

Performance de matériaux rocheux (schiste, cuirasse et granite) pour l'élimination des orthophosphates des eaux usées

[Performance of rock materials (shale, laterite and granite) towards the removal of orthophosphates from wastewater]

Béatrice Assamoi AMA¹, Sylvain Kouakou AKPO², Lassina Sandotin COULIBALY¹, Petamanagnan Jean Marie OUATTARA³, and Lacina COULIBALY³

¹Laboratoire de Géosciences and Environnement, Département des Sciences et gestion Environnement, Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

²Unité de recherche en Biotechnologie et Ingénierie de l'Environnement, Pôle Environnement et Développement Durable, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

³Laboratoire de l'Environnement et Biologie Aquatique, Département des Sciences and Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire

Copyright © 2016 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 current study aimed to examine the performance of some sand media filters supplied in an intermittent manner and which were filled with crushed shale, laterite and granite for the removal of orthophosphates from wastewater. These materials were selected based on their physicochemical properties and their potential for phosphorus removal. For this purpose, a series of sand filters shaped like a "U" was carried out for domestic wastewater treatment. This filter system was made of PVC (polyvinyl chloride) pipe and contained three compartments. Each compartment was composed of two columns with one of them filled with filtration medium (inlet filter) and the other containing the water (sedimentation zone). The influence of the type of the media and their grain size upon the kinetic of phosphorus removal in this system was investigated during two months. Results showed that for all the media filters the phosphorus removal yield increased when the medium grain size decreased. Concerning the type of filter media, filters filled with laterite (FGC) and shale (FGS) showed the best removal yield of orthophosphates and total phosphorus. However, it can be conclude that filters filled with laterite are more suitable for the phosphorus removal in a long time period.

KEYWORDS: adsorption, shale, laterite, removal, phosphorus.

RESUME: L'objectif de cette étude était d'évaluer la performance des filtres à sable à alimentation intermittente, garnis de schistes, de cuirasse et de granite concassés, pour l'enlèvement des orthophosphates provenant des eaux usées domestiques. Ces matériaux ont été sélectionnés sur la base de leurs propriétés physico-chimiques et de leur potentiel pour l'élimination du phosphore. A cet effet, des filtres à sable montés en série en forme de U ont été développés pour le traitement des eaux usées domestiques. Ce filtre réalisé en tuyau PVC (polyvinyl chloride) était composé de trois compartiments. Chaque compartiment comportait deux colonnes dont l'une était remplie de massif filtrant (entrée du filtre) et l'autre contenant de l'eau (zone de sédimentation). L'influence du type de massif filtrant et de leur granulométrie sur la cinétique d'élimination du phosphore de ce système a été étudiée sur une période de deux mois. Les résultats ont montré que pour tous les massifs filtrants considérés, le rendement d'élimination du phosphore augmente avec la diminution de la granulométrie du massif. Quant aux types de massif filtrant, les filtres garnis de cuirasse (FGC) et de schiste concassé (FGS)

donnaient les meilleurs rendements d'élimination des orthophosphates et du phosphore total. Toutefois, il a été conclu que, les filtres garnis de cuirasse sont plus appropriés pour l'élimination des phosphates dans le temps.

MOTS-CLEFS: adsorption, schiste, cuirasse, élimination, phosphore.

1 INTRODUCTION

Dans les pays en développement, le manque et le dysfonctionnement des systèmes d'assainissement pour épurer les effluents domestiques et industriels ont favorisé la pollution des ressources en eau, notamment les eaux de surface [1], [2]. L'impact visible de ces eaux usées municipales sur les plans d'eaux de surface est l'eutrophisation. C'est un phénomène caractérisé par la prolifération d'algues et autres végétaux [3], [4]. Les effets, liés à cette présence excessive de végétation aquatique, sont une mortalité importante de la vie piscicole due au manque d'oxygène et la toxicité de l'ammoniac en milieu basique. Par ailleurs, cette eutrophisation constitue une sérieuse menace réduisant les usages de l'eau et la qualité de l'eau potable [5], [6], [7]. La cause de cette eutrophisation est un enrichissement en nutriments azotés et phosphorés provenant essentiellement des eaux usées [7], [2]. On pourrait penser qu'éliminer l'azote suffirait pour lutter contre les problèmes d'eutrophisation, mais d'une part, certaines bactéries sont capables de fixer l'azote atmosphérique d'autre part la majorité des apports en azote sont faits de manière diffuse, ce qui rend plus difficile leur élimination. Il ne reste alors que le phosphore pour jouer le rôle d'élément limitant. Les travaux de [8] et [9] ont montré que le risque environnemental du phosphore est relié à l'eutrophisation des eaux de surface et sa dangerosité est évaluée par sa concentration et ou sa saturation dans le sol. Puisque, 42% des apports en phosphore proviennent des eaux usées (industries, collectivités...), leur élimination, est une alternative intéressante pour freiner l'eutrophisation dans la mesure où ce sont les apports que l'on pourra maîtriser le plus facilement. Pour ce faire, plusieurs techniques basées sur la réactivité du phosphore avec les sels métalliques ont été utilisées pour son élimination. Il s'agit des procédés physicochimique et biologique [10]. Les procédés physico-chimiques consistent à précipiter le phosphore par ajout de sels métalliques. Des résultats satisfaisants ont été obtenus avec le sulfate d'aluminium $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$, la chaux $(CaO)_3$ [11] et les hydroxydes de fer [12]. Par contre, le procédé biologique consiste à créer les conditions favorables à la croissance de micro-organismes capables d'accumuler le phosphore au-delà de leurs stricts besoins de croissance. Cette technique ne peut réduire la quantité de phosphore que de 20 à 30%, ce qui est insuffisant [13]. Cependant, la plupart de ces traitements génèrent un volume de boue important qui n'est en général pas économiquement envisageable pour des stations d'épuration de grande capacité. L'une des méthodes la plus utilisée de nos jours pour l'élimination du phosphore est l'adsorption, car facile à mettre en œuvre, économique et peut être réalisée avec des matériaux locaux [14]. Pour ce faire, les matériaux endogènes riches en oxyde de fer et aluminium tels que le schiste, la cuirasse et le granite qui sont de très bon adsorbant et susceptible de libérer le fer pour précipiter le phosphore, sont utilisés comme substrat pour l'épuration des eaux usées. Les avantages de cette méthode sont qu'elle ne génère pas de boues chimiques à traiter en plus d'être moins coûteuse et finalement les matériaux utilisés sont facilement accessibles.

