

Effet de la granulométrie de latérite sur la capacité épuratoire de réacteur garni de latérite et de sable

[Effect of particle size of laterite in efficiency of biosand laterite reactor]

A. Lydie C. Mangoua-Allali¹, Amidou Traore¹, Ali E. Kouadio², and Lacina Coulibaly¹⁻³

¹Unité de recherche en Biotechnologie et Ingénierie de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire

²Laboratoire National d'Essais-Qualité Métrologique et d'Analyses, Abidjan, Côte d'Ivoire

³Département de Géologie et Matériaux, Université de Man, Man, Côte d'Ivoire

Copyright © 2021 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The objective of this study was to know the effect of particle size of the laterite contained in reactors filled with laterite and sand on the removal of the physicochemical parameters of a well water. Three reactors filled from the bottom to the top with 10 cm of granitic gravel, 50 cm of sand, 10 cm of standing water and 30 cm of different particles sizes of laterite (granular, very coarse and medium) were used. The depths of the sand and the standing water were fixed according to a previous study. pH, conductivity, turbidity, suspended solids, ammonium, nitrate, lead and total iron were analyzed according to standard norms. The results showed that pH increased with decreasing particle size while conductivity decreased. With regard to suspended solids and turbidity, the removal was (98.9%) and of the same order in all the reactors. Removal efficiency of ammonium ranged from 97.67% to 98.1% in the reactors. The reactors also removed nitrate, total iron and lead. In addition, the concentrations of nitrate, total iron and lead decreased with increasing particle size. However, the reactor filled with medium laterite and sand was the most efficient.

KEYWORDS: Laterite, biosand, adsorption, filtration, physicochemical parameters, well.

RESUME: Cette étude avait pour objectif d'appréhender l'effet de la granulométrie de la latérite contenue dans des réacteurs garnis de latérite et de sable sur l'élimination des paramètres physico-chimiques d'une eau de puits. Pour se faire trois réacteurs remplis du bas vers le haut de 10 cm de gravier, 50 cm de sable, 10 cm de colonne d'eau surnageante et 30 cm de latérite de granulométrie différente (granule, très grossière et moyenne) ont été utilisés. Les hauteurs du sable et de la colonne d'eau surnageante ont été fixées suivant une étude antérieure. Le pH, la conductivité, la turbidité, les matières en suspension, l'ammonium, le nitrate, le plomb et le fer total ont été analysés selon les normes standard. Il ressort des résultats que le pH augmentait avec la diminution de la taille des grains contrairement à la conductivité qui diminuait. S'agissant des matières en suspension et de la turbidité, l'élimination était quasi-totale (98,9%) et de même ordre dans tous les réacteurs. Un rendement épuratoire assez élevé (98,1%; 97,67%; 97,24%) est noté pour l'ammonium respectivement dans les réacteurs garnis de latérite moyenne, très grossière et granule. Les réacteurs éliminaient également le nitrate, le fer total et le plomb. Par ailleurs, les concentrations en nitrate, fer total et plomb diminuaient parallèlement avec la granulométrie. Toutefois, le réacteur garni de latérite moyenne et de sable était le plus performant.

MOTS-CLEFS: Latérite, adsorption, sable, granulométrie, filtration, puits, paramètres physico-chimiques.

1 INTRODUCTION

L'eau potable est essentielle pour la santé des êtres humains [1]. Les principales sources d'eau de consommation sont les eaux souterraines, de surface et de pluie. Les eaux souterraines présentent des avantages indéniables: leur eau, épurée par le sol, est généralement de bonne qualité et moins vulnérable aux pollutions. Cependant, depuis quelques années, les eaux souterraines à l'instar des eaux de surface et de pluie sont exposées de plus en plus à tous les types de pollutions [2]. Cette situation est observée particulièrement dans les pays en développement (PED) à cause des activités anthropiques [3]. Par exemple, en Côte d'Ivoire, [4] ont révélé que les eaux de puits du village de M'badon servant à la boisson, à la vaisselle et au bain étaient polluées par le lixiviat provenant de la décharge d'Akouédo. Comme solution, les gouvernements des PED ont investi dans l'installation d'usines de traitements et de

systèmes publics d'adduction d'eau [1]. Cependant, le manque d'opérateurs compétents, de produits chimiques et des pièces de rechanges et les contraintes financières, ont entravé toute fonctionnalité et maintenance des usines. Par conséquent, certaines populations urbaines, rurales et défavorisées n'ont souvent accès qu'à une eau de qualité médiocre [5]. Ainsi, l'ingestion de telles eaux présente des risques pour leur santé [6]. Il incombe donc de développer des techniques de traitement efficaces et économiquement accessibles. Aussi, les méthodes de traitement des eaux de consommation au point d'utilisation sont une alternative. En effet, ces méthodes dites décentralisées sont réalisables à faible coût avec des matériaux locaux. Elles réduisent la quasi-totalité de la contamination fécale, physico-chimique de l'eau, ne requièrent pas de produits chimiques, ni d'électricité et peu d'entretien ([7], [8]). Les principaux systèmes décentralisés sont: les filtres membranaires dénommés Portable Aqua Unit for Lifesaving (PAUL), l'adsorption sur latérite, les filtres à sable à alimentation intermittente et les réacteurs garnis de sable et de clous de fer. S'agissant des filtres PAUL, ils éliminent 99,9% des coliformes et des virus mais sont inefficaces contre l'arsenic, le fluor et le nitrate. Pour l'adsorption sur latérite, les travaux de [9] et [10] ont montré que 95 à 98 % d'arsenic étaient éliminés par la latérite. Pour ce qui est du plomb, les pourcentages de réduction (96%) sont obtenus par [11] et [10]. Dans le cas des filtres à sable à alimentation intermittente, on a les filtres à fer métallique, filtres kls et filtres Biosand. Il ressort que les filtres à fer métallique éliminent certes bon nombre de polluants (halogènes, bactéries, métaux lourds, virus, etc.) mais ont une courte durée de vie [12]. Quant aux filtres kls, ils réduisent plus les microorganismes (90 à 99%) et la turbidité que les composés inorganiques [13]. Concernant les filtres Biosand, ils n'éliminent que les microorganismes, les matières en suspension, la matière organique et les composés azotés ([14], [15], [16]). Au niveau des réacteurs garnis de clous de fer et de sable, on constate leur émergence en Inde et au Bangladesh dans le but d'éliminer l'arsenic et les polluants organiques. En effet, les clous de fer adsorbent l'arsenic (85 à 95 %) contenus dans l'eau brute et le sable élimine les autres polluants. L'inconvénient majeur est que les clous de fer doivent être remplacés après 2 ans [17]. Pour pallier cela, de nouveaux supports comme les latérites pourraient être utilisés au lieu des clous de fer dans ces dits réacteurs. En effet, les sesquioxides de fer et /ou d'alumine contenus dans les latérites leur confèrent une grande capacité de rétention des métaux lourds. Par ailleurs, les latérites sont des matériaux naturels et disponibles. Ainsi, les réacteurs garnis de sable et de latérite, bien dimensionnés auront l'avantage d'éliminer à la fois les polluants organiques et métalliques contenus dans les eaux de consommation. Le développement de tels procédés présente un intérêt du fait de l'ampleur de ces polluants dans le monde. En dépit de ces avantages peu d'étude sur les paramètres de dimensionnement (granulométrie et hauteur des massifs., débit d'alimentation etc.) ont été réalisées sur ces dits réacteurs en Côte d'Ivoire où les massifs précités sont localement disponibles. En effet, la frange littorale ivoirienne est constituée surtout de sable et la quasi-totalité du sous-sol est riche en gisements latéritiques. C'est dans ce contexte que la présente étude s'est donné pour objectif général de développer un réacteur garni de sable et de latérite pour traiter des eaux de puits. Spécifiquement, il s'agit d'étudier l'influence de la granulométrie de la latérite sur le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), la turbidité, les matières en suspension (MES), l'ammonium (NH₄⁺), le nitrate (NO₃⁻), le fer total (Fe) et le plomb (Pb²⁺).

