

Élimination de la turbidité, de l'ammonium, du fer et des coliformes par filtration lente sur milieux poreux.

Disa-Disa P.^{1,2*}, Culot M.², Kalala I.¹, Lobo J.³, Ekoko G.³, Mulaji C.¹

Abstract

Paper History

Received:
October 14, 2015

Revised:
December 17, 2015

Published online :
March 27, 2016

Keywords:

slow filtration, porous media, turbidity, iron, ammonium, coliforms

Elimination of turbidity, ammonium, iron and coliforms by slow filtration through porous media

The objective of this study is to highlight the potential of slow filters to eliminate contaminants in water for human consumption. We examined purification performance of mono media filter materials (sand or charcoal) and dual media (charcoal-sand) on pilot systems receiving water with low turbidity surface (≤ 32 NTU turbidity). The results show significant reduction efficiencies for turbidity, concentrations of iron and ammonium, and concentration of total and thermotolerant coliforms. Indeed turbidity was below 1 NTU to 97% in the filters F1 (100 cm sand) and F3 (50 cm charcoal and 50 cm sand), and 100% for the filter F2 (100 cm charcoal). Iron concentrations in the three filters are below 0.3 mg/l with means rebates rate of more than 95%. For removal of N-NH4+, all filters achieved very good nitrification of ammonium with average rebates rate of more than 98%. Regarding removal of total and thermotolerant coliforms, different filters (F1, F2 and F3) reduced substantially coliforms levels without complete elimination.

The improvement of the physico-chemical and bacteriological qualities of water depends primarily on the biological maturity of the filtering beds and the formation of biofilm on the surface of the media. Nevertheless, the efficiencies of the mono media filter containing sand are the lowest. Overall, we showed that the slow filter is a reliable, safe and effective technology for water purification.

¹Laboratoire de chimie des eaux, Département de Chimie, Faculté des Sciences, Université de Kinshasa, BP. 190, Kinshasa XI, République Démocratique du Congo

²Laboratoire d'écologie microbienne et d'épuration des eaux, Gembloux Agro-BioTech (GxABT), Université de Liège, Gembloux, B-5030, Belgique

³Laboratoire de chimie nucléaire et de radiochimie, Département de chimie, Faculté des Sciences, Université de Kinshasa, BP. 190, Kinshasa XI, République Démocratique du Congo

* To whom correspondence should be addressed: disadisap@yahoo.fr

INTRODUCTION

Les eaux naturelles (eaux de surface, eaux souterraines peu profondes, etc.) sont les principales sources pour la production d'eau potable. Ces eaux peuvent être contaminées par les polluants chimiques organiques/inorganiques et les agents pathogènes (bactéries, champignons, protozoaires et virus) de diverses origines. Pour produire de l'eau de meilleure qualité destinée à la consommation humaine à partir des eaux naturelles, les contaminants physico-chimiques, chimiques et les agents pathogènes doivent être enlevés. Une de manière efficace d'éliminer ces contaminants est de réaliser la

filtration de l'eau sur les filtres lents à sable qui offrent l'avantage d'une grande efficacité et d'une exploitation simple [VAN DIJK et OOMAN, 1978; ELLIS, 1985; SCHULER et al., 1991; WELTE et MONTIEL, 1996; LOGSDON et al., 2002 ; HIJNEN et al., 2004].

La filtration lente sur sable est une technologie acceptable pour le traitement de l'eau potable en milieu rural parce qu'elle est simple d'utilisation et moins coûteuse que le système traditionnel de traitement d'eau potable [VISSCHER, 1990 ; ADIN, 2003]. Le filtre lent à sable peut être construit à partir des matériaux

locaux et fonctionner sans utilisation d'équipement spécialisé [PAGE *et al.*, 2006].

Malgré les avantages attrayants de cette technique par rapport à d'autres technologies conventionnelles, il y a quelques limites significatives concernant certains types d'eaux [BELLAMY *et al.*, 1985a; COLLINS *et al.*, 1994a]. Les filtres lents à sable sont moins efficaces pour éliminer la couleur de l'eau, la matière organique et les sous-produits de la chloration comme les trihalométhanes. Néanmoins, les filtres lents à sable peuvent être modifiés en incorporant une couche de charbon actif afin d'améliorer la capacité d'élimination des substances organiques, la couleur et les microorganismes. Par exemple, Fox *et al.* [1984] ont rapporté que les filtres à charbon actif opérant à une vitesse de filtration faible ont éliminé la matière précurseur organique au-delà de 90 %. Collins *et al.* [1989] ont constaté des abattements supérieurs à 75 % dans un filtre lent à sable couvert d'une couche de 7,6 cm de charbon actif.

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer le potentiel des filtres lents comme un processus éprouvé et performant de traitement d'eau potable. Il s'agit de déterminer : (i) l'efficacité des filtres à enlever la turbidité, le fer et l'ammonium, les coliformes totaux et thermotolérants dans l'eau à traiter; (ii) l'effet d'un matériau filtrant (monocouche et bicouches) sur l'élimination des contaminants physico-chimiques, chimiques et bactériologiques. En effet, pour mieux appréhender l'impact de chacun des matériaux filtrants ou leur combinaison, les différents filtres ont été alimentés avec la même eau brute. De plus, ils ont été testés en parallèle dans les mêmes conditions.