L'objectif principal de ce travail est de développer un filtre à sable à alimentation intermittente garnis de matériaux endogènes pour l'élimination des orthophosphates des eaux usées. De façon spécifique, il sera question d'étudier l'influence du type de massif filtrant, de sa granulométrie et la durée du traitement sur l'élimination des orthophosphates des eaux usées.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Un filtre pilote à alimentation intermittente (figure 1 et 2) a été conçu et utilisé dans cette étude. Le support des filtres est en PVC (110 mm de diamètre et 800 mm de long). Ce dispositif se composait de trois compartiments filtrants montés en série numérotés de C1 à C3. Chaque compartiment est constitué d'une colonne filtrante et d'une colonne de sédimentation. La colonne filtrante est garnie du bas vers le haut de 15 cm de gravier recouvert par un géotextile, puis de 50 cm de matériaux (granite, schiste, cuirasse ou sable de lagune) constituant le massif filtrant. Le montage a été fait de sorte que la granulométrie du massif filtrant diminue du premier compartiment au troisième. Trois (3) types de filtre à sable montés en série à alimentation intermittente ont été réalisés.

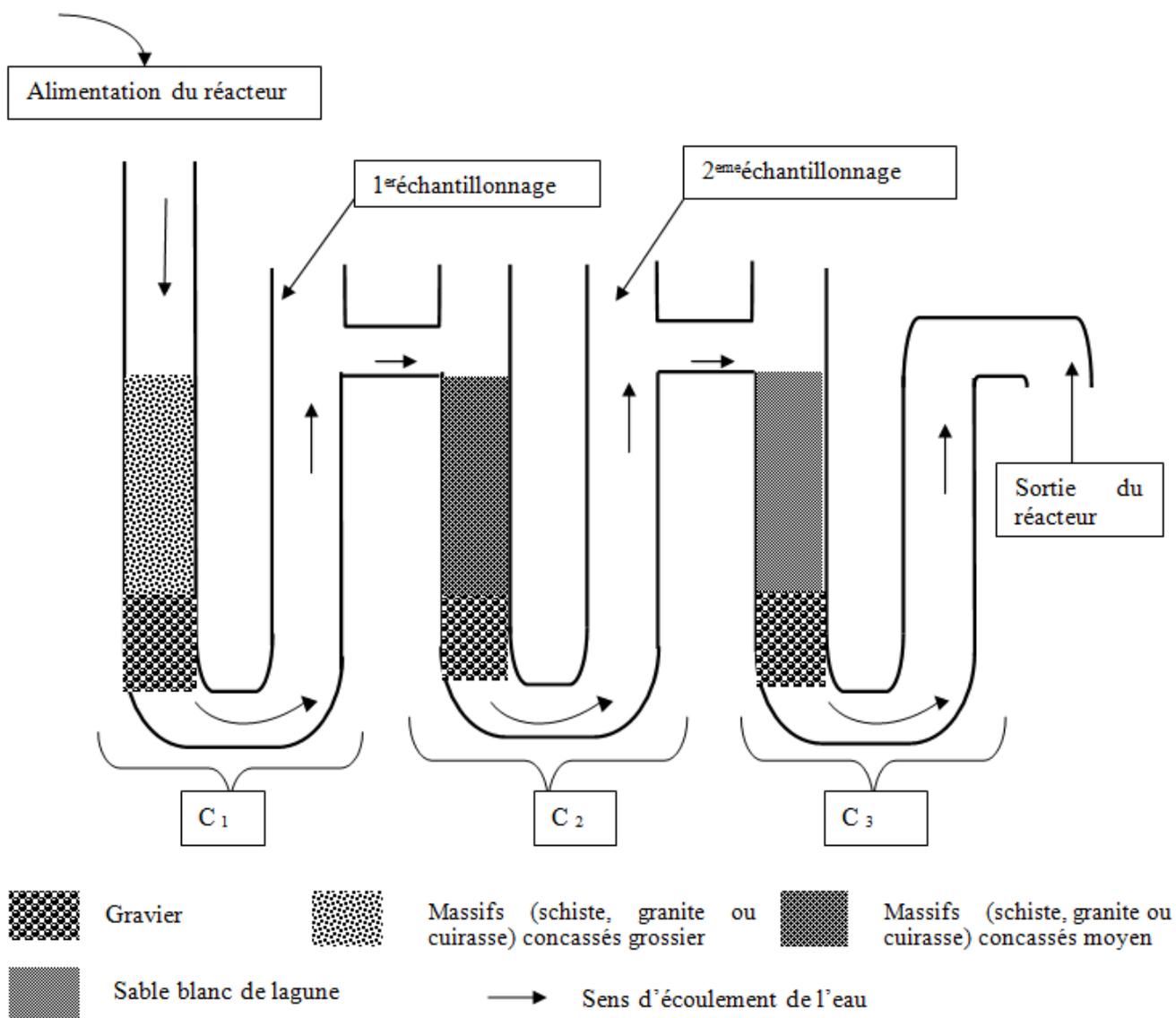


Figure 1: configuration du réacteur; C1 = compartiment 1; C2 = Compartiment 2; C3 = Compartiment 3