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 MATÉRIEL

Le dispositif expérimental est constitué de 3 réacteurs en tuyauterie PVC de diamètre interne 16 cm, de diamètre externe 11 cm et de hauteur 172 cm (Figure 1). Chaque réacteur est garni, de bas en haut de 10 cm de gravier, 50 cm de sable blanc de lagune et 30 cm de latérite de granulométrie différente. En effet, le réacteur 1 est garni de latérite sous forme de granules (Figure 2B) dont les éléments fins sont mieux triés. Par ailleurs, les granules sont uniformément réparties, très bien classées, propres, bien graduées. Quant au réacteur 2, il contient la latérite de granulométrie très grossière (Figure 2C), très bien classée, propre, uniforme et bien graduée. Cette latérite est également caractérisée par des éléments fins assez bien triés. S'agissant du réacteur 3, la latérite est de granulométrie moyenne, uniforme (Figure 2D), très bien classée, mal graduée. Par ailleurs, les éléments grossiers de cette latérite sont mieux triés. La courbe granulométrique de chaque latérite est présentée sur la figure 2E. Et, le tableau 1 résume les indices granulométriques des dites latérites.

La hauteur et la granulométrie du sable ainsi que la colonne d'eau surnageante ont été choisies selon les travaux de [16]. Ainsi, le sable est de granulométrie grossière uniforme avec un coefficient d'uniformité de 0,41.

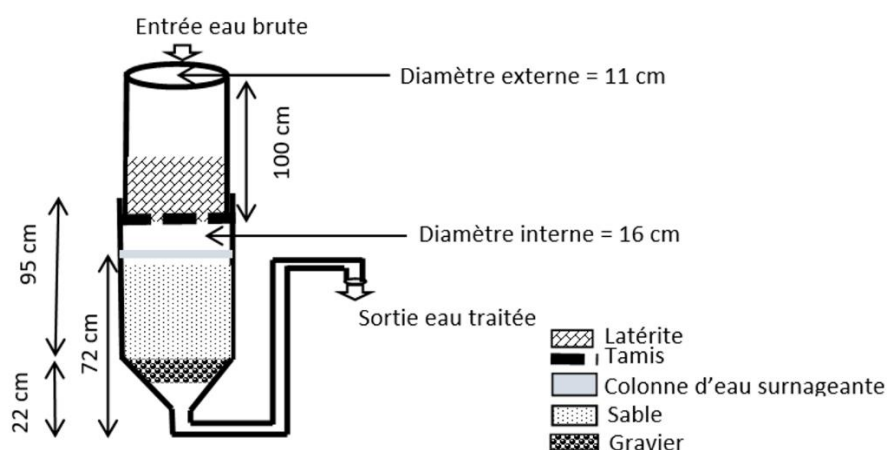


Fig. 1. Vue schématique d'un réacteur garni de latérite et de sable

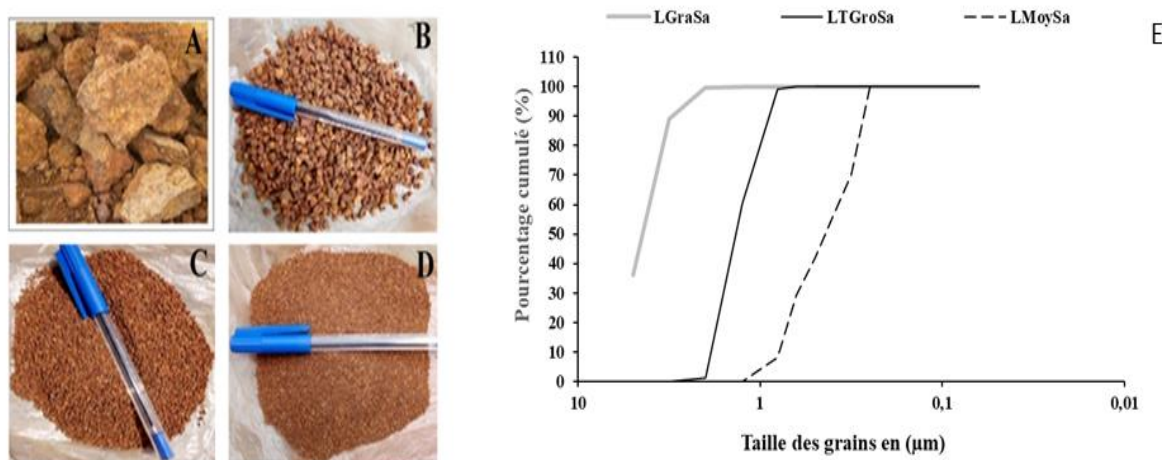


Fig. 2. Bloc de latérite (A), latérite sous forme de granule (B), latérite très grossière (C), latérite de granulométrie moyenne (D) et courbes granulométriques des latérites utilisées (E); LGraSa = réacteur garni de latérite sous forme de granule et de sable; LTGroSa = réacteur garni de latérite de granulométrie très grossière et de sable; LMoySa= réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

Tableau 1. Indices granulométriques des différentes latérites utilisées

Paramètres	LGraSa	LTGroSa	LMoySa
D5 (µm)	6000	2000	900
D16 (µm)	5000	1900	750
D50 (µm)	4500	1300	450
D84 (µm)	3200	1000	290
D95 (µm)	2500	800	270
Moyenne des grains (M) (µm)	4233	1400	497
Coefficient d'uniformité (CU)	0,73	0,63	0,48
Ecart-type	0,11	0,13	0,18
coefficient d'asymétrie	-1,65	-0,12	0,24
Coéfficient de courbure	1,14	0,95	1,25
Porosité (%)	69,98	46,07	33,29
Conductivité hydraulique (K) (m/s)	3,6 10 ⁻¹	3,6 10 ⁻²	6,4 10 ⁻³

2.2 MÉTHODES

Le fonctionnement des réacteurs a été suivi à travers le pourcentage de colmatage, le temps de séjour hydraulique (TSH), les analyses physico-chimiques et les rendements épuratoires. Les réacteurs sont alimentés avec de l'eau de puits.