MATERIEL ET METHODES

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est constitué de trois filtres lents qui se diffèrentient les uns des autres par la nature du massif filtrant. Il s'agit du filtre à alimentation descendante F1 (garni de 100 cm de sable), F2 (garni de 100 cm de charbon de bois non actif) et F3 (garni de 50 cm de charbon de bois et 50 cm de sable). La **Figure 1** illustre le dispositif expérimental, le support des filtres est en polychlorure de vinyle (diamètre : 11 cm, hauteur : 130 cm). Chaque filtre est garni de bas en haut par 10 cm de gravier, 100cm de médias filtrants. Du point de vue granulométrique, les grains de sable choisi ont des tailles comprises entre 0,15 et 0,30 mm et un coefficient d'uniformité inférieur à 2. La granulométrie retenue pour le charbon de bois était inférieure ou égale à 0,315 mm. Le charbon de bois utilisé provenait du super marché HUBO à Gembloux (Belgique).

Une fois le matériau filtrant mis en place, on l'alimente en eau à travers les lits filtrants jusqu'à

obtenir une couche d'eau surnageante de 10 cm environ. Cette couche est maintenue constante le long de l'expérience afin de maintenir une charge hydraulique identique et suffisante pour le transfert de l'eau brute au travers du lit filtrant. L'alimentation des filtres est basée sur le principe d'une filtration lente. En effet, l'eau traverse le massif filtrant à une vitesse de filtration de 0,2 m/h.

Les filtres ont été quotidiennement alimentés pendant 81 jours par les eaux de surface provenant de la rivière Orneau située à environ 400 m du Laboratoire d'Écologie Microbienne et d'Épuration des Eaux de Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège à Gembloux (Belgique).

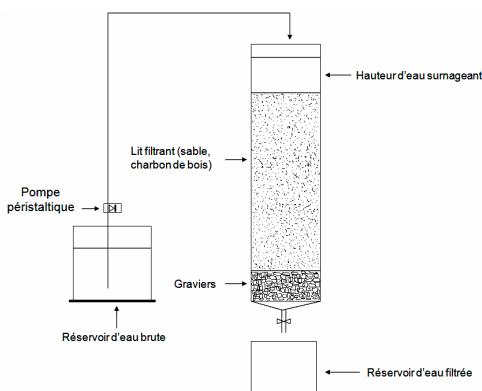


Figure 1. Dispositif expérimental (expérimental design)

Méthodes d'études

La turbidité a été mesurée par néphélométrie (**Norme USEPA 180.1**) à l'aide d'un turbidimètre portatif, de marque HACH 2100P. Ce dernier a été calibré en utilisant des étalons primaires standardisés de formazine.

Le fer a été dosé par spectrophotométrie à la phénantroline-1-10, dont le principe est la formation d'un complexe rouge orangé, en milieu tamponné, entre le fer, maintenu ou amené à l'état de fer (III), et la phénantroline-1,10. La mesure par spectrophotométrie de l'absorbance du complexe formé se fait à la longueur d'onde de 510 nm (NFT90-017).

L'ammonium a été dosé par la méthode au bleu d'indophénol dont le principe consiste au traitement des ions ammonium, en milieu alcalin et en présence de nitroprussiate, par une solution d'hypochlorite de sodium et de phénol. Les lectures se font à la longueur d'onde de 630 nm (NFT90-015).

Les coliformes totaux et thermotolérants ont été dénombrés selon la méthode NF ISO 4832 du juillet 1991. Cette méthode consiste à faire le dénombrement des coliformes totaux et thermotolérants sur une gélose lactosée biliée au cristal violet et au rouge neutre (VRBL, Biokar 62 Diagnostic) après incubation de (24 ± 2) h à 37°C et 44°C, respectivement. La présence

simultanée de cristal violet et de sels biliaires assure l'inhibition des bactéries gram positif. La fermentation du lactose se traduit par une acidification révélée par le virage de l'indicateur du pH (rouge neutre) et par la précipitation d'acide biliaire autour des colonies.

L'analyse de la variance (ANOVA) à un critère de classification a été effectuée à l'aide du logiciel MINITAB-17. La comparaison des moyennes des traitements au niveau de signification au seuil de 5 % a été basée sur la méthode de Tukey.

RESULTATS ET DISCUSSION

Élimination de la turbidité

La **Figure 2** donne l'évolution de la turbidité au cours de la période d'expérimentation pour chacun des filtres (F1, F2 et F3), tandis que la **Figure 3** traduit l'évolution du taux d'abattement de la turbidité exprimé en pourcentage à la sortie de chaque filtre. La turbidité des eaux brutes à l'entrée de trois filtres varie entre 4,6 et 31,9 NTU avec une valeur moyenne de $13,1 \pm 6,8$ NTU. La turbidité des eaux traitées à la sortie des filtres monocouches (F1 et F2) varie respectivement entre 0,3-1,0 NTU (avec une turbidité moyenne de $0,6 \pm 0,2$ NTU) et 0,3-0,7 NTU (avec une turbidité moyenne de $0,5 \pm 0,1$ NTU). Tandis que, dans le filtre bicouche (F3) la turbidité des eaux traitées oscille entre 0,4 et 1,0 NTU (avec une turbidité moyenne de $0,7 \pm 0,2$ NTU).