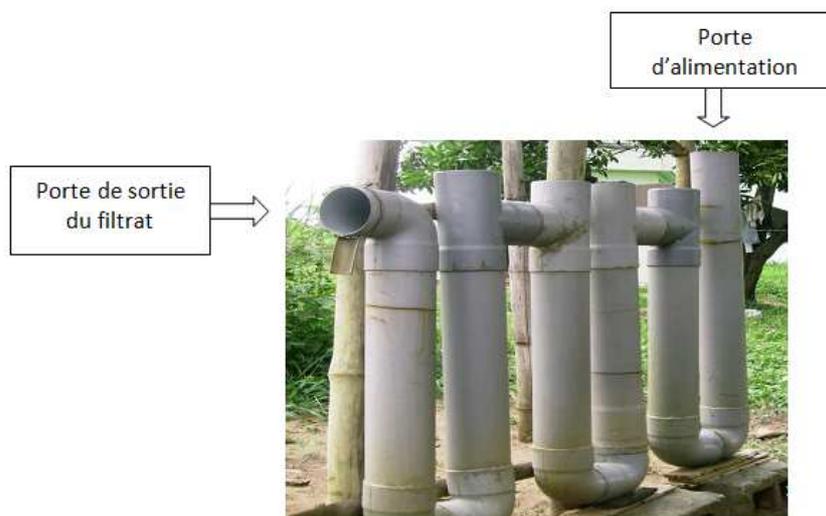


Figure 2: Photographie du réacteur expérimental

2.2 PRÉPARATION DES MASSIFS FILTRANTS

Les schistes et les cuirasses ont été concassés à l'aide d'un marteau pour obtenir deux types de granulométrie après tamisage avec des tamis de mailles 5mm et 1mm. Les granites qui étaient déjà concassés provenaient de la carrière de granite de la S.I.S.A.G. Les deux colonnes filtrantes des deux premiers compartiments (C1 et C2) des filtres ont été garnies simultanément par l'un des matériaux endogènes suivant : granite, schiste ou cuirasse, et le dernier compartiment C3 a toujours été garni par du sable de lagune. Ces matériaux sont capables de relarguer du fer.

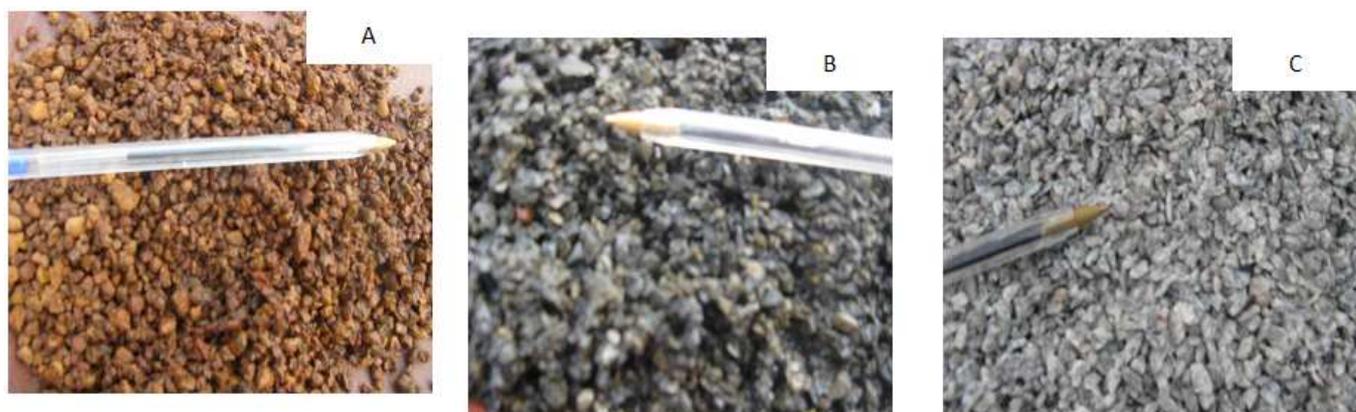


Figure 3: Echantillon de roche concassée: Cuirasse (A); Schiste (B) et Granite (C)

2.3 ECHANTILLONNAGE ET ANALYSES

Des échantillons d'eaux usées d'alimentation et de filtrats des lits ont été prélevés deux fois par semaine. Un multi-paramètre Consort C830 a permis de déterminer le pH des eaux par la méthode AFNOR T90- 008. L'orthophosphate (PO_4^{3-}) a été déterminé selon la méthode colorimétrique avec formation de complexe phosphomolybdique AFNOR T90-023.

2.4 ETUDE HYDRODYNAMIQUE

L'étude hydrodynamique permet de vérifier la porosité et de caractériser le modèle de circulation de l'eau dans le massif filtrant. Elle consiste à appliquer de l'eau sur le lit de filtration à travers un réseau de distribution et de tracer à la sortie du système, la courbe de volume cumulé d'eau restituée. L'écoulement de l'eau dans le milieu poreux non saturé est régi par la vitesse de Darcy. Cette vitesse est fonction de la porosité du matériau filtrant.

2.5 CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

La formule empirique de [15] a été utilisée pour calculer la conductivité hydraulique :

$$K = 10^4 (TE)^2 (m.s^{-1})$$

Avec :

TE : représente la taille effective (d_{10}), correspond à l'ouverture de maille théorique à travers laquelle passe 10 % des particules.

2.6 DEBIT DE RESTITUTION

Le débit de restitution est calculé en faisant le quotient du volume d'eau appliqué par le temps d'infiltration correspondant selon la relation (1) :

$$D (mL.min^{-1}) = \frac{V_f - V_i}{\Delta t}$$

Avec

D : Débit de restitution

Vf = Volume du filtrat recueilli (mL)

Vi = Volume initial (Eau brute en mL)

Δt = Temps d'infiltration

2.7 POURCENTAGE DE COLMATAGE

Le débit d'infiltration de l'eau dans les réacteurs déterminé au démarrage des essais de traitement (débit d'infiltration initial) et celui obtenu après chaque application d'ERU (débit d'infiltration instantané) ont permis de calculer le pourcentage de colmatage des réacteurs selon la relation suivante

$$PC = \frac{V_{av} - V_{ap}}{V_{av}} \times 100$$

Avec :

Vav = Volume avant traitement

Vap = Volume après traitement

2.8 RENDEMENT ÉPURATOIRE

Les rendements épuratoires des paramètres chimiques sont calculés par les relations suivantes :

$$R(C1) = \frac{XERU - X1}{XERU} \times 100$$

$$R(C2) = \frac{X1 - X2}{X1} \times 100$$

$$R(C3) = \frac{X2 - X3}{X2} \times 100$$

Avec :

XERU = Concentration du paramètre considéré dans l'ERU appliquée,

X1 = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat du compartiment C1,

X2 = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat du compartiment C2,

X3 = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat du compartiment C3

3 RÉSULTATS

3.1 FONCTIONNEMENT HYDRAULIQUE DES RÉACTEURS

La caractérisation de l'hydraulique des filtres (figure 4) a permis de constater que l'écoulement de l'eau se fait suivant trois phases: latence, rapide et stationnaire. Les durées des phases de latences des filtres garnis de cuirasse (FGC), de granite (FGG) et de schiste (FGS) sont respectivement de 2, 4 et 17 min (tableau 1). Celles-ci passent respectivement à 60, 25 et 22 min après 60 jours de traitement des eaux usées. Ces phases de latence sont plus élevées pour les filtres garnis de schiste, suivi de celui garni de granite.