2.2.1 POURCENTAGE DE COLMATAGE

Le colmatage est un ensemble de phénomènes qui conduisent à une diminution de la perméabilité du massif. Il est calculé par la relation (1).

$$\% C = \frac{V_1 - V_2}{V_1} * 100 \quad (1)$$

Avec:

% C= Pourcentage de colmatage (%); V1: Volume cumulé des filtrats avant application de l'eau à traiter à l'instant t (mL); V2: Volume cumulé des filtrats après application de l'eau à traiter à l'instant t (mL).

2.2.2 TEMPS DE SÉJOUR HYDRAULIQUE (TSH)

Le temps de séjour hydraulique représente le temps moyen que met une goutte d'eau pour passer de l'entrée à la sortie du réacteur. Il a été déterminé par la relation (2).

$$TSH = \frac{Vv}{Q} = \frac{\epsilon * H * S}{Q} \quad (2)$$

Avec:

TSH= Temps de séjour hydraulique (h); Q = Débit d'infiltration de l'eau dans le réacteur (m³/h); Vv= Volume du vide (m³);

ε= Porosité; H=Hauteur du massif filtrant (m); S=Surface du réacteur (m²).

2.2.3 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES ET CALCUL DES RENDEMENTS ÉPURATOIRES

Des échantillons d'eau prélevés à l'entrée et à la sortie des réacteurs toutes les deux semaines durant 43 jours ont été analysés les méthodes de [18] et [19]. Les analyses ont porté sur le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), la turbidité, les matières en suspension (MES), l'ammonium (NH₄⁺), le nitrate (NO₃⁻), le fer total (Fe) et le plomb (Pb²⁺). Les appareils, les normes et les méthodes utilisés sont résumés dans le tableau I. Par ailleurs, les rendements épuratoires (R) des réacteurs ont été calculés à partir de la relation (3).

$$\% R = \frac{C_0 - C}{C_0} * 100 \quad (3)$$

Avec:

% R: Performance épuratoire; C₀: Concentration initiale (eau brute) (mg/L); C: Concentration dans le filtrat (mg/L)

2.2.4 DÉNOMINATION DES RÉACTEURS

Dans le reste du texte, les différents réacteurs seront désignés comme suit:

LGraSa = réacteur garni de latérite sous forme de granule et de sable;

LTGroSa = réacteur garni de latérite de granulométrie très grossière et de sable;

LMoySa= réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3 RESULTATS

3.1 PH

La figure 3 présente la variation du pH de l'eau brute (EB) et des filtrats en fonction du temps. Le pH de l'eau brute présente un caractère acide et est inférieure à celui des filtrats. En effet, le pH de l'eau brute varie de 5,5 à 6,3 avec une valeur moyenne de 6,08±0,40. Concernant les pH des filtrats LGraSa, LTGroSa et LMoySa, ceux-ci varient respectivement de 6,5 à 7,4; 6,6 à 7,6; 6,7 à 7,8 avec des moyennes dans l'ordre des réacteurs de 7,13 ±0,40; 7,28 ±0,45 et 7,4 ±0,50. En comparant les filtrats, les pH sont basiques. La valeur maximale est enregistrée par le filtrat LMoySa, suivi du filtrat LTGroSa et enfin le filtrat LGraSa. Le test ANOVA à un facteur a révélé une différence (p<0,05). Cette différence n'est significative qu'entre le pH de l'eau brute et celui des différents filtrats (test t: p<0,05).

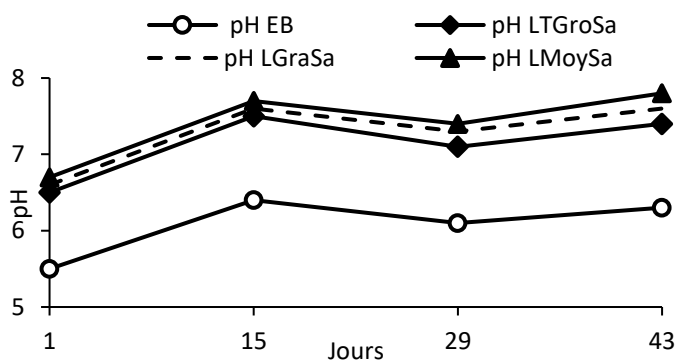


Fig. 3. Évolution du pH de l'eau brute de puits et des différents filtrats

pH EB = potentiel hydrogène de l'eau brute, pH LGrSa = potentiel hydrogène du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, pH LTGroSa = potentiel hydrogène du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, pH LMoySa = potentiel hydrogène du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.2 CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE (CE)

Les profils de la conductivité électrique de l'eau brute (EB) et des filtrats des différents réacteurs sont illustrés sur la figure 4. Dans l'ensemble, l'eau brute présente une conductivité supérieure à celle des filtrats quel que soit la granulométrie de la latérite. En effet, les valeurs de la conductivité de l'eau brute oscillent entre 355 et 436 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de $402,75 \pm 36,5 \mu\text{S}/\text{cm}$. Quant aux filtrats, leurs conductivités vont de 350 à 404 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de $393,25 \pm 32,28 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour LGrSa; de 341 à 417 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de $387,25 \pm 32,77 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour LTGroSa, et de 301 à 355 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec une moyenne de $334 \pm 24,51 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour LMoySa. Une différence significative n'a été observé qu'entre la conductivité de l'eau brute et le filtrat LMoySa, ensuite, entre la conductivité du filtrat LTGroSa et celui du filtrat LMoySa (test t: $p < 0,05$).

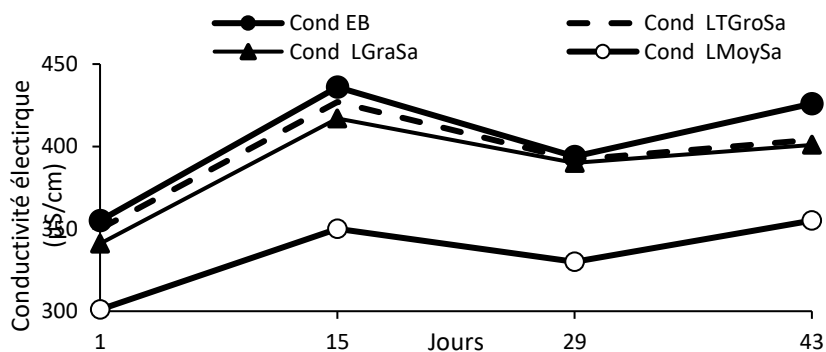


Fig. 4. Evolution de la conductivité de l'eau brute et des filtrats

Cond EB = conductivité électrique de l'eau brute, Cond LGrSa = conductivité électrique du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, Cond LTGroSa = conductivité électrique du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, Cond LMoySa = conductivité électrique du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.3 TURBIDITÉ

La figure 5 fait état de l'évolution de la turbidité de l'eau brute et des filtrats des réacteurs. La turbidité des filtrats est inférieure à celle de l'eau brute dans tous les réacteurs. En effet, la turbidité de l'eau brute varie entre 1,8 et 2,45 NTU avec une valeur moyenne de $2,18 \pm 0,29 \text{ NTU}$. Pour ce qui est des filtrats, les turbidités sont sensiblement du même ordre de grandeur (0,01 NTU) quel que soit le réacteur. Par ailleurs, cette valeur reste constante tout au long de l'essai de traitement. Le rendement épuratoire en turbidité est de 99,5%. L'analyse statistique a révélé une différence significative qu'entre les valeurs de la turbidité de l'eau brute et celles des différents filtrats (test t: $p < 0,05$).

