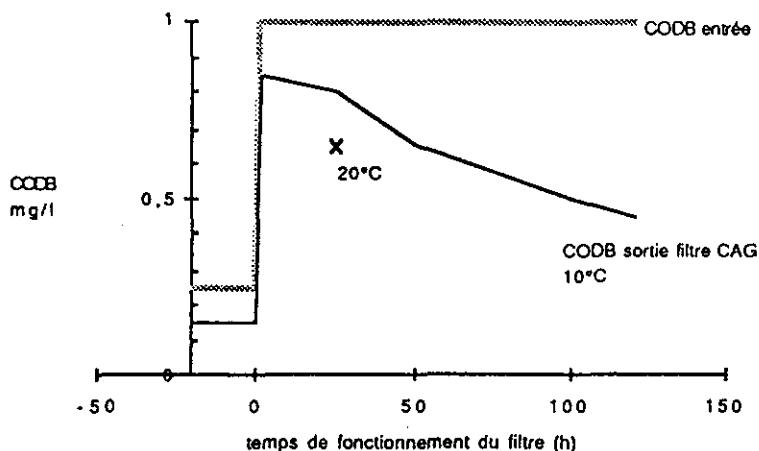


Figure 9 Simulation d'un état transitoire, provoqué par une brutale augmentation du CODB en entrée de filtre. Choisy-le-Roi ($k_d = 0,062 \text{ h}^{-1}$), temps de contact de 10 minutes.

Simulation of a transitory state caused by a rapid increase of filter inflow BDOC concentration. Choisy-le-Roi ($k_d = 0,062 \text{ h}^{-1}$), EBCT = 10 minutes.

Les deux méthodes de dosage du CODB utilisées (BF ou BL) permettent d'apprécier qualitativement de la même manière le fonctionnement des contacteurs biologiques. Par contre, les performances quantitatives ne sont pas comparables, les rendements obtenus par la méthode (BL) sont en général compris entre 60 et 80 %, ils sont compris entre 25 et 35 % lorsqu'ils sont calculés à partir de l'autre méthode de dosage, dans des conditions de fonctionnement identiques. Nous n'avons pas d'explication actuellement sur cet état de fait. Il convient donc d'associer les performances à la méthode de dosage du CODB employée.

CONCLUSION

Un contacteur à charbon actif en grains (CAG) est un bon support de biodégradation du carbone organique dissous (COD). L'adsorption par le charbon du couple "carbone organique dissous réfractaire (COR) et carbone organique dissous biodégradable (CODB)" compense la période d'ensemencement par les bactéries qui est d'environ 3 mois dans les cas étudiés. Une fois l'équilibre atteint, 60 à 80 % du CODB sont ainsi éliminés.

La mesure du CODB et le modèle CHABROL sont des outils très bien adaptés pour contrôler les performances des contacteurs biologiques. Ils permettent entre autre de définir le temps de contact optimal de l'eau dans le filtre en fonction d'une température et d'une qualité d'eau données.

L'ensemble des observations faites sur pilote sont confirmées en grandeur réelle. Le modèle CHABROL, développé sur des pilotes, s'applique parfaitement au fonctionnement de filtres en usine, moyennant des adaptations dues à la spécificité de l'eau.

Des travaux publiés par ailleurs (LEVI et JORET 1990 ; SERVAIS *et al.*, dans ce volume) montrent qu'il faut atteindre de très faibles teneurs de CODB en fin de filière pour prévenir toute reviviscence bactérienne dans le réseau. Des efforts sont à faire pour réduire, d'une part, l'influence de la nature et de la qualité des traitements en amont des filtres à charbon et, d'autre part, des variations rapides de la qualité de l'eau brute sur la qualité finale de l'eau vis-à-vis du CODB.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée pour le compte du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIF) et a été subventionnée par l'agence de bassin Seine Normandie (AFBSN).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BILLEN G., SERVAIS P., VENTRESQUE C., BOUILLLOT P., 1992. Functioning of biological filters used in drinking water treatment: the CHABROL model. *Aqua*, 41, 4, 231-241.
- BOUILLLOT P., BILLEN G., SERVAIS P., TRANCART J.L., 1990. Biological contactors in the treatment of surface water to produce drinking water. Design and operating data, Proc. A WWA Ann. Conf., Cincinnati, 17-21 juin, 1987-1991.

- BOUILLOT P., FAUQUEZ S., BENEZET M., TRANCART J.L., 1991. Bilan sur les possibilités de traitement de l'atrazine dans une filière de production d'eau potable, *Proc. 18ème congrès de L'AIDE*, sujet spécial n° 11, Copenhague, 25-31 mai.
- HOBBIE J.E., DALEY J.J., JASPER S., 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy, *Appl. Environ. Microbiol.*, 33,1225-1228.
- JORET J.C., LEVI Y., 1986. Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique, *Trib. Cebedeau*, 510, 39,3-9.
- JORET J.C., LEVI Y., GIBERT M., 1989. The measurement of bioeliminable dissolved organic carbon (BDOC): A tool in water treatment, *Wat. Supply*, 7, 41-45.
- LEVI Y., JORET J.C., 1990. Importance of bioeliminable dissolved organic carbon (BDOC) control in strategies for maintaining the quality of water during distribution, *Proc. A WWA WQTC*, San Diego, 1267-1279.
- PHILIPOT J.M., BABLON G., LEVI Y., CHANTEUR D., DESVIGNES V., 1991. Un haut lieu de la technique: l'usine de traitement des eaux de Choisy-le-Roi (Val de Marne), *Travaux*, Juil-Août, 45-58.
- RITTMANN, B.E., HUCK, P.M., 1989. Biological treatment of public water supplies. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19-2, 119-184.
- SERVAIS P., BILLEN G., HASCOET M.C., 1987. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters, *Water Res.*, 21, 445-450.
- SERVAIS P., ANZIL A., VENTRESQUE C., 1989. A simple method for the determination of biodegradable dissolved organic carbon in waters, *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 2732-2734.
- SERVAIS P., BILLEN G., VENTRESQUE C., BABLON, G., 1991. Microbial activity in granular activated carbon filters at the Choisy-le-Roi drinking water treatment plant, *J.A.W.W.A*, 83, 62-68.
- SERVAIS P., BILLEN G., BOUILLOT P., BENEZET, M., 1992. A pilot study of biological GAC filtration in drinking water treatment, *Aqua*, 41, 3, 163-168.
- SERVAIS P., BILLEN G., BOUILLOT P., Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking water treatment, *Journal of Environmental Engineering*, soumis pour publication