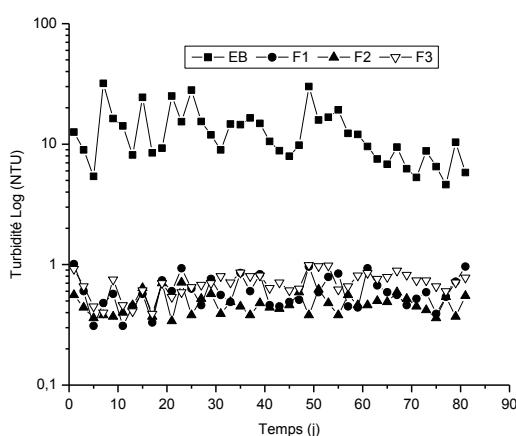


Figure 2. Évolution de la turbidité de l'eau brute (EB) et filtrée (dans chaque filtre).

À la lumière de l'ensemble des résultats (**Figure 2**), on note que le filtre F2 a produit des eaux traitées de turbidité en dessous de 1 NTU dans 100 % des mesures réalisées pendant toute la durée de l'expérimentation. Par contre, les filtres (F1 et F3) ont produit des effluents de turbidité < 1 NTU dans 97 % des mesures réalisées. Ces résultats sont en harmonie avec les recommandations exigées pour les niveaux de turbidité des eaux traitées par filtration lente sur sable (< 1 NTU) [CLEASBY, 1991 ; LLOYD ET HELMER, 1991]. La

diminution de la turbidité des eaux traitées serait due à la filtration physique qui retient les matières grossières en surface et les plus fines, soit par blocage entre les pores, par interception et fixation sur les grains des médias filtrants ou par interaction chimique, de type Van der Waals ainsi qu'à l'activité biologique dans les filtres [HUISMAN et WOOD, 1974; HAARHOFF et CLEASBY, 1991]. De plus, la diminution de la turbidité est due à la faible vitesse de filtration (0,2 m/h) et à l'épaisseur du filtrant (100cm). Pour les filtres F2 et F3 contenant du charbon de bois, la diminution de la turbidité serait également due à l'adsorption.

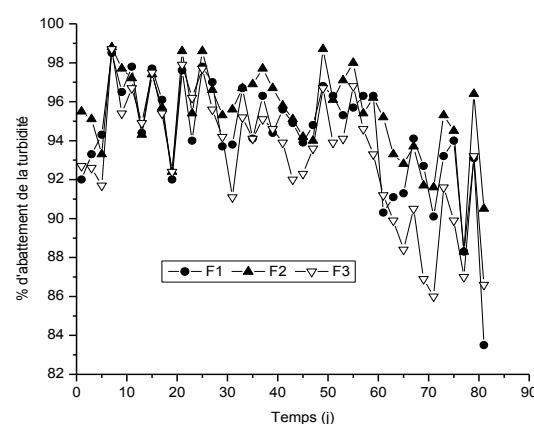


Figure 3. Évolution du taux d'abattement de la turbidité dans les filtres F1, F2 et F3

Globalement, les trois filtres F1, F2 et F3 sont performants à l'élimination de la turbidité (**Figure 3**). Les taux d'abattement moyen de ce paramètre dans les filtres F1, F2 et F3 sont respectivement 94,3% ; 95,4% et 93,2 %. L'analyse de la variance montre qu'il existe des différences très hautement significatives ($p = 0,001$, lequel est inférieur à $< 0,05$) entre les différents filtres pour l'élimination de la turbidité.

Élimination du fer

La **Figure 4** donne l'évolution de la teneur en fer de l'eau brute et filtrée dans chaque filtre (F1, F2 et F3) durant la période d'essai. Les taux d'abattement du fer dans chaque filtre sont représentés dans la **Figure 5**. L'analyse de la **Figure 4** montre que la teneur en fer dans l'eau brute varie entre 0,337 et 1,045 mg/l avec une valeur moyenne de $0,630 \pm 0,235$ mg/l. La teneur en fer des eaux traitées à la sortie des filtres monocouches (F1 et F2) varie entre 0,002 et 0,145 mg/l (avec une valeur moyenne de $0,027 \pm 0,034$ mg/l) pour le filtre F1 et entre 0,001 et 0,090 mg/l (0,012 mg/l en moyenne avec un écart-type de 0,020) pour le filtre F2. Pour le filtre F3, la teneur en fer fluctue entre 0,005 et 0,090 mg/l (0,025 mg/l en moyenne avec un écart-type de 0,021).