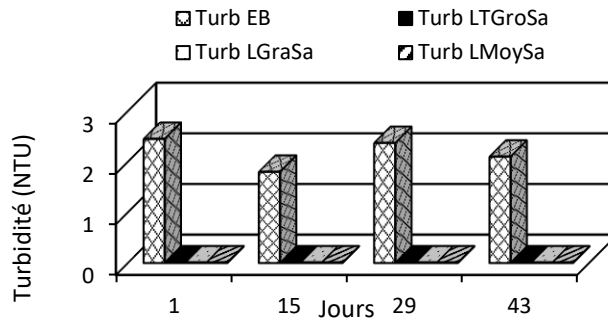


Fig. 5. Evolution de la turbidité de l'eau brute et des différents filtrats des réacteurs

Turb EB = turbidité de l'eau brute, Turb LGraSa = turbidité du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, Turb LTGroSa = turbidité du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, Turb LMoySa = turbidité du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.4 MES

L'évolution de la concentration en MES de l'eau brute de puits et des filtrats en fonction du temps est présentée par la figure 6. La concentration en MES de l'eau brute est comprise entre 0,29 et 0,54 mg/L, avec une valeur moyenne de 0,4 mg/L. Relativement aux filtrats, les concentrations en MES varient peu et sont du même ordre de grandeur (0,0041 ± 0,00087 mg/L) et sont significativement inférieures à celles de l'eau (test t: p<0,05). Le rendement épuratoire calculé pour chaque réacteur est de 98,9 %.

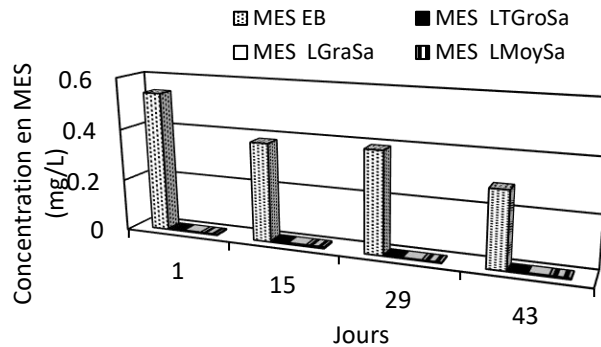


Fig. 6. Evolution de la concentration en MES de l'eau brute de puits et des différents filtrats des réacteurs

MES EB = matière en suspension de l'eau brute, MES LGraSa = matière en suspension du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, MES LTGroSa = matière en suspension du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, MES LMoySa = matière en suspension du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.5 AMMONIUM (NH4+)

Les profils d'évolution de NH4+ de l'eau brute et des filtrats des réacteurs sont illustrés par la figure 7. Globalement, les concentrations de NH4+ de l'eau brute sont supérieures à celles des filtrats. En effet, les concentrations de NH4+ de l'eau brute oscillent entre 12,7 et 16,3 mg/L; tandis que dans filtrats, les concentrations de NH4+ sont comprises entre 0,23 et 0,49 mg/L pour LGraSa, entre 0,19 et 0,5 mg/L pour LTGroSa, entre 0,1 et 0,33 mg/L pour LMoySa. Les concentrations moyennes de NH4+ sont 14,52 ± 1,23 mg/L; 0,38 ± 0,1 mg/L; 0,37 ± 0,1 mg/L et 0,25 ± 0,08 mg/L, respectivement pour l'eau brute et les filtrats LGraSa, LTGroSa et LMoySa. Une différence significative est constatée entre les concentrations de NH4+ de l'eau brute et celles des trois filtrats (test t: p<0,05). Au niveau des filtrats, les concentrations de NH4+ ne diffèrent pas d'un réacteur à l'autre (ANOVA: p > 0,05). Toutefois, l'abattement de NH4+ dans le réacteur garni de latérite moyenne et de sable est supérieur à celui enregistré dans les autres réacteurs (NH4+ LMoySa = 98,10 % > NH4+ LGraSa = 97,24 % > NH4+ LTGroSa = 97,23%).

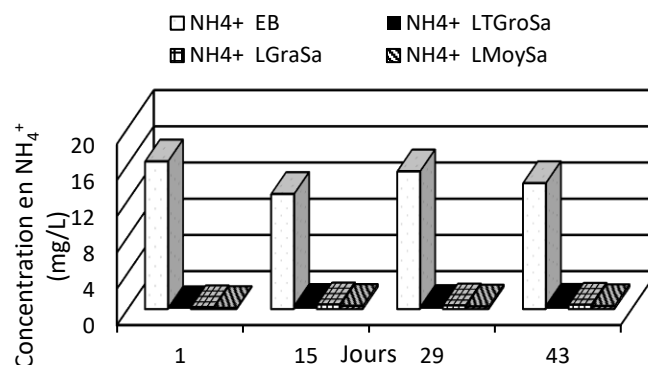


Fig. 7. Evolution de la concentration en NH₄⁺ de l'eau brute de puits et des différents filtrats des réacteurs

NH₄⁺ EB = ammonium de l'eau brute, NH₄⁺ LGraSa = ammonium du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, NH₄⁺ LTGroSa = ammonium du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, NH₄⁺ LMoySa = ammonium du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.6 NITRATES (NO₃⁻)

Les concentrations de l'eau brute varient dans le temps et sont supérieures à celles des différents filtrats (Figure 8). En effet, dans l'eau brute, les concentrations de NO₃⁻ sont comprises entre 72,12 et 96,25 mg/L; par contre au niveau des filtrats, les concentrations évoluent de 12,1 à 31,4 mg/L, de 13,5 à 28,6 mg/L et de 11,2 à 25,3 mg/L respectivement pour LGraSa, LTGroSa et LMoySa. Concernant les concentrations moyennes de NO₃⁻, elles sont de 82,69 ±10,87 mg/L; 20,6 ±8,49 mg/L; 18,93 ±6,85 mg/L et 15,78 ±6,50 mg/L, respectivement pour l'eau brute et les filtrats LGraSa, LTGroSa et LMoySa. Le test t a révélé une différence significative (p<0,05) uniquement entre les concentrations de NO₃⁻ de l'eau brute et celles des différents filtrats. S'agissant des filtrats, le réacteur LMoySa enregistre les valeurs minimales de NO₃⁻ par rapport aux autres réacteurs. Par ailleurs, le pourcentage de réduction de NO₃⁻ augmente lorsque la granulométrie diminue. En effet, l'ordre de classement est le suivant: R (NO₃⁻ LMoySa) = 81,36% > R (NO₃⁻ LTGroSa) = 76,83% > R (NO₃⁻ LGraSa) = 75,76%.