Quant à la conductivité hydraulique des massifs filtrant, les résultats ont montrés que Les massifs grossiers (Sch₁, Cur₁ et Gr₁) ont les conductivités hydrauliques les plus élevées. En effet, leurs perméabilités varient entre 40 et 90.10⁻³ m.s⁻¹. Le Cur₁ est le massif le plus perméable (90.10⁻³ m.s⁻¹). Les conductivités des massifs moins grossiers (Sch₂, Cur₂ et Gr₂) varient entre 0,9 et 3,6.10⁻³ m.s⁻¹. Enfin le sable de lagune est le massif le moins poreux avec une conductivité hydraulique correspondant à 0,4.10⁻³ m.s⁻¹.

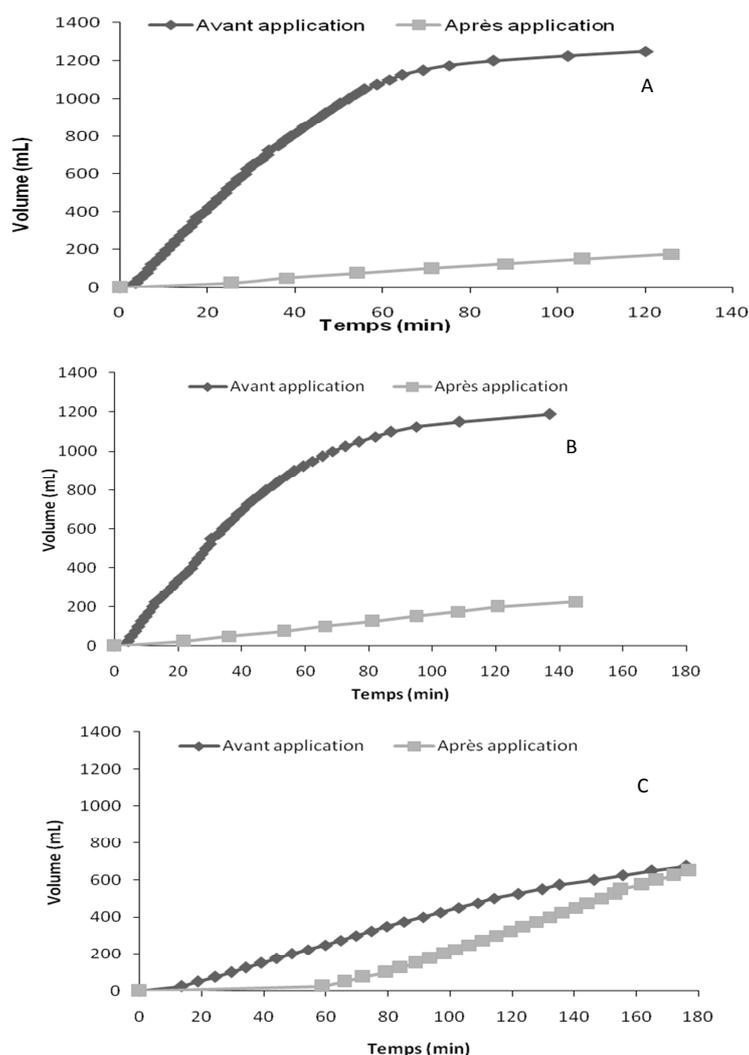


Figure 4: Volume cumulé d'eau avant et après traitement d'eau usée domestiques à la sortie du filtre garni de ; granite concassé (B) et de schiste concassé (C).

Quant aux débits d'infiltration (tableau 2), ils sont de 4,54, 17,45 et 20 mL min⁻¹ avant traitement des eaux usées et passent à 3,41, 1,77 et 1,67 mL min⁻¹ après deux mois de traitement d'eau usée respectivement pour les filtres garnis de schiste, granite et cuirasse.

Tableau 1: Durée des temps de latence avant et après 60 jours de traitement d'eaux usées

| | Durée temps de latence avant traitement eau usée (min) | Durée temps de latence après 60 jours de traitement des eaux usées (min) |
|----------|--|--|
| Schiste | 17 | 60 |
| Cuirasse | 2 | 25 |
| Granite | 4 | 22 |

Tableau 2: Débit d'infiltration avant et après 60 jours de traitement d'eaux usées dans les filtres garnis avec du schiste, granite et cuirasse

| | Débit d'infiltration avant traitement (mL/min) | Débit d'infiltration après 60 jours de traitement (mL/min) | Taux de colmatage (%) |
|-----------------|--|--|-----------------------|
| Schiste | 4,54 | 3,41 | 71,4 |
| Granite | 17,45 | 1,77 | 88 |
| Cuirasse | 20 | 1,67 | 90,7 |

3.2 INFLUENCE DU MASSIF FILTRANT ET DE LEUR GRANULOMETRIE SUR L'ELIMINATION DES ORTHOPHOSPHATES

Les massifs filtrant utilisés dans cette étude sont les schistes, cuirasse et granite. La figure 5 montre le profil d'enlèvement des orthophosphates (PO_4^{3-}) en fonction du type de massif filtrant et de leur granulométrie. Ce sont, les filtres garnis de cuirasse concassé (FGC) et de schiste concassé (FGS) qui présentent les meilleurs rendements d'élimination de PO_4^{3-} . Il n'y a presque pas d'enlèvement de PO_4^{3-} dans le filtre garni de granite. En effet, le ratio passe de 1 à 0.8. A partir du 8^{ième} jour le ratio augmente jusqu'à 1, ce qui traduit qu'il n'y a plus d'élimination du phosphore.

Par ailleurs, On note que la granulométrie des massifs filtrant influence la réactivité et les mécanismes réactionnels. Cette étude a montré que le rendement d'élimination des polluants par les filtres augmentait avec la diminution de la granulométrie du massif filtrant (de C1 à C2.). Les valeurs des ratios varient entre 0.6 et 0.06. Ce qui signifie qu'il ya une diminution de la concentration des orthophosphates. Cependant, il n'y avait presque pas de diminution des PO_4^{3-} dans les premiers compartiments garnis de massif grossier des trois filtres. En effet, A la sortie du premier compartiment de chaque réacteur, le taux d'enlèvement en PO_4^{3-} est faible (ratio proche de 1).