La teneur en fer a considérablement diminué dans les eaux traitées des différents filtres par rapport à celle

des eaux brutes. Cette diminution serait due à l'activité biologique des bactéries « ferrobactéries » telles que Gallionella, Leptothrix, Crenothrix, Clonothrix, Sphaerotilus, Ferrobacillus et Sideromona [STEMBAL *et al.*, 2004 ; SAROJ *et al.*, 2005]. Ces bactéries catalysent par production d'enzymes spécifiques des réactions exothermiques d'oxydation qui alimentent leur métabolisme grâce à l'énergie libérée. Les sous produits ainsi formés sont des hydroxydes ferriques $[Fe(OH)_3]$ qui se présentent sous forme de précipités. D'autres chercheurs, dont Czekalla *et al.* [1985] et Bourgine *et al.* [1994], rapportent que deux mécanismes d'oxydation bactérienne existent: (i) oxydation intracellulaire par action enzymatique de bactéries autotrophes (Gallionella et Leptothrix) et (ii) oxydation extracellulaire par action catalytique de polymères excrétés par les bactéries (Gallionella, Leptothrix, Crenothrix, Clonothrix, et Sphaerotilus).

De même, Sogaard *et al.* [2000] ont proposé une explication de l'augmentation du taux de précipitation des ions Fe^{3+} dans les filtres biologiques par rapport aux filtres physico-chimiques. Ils ont suggéré que la précipitation d'hydroxyde de fer (III) se réalise pendant le contact avec les exopolymers de *Gallionella ferruginea*. Ces exopolymers agissent comme un catalyseur pour le processus d'oxydation du fer et empêchent la redissolution des $Fe(OH)_3$ malgré les conditions aérobiques/anoxiques rencontrées dans les filtres. Les résultats de l'ANOVA pour les données de l'ensemble des mesures de la teneur en fer dans les différents filtres ne montrent aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les différents filtres pour l'élimination du fer.

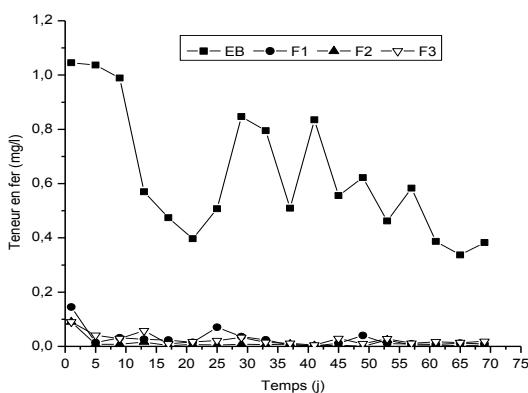


Figure 4. Évolution de la teneur en fer dans l'eau brute (EB) et filtrée (dans chaque filtre)

En ce qui concerne le taux d'abattement du fer (Figure 5), on note que les 3 filtres sont performants. Pour les filtres monocouches F1 et F2, le rendement d'élimination varie respectivement entre 86,1 – 99,8 % (avec une valeur moyenne de $95,9 \pm 4,8 \%$) et 91,4 – 99,8 % (avec une valeur moyenne de $98,3 \pm 2,0 \%$). Avec le F3 le rendement d'élimination s'étend entre 89,8 et

99,4 % (avec une valeur moyenne de $96,0 \pm 2,4 \%$). Nos résultats sont meilleurs que ceux rapportés par Galvis *et al.* [1998] : élimination de 30 à 90 % du fer par filtration lente sur sable.

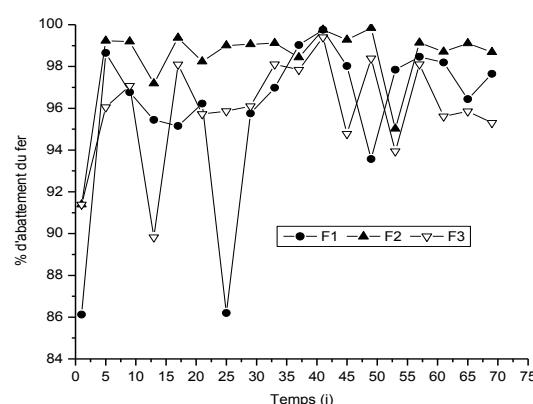


Figure 5. Évolution du taux d'abattement de la teneur en fer dans les filtres F1, F2 et F3

Élimination de l'ammonium

La Figure 6 donne l'évolution des concentrations de l'ammonium au cours de la durée d'expérimentation pour chacun des filtres F1, F2 et F3, tandis que la Figure 7 traduit l'évolution du taux d'abattement de l'ammonium exprimé en pourcentage à la sortie de chaque filtre. Tel qu'illustré à la Figure 6, la concentration en $N-NH_4^+$ diminue de façon significative à la sortie des trois filtres. Toutefois, à la sortie du filtre F1, nous avons observé une légère augmentation de la concentration en $N-NH_4^+$ du 17 au 25ème jour et du 41 au 45ème jour contrairement aux filtres F2 et F3. Les teneurs en $N-NH_4^+$ enregistrées à la sortie des filtres F2 et F3 varient entre 0,001 et 0,040 mg/l, tandis que dans le filtre F1, celles-ci s'étendent de 0,002 à 0,160 mg/l. Ce paramètre reste largement en dessous de la norme de l'OMS (< 0,5 mg/l) relative à l'eau potable.