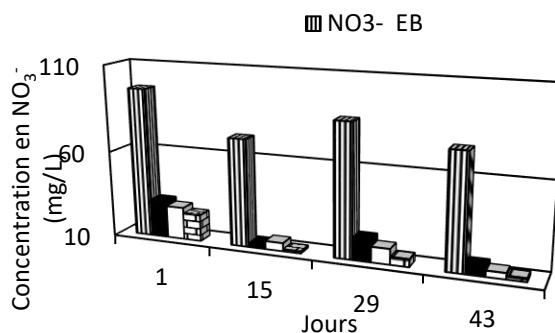


Fig. 8. Evolution de la concentration en NO₃⁻ de l'eau brute de puits et des différents filtrats des réacteurs

NO₃⁻ EB = nitrate de l'eau brute, NO₃⁻ LGraSa = nitrate du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, NO₃⁻ LTGroSa = nitrate du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, NO₃⁻ LMoySa = nitrate du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.7 PLOMB (Pb²⁺)

La figure 9 présente la variation de la concentration du plomb (Pb²⁺) de l'eau brute et des filtrats en fonction du temps. Dans l'ensemble, les concentrations de Pb²⁺ dans les trois filtrats sont inférieures à celles enregistrées dans l'eau brute. En effet, ces concentrations fluctuent entre 0,057 et 0,076 mg/L pour l'eau brute; entre 0,007 et 0,01 mg/L pour le filtrat LGraSa, entre 0,006 et 0,01 mg/L pour le filtrat LTGroSa; entre 0,002 et 0,005 mg/L pour le filtrat LMoySa. Les valeurs moyennes se présentent dans l'ordre suivant: 0,064 ±0,008 mg/L; 0,009 ±0,002 mg/L; 0,008 ±0,001 et 0,004 ±0,002 mg/L respectivement pour l'eau brute et les filtrats de LGraSa, LTGroSa et LMoySa. La capacité épuratoire du réacteur LMoySa (R = 93,30% ±0,024) est supérieure à celui du réacteur LTGroSa (R = 87,51% ±0,02) à son tour supérieur à celui de LGraSa (R = 85,75% ±0,02). Les concentrations moyennes de Pb²⁺ de l'eau brute et celles

des trois filtrats sont significativement différents (test t: $p < 0,05$). En comparant les filtrats, les concentrations de Pb^{2+} diminuent parallèlement avec la granulométrie. Par ailleurs, une différence significative n'est observée qu'entre les concentrations de Pb^{2+} des filtrats (LGrSa, LTGroSa) et celle de LMoySa (test t: $p < 0,05$).

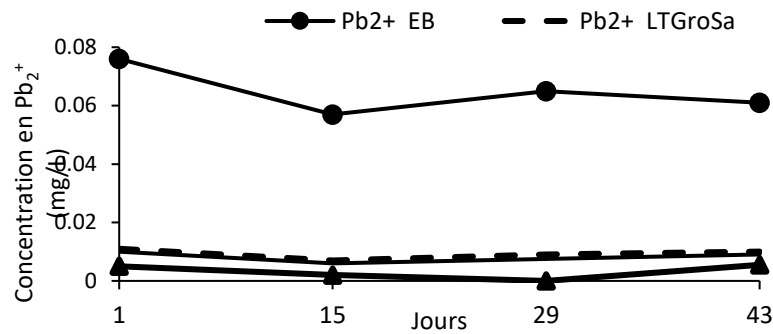


Fig. 9. Evolution de la concentration en Pb^{2+} de l'eau brute de puits et des différents filtrats des réacteurs

Pb^{2+} EB = plomb de l'eau brute, Pb^{2+} LGrSa = plomb du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, Pb^{2+} LTGroSa = plomb du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, Pb^{2+} LMoySa = plomb du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

3.8 FER TOTAL (FE)

Pour ce qui est du fer total, globalement, les concentrations de fer dans les trois filtrats sont inférieures à celles enregistrées dans l'eau brute (Figure 10). Les concentrations minimale et maximale du fer sont respectivement 0,013 mg/L et 0,107 mg/L dans l'eau brute avec une moyenne de $0,06 \pm 0,04$ mg/L. A la sortie des différents réacteurs, les concentrations du fer sont comprises entre 0,008 et 0,028 mg/L pour le filtrat LGrSa, entre 0,006 et 0,025 mg/L pour le filtrat LTGroSa et de 0,0009 à 0,001 mg/L pour le filtrat LMoySa. Les concentrations moyennes au niveau des filtrats LGrSa, LTGroSa et LMoySa sont respectivement: $0,009 \pm 0,015$ mg/L; $0,009 \pm 0,014$ mg/L et $0,001 \pm 0,002$ mg/L. Le rendement épuratoire suit l'ordre suivant: $R(Fe\ LMoySa = 96,33\%) > R(Fe\ LTGroSa = 61,792\%) > R(Fe\ LGrSa = 54,22\%)$. Le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence ($p < 0,05$) entre les différentes valeurs de concentrations de Fe. Cette différence n'est significative qu'entre les concentrations obtenues dans l'eau brute et celle du filtrat du réacteur LMoySa, entre les concentrations des filtrats de LMoySa et LTGroSa (test U de Mann-Withney: $p < 0,05$).

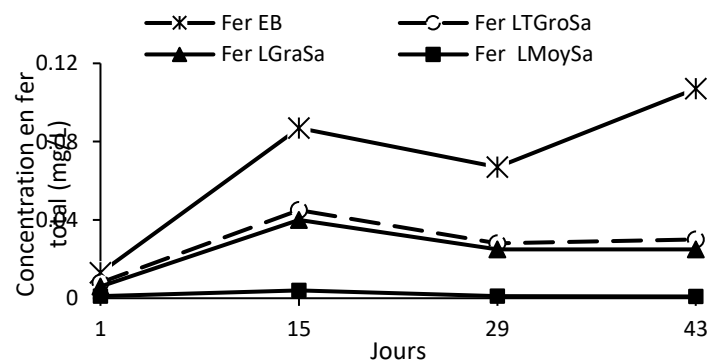


Fig. 10. Evolution de la concentration en Fer total de l'eau brute de puits et des différents filtrats des réacteurs

Fe EB = fer total de l'eau brute, Fe LGrSa = fer total du filtrat du réacteur garni de latérite granule et de sable, Fe LTGroSa = fer total du filtrat du réacteur garni de latérite très grossière et de sable, Fe LMoySa = fer total du filtrat du réacteur garni de latérite de granulométrie moyenne et de sable.