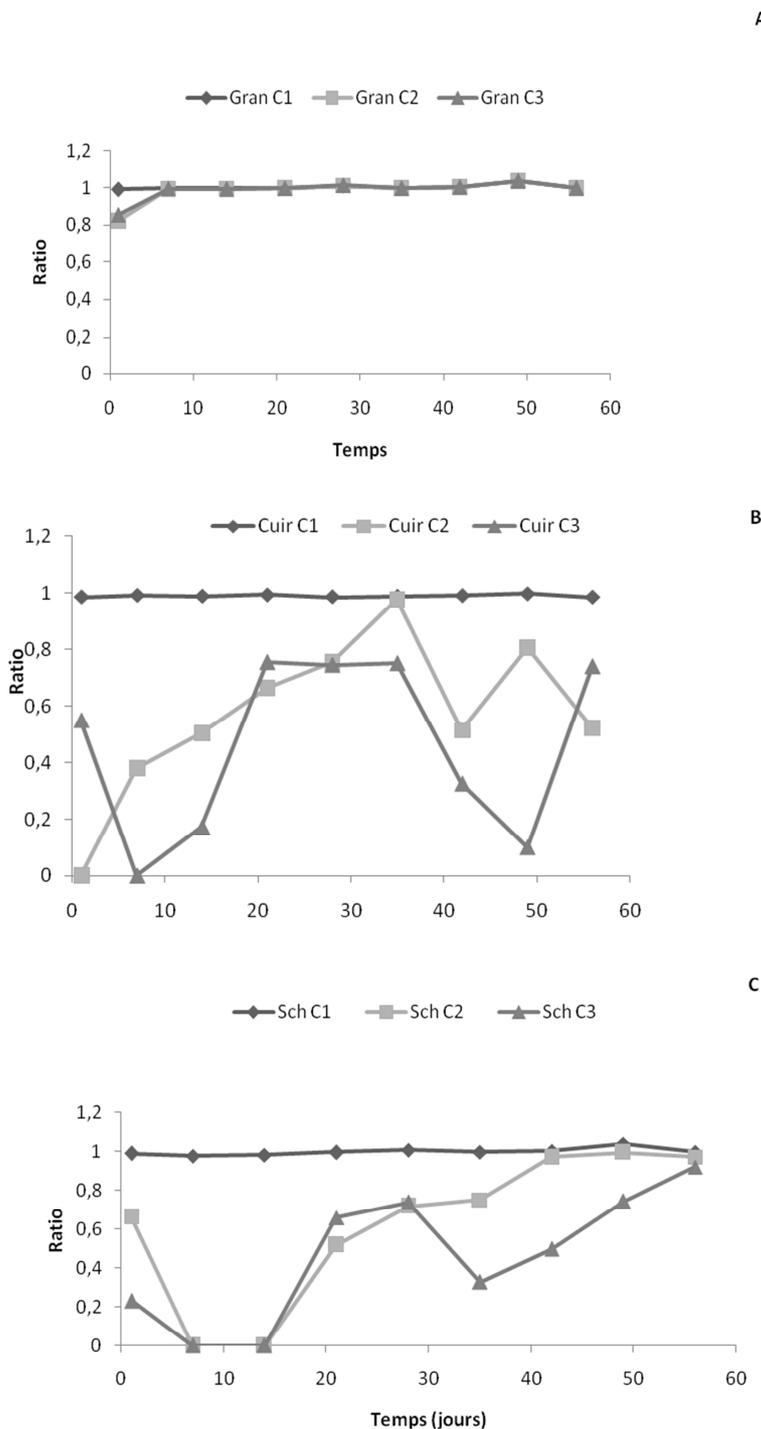


Figure 5: Variation de la concentration en orthophosphate dans les différents filtres en fonction du temps ; filtre garnis de granite : FGG (A), filtre garni de cuirasse : FGC (B) et filtre garni de schiste : FGS (C).

3.3 RENDEMENT EPURATOIRE DES FILTRES DANS LA DUREE

La figure 6 présente le rendement des filtres en fonction du temps. Les rendements des différents réacteurs varient entre 0 et 100 %. Le FGS et le FGC présentent des rendements élevés (75 %-100 %) mais à des périodes différentes. Ces périodes sont comprises entre le premier et le quinzième jour d'application pour le FGS et entre le huitième et le quinzième jour pour le FGC. Après 22 jours d'application, les rendements de ces deux filtres chutent entre 30 et 20 %. Cependant, la suite de

l'essai présente 50% d'enlèvement au trente sixième jour pour le FGS et plus de 85% pour le FGC à sept jours de la fin des expériences. Le FGG a les plus faibles taux d'enlèvement avec un rendement maximum de 7% lors de la première semaine. A la suite de cette valeur maximale du FGG, il n'y a plus d'épuration et dans certains cas des valeurs négatives sont atteintes.

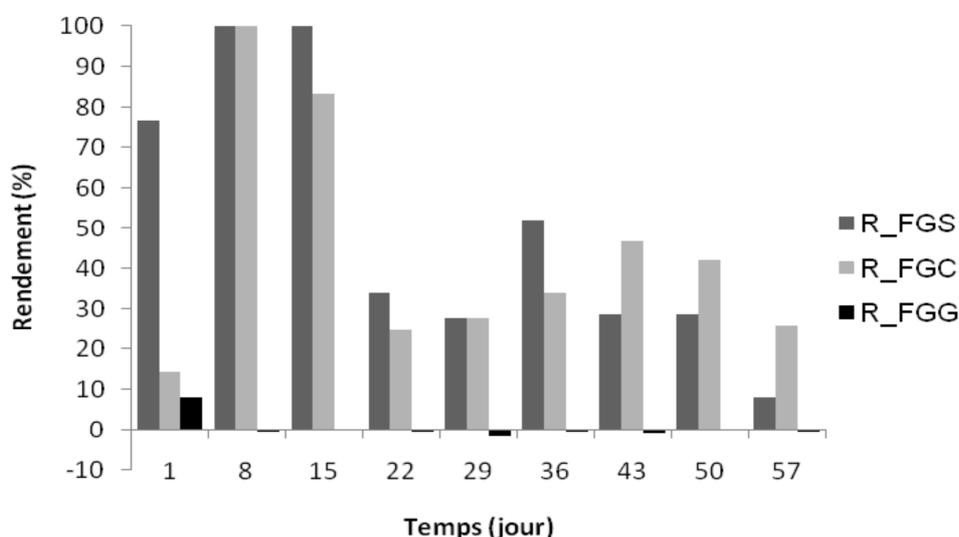


Figure 6: Rendement épuratoire de PO_4^{3-} par les filtres équipés de schiste (R_FGS), cuirasse (R_FGC) et granite (R_FGG) concassés