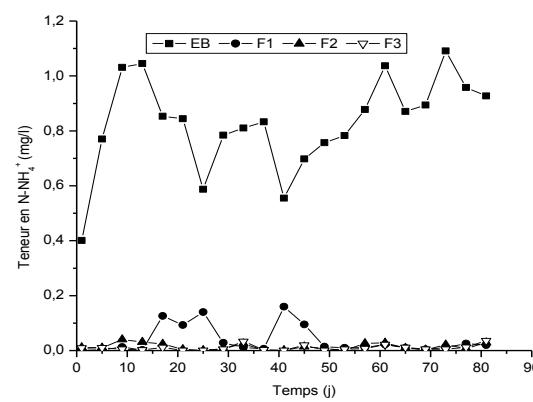


Figure 6. Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans l'eau brute (EB) et filtrée (dans chaque filtre)

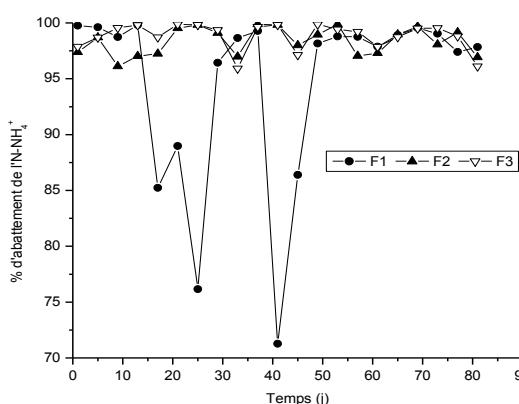


Figure 7. Évolution du taux d'abattement de la teneur en azote ammoniacal dans les filtres F1, F2 et F3

Cette diminution de la teneur en N-NH_4^+ s'explique essentiellement par l'établissement de la biomasse nitrifiante (genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*). Ces dernières transforment l'ammonium en nitrite puis en nitrate [RENMAN *et al.*, 2008 ; YIN *et al.*, 2009]. De plus, la forte diminution de l' N-NH_4^+ remarquée dans les filtres F2 et F3 peut également s'expliquer par le phénomène d'absorption et la présence excessive d'une biomasse nitrifiante dans le milieu filtrant constitué de charbon de bois. Davis et Cornell [1998] rapportent que le charbon actif est un meilleur support pour la croissance des bactéries responsable de l'oxydation de l' NH_4^+ en nitrate (NO_3^-). Les résultats de l'ANOVA pour les teneurs en N-NH_4^+ à la sortie de chaque filtre montrent qu'il existe des différences significatives ($p < 0,05$) entre le filtre F1 et les autres filtres pour l'élimination de N-NH_4^+ .

Nos résultats en accord avec ceux de Renman *et al.* [2008] et Yin *et al.* [2009], indiquent ainsi une élimination de la quasi totalité de l'ammonium avec des taux de réduction compris entre 71,0 et 99,8 % pour le filtre F1 et entre 96,0 et 100 % pour les filtres F2 et F3. Néanmoins, le taux d'abattement moyen du filtre F1 (94,6 %) est faible par rapport aux autres filtres F2 et F3 (> 98 %).

Élimination des coliformes totaux et thermotolérants

La Figure 8 donne l'évolution des coliformes totaux dans l'eau brute et filtrée dans les filtres (F1, F2, et F3), tandis que les taux d'abattement des coliformes totaux dans chaque filtre sont représentés dans la Figure 9.

Le nombre des coliformes totaux de l'eau brute est généralement plus élevé que celui des effluents des différents filtres (Figure 8). Pour les effluents de filtres monocouches (F1 et F2), les teneurs en coliformes totaux varient respectivement de 0 à 205 UFC/ml (avec une valeur moyenne de 40 ± 59 UFC/ml) et de 0 à 12

UFC/ml (avec une valeur moyenne de 3 ± 4 UFC/ml). Le filtre bicouche (F3) a permis de réduire les concentrations en coliformes de 0 à 85 UFC/ml (20 UFC/ml en moyenne avec un écart-type de 26). Les rendements d'élimination des coliformes totaux sont meilleurs et atteignent en moyenne 2,2 log pour le filtre F1, 3,2 log pour le filtre F2 et 2,1 log pour le filtre F3 (Figure 9).

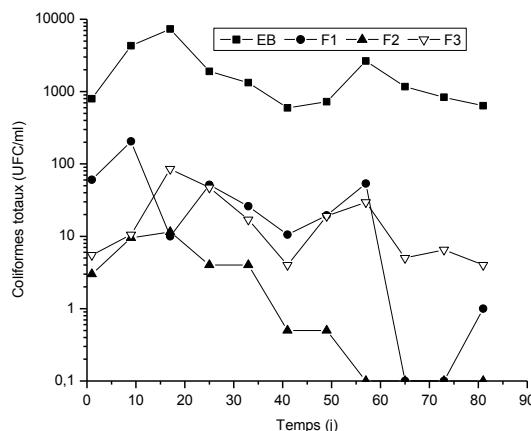


Figure 8. Évolution des coliformes totaux dans l'eau brute (EB) et filtrée (dans chaque filtre)

La Figure 10 donne l'évolution des coliformes thermotolérants au cours de la durée d'expérimentation pour chacun des filtres F1, F2 et F3, tandis que la Figure 11 traduit l'évolution du taux d'abattement des coliformes thermotolérants exprimé en \log_{10} à la sortie de chaque filtre. Le nombre de colonies diminue considérablement dans les eaux traitées des différents filtres par rapport à l'eau brute (Figure 10). Elle varie entre 150 et 1045 UFC/ml (345 UFC/ml en moyenne avec un écart-type de 277) dans l'eau brute.