4 DISCUSSION

La présente étude a mis en regard le fonctionnement de trois réacteurs garnis de sable grossier uniforme et de latérite de granulométrie différente. En effet, les latérites utilisées étaient de trois granulométries: granule, très grossière et moyenne. Cette étude a montré une incidence plus ou moins significative de ces granulométries sur la performance épuratoire des réacteurs.

S'agissant du pH, celui de l'eau brute est inférieur à celui des trois filtrats. Cette augmentation de pH serait attribuable à l'adsorption des ions H⁺, au caractère basique de la latérite et à la dissolution du carbonate de calcium qui serait présent dans le granulats (sable). En effet, les ions H⁺ peuvent être adsorbés par les oxydes de la latérite et le sable ([20], [21]). Cette adsorption augmente ainsi l'alcalinité du milieu. Concernant le caractère basique de la latérite, ([22], [23]) ont rapporté que la précipitation des hydroxydes ou des oxydes présents dans la latérite favorisent l'augmentation du pH des filtrats. Quant à la dissolution du carbonate de calcium au niveau de la couche de sable, elle permet la libération des bases HCO₃⁻. Ces bases vont capter les ions H⁺ et provoquent alors l'augmentation du pH des filtrats. En comparant le pH des filtrats, la valeur maximale est enregistrée pour LMoySa, (7,4 ±0,50) suivi de LTGroSa (7,28 ±0,45) et enfin LGraSa (7,13 ±0,40). Cette différence pourrait provenir de l'augmentation de l'aération au niveau de la latérite [24]. En effet, plus la taille des grains est grande, plus la porosité augmente et l'aération devient importante. Ces conditions sont donc favorables à la nitrification et l'oxydation de la matière organique. Ce qui provoque une diminution des pH. C'est ce que l'on observe pour le filtrat de LGraSa où la porosité (69,98%) est la plus élevée par rapport à celle de LTGroSa (46,07%) et LMoySa (33,29%). Les résultats de pH des filtrats de la présente étude sont supérieurs à ceux de [16] qui a utilisé que le sable, mais inférieurs à ceux de [10] dont la latérite ne constituait que le seul massif. Les valeurs de pH des filtrats sont dans l'intervalle de l'OMS (6,5 à 8,5) [25].

Les résultats obtenus montrent que la conductivité électrique de l'eau brute est supérieure à celle des filtrats des différents réacteurs. La diminution de la conductivité électrique des filtrats s'expliquerait par une rétention des sels minéraux dans les massifs (latérite et sable). En effet, ces sels peuvent être retenus par diverses réactions physico-chimiques et biochimiques (absorption, échanges ioniques, complexation, oxydation, neutralisation) qui se déroulent dans la latérite et le sable ([26], [27]). En considérant les filtrats, on note que la conductivité augmente dans le réacteur LGraSa (393, 25 ±22 µS/cm) par opposition aux réacteurs LTGroSa (387, 25 ±23 µS/cm) et LMoySa (334 ±18 µS/cm). Cette observation résulterait de la forte porosité du réacteur LGraSa qui permet une grande aération qui servira aux microorganismes pour dégrader les nutriments et la matière organique; ce qui entraîne plus de production de sels minéraux dans ce milieu [28]. Ces résultats sont contraires à ceux de [26] dont les études ont porté sur la latérite. En effet, ces auteurs avaient remarqué une augmentation de la conductivité électrique avec l'augmentation de température. Les valeurs de conductivité des filtrats (350 à 417 µS/cm) correspondent à celles des eaux moyennement minéralisées (250 à 500 µS/cm) [29]. La conductivité des filtrats n'excède pas la valeur limite définie par l'OMS qui est 1200 µS/cm [30].

Concernant les concentrations en MES, celles-ci dans l'eau brute étaient significativement supérieures à celles des filtrats. Ce résultat serait attribué à la filtration physique qui aurait permis la rétention des matières grossières en surface et les matières fines par blocage entre les pores des massifs, par adhésion sur les grains de sable et de latérite, par sédimentation, par interaction de type Van Der Waal et électrostatique [27]. La diminution des MES entraîne automatiquement celle la turbidité car cette dernière est une mesure globale qui prend en compte toutes les matières, soit colloïdales, soit insolubles, d'origine minérale ou organique [31]. On a observé également que le rendement d'élimination en MES dans les différents réacteurs était très élevée et relativement du même ordre de grandeur (98,9%). Ce qui fait qu'il n'y avait pas de différence significative entre ces réacteurs. Cette situation était vraisemblablement due au fait qu'après la latérite, les MES peuvent être retenues dans la colonne d'eau surnageante et enfin le sable [16]. L'élimination en MES au niveau de cette colonne de sable était principalement assurée par des mécanismes physiques et dépendait donc des caractéristiques du sable utilisé [32]. Or, pour les réacteurs développés, ils avaient été équipés du même type de sable; d'où la similarité de performance et le manque de différence entre les filtrats.

Pour le NH₄⁺, la concentration dans les filtrats des différents réacteurs est inférieure à celle de l'eau brute. Cette diminution s'expliquerait par l'oxydation de NH₄⁺ en NO₂⁻ et en NO₃⁻ par les bactéries nitrifiantes dans les réacteurs [33]. Le rendement épuratoire du réacteur LMoySa (98,1%) supérieur à celui de LTGroSa (97,67%) et LGraSa (97,24%) s'expliquerait par le long temps de séjour de l'eau de puits dans ce réacteur; ce qui est favorable à la croissance et à l'activité des bactéries nitrifiantes. Des résultats similaires ont été observés par [16] qui a obtenu 64,8 à 89,1% d'élimination par filtration sur sable à alimentation intermittente. Quelle que soit la granulométrie de la latérite, les concentrations de NH₄⁺, dans les différents filtrats sont inférieures aux normes prescrites par l'OMS (0,5 mg/L).

Relativement au NO₃⁻, il y a une diminution apparente de leur concentration après passage dans les trois réacteurs. Cette diminution résulterait de la dénitrification. En effet, les bactéries hétérotrophes transforment le nitrate en oxyde nitreux et en azote gazeux [34]. S'agissant des filtrats entre eux, l'ordre de classement des rendements est: NO₃- LMoySa = 81,36% > NO₃- LTGroSa = 76,83% > NO₃- LGraSa = 75,76%. Ce résultat pourrait être dû au long temps de séjour de l'eau de puits dans le réacteur garni de latérite moyenne [31]. Cette situation favorise la croissance et l'activité des bactéries dénitrifiantes. Les rendements épuratoires obtenus sont inférieurs à ceux observés (93%) par [35]. Les valeurs obtenues après traitement de l'eau brute sont en dessous des normes de l'OMS (50 mg/L).