4 DISCUSSION

La variation des temps de latence dans les filtres pourrait s'expliquer par la conductivité hydraulique des massifs filtrants. Ces phases de latence sont plus élevées pour les filtres garnis de schiste, suivi de celui garni de granite. Le long temps de latence observé dans ce filtre pourrait s'expliquer par la faible perméabilité et conductivité hydraulique des schistes selon [16] et [17]. Ces auteurs expliquent cette situation par l'aspect plastique des schistes. En effet, l'augmentation de la plasticité d'un matériau contribue à la réduction de sa perméabilité et sa conductivité hydraulique. Après deux mois de traitement des eaux usées, l'augmentation des temps de latence pourrait s'expliquer par le colmatage des filtres. En effet, les eaux usées sont très chargées car comportant selon [18] des matières minérales et organiques en solution, en suspension ou sous forme colloïdale. Lors de la filtration, les grosses particules sont en surface tandis que les particules plus petites pénètrent dans le filtre avant d'être arrêtées [19]. Des activités biologiques se produisent alors dans ces différentes couches entraînant ainsi la formation du biofilm. Par ailleurs, le temps de séjour de l'effluent dans le massif filtrant est long du fait de sa forte charge. Par conséquent, plus ce temps est long, plus l'activité bactérienne y est intense. En revanche, le biofilm s'y développe en occupant progressivement l'espace poral. Ce phénomène confirme donc sa contribution dans la réduction de la perméabilité au niveau du massif filtrant. D'où la diminution du débit d'infiltration (Tableau 2) après les deux mois de traitement [20], [21], [22], [23].

De plus l'hydrolyse de certains massifs (schiste et cuirasse) et la précipitation de certains sels contribuent à l'amplification du phénomène de colmatage des filtres. Cette diminution est plus marquée dans les filtres garnis de cuirasse avec un taux de colmatage de 90,7%. Cette différence de variation s'expliquerait par la nature de cette roche. En effet, selon [24], la cuirasse est tendre à l'état frais donc peut aisément être réduite en petit fragment, en poudre et en poussière. Ce processus accélère ainsi le phénomène de colmatage.

Concernant l'élimination des orthophosphates, l'inefficacité du filtre garnis de granite s'expliquerait par la cohésion des minéraux contenus dans le granite qui ne permet pas la libération de fer (III) (Fe^{3+}) qu'il renferme pour participer à des réactions de précipitation. Pourtant, [25] ont mis en évidence l'effet majoritaire du fer sur l'élimination du phosphore. Les résultats obtenus dans ce travail sont en accord avec ce qui a été précédemment reporté dans la littérature et confirme que l'ajout de calcaire ou de gravier siliceux ne permet pas d'augmenter les performances d'élimination en phosphore [26, [27].

En revanche, les bons rendements d'élimination obtenus avec les filtres garnis de schiste et de cuirasse s'expliqueraient par la capacité de ces roches (leurs principaux constituants) à relarguer le Fe^{3+} qui va réagir avec les PO_4^{3-} des eaux usées. En effet, les cuirasses et les schistes qui ont une porosité primaire élevée sont capables de se laisser traverser par l'eau qui va

dissocier les oxydes de fer sous forme d'ion Fe^{3+} et Fe^{2+} et d'aluminium en solution sous forme de Al^{3+} . Or Le phosphore est un élément sorbant qui a tendance à se fixer sur les silicates, ainsi que sur les hydroxydes d'aluminium et de fer. Alors par échange de ligand, le phosphore réactif qui est l'orthophosphate peut se lier à ces métaux et se fixer dans le sol pour former un composé complexe stable ou un précipité insoluble de phosphate ($Fe(OOH)-P$) lorsque l'eau est bien oxygénée [28], [29]). De plus, le fait que ces roches disposent d'une macroporosité trois fois plus élevée que le gravier [30], elles peuvent aisément être réduite en petit fragment, en poudre et en argile suite à leur hydrolyse ; ce qui va conduire à une faible perméabilité donc à un temps de séjour hydraulique (HRT) prolongé des eaux usées dans ces filtres. Cette situation va accroître la population microbienne en surface [31] et favoriser plus la réalisation des mécanismes physico-chimiques de séparation des orthophosphates (adsorption, tamisage, sédimentation) dans lesdits massifs [32]; [23]). D'où une élimination importante des orthophosphates des eaux usées. Ces résultats sont similaires à ceux de [33] qui ont montré que plus de 95% de phosphore est retenue par filtration au niveau de la couche de matières accumulées présente en surface des dix premiers centimètres du filtre.

Les bons rendements d'enlèvement obtenus avec les filtres garnis de massif moyen et fin s'expliqueraient par sa nature. En effet, si la matrice filtrante est fine, cela traduit que les particules de cette matrice forment une couche poreuse très fine, dont la surface totale de pores est très grande. Ce qui facilite l'adsorption des impuretés par cette couche entraînant une rétention des orthophosphates à la surface de la matrice. Plus la matrice est fine, plus le temps de rétention de l'effluent dans cette matrice est suffisamment long et donc les micro-organismes ont suffisamment le temps pour former un biofilm sur lequel vont se fixer les orthophosphates, ce qui entraîne leur diminution dans le milieu [19]. Cette remarque a été également faite par [34] qui ont expliqué ce résultat par l'existence des pores de petits diamètres dans ces massifs qui permettent la rétention d'un maximum de polluants particuliers [35]. Selon [30] une fine granulométrie impliquera une surface d'échange plus élevée. Par contre, dans les premiers compartiments garnis de massifs grossiers des trois filtres, les eaux s'écoulent rapidement, ce qui réduit le temps de contact nécessaire aux réactions physico-chimiques d'adsorption ou de précipitation de s'y dérouler.