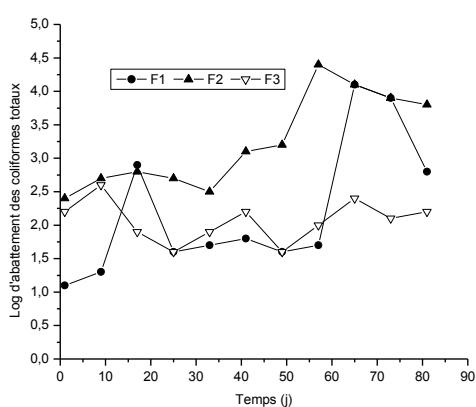


Figure 9. Évolution du taux d'abattement des coliformes totaux dans les filtres F1, F2 et F3

Dans les eaux traitées à la sortie des filtres monocouches F1 et F2, le nombre des coliformes thermotolérants varie de 0 à 17 UFC/ml (avec une valeur

moyenne de 4 ± 5 UFC/ml) et de 0 à 5 UFC/ml (avec une valeur moyenne de 1 ± 1 UFC/ml). Les teneurs en coliformes thermotolérants en sortie du filtre bicouches F3 fluctuent entre 0 et 7 UFC/ml (2 UFC/ml en moyenne avec un écart-type de 2). Concernant l'efficacité d'abattement (**Figure 11**), tous les 3 filtres examinés ont été plus performants et capables de réduire les bactéries coliformes thermotolérants. Les taux d'abattement moyen de ce paramètre dans les filtres F1, F2 et F3 sont respectivement 2,3 log, 3,0 log et 2,7 log.

L'application du test de l'ANOVA a montré que la différence entre les filtres (F1, F2 et F3) n'est pas significative ($p > 0,05$) concernant l'élimination des coliformes totaux et thermotolérants.

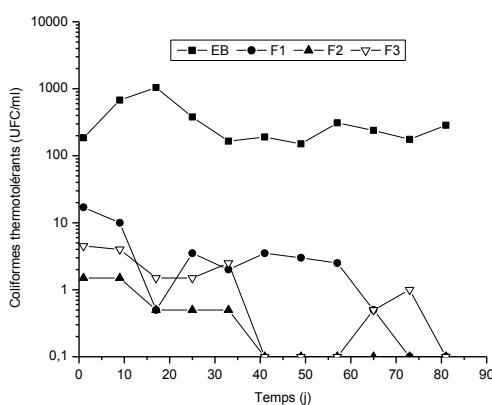


Figure 10. Évolution des coliformes thermotolérants dans l'eau brute (EB) et filtrée (dans chaque filtre)

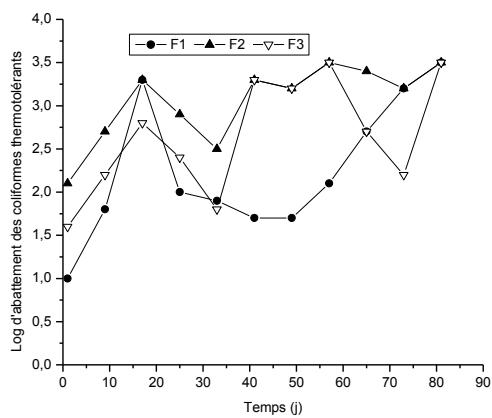


Figure 11. Évolution du taux d'abattement des coliformes thermotolérants dans les filtres F1, F2 et F3

Relativement aux coliformes totaux (**Figure 8**) et thermotolérants (**Figure 10**), le nombre de colonies diminue dans les effluents des filtres par rapport à l'eau brute. Cette diminution pourrait être liée à une rétention physique et/ou à une adsorption des bactéries coliformes dans les lits filtrants [BELLAMY *et al.*, 1985 ; ELLIS, 1985 ; HAARHOFF *et CLEASBY*, 1991 ; WEBER-

SHIRK *et DICK*, 1997b]. Jacobs *et al.* [2007] attribuent l'élimination des coliformes par l'adhérence cinétique des cellules bactériennes aux grains de sable. Les variables favorisant l'adhésion des cellules bactériennes dans les médias filtrants sont : les forces de *van der Waals*, les interactions électrostatiques et acide-base de Lewis. La forme et la taille de la cellule bactérienne contribuent aussi à l'efficacité d'adhérence particulière dans les médias poreux employés. De plus, la diminution des coliformes totaux et thermotolérants s'explique principalement par des processus biologiques se déroulant dans les filtres tels que la préation par des protozoaires [HUISMAN *et WOOD*, 1974 ; BELLAMY *et al.*, 1985 ; HAARHOFF *et CLEASBY*, 1991 ; WEBER-SHIRK *et DICK*, 1997a ; CLEASBY *et LOGSDON*, 1999 ; BOMO *et al.*, 2004; CHABAUD *et al.*, 2006]. Toutefois, la diminution du nombre de colonies est plus importante après l'établissement de la couche biologique (biofilm) et la maturité des filtres [HUISMAN *et WOOD*, 1974 ; BELLAMY *et al.*, 1985; COMPOS *et al.*, 2002]. La durée de maturation biologique approximative dans la présente étude est de 40 jours (**Figures 8 et 10**). Celle-ci est considérée comme étant la durée avant laquelle l'enlèvement des coliformes totaux dans l'eau filtrée se stabilise [BELLAMY *et al.*, 1985].