Pour ce qui est du plomb, la concentration dans l'eau brute est supérieure à celle des trois filtrats. Ce résultat serait imputable aux sesquioxides de la latérite qui possèdent des groupements OH capables de s'ioniser en milieu aqueux. Cette réaction produit des composés stables qui sont piégés dans la latérite. En effet, la latérite qui est fortement microporeux ([36], [37]) se laisse traverser par l'eau qui va dissocier les hydroxydes de fer en solution sous forme Fe²⁺ et Fe³⁺. Ces ions vont former avec le plomb des complexes [11]. La diminution des concentrations du plomb dans les filtrats s'expliquerait également par le pH ([38], [39], [40]). En effet, à pH supérieur à 6, la surface de la latérite est négative, ainsi les cations Pb²⁺ vont s'adsorber sur les sites de cette surface. S'agissant des pourcentages d'élimination du plomb, ils sont élevés quelle que soit la granulométrie de la latérite (LMoySa = 93,30%, LTGroSa = 87,51%, LGraSa =

85,75%). Cette forte rétention pourrait s'expliquer par l'importante surface spécifique de latérites utilisées [35]. Cependant, le réacteur LMoySa enregistre un fort rendement probablement à cause de la microporosité que la latérite présente contrairement aux deux autres latérites ([41], [31]). En effet, cette zone a une forte énergie d'interaction; ce qui favorise l'adsorption d'importantes quantités de plomb. Les rendements d'élimination de plomb dans la présente étude sont inférieurs à ceux obtenus par [10] (96,1 et 97,9%) et [11] (96%). Cette différence serait due à la hauteur de latérite (40 cm) utilisées par ces auteurs pré-cités. En effet, plus la hauteur est élevée, plus le temps de contact est long, plus le rendement est bon. Les concentrations de plomb des différents filtrats sont largement inférieures à la norme OMS (0,01 mg/L).

En ce qui concerne le fer total, une baisse de la concentration est observée dans les différents filtrats. Cette baisse de concentration dans les filtrats serait certainement due à une adsorption du fer par le sable et la latérite ([42], [35]). L'augmentation de rendement de Fer total avec la diminution de la granulométrie (LGraSa=54,2%, LTGroSa=61,8% et LMoySa=96%) pourrait s'expliquer par le pH. Il faut noter qu'à des pH compris entre 6 - 8,5; le fer existe sous forme de Fe^{2+} dans l'eau [43]. Selon [44], l'oxydation de Fe^{2+} peut être minimisée en abaissant le pH. Le résultat de LMoySa est en accord avec celui (90%) obtenu par [45]. Les valeurs obtenues après traitement de l'eau brute sont en dessous des normes de l'OMS sur la teneur en Fe de l'eau de consommation (0,3 mg/L).

5 CONCLUSION

Le présent travail a permis de développer des réacteurs garnis de sable et latérite pour éliminer les polluants organiques et métalliques d'une eau de puits. L'alimentation des réacteurs a été intermittente. L'essai de traitement a consisté à évaluer l'influence de la granulométrie de la latérite sur la capacité épuratoire des réacteurs. Relativement au sable et à la colonne d'eau surnageante, leurs hauteurs ont été fixées selon des études antérieures. Les paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité, turbidité, MES, NH_4^+ , NO_3^- , plomb et fer total) ont été analysés. Il ressort de cette présente étude la température et le pH augmentent quand la granulométrie de la latérite diminue. Par contre, la conductivité ainsi que les concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , plomb et fer total diminuent lorsque la granulométrie diminue. Considérant les réductions de la turbidité et des MES, celles-ci étaient identiques quelle que soit la granulométrie. Ce résultat serait plutôt lié aux caractéristiques du sable utilisé. Au regard des résultats, il s'en suit que le réacteur garni de latérite moyenne et de sable est le plus performant. Toutefois, pour toutes les granulométries de latérite utilisées, les eaux traitées respectent les normes de potabilité de l'OMS.

REMERCIEMENTS

Nous adressons nos remerciements au Directeur M. KOUADIO Ali Eugène, au Sous-Directeur M. YAO Laurent, ainsi que tous les techniciens du Laboratoire National d'Essais-Qualité Métrologique et d'Analyses (LANEMA) pour leur aide dans l'analyse des échantillons.

REFERENCES

- [1] P.Disa-Disa, M Culot., J. Lobo, I. Kalala, C. Kawita, G. Ekoko and C. Mulaji, "Traitement des eaux de consommation par filtration lente sur sable à plusieurs étapes", *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol. 27, no. 3, pp. 259-268. 2014.
- [2] Puttaswamaiah S., *Drinking Water Session of the IWMI-TATA 4th Annual Partners Meet*. Anand, Gujarat, India, 72 p. 2005.
- [3] H. G Mpakam., K. B. V Kamgang., K. G. R. Kouam, N. Bemmo and G. E. Ekodeck, "L'accès à l'eau potable et à l'assainissement dans les villes des pays en développement (cas de Bafoussam au Cameroun)", *Revue en Sciences de l'Environnement*, Vol.7, no. 2, pp. 2377-2387. 2006.
- [4] A. L. C. Mangoua-Allali, A. Koua-Koffi, S. K. Akpo and L. Coulibaly, "Evaluation of Water and Sanitation Situation of Rural Area near Landfill, Abidjan", *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, Vol. 5, no. 3, pp. 3033-3041. 2015.
- [5] UNESCO, *Eau, Assainissement et Développement Durable: les enjeux dans les villes des pays en développement*. Veolia Water, 160 p. 2004.
- [6] P. R. Hunter, D. Zmirou-Navier and P. Hartemann, "Estimating the impact on health of poor reliability of drinking water interventions in developing countries", *Sciences Total Environnement*, Vol. 407, pp. 2621-2624. 2009.
- [7] USEPA, *Point-of-use or point-of-entry treatment options for small drinking water systems*. USEPA, 127 p. 2006.
- [8] WBCSD, *Treating water at its Point-Of-Use*. Bulletin of WBCSD, Geneva, Switzerland, 1-6. 2009.
- [9] P. D. Nemade, A. M. Kadam and H. S. Shankar, "Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil", *Journal of Environmental Biology*, Vol.30, no 4, pp. 499- 504. 2009.
- [10] S. Ouattara, A. L. C. Mangoua-Allali, A. B. Ama-Cauphys, L. Coulibaly, "Arsenic, nickel and lead removal from underground wells by adsorption on laterite soil", *International Journal of Engineering Technologies and Management Research*, Vol. 5, no. 2, pp. 229-238. 2018.
- [11] B. Sorgho, S. Paré, B. Guel, L. Zerbo, K. Traoré and I. Persson, "Etude d'une argile locale du Burkina Faso à des fins de décontamination en Cu^{2+} , Pb^{2+} et Cr^{3+} ", *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, Vol. 31, pp. 49-59. 2011.
- [12] C. Noubactep, J. B. Tchatchueng and P. Wofo, "Traitement décentralisé de l'eau sur filtres à fer métallique: le sentier africain". *Africa and Sciences*, pp. 56-73. 2016.