En considérant le rendement épuratoire des filtres après un long temps d'application, on note une diminution du rendement dans le temps. Cette diminution pourrait s'expliquer d'une part par la saturation des sites d'adsorption et d'autre part par la diminution de l'oxygène dans le milieu. Concernant la saturation, l'occupation des sites de fixation par les acides organique, libéré par la matière organique réduit la tendance du phosphore à se fixer sur l'aluminium et le fer (III) [36]. Ce qui favorise la mise en solution du phosphore. D'après [37], bien que le sol ait une forte capacité à retenir les ions phosphates, les apports massifs d'eau usées contenant des déjections animales saturent les sites réactionnels du sol vis-à-vis des ions phosphates non seulement par l'ajout de phosphate, mais aussi en réduisant les propriétés initiales de fixation par enrobage et agrégation des particules de terres.

Par ailleurs, l'hydrolyse de certaines roches telles que les schistes et les cuirasses arrache certaines particules qui réduisent la perméabilité des filtres. Alors les matières en suspension apportées lors de l'application des eaux usées ne pouvant pas traverser le filtre, vont se déposer en surface. Plus ce temps d'application est long, plus l'activité bactérienne y est intense et par conséquent le biofilm s'y développe en occupant progressivement l'espace poral ce qui rend le fond du filtre anoxique. Or selon [38] et [39] les sels de fer peuvent relâcher le phosphore en condition d'anaérobiose. Ce dernier auteur affirme également que lorsque la couche de matière organique devient trop épaisse, l'interaction entre le phosphore et le sol diminue, ce qui réduit le captage du phosphore.

Le faible rendement du phosphore pourrait également s'expliquer par le lessivage des massifs qui entraîne une libération insuffisante de fer. La perte de l'efficacité du FGS après les six premières semaines en faveur du FGC indiquerait que le lessivage des fractions hydrolysables est plus important dans les schistes que dans les cuirasses. En effet, les schistes en présence d'eau deviennent friables et de nombreux feuilletés se détachent pour se transformer en argile très plastique ou gonflante. En gonflant, ces argiles exercent une pression mécanique supplémentaire sur la structure de la roche pouvant engendrer une fissuration plus ou moins importante qui constitue le vecteur privilégié de l'altération. Cette altération est le résultat d'une réaction chimique avec les oxydes d'aluminium et de fer; ce qui expliquerait d'ailleurs le rendement de 70 % d'élimination du phosphore dès la première semaine de traitement. Par contre, après un long temps de lessivage, cette transformation va entraîner un dépôt de fragment et d'argile dans les pores du massif filtrant. Ce dépôt va réduire la perméabilité du filtre et par conséquent, la formation d'une épaisse couche bactérienne qui occupe progressivement les pores du filtre. Dans ce cas, la circulation de l'eau est réduite et cela entraîne une saturation rapide de la solution et donc l'arrêt des réactions chimiques par manque d'oxygène [40]. Cette saturation pourrait provoquer une réduction de fraction de roche hydrolysable susceptible de libérer des ions Fe^{2+} ou Fe^{3+} impliqué dans la précipitation de PO_4^{3-} . D'où la perte de l'efficacité d'élimination du phosphore dans les filtre garnis de schiste en faveur de la cuirasse. Quant à la cuirasse, elle présente une double perméabilité alvéolaire, due à sa structure, et de fracture, due à son démantèlement qui favorise

l'infiltration rapide de l'eau. Dans le cas où l'eau circule rapidement, son action sur la roche sera limitée car la solution formée suite aux réactions sera rapidement diluée [40]. Ce qui explique une faible présence d'oxyde de fer et d'aluminium. D'où le faible rendement d'élimination avant les six premières semaines par les filtres garnis de cuirasse. Mais, lorsque le lessivage est intense, on observe une libération importante des oxydes de fer et d'aluminium qui vont s'accumuler au fond du filtre pour permettre la précipitation du phosphore.

5 CONCLUSION

L'étude a permis de développer un système de filtre à sable à alimentation intermittente garnis de matériaux endogènes qui élimine efficacement les orthophosphates des eaux usées du district d'Abidjan. L'étude hydraulique des filtres a montré un débit moyen d'infiltration des eaux usées plus élevé dans les filtres garnis de cuirasse et de granite par rapport au filtre garnis de schiste. Malgré la forte charge polluante des eaux usées appliquées, le fonctionnement hydraulique des filtres est assuré pendant deux mois avant d'être colmaté en surface. Quant au rendement d'élimination du phosphore, l'étude de l'influence du type de massif filtrant et de sa granulométrie a montré un bon rendement d'élimination dans les filtres garnis de schiste et de cuirasse concassé par rapport à celui garnis de granite concassé. Concernant la granulométrie des matériaux, on note que ce sont les matrices filtrantes moyennes et fines (compartiment C2 et C3) qui donnent les meilleurs rendements d'élimination des orthophosphates. Au regard des résultats obtenus, les filtres garnis de schiste et de cuirasse à granulométrie moyenne (Compartiment C2) fonctionnant pendant deux mois peut contribuer énormément à la réduction des orthophosphates des eaux usées.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les chercheurs des laboratoires LEBA et LGE de l'UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université d'Abobo-Adjamé en Côte d'Ivoire pour leur contribution à la réalisation de ce travail.

RÉFÉRENCES

- [1] Vhevha, I., Ndamba, J., Mtewas, S. Changes in river water quality with increasing distance from site of wastewater use. *Sustainable Use of Water Resources*. 9 p, 2000.
- [2] P. A. G. M. Scheren, C. Kroeze, F. J. J. G. Janssen, L. Horgijk, K. J. Ptasiński Integrated water pollution assessment of Ebirié lagoon, Ivory Coast, West Africa. *Journal of Marine. System*. Vol.44, pp. 1-17, 2004.
- [3] T. N. McPherson,, S. J. Burian, , H. J. Turin, , M. K. Stenstrom, I. H. Suffet, Comparisons of the pollutant loads in dry and wet weather runoff in a Southern California urban watershed. *Water Sciences and Technology*, vol.45 no. 9, pp 255–261, 2002.
- [4] C. Trépanier, S. Parent, Y. Comeau, J. Bouvrette,. Phosphorus budget as a water quality management tool for closed aquatic mesocosms. *Water Research* vol.36, 1007–1017, 2002.
- [5] D. Häfliger, P. Hübner, J. Lüthy. Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water. *International Journal of Food Microbiology*. 54, 123-126, 2000.
- [6] R. Carr Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission. *Water quality: Guidelines standards and health*. WHO. Ed. Frewtrell L. and Bartram J., London. 89-113, 2001.
- [7] WHO, Guidelines for safe recreational water environments. *Vol.1, Coastal and freshwaters*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2003.
- [8] Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Guide de référence en fertilisation 2eme édition, Québec, Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec, 473p, 2010.
- [9] I. Beaudin, M. Giroux, A. Michaud, P. Beaudet, Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole. Fiche technique n°2. Québec, centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 11p, 2008.
- [10] M. Maurer, M. Boller, Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plant with enhanced biological phosphorus removal. 4th Kollekolle seminar on activated sludge modeling; Denmark, 1998.
- [11] Y. Comeau et F. Ardelean Déphosphatation des boues de la pisciculture des Alleghany à saint Damien-De-Buckland par chaulage. *Société de Recherche et de Développement en Aquaculture Continentale (SORDAC)* 82 p, 2006.
- [12] N. Jardin, H. J. Pöpel, Behaviour of waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal during sludge treatment. *Water Environment Research*. Vol. 68 no 6, pp. 965-973, 1996.
- [13] A-E. Stricker, A. Héduit, Phosphore des eaux usées Etat des lieux et perspectives. Rapport final, Cemagref, 54p, 2010.
- [14] M. R. Patil, P. D. Raut Removal of phosphorus from sewage effluent by adsorption on Laterite. *International journal of Engineering Research and technology*, vol. 2 no9, pp. 551-559, 2013.