CONCLUSIONS

A travers cette étude, les performances épuratoires des trois filtres garnis des matériaux filtrants monocouches (sable ou charbon de bois), bicouches (charbon de bois-sable) ont été testées en traitant une eau de surface peu turbide. Les résultats obtenus de tous les filtres ont montré des efficacités considérables concernant l'abattement des paramètres physico-chimiques (turbidité, fer et ammonium) et bactériologiques (coliformes totaux et thermotolérants). La turbidité était largement en dessous de 5 NTU. Concernant l'élimination du fer, tous les filtres ont réduit considérablement la teneur en dessous de la norme de l'OMS ($< 0,3$ mg/l) relative à l'eau potable. Pour l'enlèvement de l' $\text{N}-\text{NH}_4^+$, les filtres ont permis d'éliminer la teneur en dessous de la norme de l'OMS ($< 0,5$ mg/l). À propos de l'abattement des coliformes totaux et thermotolérants, les différents filtres ont sensiblement réduit les teneurs en coliformes. Toutefois, les performances épuratoires du filtre (F2) contenant du charbon de bois et du filtre bicouches (F3) contenant du charbon de bois – sable sont supérieures par rapport au filtre (F1) contenant du sable.

De ces résultats, il s'avère que le filtre lent est une technologie efficace dans l'amélioration des paramètres physico-chimiques et bactériologiques mesurés et peut être adapté dans nos milieux ruraux. Toutefois, une désinfection de l'eau est nécessaire afin d'éliminer totalement les agents pathogènes.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce aux aides matérielles et financières de la Coopération Technique Belge et du Laboratoire d'Écologie Microbienne et d'Épuration des Eaux (LEMEE) de Gembloux Agro Bio-Tech (Université de Liège).

RESUME

L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence les potentialités de filtres lents à éliminer les contaminants présents dans les eaux de boisson. Les performances épuratoires des matériaux filtrants monocouches (sable ou charbon de bois) et bicouches (charbon de bois-sable), sur des systèmes pilotes recevant des eaux de surface peu turbides (turbidité ≤ 32 NTU) ont été examinées. Les résultats obtenus montrent des efficacités considérables concernant l'abattement de la turbidité, de la concentration en fer et en ammonium, et de la concentration en coliformes totaux et thermotolérants. La turbidité est tombée en dessous de 1 NTU dans 97 % pour les filtres F1 (garni de 100 cm de sable) et F3 (garni de 50 cm de charbon de bois et 50 cm de sable) et 100 % pour le filtre F2 (garni de 100 cm de charbon de bois). Les concentrations en fer dans les trois filtres sont inférieures à 0,3 mg/l avec des taux d'abattements moyens dépassant 95 %. Tous les filtres ont prouvé leur efficacité dans l'élimination de N-NH₄⁺, avec des taux d'abattements supérieurs à 98 %. Cependant, on a observé une réduction sensible des coliformes totaux et thermotolérants, bien que leur élimination ne fût pas complète.

L'amélioration de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau dépend essentiellement de la maturité biologique des lits filtrants et de la formation du biofilm à la surface des substrats. Le filtre lent est une technologie efficace et prometteuse pour le traitement et la purification des eaux destinées à la consommation humaine.

Mots clés : filtration lente, milieux poreux, turbidité, fer, ammonium, coliformes