- [13] F. Urfer, S. Perusse, S. Holding, Aepli P. and E. Ag, *Traitement décentralisé de l'eau potable*, kls®fiter, 8 p. 2012.
- [14] CAWST, *Biosand filter manual: design, construction, installation, operation and maintenance*. CAWST. Calagary, Alberta, Canada. 129 p. 2010.
- [15] M. A. Elliot, F.A. Digiano and M. D Sobsey, "Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of household slow sand filter", *Water resources*, Vol. 45, pp. 4092-4102. 2011.
- [16] A. L. C. Mangoua-Allali, *Production d'eau potable en milieu rural par un filtre à sable immergé à alimentation intermittente: application aux villages de Blondey, Kougloboy et Thomasset*. Thèse de doctorat en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Cote d'Ivoire, 118 p. 2013.
- [17] J. Vincent, *Étude de la contamination par l'arsenic dans les eaux de forages: cas de la province du Seno, Burkina Faso*. Master en Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, 2 iE, Ouagadougou, Burkina Faso, 65 p. 2012.
- [18] J. Rodier, *L'analyse de l'eau*, 8ième édition, Dunod, Paris, 1996.
- [19] AFNOR, *Recueil Normes et Réglementation Environnement. Qualité de l'eau*, 2005.
- [20] D. W. De Haas, M C. Wentzel and G. A. Ekama, "The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal part 6: modeling of simultaneous chemical-biological P removal-review of existing models", *Water Sanitation*, Vol. 27, no. 2, pp. 135-150. 2001.
- [21] M. Embialle, A. Esayas, S. Adane and B. Abebe, "Removal of physicochemical and microbial impurities of water using modified homemade filter", *Ethiopian journal Health sciences*, Vol. 16, no. 2, pp. 112-121. 2006.
- [22] J. M. Godfrin and R. V. Bladel, "Influence du pH sur l'adsorption du cuivre et du zinc par les sols", *Sciences du sol*, Vol. 28, no. 1, pp. 15-26. 1990.
- [23] A. Tessier, P.G. Campbell and R. Carignan, "Influence du pH sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux", *T.S.M.-L'EAU*, Vol. 2, pp. 69-73. 1990.
- [24] P. Molle, A. Liénard, C. Boutin, G. Merlin and A. Iwema, "How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems", *Water Science and Technology*, Vol. 35, no. 6, pp. 11-21. 2005.
- [25] WHO, *Guidelines for Drinking-water Quality: incorporating the first and second addenda, Recommendations-3rd ed*, Geneva, 2008.
- [26] B. Wei, K. Lingwei and G. Aiguo, "Effects of physical properties on electrical conductivity of compacted lateritic soil", *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*", Vol. 5, pp. 406-411. 2013.
- [27] F. Razavi, A. Komrakova, C. F. Lange, "CFD-DEM Simulation of sand-retention mechanisms in slurry flow", *Energies*, Vol. 14, pp. 3797. 2021.
- [28] P. Molle, *Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, Montpellier, France. 217 p. 2003.
- [29] J. Rodier, C. Bazin, J. P. Broutin, P. Chambon, H. Champsaur and L. Rodi, *L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats*. Ed. Dunod, Paris, 2005.
- [30] OMS, *Directives de qualité pour l'eau de boisson. Critères d'hygiène et documentation*. 2nd édition. Genève, 2000.
- [31] Z. A. Naji, "The effect of sand filter characteristics on removal efficiency of organic matter from grey water", *Al-Qadisiya Journal For Engineering*, Vol. 4, no. 2, pp. 143-145. 2011.
- [32] J. S. Kim and A. Whittle, "Filtration in a porous granular medium: 1. Simulation of pore-scale particle Deposition and clogging. Transport Porous Media, Vol. 65, pp. 53-87. 2006.
- [33] J. M. Ouattara, L. Coulibaly, P. Manizan and G. Gourène, "Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec Panicum Maximum sous Climat Tropical", *European Journal of Scientific Research*, Vol. 23, no. 1. pp. 25-40. 2008.
- [34] S. Aslan and H. Cakici, "Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter", *Journal of Hazard Materials*, Vol. 148, pp. 253-258.
- [35] M. Madhukar, G. Chethan, K. T. Priyanka, R. S. Ashwin, N. S. Sowmya and Surya, "Performance Evaluation of Laterite Soil and Geo Textile Material for Media Based Stormwater Filtration System", *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, Vol. 4, pp. 164-169. 2012.
- [36] A. Lawane, A. Pantet, R. Vinai and J. H. Thomassin *Caractérisation des matériaux latéritiques pour une meilleure utilisation en Afrique*. 20eme Congrès Français de Mécanique, 2011.
- [37] L. S. Coulibaly, *Abattement des phosphates des eaux usées par adsorption sur des géo-matériaux constitués de Latérite, grès et schistes ardoisiers*. Thèse de Doctorat en Sciences et Gestion de l'Environnement, Université de Lorraine, France, 236 p. 2014.
- [38] V. Lenoble, O. Bouras, V. Deluchat, B. Serpaud and J.-C. Bollinger, "Arsenic adsorption onto pillared clays and iron oxides", *Journal of Colloid Interface Sciences*, Vol. 255, pp. 52-58. 2002.
- [39] P. Bataillard, V. Guérin, J. Lions, B. Girondelot, A. Laboudigue, J. Van der Lee, C. Raepsaet and J. P. Gallien, "Mobilité des éléments-traces dans un anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés", *Etude et Gestion des Sols*, Vol. 17, no. (3-4), pp. 239-254. 2010.
- [40] M. Ziati, S. Hazourli, S. Nouacer, F. Z. Khelaifia and N. N. Merzoug, " Adsorption de l'arsenic (III) sur un résidu naturel ligno-cellulosique valorisé en charbon actif exemple des noyaux de dattes", *Lebanese Science Journal*, Vol. 14, no. 1, pp. 73-85. 2013.
- [41] B. Sancey, *Développement de la bio-adsorption pour décontaminer des effluents des rejets industriels: Abattement chimique et gain environnemental*. Thèse de Doctorat en Sciences et Techniques, Université de Franche-Comté, France, 323 p. 2011.

- [42] D. Barloková and J. Ilavský, "Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials", *Journal of Environment Study*, Vol. 19, no. 6, pp. 1117-1122. 2010.
- [43] C. A. J. Appelo and D. Postma, "Iron in groundwater. In 'Geochemistry, groundwater and pollution'", Balkema Publishers, Rotterdam, Netherlands, 279 -284. 1994.
- [44] S. K. Sharma, M. R. Greetham and J. C. Schippers, "Adsorptive iron (II) onto filter media", *Journal of Water Supply*, Vol. 48, no. 3, pp. 84 - 91. 1999.
- [45] R. Buamah, Adsorptive Removal of Manganese, Arsenic and Iron from Groundwater. Doctorate thesis in water supply technology, Wageningen University, Netherlands, 198 p. 2009.