- [15] A. Hazen, some physical properties of sands and gravels. Mass. State Board of Health, 24th Ann. Report., pp539-556, 1892.
- [16] G. B., Sowers, G. F. Sowers,. Introductory soil mechanics and foundations. Macmillan, New York. p. 556, 1970.
- [17] L. B. Underwood, Classification and identification of shales. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division*, ASCE, vol. 93 no 11, pp. 97-116, 1967.
- [18] G. Petitpierre, - Valorisation des déchets d'huilerie ; Rapport final et évaluation économique – contact d'étude N°4/ET/IMPRA/ Mon. N°comptable 5604.16Cabinet DUSHER et PATNERS CONSULTANT (DPC) à Luxembourg, 1984.
- [19] Desjardin R. - Le traitement des eaux. Edition de l'école polytechnique de Montréal. Deuxième édition revue, ISBN. 304p, 1997.
- [20] R. W., Field D. Wu, J. A. Howell, B. B. Gupta), Critical flux concept for microfiltration fouling. *Journal of Membrane Sciences*, vol. 100, pp. 259-272, 1995.
- [21] K. H. Choo, C. H. Lee (1998) Hydrodynamic behavior of anaerobic biosolids during cross flow filtration in the membrane anaerobic bioreactor. *Water Research* vol. 32, pp. 3387-3397.
- [22] R. S. Wotton, Water purification using sand. *Hydrobiologia*. Vol. 469, pp193-201, 2002.
- [23] L. Coulibaly, B. A. Ama, I. Savané, Y. Bado Un filtre à sable perforé à alimentation intermittente pour l'épuration des effluents d'huilerie de Palme: Cas de l'unité industrielle de Toumanguié, Côte d'Ivoire. *European Journal of Scientific Research* Vol. 20 no2, pp. 226-238, 2008.
- [24] R. P. Bourmana, C.D. Ollier, «A critique of the Schell mann definition and classification of 'laterite'», *Catena* vol. pp. 47 117– 131, Elsevier, 2002.
- [25] C. Pratt, A. Shilton. Active slag filters - simple and sustainable phosphorus removal from wastewater using steel industry byproduct. *Water Sciences and Technology*, vol. 62no8, pp. 1713-1718, 2010.
- [26] M. J. Baker, D. W. Blowes, C. J. Ptacek, Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater disposal systems. *Environment Sciences and Technology*, vol. 32, no 15, pp. 2308-2316, 1998.
- [27] A. Drizo, C. Forget, R. P. Chapuis, Y. Comeau, Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. *Water Research*, vol. 40 no 8, pp. 1547-1554, 2006.
- [28] D. Zak, J. Gelbrecht, Phosphorus retention at the redox interface of peat lands adjacent to surface waters. *Wasser& Boden*. Vol. 54, pp. 71–76, 2002.
- [29] H. Yamada, M. Kayama, K. Saitu, M. Hara A fundamental research on phosphate removal by using slag. *Water Research*, vol. 20 no 5, pp. 547-557, 1986.
- [30] Prigent S. Optimisation du traitement de l'azote et du phosphore des eaux usées domestiques adapté aux filtres plantés de roseaux. Mémoire de Doctorat, Université Nantes Angers, 230p, 2013.
- [31] A. Heistad, A. M. Paruch, L. Vrâle, K. Ádám, P. D. Jenssen, A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 28(4), pp. 374-379, 2006.
- [32] Martinelli I. Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain vers une approche globale et pluridisciplinaire Thèse de Doctorat en conception en bâtiment et techniques urbaines, Institut National des Sciences Appliquées, Lyon, France, 207 p, 1999.
- [33] J. T. A. Verhoeven, Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany*, vol. 25, pp. 117-37, (1986).
- [34] E. A. Van Os, F. J. Van Kuik, W. T. Runia, J. Buuren Prospects of slow sand filtration to eliminate pathogens from recirculating nutrient solutions. *Actaorticulturae*, vol. 458, pp. 377-382, 1998).
- [35] D. I. Rubenstein, M. A. R. Kohel, The mechanisms of filter feeding: some theoretical considerations. *American Naturalist* vol. 111, pp. 981-994, 1977.
- [36] J. B. Sarr, M. Giroux, A. R. Michaud, P. Arousseau, Comparaison des diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans les sols de Bretagne (France) à des fins agroenvironnementales. *Agrosolution*, vol. 18 n° 1, pp. 4-11, (2007)
- [37] Cachot C., Martinez J., Morel C., Elsass F., Robert M., évolution pluriannuelle 1991-99) sur 60 cm de profondeur du transfert des ions p entre le sol et la solution après apports de lisier. marcel, 28p, 2000.
- [38] J. W. H. Patrick, R. A. Khalid. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effects of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, 186: 119_126, 1974.
- [39] S. Lareau, La dynamique du phosphore dans les étangs en terre - un scénario plausible, *L'Aquicole*, vol. 15 n° 2, 5p. (2010).
- [40] Bell F.G. - Engineering in Rock Masses. Butterworth Heinman, Oxford, 580p, 1992.