REFERENCES ET NOTES

- ADIN** [2003]. Slow granular filtration for water reuse. *Wat. Sci. and Tech.*: *Wat. Sup.*, 34 : 123-130.
- BELLAMY W.D.**, SILVERMAN G.P., HENDRICKS D.W. et LOGSDON G. S., [1985a]. Removing Giardia cysts with slow sand filtration. *J. Am. Wat. Wks. Ass.*, 77(2) : 52-60.
- BOMO A.M.**, STEVIK T.K., HOVI I. et HANSEN J. F. [2004]. Bacterial removal and protozoan grazing in biological sand filters. *J. Environ. Qual.* 33 : 1041-1047.
- BOURGNE F. P.**, GENNERY M., CHAPMAN J.I., KERAI H., GREEN J.G., RAP R.J., ELLIS S. et GAUMARD C. [1994]. Biological processes at Saints Hill water treatment plant, Kent. *Inst. Wat. Environ. Manage.*, 8(4) : 379-392.
- CAMPOS L.C.**, SU M.F.J., GRAHAM N.J.D. et SMITH S.R. [2002]. Biomass development in slow sand filters. *J. Wat. Res.* 36 : 4543-4551.
- CHABAUD S.**, ANDRES Y., LAKEL A. et LE CLOIRE P., 2006. Bacteria removal in septic effluent: Influence of biofilm and protozoa. *Wat. Res.* 40 : 3109-3114.
- CLEASBY J.L.** et LOGSDON G.S. [1999]. Granular bed and precoat filtration. Dans: *Water quality and treatment: A handbook of community water supplies*. LETTERMAN R.D. (Éditeur), McGraw-Hill Publishing, New York, NY, chap.8, 1-99.
- COLLINS M.R.**, COLE J.O., WESTERSUND C.M. et PARIS D.B., [1994a]. Assessing roughing filtration design variables. *Wat. Sup.* 12 : 1-2.
- CZEKALLA C.**, MEVIUS W. et ETHANERT H. [1985]. Quantitative removal of iron and manganese by microorganisms in rapid sand filters (in situ investigations). *Wat. Sup.* 3(1) : 111-123.
- ELLIS K.V.**, [1985]. Slow sand filtration. *CRC Crit. Rev. Environ. Contr.* 15(4) : 315-354.
- FOX K.R.**, MILTNER R.J., LOGSDON G.S., DICKS D.L. et DROLET L.F., [1984]. Pilot plant studies of slow-rate filtration. *J. Am. Wat. Wks. Ass.* 76(12) : 62-68.
- GALVIS G.**, LATORRE J. et VISSCHER J.T. [1998]. Multi-stage filtration: an innovative water treatment technology; IRC International water and Sanitation Centre, The Hague, Netherlands, TP serie, No, 34 E, 107-130.
- GHIORSE W.C.** [1984]. Biology of iron-and manganese-depositing bacteria. *Ann. Rev. Microb.*, 38 : 515-550.
- HAARDHOFF J.** et CLEASBY J.L. [1991]. Biological and physical mechanisms in slow sand filtration. American Society of Civil Engineers. Edited by G. Logsdon, Reston, New York.
- HIJNEN W.A.**, SCHIJVEN J.F., BONNE P., VISSER A. et MEDEMA G.J. [2004]. Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. *Wat. Sci. and Tech.*, 50(1) : 147-154.
- HUISMAN L.** et WOOD W.E. [1974]. Slow sand filtration. World Health Organization, Geneva, 120 p. Lambert, S.D. et Graham N.J.D., 1995. A comparative evaluation of the effectiveness of potable water filtration processes. *J. Wat. SRT-Aq.*, 44 (1) : 38-51.
- LLOYD B.** et HELMER R. [1991]. Surveillance of drinking water quality in rural areas: logman scientific & technical, Essex, England, 1-171.
- LOGSDON G.**, KOHNE R., ABEL S. et LABLONDE S. [2002]. Slow sand filtration for small water systems. *J. Environ. Eng. Sci.* 1 : 339-348.
- MATILAINEN A.**, VIENO N. et TUHKANEN T. [2006]. Efficiency of the activated carbon filtration in the natural organic matter removal. *Environ. International* 32 : 324-331.
- PAGE D.**, WAKELIN S., VAN LEEUWEN J. et DILLON P. [2006]. Review of biofiltration processes relevant to water reclamation via aquifers. *CSIRO Land and Water Science*, Report 47/6, 72p.
- RENMAN A.**, LARS D.H. et GUNNO R. [2008]. Transformation and removal of nitrogen in reactive bed filter materials designed for on site-wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 34 : 207-214.
- SAROJ K.S.**, BRANISLAV P. et JAN C.S. [2005]. Biological iron removal from ground water: a review. *J. Wat. Sup.: Res. and Techn. - Aq.* 54(4) : 239-247.
- SCHULER P. F.**, GHOSH M. M. et GOPALAN P. [1991]. Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particles. *Wat. Res.*, 25(8) : 995-1005.
- SOGAARD E. G.**, MEDENWALDT R. et ABRAHAM-PESKIR J. V., [2000]. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Wat. Res.*, 34(10) : 2675-2682.
- STEMBAL T.**, MARKIC M., BRISKI F. et SIPOS L., [2004]. Rapid start-up of biofilters for removal of ammonium, iron and manganese from ground water. *J. Wat. Sup.: Res. and Techn. - Aq.*, 53(7) : 509-518.

- TEKERLEKOPOULOU A.G.** et VAYENAS D.V. [2007]. Ammonia, iron and manganese removal from potable water using trickling filters. *Desalination* 210 : 225-235
- VAN DIJK J.C.** et QOMEN J.H.C. [1978]. Low Sand Filtration for Community Water Supply in Developing Countries. A Design and Construction Manual. Tech. Paper, 11, WHO International Reference Centre for Community Water Supply (The Hague), 181 pp.
- VISSCHER J.T.** [1990]. Slow sand filtration: design, operation, and maintenance. *J. Am. Wat. Wks. Ass.*, 82(6) : 67-71.
- WELTE B.** et MONTIEL A. [1996]. Removal of BDOC by slow sand filtration: comparison with granular activated carbon and effect of temperature. In Advances in Slow

Sand and Alternative Biological Filtration. Graham N.J.D., Collins M.R., John Wiley & Sons Ltd., England.

- YIN, J.** et XU, W. [2009]. Ammonia biofiltration and community analysis of ammonia oxidizing bacteria in biofilters. *Bioresource Tech.* 100 : 3869-3876.



This work is in open access, licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons license, unless indicated otherwise in the credit line; if the material is not included under the Creative Commons license, users will need to obtain permission from the license holder to reproduce the material. To view a copy of this license, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>